



Relevamiento de Especies Exóticas Acuáticas Incrustantes en la Bahía de Montevideo

Ana Laura Machado Gaye

Tesina de grado. Licenciatura en Ciencias Biológicas, profundización en Ecología

Tutor: MSc. Ernesto Brugnoli
Co-Tutor: MSc. Marcel Rodríguez

Oceanografía y Ecología Marina
Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias
Montevideo
2016

RESUMEN

Uno de los principales problemas que presentan los ecosistemas acuáticos es la introducción de especies exóticas, las cuales generan pérdida de biodiversidad, modificación del hábitat, cambios en las redes tróficas e impactos económicos y sociales. Los ambientes estuarinos y zonas costeras son susceptibles a la introducción de especies exóticas acuáticas (EEA), debido al desarrollo de actividades humanas asociadas a la transferencia de estos organismos como la navegación. Se realizó un relevamiento de especies de invertebrados acuáticos exóticos, focalizándose en organismos epibentónicos incrustantes, analizando los patrones de asentamiento de las especies exóticas dominantes. El trabajo se desarrolló durante 2014-2015 en la Bahía de Montevideo (BM), considerada como susceptible al ingreso de estos organismos, debido a la presencia del puerto de Montevideo (PM), así como al incremento de infraestructuras costeras y flujos de navegación. Para la colecta de organismos se realizaron raspados en sustratos naturales y artificiales, y se instalaron 5 paneles metálicos de incrustación en dos zonas de la BM durante 210 días, realizando visitas periódicas. Los organismos colectados se identificaron hasta el máximo nivel taxonómico posible; se determinaron las abundancias de las EEA asentadas en los paneles de incrustación y se analizó su relación con variables ambientales (temperatura, salinidad). Se identificaron un total de 14 taxa de invertebrados, correspondientes a siete clases, pertenecientes a los Phylum Bryozoa, Annelida, Arthropoda y Mollusca. Se clasificaron según su estatus en 11 especies nativas, una especie exótica, una especie exótica invasora y una criptogénica. Las especies más frecuentes fueron *Ficopomatus enigmaticus*, *Amphibalanus improvisus* y *Alitta succinea*. *F. enigmaticus* presentó un asentamiento diferencial en los dos sitios de muestreo, el cual podría ser explicado por las características ambientales de cada sitio (salinidad, energía del ambiente, contenido de nutrientes). Por otro lado, las máximas abundancias de *A. improvisus* se registraron en un rango de temperatura de 14-19 °C en ambos sitios. La Bahía de Montevideo es una zona susceptible al establecimiento de EEA, por lo que se considera relevante profundizar en los estudios que permitan prevenir el ingreso, la detección temprana y erradicación de nuevos organismos exóticos así como mitigar y controlar las EEI establecidas en el ambiente.

AGRADECIMIENTOS

A CSIC-PAIE por el financiamiento.

A la Administración Nacional de Puertos, Lic. Ricardo Vallejo.

A Marcel Winicki y Mirto Badani por las gestiones logísticas para los muestreos en Central Batlle (UTE).

Al Teniente de Navío Aramis Torres y Alférez de Navío Agustín Paolino de la Escuela de Especialidades de la Armada.

Al Grupo de Buceo de la Armada por las gestiones logísticas y colaboración en los muestreos.

A Ernesto, por su infinita paciencia y dedicación para que esto saliera. Gracias por este camino de aprendizaje y crecimiento tanto académico como personal.

A Marcel, por la paciencia y dedicación para ayudarme en las horas de lupa e identificación, y por sus valiosos aportes a este trabajo.

A Gustavo Saona por la invaluable ayuda para los análisis estadísticos.

A Pablo Muniz y Ana Verdi.

A todo el laboratorio del piso 10 por estar siempre dispuestos a ayudarme y soportar a los bichitos...

A los compañeros y amigos que me llevo de todos estos años compartidos, y a mis amigas de toda la vida.

A mis compañeros de trabajo Juan, Eduardo y Sergio.

En especial a mi familia, por el apoyo incondicional de siempre.

Y a Gastón, por siempre estar.

INDICE

Lista de Figuras 1

Lista de Tablas 2

Introducción..... 3

Material y Métodos 14

Resultados y Discusión 19

 1. Lista de especies..... 19

 2. Asentamiento de especies exóticas 31

Consideraciones finales 44

Bibliografía 47

Anexo I.....58

Lista de Figuras

Figura 1. Área de estudio indicando puntos de muestreo: Central Termoeléctrica “José Batlle y Ordóñez” (CB), Escuela de Especialidades de la Armada (EEA), Puerto de Montevideo (PM) y zona Oeste de BM (ZO).

Figura 2. Cuadrante 20x20 cm como área de referencia para técnica de raspado.

Figura 3. Diseño e imagen de los paneles de incrustación utilizados.

Figura 4. Temperatura (a) y Salinidad (b) media mensual ($\pm \sigma$) en la Bahía de Montevideo entre setiembre de 2014 y julio de 2015 registrada diariamente con un CTD (negro) y puntualmente en cada muestro (blanco: EEA; gris: CB).

Figura 5. Caudal medio mensual ($\pm \sigma$) del Río de la Plata entre setiembre de 2014 y mayo de 2015. La línea azul muestra el caudal promedio histórico del Río de la Plata.

Figura 6. Variación del Oxígeno disuelto para la zona de estudio a) Escuela de Especialidades de la Armada y b) Central Batlle.

Figura 7. Secuencia temporal de los sustratos extraídos en la Escuela de Especialidades de la Armada (EEA).

Figura 8. Secuencia temporal de los sustratos extraídos en Central Batlle (CB).

Figura 9. Diagrama de cajas de tasa de abundancia total entre sitios, EEA (1) y CB (2).

Figura 10. Abundancias de *Amphibalanus improvisus* durante el período de estudio a) Escuela de Especialidades de la Armada y b) Central Batlle; tasas de abundancia en cada sustrato en c) Escuela de Especialidades de la Armada y d) Central Batlle.

Figura 11. Abundancias de *Amphibalanus improvisus* y temperatura del agua durante el período de estudio a) Escuela de Especialidades de la Armada y b) Central Batlle.

Figura 12. Abundancias de *Ficopomatus enigmaticus* en función del tiempo en: a) Escuela de Especialidades de la Armada y b) Central Batlle; tasas de abundancia en cada sustrato en c) Escuela de Especialidades de la Armada y d) Central Batlle.

Figura 13. Abundancia de *Ficopomatus enigmaticus* y la temperatura en función del tiempo en: a) Escuela de Especialidades de la Armada y b) Central Batlle.

Lista de Tablas

Tabla 1. Lista de especies de invertebrados incrustantes y fauna asociada (*) identificadas durante el período de estudio en la Bahía de Montevideo.

Tabla 2. Lista de especies encontradas categorizadas según su estatus (E: exótica; EI: exótico invasor; C: criptogénica; N: nativa), distribución geográfica y origen.

Tabla 3. Lista de especies según sitio de aparición (PM: Puerto de Montevideo; CB: Central Batlle; EEA: Escuela de Especialidades de la Armada; ZO: Zona Oeste) técnica de muestreo (PI: Paneles de incrustación; R: Raspado) y naturaleza del sustrato. X: fauna incrustante; O: fauna acompañante.

Tabla 4. Lista de especies encontradas categorizadas según su frecuencia de aparición en los paneles de incrustación (CB: Central Batlle; EEA: Escuela de Especialidades de la Armada).

Tabla 5. Análisis de varianza entre las abundancias de *A. improvisus* y temperatura del agua.

INTRODUCCIÓN

Especies exóticas e invasoras acuáticas

La globalización y el incremento del comercio a través del mundo han facilitado el traspaso de barreras naturales existentes entre las especies y los ecosistemas, existiendo un traslado de organismos entre zonas muy lejanas (Hulme 2009; Karatayev *et al.* 2007). Actualmente, uno de los principales problemas que presentan los ecosistemas acuáticos es la introducción de especies exóticas, las cuales en determinados casos pueden desarrollarse como especies invasoras (de Poorter 1999).

Las especies exóticas son organismos no autóctonos que pueden estar libres o cautivos, fuera del sitio de dispersión natural y que presentan la capacidad de sobrevivir y reproducirse en el nuevo ambiente (Eno *et al.* 1997). Las especies invasoras son especies exóticas liberadas intencional o accidentalmente fuera de su área de distribución geográfica natural, que se propagan sin control, se sostienen por sí mismas y modifican la estructura y procesos de los ecosistemas invadidos (Wittenberg y Cock 2001; Van Ham *et al.* 2013). Las especies criptogénicas son aquellos organismos que no se puede demostrar si son nativos o introducidos. Son muy comunes las especies con esta última clasificación, existiendo el riesgo de subestimación de las especies exóticas ya que es posible que algunas especies criptogénicas sean no nativas (Carlton 1996).

Libre de depredadores nativos, patógenos y competidores, las especies exóticas invasoras (EEI) a menudo prosperan y pueden ocasionar graves problemas en los ambientes invadidos (Van Ham *et al.* 2013). Entre de los principales efectos ocasionados destacan la pérdida de biodiversidad con la eliminación de especies nativas, alteración del régimen hidrológico local, cambios en las redes tróficas, modificación del hábitat, e impactos económicos y en la salud negativos para las poblaciones humanas (Brugnoli y Clemente 2002; Hulme 2009; Parker *et al.* 1999).

La forma de introducción de los organismos exóticos puede ser voluntaria o involuntaria; para los organismos acuáticos y dentro de la primera, son principalmente introducidos con fines productivos (acuicultura, ornamental), para pesca deportiva o como agentes de control biológico. En caso de la introducción accidental (involuntaria) se destacan el tráfico marítimo comercial, embarcaciones de bajo calado (turismo, pesca) y construcción de canales para navegación. Los vectores de ingreso más importantes son considerados el agua de lastre de los barcos y las incrustaciones (fouling) de organismos en el exterior de sus cascos (Brugnoli *et al.* 2006; Darrigran y Damborenea 2006; Ruiz *et al.* 1997; Wittenberg y Cock 2001). Se estima que aproximadamente 4 mil millones de toneladas de agua de lastre son transferidas globalmente cada año, en las cuales 7.000 especies de bacterias, plantas y animales son cargadas cada día en el agua de lastre de buques alrededor del mundo (da Costa Fernandes y de Carvalho Leal Neto 2006).

La invasibilidad de un sistema (susceptibilidad del ambiente a ser invadido), es una propiedad emergente de la comunidad receptora, resultado de varios factores, como el clima de la región, el régimen de perturbación y la capacidad competitiva de las especies residentes (Borthagaray *et al.* 2006; Carlton 1996; Davis y Pelsor 2001; Ruiz *et al.* 1999). Los ecosistemas acuáticos presentan diferentes grados de susceptibilidad a la llegada de organismos exóticos. Los ambientes como estuarios, ríos y zonas costeras son particularmente susceptibles, ya que allí se desarrollan las principales actividades humanas asociadas a la transferencia de especies exóticas (Ruiz *et al.* 1997, 1999; Williams y Grosholz 2008). En este sentido, Ruiz *et al.* (1997) plantean que los organismos acuáticos transportados en las aguas de lastre tienen mayor probabilidad de sobrevivir y colonizar otros estuarios, ya que probablemente provengan de un ambiente estuarino.

El incremento del flujo de barcos de mayor calado (mayor volumen de agua de lastre), ha incrementado la abundancia, densidad y supervivencia de las especies que se transfieren a través de este vector (Carlton 1996; Carlton y Ruiz 2005). Por otro lado, el incremento de las poblaciones humanas sobre las zonas costeras y el consecuente desarrollo de infraestructuras en ellas, ha incrementado la disponibilidad de hábitats, proporcionando sustratos propicios para el

asentamiento de aquellos organismos exóticos epibentónicos (Broto y Zalmon 2007; Mineur *et al.* 2012).

Proceso de invasión de las especies exóticas acuáticas

De forma genérica las fases que ocurren durante una invasión biológica son: transporte, introducción, establecimiento y dispersión (Darrigan y Damborenea 2006). En un principio los potenciales invasores comienzan su historia de vida como propágulos que residen en una zona donante, donde serán tomados por el vector de transporte (ej.: agua de lastre de un barco). Cuando esta agua es deslastrada en el puerto de destino, los organismos son liberados al ambiente. Muchos de éstos mueren debido a que las características ambientales y las especies nativas dificultan su establecimiento, mientras que aproximadamente sólo un 10% logra sobrevivir y establecerse por sus características eurihalinas, altas tasas de fecundidad y crecimiento, gran capacidad de competir y desplazar otras especies nativas (da Costa Fernandes y de Carvalho Leal Neto 2006; Darrigan y Damborenea 2006). El establecimiento exitoso de los diferentes organismos, dependerá de la cantidad de propágulos que llegan al nuevo lugar, de sus condiciones fisiológicas y de las condiciones ambientales del área receptora (Karatayev *et al.* 2007; Ruiz *et al.* 1997).

Las características propias de las especies exóticas, más sus interacciones con el ambiente invadido, determinan la forma y la medida en que comenzarán a dispersarse. Algunas continúan relativamente cerca del punto de introducción, mientras que otras se dispersan en forma amplia o con mucha rapidez (Darrigan y Damborenea 2006). Los invertebrados marinos bentónicos (autóctonos o exóticos), presentan una fase larvaria de dispersión que facilita la colonización de nuevos ambientes y tienden a establecerse tan pronto como encuentran un sustrato natural o artificial (Krohling y Zalmon 2008).

Los patrones de colonización de organismos epibentónicos sobre los sustratos dependen en gran parte de la interacción de factores como el clima, interacciones intra e interespecífica, y características físicas y químicas (ej.: rugosidad, pH, color, características hidrofóbicas) del sustrato (Krohling *et al.* 2006; Zalmon y da Costa

2003). En este sentido, Zalmon y da Costa (2003) observaron que las larvas de los organismos bentónicos sésiles tienen mayor preferencia por aquellas superficies más rugosas o porosas que por las lisas. Para estos organismos epibentónicos, el espacio para asentarse es uno de los principales recursos limitantes, que podría impedir que una especie se establezca.

En ambientes costeros, la construcción de infraestructuras artificiales, añade sustratos consolidados disponibles para la adhesión (o para el asentamiento) de organismos incrustantes. Generalmente para la construcción de las mencionadas infraestructuras se utiliza hormigón, madera o PVC, entre otros (Cangussu *et al.* 2010). De acuerdo con Mineur *et al.* (2012), la aceleración observada de las tasas de propagación de las invasiones marinas a lo largo de los dos últimos siglos puede ser en parte una consecuencia del aumento de las estructuras artificiales en ambientes costeros, junto con una mayor actividad de los vectores.

Situación actual sobre EEI acuáticas en Uruguay

En los sistemas acuáticos de Uruguay se han reportado hasta la fecha 12 organismos invertebrados acuáticos exóticos introducidos accidentalmente; se presume que su principal forma de arribo correspondió al agua de lastre, o la incrustación en los cascos de los barcos (Orensanz *et al.* 2002; Brugnoli *et al.* 2006). Entre estos organismos se destacan los pertenecientes al Phylum Annelida (Polychaeta) y Mollusca (Bivalvia y Gastropoda).

Las principales especies exóticas acuáticas reportadas en Uruguay consideradas como invasoras por su impacto ecológico y socio-económico corresponden a los siguientes organismos:

Limnoperna fortunei (Bivalvia: Mytilidae) (“mejillón dorado”): especie originaria de sistemas de agua dulce del sureste de China. En 1991 fue detectado por primera vez para la costa del Río de la Plata por Pastorino *et al.* (1993), probablemente introducido por el agua de lastre de barcos (Darrigran y Pastorino 1995). En la costa uruguaya del Río de la Plata fue descrito por primera vez en 1994 (Scarabino y

Verde 1995) y desde entonces ha tenido una rápida dispersión en las principales cuencas hidrográficas del Río de la Plata, Río Uruguay, Río Negro, Río Santa Lucía y Laguna Merín (Brugnoli *et al.* 2005; Clemente y Brugnoli 2002; Langone 2005). Su carácter eurihalino permite explicar su rápida y efectiva distribución en los cuerpos de agua en los que se encuentra (Darrigran y Damborenea 2006). Presenta hábito epifaunal bisado, se adhiere a sustratos duros (naturales o artificiales), altas tasas de reproducción y fecundación externa con fase larval pelágica, que los distingue de los bivalvos de agua dulce de la región neotropical (Darrigran y Ezcurra de Drago 2000; Darrigran 2001; Darrigran y Penchaszadeh 2006). Es una especie invasora que genera diversos impactos a nivel ecosistémico y ocasiona macrofouling en instalaciones hidráulicas, plantas potabilizadoras de agua, entre otros (Brugnoli *et al.* 2005, 2006; Darrigran y Ezcurra de Drago 2000, Boltovskoy y Correa 2014).

Ficopomatus enigmaticus (Polychaeta: Serpulidae): poliqueto cosmopolita considerado exótico para nuestra región, presumiblemente originario de Australia que construye tubos calcáreos conformando extensas estructuras arrecifales sobre sustratos duros. Habita aguas salobres pudiendo cubrir grandes extensiones en zonas de escasa profundidad y baja velocidad de corriente. Los mencionados arrecifes generan cambios geomorfológicos y nuevos hábitats dando lugar al incremento de organismos epifaunales nativos y es por esto que se le denomina “especie ingeniera” (Schwindt *et al.* 2001). Es citado por primera vez para la región en 1938 en el Arroyo Las Brujas (San José, Uruguay) (Monro 1938). Ha sido reportada en Bahía de Montevideo (Muniz *et al.* 2005), Laguna Garzón (Orensanz *et al.* 2002) y norte de Laguna de Rocha (Borthagaray *et al.* 2006). Es una especie invasora que ha ocasionado un impacto económico negativo en Uruguay, donde las estructuras arrecifales se han observado obstruyendo los sistemas de refrigeración de la refinería de ANCAP debido al macrofouling (Brugnoli *et al.* 2006; Muniz *et al.* 2005).

Corbicula fluminea (Bivalvia: Corbiculidae): bivalvo de agua dulce, conocido como "almeja asiática", originario de ríos y arroyos del sudeste asiático. Hábitos infaunales y vive preferentemente en ambientes lóticos (máximo de salinidad: 13) (Brugnoli *et al.* 2006). Citada por primera vez para Uruguay en las costas del río

Uruguay (Olazarri 1986) y presenta una continua colonización de ríos, arroyos y lagunas (Brugnoli *et al.* 2006). Según Rodríguez (2007), *C. fluminea* ha avanzado aguas arriba del río Negro y por la costa del Río de la Plata, llegando hasta la desembocadura del río Santa Lucía.

Rapana venosa (Gastropoda: Muricidae): Caracol carnívoro de origen asiático. Es un invasor exitoso en ecosistemas costeros y estuarinos por sus amplias tolerancias ambientales y su forma de alimentación (Mann *et al.* 2004). En Uruguay fue reportado por primera vez en 1998 por Scarabino *et al.* (1999) en Maldonado; posteriormente, Carranza *et al.* (2010) detectan la presencia de *R. venosa* en la zona externa del Río de la Plata. Este caracol invasor puede causar impacto económico por su activa predación sobre los bancos de mejillón azul (*Mytilus edulis platensis*), el cual es explotado por el país como recurso (Lanfranconi *et al.* 2009; Lanfranconi *et al.* 2013). Sin embargo, aún no existen cuantificaciones sobre las pérdidas generadas por esta especie en las pesquerías del mejillón azul (Lanfranconi 2010).

Cirripedia: Thoracica: Balanomorpha: Los balanos son crustáceos habitantes comunes de la zona intermareal de gran parte de las costas rocosas. Los adultos viven adheridos a rocas u otros sustratos duros naturales (conchas de moluscos, caparazones de crustáceos, tortugas, peces, etc.) o artificiales (muelles, cascos de naves) Para nuestra costa están citadas diferentes especies y con distintos status poblacional (autóctonos, exóticos, invasores). Spivak y Schwindt (2014) reportan para el Río de la Plata a las especies *Amphibalanus amphitrite*, *Amphibalanus improvisus* y *Balanus trigonus* como especies exóticas con distribución cosmopolita; Brugnoli *et al.* (2006) menciona a *Amphibalanus amphitrite* como especie exótica con distribución cosmopolita; mientras que Oresanz *et al.* (2002) cita a *Amphibalanus improvisus* como especie criptogénica (origen desconocido, pueden ser nativa o introducida).

Gestión de EEI: prevención, control y erradicación

Para la gestión de las EEI se destaca la necesidad de prevenir su ingreso mediante la identificación, regulación y supervisión de las principales vías de entrada de las EEI acuáticas (aguas de lastre y fouling), así como poseer información almacenada en bases de datos que permita una rápida detección y análisis de riesgo frente a una nueva introducción (Brugnoli *et al.* 2009; UICN 2000; Nunes *et al.* 2014). Una vez que el organismo exótico ingresa al sistema y es detectado, es necesario controlar su población, ya que la erradicación resulta difícil y costosa una vez establecida la especie en el ambiente receptor.

A nivel internacional desde 1992, el Convenio sobre Diversidad Biológica, (signado por 193 países, incluyendo Uruguay), en su artículo 8-h se comprometen a “impedir la introducción, controlar y erradicar las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies” (Ley 16.408). Actualmente, en el marco de este Convenio, en Uruguay se ha creado un Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 (Metas Aichi), en el cual la Meta 9 establece que: “Para el 2020, se habrán identificado y priorizado las especies exóticas invasoras y sus vías de introducción, se habrán controlado o erradicado las especies prioritarias, y se habrán establecidos medidas para gestionar las vías de introducción a fin de evitar su introducción y establecimiento”.

En nuestro país existen actualmente normativas que persiguen regular el control de las aguas de lastre y el fouling, así como también erradicar las especies que amenazan nuestros ecosistemas acuáticos. Entre ellas se destacan dos Disposiciones Marítimas recientes: N° 103 (2005) “Convenio internacional sobre el control de los sistemas anti-incrustantes perjudiciales en los buques”; y N° 109 (2006) “Directrices para el control y la gestión del agua de lastre en los buques”. En las mismas se prevé que estas actividades desarrolladas por los buques que ingresan a nuestras aguas jurisdiccionales, deberán ajustarse a las pautas suscritas por el país. Posteriormente, en el año 2010 el Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras publicó el documento “Lineamientos para la gestión nacional de especies exóticas invasoras” (UNESCO 2010), plantea la necesidad de desarrollar programas

e implementar acciones que permitan predecir y evitar el ingreso de nuevas especies exóticas, así como protocolos de erradicación y control una vez que la especie invasora se ha establecido en nuestro país.

Sin embargo, a pesar de los avances en la temática de invasiones biológicas a nivel nacional, aún existen dificultades en la prevención y control del ingreso de especies exóticas. Estas dificultades radican en que no se realizan controles preventivos y la legislación que rige actualmente no es compatible con las medias de control existentes, ya que no se ha establecido, entre otros, como obligatorio el monitoreo de las poblaciones de EEI identificadas en los ecosistemas costeros (UNESCO 2010).

Zona costera uruguaya y EEI

La zona costera uruguaya presenta una extensión aproximada de 680 km, donde se destaca el Río de la Plata con una extensión de 450 km y el Océano Atlántico con 230 km. El Río de la Plata drena la segunda cuenca más importante de América del Sur, siendo sus principales tributarios los ríos Paraná, Paraguay y Uruguay.

La interacción entre el Río de la Plata y el Océano Atlántico, genera un gradiente salino a lo largo de la costa (Nagy *et al.* 2008) que puede dividirse en tres sub-ambientes según las condiciones de salinidad: zona estuarina interna, definida entre San José y Montevideo; una zona estuarina externa, desde Canelones hasta Maldonado y la zona oceánica, entre playa Santa Mónica y Barra del Chuy (Rocha). En el paisaje costero predominan los arcos arenosos separados por puntas rocosas, lagunas costeras, estuarios y humedales, proporcionando una gran heterogeneidad espacial para organismos de distintos grupos taxonómicos (FREPLATA 2004; Defeo *et al.* 2009).

En esta zona costera se destaca un importante tráfico marítimo con un incremento en los últimos años (FREPLATA 2004). Los principales puertos ubicados en la costa uruguaya del Río de la Plata son Colonia y Montevideo, siendo éstos importantes puntos de ingreso de especies acuáticas invasoras (Brugnoli *et al.* 2006), mientras que en la zona Atlántica destaca el Puerto La Paloma. En la zona costera del Río de

la Plata y costa Atlántica se prevén futuros desarrollos de infraestructuras costeras, desarrollos portuarios y energéticos, que incrementarán la navegación y la probabilidad del ingreso de organismos acuáticos exóticos.

La Bahía de Montevideo (BM) se encuentra localizada en la zona media del Río de la Plata. Posee un área aproximada de 10 km² y una profundidad media de 5 m, excepto en los canales de navegación (> 10 m). La circulación del agua dentro de la bahía es en sentido horario, determinada por los vientos que soplan predominantemente de NE y WSW (Santoro *et al.* 2013). La salinidad promedio superficial de las aguas del Río de la Plata en el área próxima a Montevideo varía entre 5 y 10. La temperatura superficial indica la existencia de una estación cálida de diciembre a marzo y otra fría de junio a setiembre, con una diferencia entre ellas de aproximadamente 10 °C (Guerrero *et al.* 1997).

En la BM se encuentran diferentes construcciones como la refinería de petróleo de ANCAP, el muelle de La Teja donde se efectúa la carga y descarga de los navíos petroleros, la Central Termoeléctrica “José Batlle y Ordóñez” (UTE) y el Puerto de Montevideo (con 16 muelles comerciales). Por otro lado, en la zona Oeste se identifican diversas infraestructuras costeras (marinas y muelles de mediano porte). Esto genera que el ambiente acuático de la BM presente una alta disponibilidad de sustratos consolidados artificiales (muelles, tuberías de refrigeración, bombas hidráulicas) aptos para el asentamiento de organismos invertebrados incrustantes.

En la BM y zona costera adyacente actualmente se llevan a cabo varias obras. En Puntas de Sayago, al oeste de Montevideo, se instalará una terminal re-gasificadora con el fin de abastecer de gas natural a Uruguay. Por otro lado, en el Puerto de Montevideo recientemente se finalizó la construcción de un nuevo muelle con el fin de mejorar su capacidad como terminal portuaria, y se encuentra en construcción una terminal para productos forestales y graneles sólidos. A futuro se prevé la construcción de una nueva terminal pesquera, denominado Puerto Capurro, en la zona NW de la Bahía de Montevideo.

Como consecuencia directa del desarrollo y construcción de las mencionadas infraestructuras costeras, se incrementarán las actividades de navegación, las

cuales podrían introducir EEI a la zona costera uruguaya. A su vez, la construcción de infraestructuras necesarias para llevar a cabo los proyectos antes mencionados, proporcionará nuevos sustratos propicios para el asentamiento de organismos exóticos epibentónicos.

Hasta el momento, en la Bahía de Montevideo no se han realizado estudios específicos enfocados en la identificación de especies exóticas epibentónicas. Se considera fundamental conocer el estado actual de la bahía en relación a estos organismos, no sólo por ser una zona de riesgo para su introducción, sino también para establecer una línea de base que permita prevenir y detectar futuras introducciones, y así realizar acciones de erradicación temprana de organismos invasores.

Estrategia de investigación

El presente estudio determinará la presencia de especies acuáticas exóticas, enfocándose en organismos epibentónicos incrustantes, considerando muestreadores pasivos (paneles de incrustación) y técnica de raspado en sustratos consolidados (naturales y artificiales). Complementariamente se analizarán patrones de asentamiento en las especies exóticas dominantes.

Para el estudio fue seleccionada la Bahía de Montevideo, considerada como una zona susceptible al ingreso de organismos exóticos acuáticos. Este sitio fue escogido debido a la presencia actual de instalaciones portuarias, así como la identificación de un incremento de futuros desarrollos portuarios e incremento de la navegación de barcos de gran calado.

Hipótesis

- En la Bahía de Montevideo actualmente se encuentran las especies exóticas acuáticas citadas para la zona costera uruguaya, no existiendo nuevos reportes.
- Las diferencias en las características ambientales de los sitios de estudio en la Bahía de Montevideo condicionan el asentamiento de las principales especies incrustantes.

Objetivo general

1. Relevar las especies exóticas bentónicas incrustantes presentes en la Bahía de Montevideo.
2. Determinar la variación espacio-temporal del asentamiento de las especies incrustantes más relevantes en paneles de incrustación instalados en la Bahía de Montevideo.

Objetivos específicos

- 1.1. Realizar un listado de las especies incrustantes en sustratos consolidados (naturales y artificiales) de la Bahía de Montevideo (Puerto de Montevideo y zona adyacente) para contrastarlas con estudios previos.
- 1.2. Identificar dentro de las especies exóticas aquellas reportadas como invasoras para Uruguay y la región para evaluar la presencia de nuevos registros.
- 2.1. Determinar la abundancia de las especies incrustantes identificadas en paneles de incrustación (sustrato artificial) para identificar la presencia de variaciones espacio-temporales.
- 2.2. Establecer la variación temporal de los parámetros físico-químicos del agua (temperatura, salinidad, Oxígeno disuelto) para determinar su asociación con los parámetros bióticos determinados.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio corresponde a la Bahía de Montevideo previamente descrita. Se escogieron cuatro zonas de muestreo: Central Termoeléctrica “José Batlle y Ordóñez” (CB), Escuela de Especialidades de la Armada (EEA), Puerto de Montevideo (PM) y zona Oeste de BM (ZO) (Figura 1).

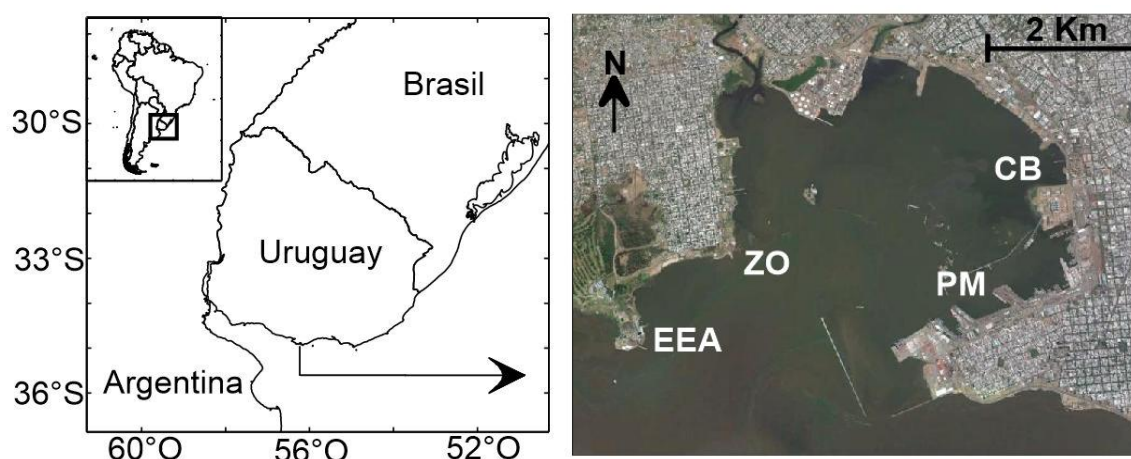


Figura 1. Área de estudio indicando puntos de muestreo: Central Termoeléctrica “José Batlle y Ordóñez” (CB), Escuela de Especialidades de la Armada (EEA), Puerto de Montevideo (PM) y zona Oeste de BM (ZO).

Colecta de muestras

Técnica de raspado en sustratos consolidados (naturales y artificiales)

En PM y ZO se utilizó la técnica de raspado, tanto de sustratos naturales como artificiales. Para ello se diseñó un cuadrante de 20 x 20 cm como área de referencia, al cual se adaptó una red para colectar los organismos extraídos (Figura 2).

En el PM mediante buceo autónomo (con el apoyo del Grupo de Buceo de la Armada, GRUBU) se realizó el raspado de distintas infraestructuras previamente identificadas (Muelle de escala, Muelle pesquero, Muelle C y Muelle B). El raspado se realizó en marzo de 2015 a una profundidad entre 2 y 3 metros, tomando 3 réplicas en cada sitio a la misma profundidad.

En la ZO, durante marzo 2015 se relevaron visualmente diferentes sustratos naturales (rocas) y artificiales (marinas, muelles, espigones) en la zona inferior del intermareal (profundidad máx. 0,5 m), durante 15 minutos por tres técnicos. Una vez identificada las zonas se realizó el raspado de la superficie con el cuadrante previamente mencionado (Figura 2).

Una vez recolectados los organismos en el PM y ZO, se colocaron en bolsas plásticas y se trasladaron a los laboratorios de Oceanografía y Ecología Marina (OEM).



Figura 2. Cuadrante 20x20 cm como área de referencia para técnica de raspado.

Muestreadores pasivos (paneles de incrustación)

En CB y EEA se instalaron paneles de incrustación consistentes en tres placas de hierro de 20 x 20 x 0,2 cm cada una, con un área expuesta total de 0.24 m² (Figura 3). Las placas se encuentran unidas y definen tres planos perpendiculares entre sí, de manera que las superficies estén orientadas en todas las direcciones posibles. Por medio de cabos se unieron a la superficie con una boya y al fondo por un peso para minimizar la probabilidad de su pérdida.

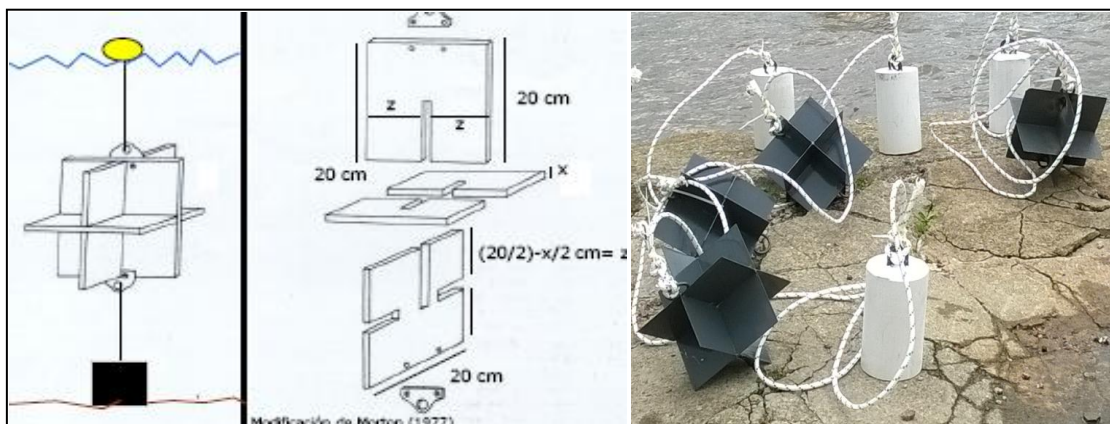


Figura 3. Diseño (modificado de Morton 1977) e imagen de los paneles de incrustación utilizados en la Bahía de Montevideo.

Se colocaron 5 paneles en cada sitio de muestreo en octubre 2014, a 1 y 2 metros de profundidad. Posteriormente, los sustratos se retiraron de a uno en diciembre 2014 (60 días), febrero (120 días), marzo (150 días), mayo (200 días) y julio 2015 (280 días), completando este último un total de 9 meses sumergidos.

Una vez colectados los sustratos de la EEA y de CB, se colocaron en bolsas plásticas y se trasladaron a los laboratorios de Oceanografía y Ecología Marina (OEM).

Variables ambientales

Los datos de temperatura y salinidad fueron facilitados por personal de Central Batlle (UTE), obtenidos a partir de sensores automáticos. La temperatura del agua fue registrada entre setiembre 2014 y marzo 2015 a partir de un ADCP y desde marzo hasta octubre 2015 por medio de un CTD donde se incluyó la salinidad. Ambos sensores fueron instalados por Facultad de Ingeniería en la toma de agua de CB. El mencionado sitio se encuentra cercano al lugar de instalación de los paneles de incrustación. Los registros de temperatura provenientes de los sensores automáticos de Central Batlle, fueron contrastados con bases de datos locales colectadas durante el período de muestreo (IMM 2014-2015; ANP 2014-2015), previamente a considerarlos como válidos para la Bahía de Montevideo.

Adicionalmente se determinó *in situ* la temperatura y salinidad mediante un multiparámetro durante octubre 2014 y marzo 2015 en las diferentes visitas a la BM.

Se consideraron registros de oxígeno disuelto obtenidos durante muestreos en la Bahía de Montevideo realizados en conjunto por Facultad de Ciencias, Intendencia de Montevideo y Administración Nacional de Puertos, en meses coincidentes con los muestreos del presente estudio.

Procesamiento de muestras en laboratorio

Los organismos recolectados mediante la técnica de raspado en el PM y en ZO, y en los paneles de incrustación en CB y EEA se fijaron en alcohol 70%, se analizaron en lupa y se identificaron hasta el máximo nivel taxonómico posible utilizando claves taxonómicas de la región (Amaral y Nonato 1996; Amaral *et al.* 2006; Boschi *et al.* 1992).

Análisis de datos

Mediante presencia-ausencia en los diferentes muestreadores y técnicas utilizadas (pasivo y raspado), así como los sustratos (natural y artificial), se elaboró un listado de las especies presentes en la Bahía de Montevideo. La calificación como EE y EEI se constató con bibliografía de la región, considerando como antecedente de EEI reportes de efectos sobre la diversidad biológica, economía o salud humana.

Para determinar las abundancias de las especies incrustantes asentadas en los paneles de incrustación se realizó un conteo de individuos bajo la lupa. Para optimizar el tiempo de conteo, se subdividieron las 24 caras del sustrato en cuatro partes iguales. Se contaron los individuos en dos de las cuatro partes de cada cara y se extrapoló al total de las caras restantes.

La medida de abundancia evaluada espacial y temporalmente, correspondió a la tasa de abundancia (TA); la misma fue calculada como el cociente entre la abundancia total del sustrato y el tiempo que estuvo sumergida en días. Esta

variable se utilizó con el fin de estandarizar las diferencias en la cantidad de tiempo en que las chapas estuvieron expuestas.

En la tasa de abundancia se probaron los supuestos del análisis de varianza mediante el test de normalidad de Shapiro-Wilk y el test de homogeneidad de varianza de Levene. Dado que no se cumplen los supuestos del ANOVA se transformó la variable TA mediante $(\log[TA+1])$. Se consideró significativos los valores $p \leq 0,01$.

El $\log (TA+1)$ se correlacionó con la temperatura para evaluar la existencia de diferencias en el asentamiento con respecto a esta variable. La relación entre la temperatura y las abundancias se estudió mediante modelos de regresión lineal y correlación de Pearson.

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía para determinar diferencias significativas en la tasa de abundancia de las especies más representativas debido al factor sitio, (CB y EEA).

Además, se realizó un análisis de co-varianza (ANCOVA) utilizando el $(\log[TA+1])$ como variable explicada, la mediana de temperatura como co-variable, y los factores explicativos sitio (BM y EEA) y paneles (cada sustrato) para determinar diferencias significativas en la tasa de abundancia para las especies más abundantes entre sitios y chapas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. *Lista de especies*

Se identificaron un total de 15 taxa, correspondientes a siete clases, de los Phylum Ochrophyta, Bryozoa, Annelida, Arthropoda y Mollusca. En la tabla 1 se presenta la lista taxonómica de especies bentónicas encontradas en la Bahía de Montevideo, mientras que en el Anexo 1 se incluyen las fotografías de las diferentes especies identificadas.

De los taxa identificados, 13 de ellos fueron previamente reportados por Muniz *et al.* (2006), Scarabino *et al.* (2006) y Venturini *et al.* (2004) para la Bahía de Montevideo y zona costera adyacente. Los nuevos taxa fueron encontrados dentro del Puerto de Montevideo y corresponden al briozoario *Schizoporella* sp. y al decápodo *Macrobrachium borellii*. Los invertebrados nombrados en la tabla 1 no son todos organismos incrustantes, siete de ellos corresponden a fauna asociada.

La baja riqueza y alta abundancia de unas pocas especies han sido reportadas en otros estuarios con similares características (Ieno y Bastida 1998; Muniz y Venturini 2001; Rosa Filho *et al.* 2006). Según Venturini *et al.* (2004) esta baja riqueza de especies encontrada en la Bahía de Montevideo se debe principalmente a la contaminación orgánica y química producto de las actividades antropogénicas.

Tabla 1. Lista de especies y fauna asociada (*) identificadas durante el período de estudio en la Bahía de Montevideo. Ver fotografías de las diferentes especies en Anexo 1.

Reino Protocista

Phylum Ochrophyta

Sub Phylum Phaeista

Superclase Fucistia

Clase Xanthophyceae Allorge ex Fritsch, 1935

Orden Vaucheriales

Familia Vaucheriaceae *Vaucheria* sp.

Reino Animalia

Phylum Bryozoa

Clase Gymnolaemata

Orden Cheilostomatida

Sub Orden Malacostegina Levinsen, 1902

Familia Membraniporidae Busk, 1852 *Membranipora* sp.

Familia Schizoporellidae *Schizoporella* sp.

Phyllum Annelida

Clase Polychaeta Grube, 1850

Sub Clase Errantia Audouiny H Milne Edwards, 1832

Orden Phyllodocida Dales, 1962

Sub Orden Nereidiformia Glasby, 1993

Familia Nereididae Blainville, 1818 *Alitta succinea* (Leuckart, 1847) (*)

Sub Clase Sedentaria Lamarck, 1818

Infra Clase Canalipalpata Rouse y Fauchald, 1997

Orden Sabellida

Familia Serpulidae *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel 1923)

Phyllum Arthropoda

Sub Phyllum Crustacea

Clase Malacostraca Latreille, 1802

Sub Clase Eumalacostraca

Super Orden Peracarida Calman, 1904

Orden Isopoda Latreille, 1817

Sub Orden Sphaeromatidea Wägele, 1989

Superfamilia Sphaeromatoidea

Familia Sphaeromatidae *Cassidinidea* sp. (*)

Orden Amphipoda Latreille, 1816

Sub Orden Senticaudata

Infra Orden Corophiida Leach, 1814

Super Familia Corophioidea

Familia Corophiidae *Corophium* sp.(*)

Super Orden Eucarida

Orden Decapoda Latreille, 1803

Sub Orden Pleocyemata Burkenroad, 1963

Infra Orden Caridea

Familia Palaemonidae *Macrobrachium borellii* Nobili, 1896(*)

Infra Orden Brachyura Linnaeus, 1758

Super Familia Grapsoidea

Familia Varunidae *Cyrtograpsus altimanus* Rathbun, 1914 (*)

Sub Clase Thecostraca Gruvel, 1905

Infraclase Cirripedia Burmeister, 1834

Super Orden Thoracica Darwin, 1854

Orden Sessilia Lamarck, 1818

Sub Orden Balanomorphia Pilsbry, 1916

Super Familia Balanoidea

Familia Balanidae *Amphibalanus improvisus* Darwin, 1854

Phyllum Mollusca

Clase Gastropoda Cuvier, 1795

Sub Clase Caenogastropoda Cox, 1960

Orden Littorinimorpha Golikov y Starobogatov, 1975

Super Familia Truncatelloidea

Familia Cochliopidae *Heleobia cf. australis* d'Orbigny, 1835 (*)

Clase Bivalvia Linnaeus, 1758

Sub Clase Heterodonta Neumayr, 1884

Infra Clase Euheterodonta

Orden Myoida

Familia Erodonidae *Erodona mactroides* Bosc, 1801(*)
Clase Bivalvia Linnaeus, 1758
Sub Clase Pteriomorpha Beurlen, 1944
Orden Mytiloida
 Familia Mytilidae *Mytella charruana* d'Orbigny, 1842
Brachidontes rodriguezii d'Orbigny, 1846
Brachidontes darwinianus d'Orbigny, 1842

La tabla 2 muestra el estatus poblacional de las especies encontradas, donde 11 taxas se identificaron como nativos, una especie es considerada exótica invasora (*Ficopomatus enigmaticus*) y dos especies presentan estatus que varía entre exótica o criptogénica según el autor (*Alitta succinea* y *Amphibalanus improvisus*) (Bakken y Wilson 2005; Orensanz *et al.* 2002; Villalobos-Guerrero 2012).

Tabla 2. Lista de especies encontradas categorizadas según su estatus poblacional (E: exótica; EI: exótica invasora; C: criptogénica; N: nativa), distribución geográfica y origen. (?): Sin certeza sobre estatus o origen de la especie.

Phyllum	Especies	Estatus	Distribución Geográfica	Origen	Referencias
Ochrophyta	<i>Vaucheria</i> sp.				
Bryozoa	<i>Membranipora</i> sp.	N	Cosmopolita		8, 9
	<i>Schizoporella</i> sp.	N	Cosmopolita		10
Annelida	<i>Alitta succinea</i>	E, C(?)	Cosmopolita	Mar del Norte(?)	2, 16
	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	EI	Cosmopolita	Australia (?)	1, 12, 18
Arthropoda	<i>Cassinidea</i> sp.	N	Cosmopolita		
	<i>Corophium</i> sp.		Cosmopolita		
	<i>Macrobrachium borellii</i>	N	América del Sur		4
	<i>Cyrtograpsus altimanus</i>	N	Brasil (Rio Grande do Sul), Uruguay y Argentina		13
	<i>Amphibalanus improvisus</i>	C, EI (?)	Cosmopolita	Atlántico Norte(?)	11, 14, 19
Mollusca	<i>Heleobia</i> cf. <i>australis</i>	N	Brasil (Río de Janeiro) hasta el noreste de la Patagonia Argentina		6
	<i>Erodona mactroides</i>	N	Brasil, Uruguay y Argentina		7
	<i>Mytella charruana</i>	N	Brasil, Uruguay y Argentina		3, 5

	<i>Brachidontes rodriguezii</i>	N	Costa sur de Brasil hasta Argentina		15
	<i>Brachidontes darwinianus</i>	N	Sureste de Brasil hasta el Norte de la Patagonia Argentina		15, 17

Citas: **1.** Allen (1953); **2.** Bakken y Wilson (2005); **3.** Boudreaux y Walters (2006); **4.** Collins y Petriella (1999); **5.** Darrigran y Lagreca (2005); **6.** Gaillard y Castellanos (1976); **7.** Jorcin (1996); **8.** López Gappa y Sabattini (2008); **9.** López-Gappa (2000); **10.** Muravchik y Griffin (2013); **11.** Newman y Abbott (1980); **12.** Orensanz *et al.* (2002); **13.** Spivak (1997); **14.** Spivak (2005); **15.** Tanaka (2005); **16.** ten Hove y Weerdenburg (1978); **17.** Trovant *et al.* (2013); **18.** Villalobos-Guerrero (2012); **19.** Zullo (1992).

Dentro de las especies identificadas destaca la presencia del poliqueto *F. enigmaticus*, reportado como exótico invasor para la región (Orensanz *et al.* 2002). Este poliqueto habita aguas salobres en zonas templadas de todo el mundo, construyendo tubos calcáreos que conforman extensas estructuras arrecifales sobre sustratos duros. Se presume que es originario de Australia (Allen 1953) y fue descrito por primera vez en Francia. Posee sexos separados, fecundación externa y larva trocófera, que posteriormente se fija a los sustratos consolidados (Obenat 2001). El tamaño de los tubos y sus formas varían de acuerdo con las variables ambientales. En zonas planas y con baja velocidad de corriente los arrecifes por lo general son circulares y crecen a un promedio de 1.6 cm/año. Éstos generan cambios geomorfológicos y nuevos hábitat dando lugar al incremento de organismos epifaunales nativos (Schwindt *et al.* 2001; 2004).

En la región se destaca la presencia de *F. enigmaticus* en la Laguna Mar Chiquita, Argentina, en donde los arrecifes creados por este poliqueto ocupan el 86% de la superficie y han tenido como resultado la modificación a gran escala de las dinámicas ecológicas y sedimentarias de la laguna, así como restricciones a la navegación (Schwindt *et al.* 2004). En Uruguay, *Ficopomatus* ha sido registrado en la Laguna Garzón (Orensanz *et al.* 2002), al norte de la Laguna de Rocha (Borthagaray *et al.* 2006), en el Arroyo Solís Grande (Muniz y Venturini 2001) y en Arroyo Valizas (Nion 1979). Dentro de la Bahía de Montevideo fue reportado por primera vez por Scarabino *et al.* (1975) en la desembocadura del Arroyo Pantanoso. Desde entonces no había sido reportado en otras zonas de la Bahía de Montevideo (Muniz *et al.*

2000; Venturini *et al.* 2004). Muniz *et al.* (2005) registraron la presencia de estructuras arrecifales formadas por este poliqueto dentro de sistemas de enfriamiento de la refinería de ANCAP, ubicada en la zona interna de la bahía próxima a la desembocadura del Arroyo Pantanoso.

Las restantes especies criptogénicas y/o exóticas invasoras encontradas son *Amphibalanus improvisus* y *Alitta succinea*.

Amphibalanus improvisus es un pequeño balano filtrador, con conchilla cónica, blanca y muy lisa, con un gran orificio en forma de diamante (Spivak 2005). Su distribución es cosmopolita y está muy bien adaptado al ambiente estuarino. Posee larvas plantónicas que luego de 18 días se asientan sobre sustratos duros, habitualmente en gran abundancia. Se los encuentra desde la zona intermareal baja hasta el submareal sobre rocas, pilotes y organismos de caparazón duro (de Rivera *et al.* 2011). Aparentemente originario del Océano Atlántico norte (Zullo 1992), se dispersó hacia el mar Báltico, donde arribó en 1844. Desde Europa y América del norte invadió Australia y Japón entre 1980 y 1930 (Otani 2006) y desde el Atlántico también invadió el Pacífico sureste, noreste y noroeste (Carlton y Zullo 1969). El primer reporte en América del Norte (Pacífico noreste) de *A. improvisus* corresponde a 1853 en la Bahía de San Francisco, California. Varios años después, en 1955, fue reportado en Washington y en el sur de la Isla de Vancouver (de Rivera y Fofonoff 2011). En la región del Río de la Plata su presencia fue establecida por Darwin (1854). Actualmente existe controversia sobre el estatus poblacional de *A. improvisus*. Algunos autores (Carlton *et al.* 2011; Newman y Abbott 1980; Spivak 2005; Spivak y Schwindt 2014) se refieren a *A. improvisus* como una especie exótica en la región, posiblemente introducida por barcos provenientes del Atlántico norte que visitaban las costas de América del Sur desde el 1500. Por otro lado, Orensanz *et al.* (2002) se refieren a este balano como una especie criptogénica para Uruguay y Argentina. Existe registro fósil de esta especie en la costa atlántica de América del Sur, por ejemplo Távora *et al.* (2005) plantean la existencia de fósiles de *A. improvisus* en el “Eomioceno” de Brasil. Sin embargo, estos registros requieren

revisión ya que se basan únicamente en las conchillas y no en las valvas operculares (Carlton *et al.* 2011). Por este motivo, en el presente estudio se consideró a *A. improvisus* como especie criptogénica.

Alitta succinea es un poliqueto perteneciente a la familia Nereididae, de vida libre que habita tubos en forma de “U” excavados en el sedimento, así como tubos vacíos de otros poliquetos. Es una especie eurihalina con distribución cosmopolita. Su cuerpo es alargado, robusto en la región anterior, delgado y aplanado dorso-ventralmente en la zona posterior (Villalobos-Guerrero 2012). El dorso presenta coloración parda, notorio en la región anterior. *Alitta succinea* se caracteriza por presentar semelparidad, es decir, se reproduce una sola vez en su ciclo de vida y muere al terminar el proceso reproductivo (Hardege, 1999). Es una especie con reproducción sexual y fertilización externa (Villalobos-Guerrero 2012). Fue previamente descrita como originaria de la costa del Océano Atlántico (Bakken y Wilson 2005), sin embargo, de acuerdo con los actuales registros de la especie, se conoce que es nativa del mar del Norte (Villalobos-Guerrero 2012). Actualmente *A. succinea* se encuentra distribuida en la costa atlántica de Europa, África oriental y occidental, la costa Atlántica y Pacífica de Estados Unidos, América Central, Sudamérica, este de Asia y sur de Australia (Bakken y Wilson 2005). La introducción de esta especie probablemente ocurrió mediante el agua de lastre de barcos, como esclerobionte en los cascos de las embarcaciones (fouling) o durante el transporte de moluscos bivalvos para fines de acuicultura (Hewitt *et al.* 2004; Bakken y Wilson 2005). *Alitta succinea* es abundante en hábitats estuarinos que han sido severamente dañados por desarrollos costeros humanos. Es capaz de establecerse y ser abundante en ambientes muy contaminados con bajo contenido de oxígeno (Sato 2013; Villalobos-Guerrero 2012).

Para la región, Orensanz *et al.* (2002) y Neves y Rocha (2008) citan para Argentina y Brasil respectivamente a *A. succinea* como especie criptogénica. En Uruguay varios trabajos han reportado a este poliqueto como una especie frecuente y dominante en el macrobentos de la Bahía y puerto de Montevideo (Danulat *et al.* 2002; Muniz *et al.* 2011) y como fauna acompañante entre los tubos de *F. enigmaticus* (Brugnoli

et al. 2010). Para el presente trabajo se considera a *A. succinea* como una especie exótica para la zona de estudio; esto estaría sustentado en el reporte previo de Villalobos-Guerrero (2012) quien la describe como originaria del Mar del Norte.

A continuación se describen características de algunas especies encontradas en la Bahía de Montevideo (Tabla 1 y 2), correspondientes a especies nativas, previamente citadas para la zona. Algunas de estas fueron las especies nativas más abundantes, mientras que las restantes especies fueron encontradas en baja abundancia, en algunos casos un solo individuo. El caso de *Mytella charruana* se describe en particular por ser una especie nativa considerada como exótica invasora en otros países.

Dentro de la fauna asociada a los organismos incrustantes se encontró *Cyrtograpsus altimanus*, decápodo endémico de la región que se distribuye desde Río Grande do Sul hasta Chubut (Argentina) (Spivak 1997). Estos cangrejos, de pequeño tamaño, habitan el intermareal rocoso de las costas oceánicas e invaden los estuarios cuando existen hábitats apropiados como son sustratos duros con espacios donde ocultarse (Spivak 1997). En Mar Chiquita, el poliqueto *F. enigmaticus* descrito anteriormente, genera un micro hábitat propicio y favorable para esta especie, al ofrecerles refugio y alimento (Schwindt y Iribarne 2000).

Mytella charruana es un mejillón nativo de la región, cuya distribución original corresponde a la costa atlántica de América del Sur desde Guyana hasta Argentina (Darrigrán y Lagreca 2005) y el Pacífico, desde México hasta Argentina (Carranza *et al.* 2009). Tiene una gran capacidad de dispersión y colonización en diferentes ambientes, siendo una importante especie invasora en varias regiones del mundo (Puyana *et al.* 2012). Posee una concha delgada, con umbos terminales, brillante y lisa (exceptuando líneas y ondulaciones concéntricas de crecimiento), coloración variable desde el verde claro al negro; el interior es de color púrpura o negro iridiscente (Puyana *et al.* 2012). Los individuos se fijan al sustrato, generalmente como epibiontes, mediante un biso fibroso. Es un organismo filtrador y compite por el espacio y otros recursos con otros organismos bentónicos (Masterson 2007).

Mytella charruana es una especie eurihalina, pues se ha encontrado desde ambientes marinos hasta estuarinos, característica que le confiere gran potencial como invasora (Darrigrán y Lagreca 2005; Yuan *et al.* 2010). Carlton (1992) menciona como posible vector de introducción de este mejillón el agua de lastre de barcos que comercializaban las ostras *Crassostrea virginica* y *Crassostrea gigas*, desde el Atlántico y el Pacífico (Japón) hacia los estuarios y bahías de la costa del Pacífico de América del Norte. En 1986 fue registrada en las costas de la Florida, Estados Unidos en las tuberías de toma de agua de refrigeración en una planta de energía ubicada en la desembocadura del río St. John, desapareciendo en 1987 por bajas temperaturas (Ferriter *et al.* 2009; Masterson 2007). Sin embargo, la especie reapareció en 2004 en el sistema lagunar de Indian River y desde entonces se ha expandido como especie invasora en las costas de la Florida, Carolina del Sur y Georgia, cubriendo una distancia de 400 km a lo largo de la costa (Masterson 2007; Spinuzzi *et al.* 2013).

Brachidontes darwinianus, es un molusco bivalvo, sésil y filtrador, muy abundante en el mesolitoral de costas rocosas principalmente en ambientes estuarinos (Nalesso 1988; Scarabino 2006). Presenta una forma triangular con un aplanamiento ventral (Introíni *et al.* 2004). Es nativo de nuestra región y se distribuye desde el sureste de Brasil hasta el norte de la Patagonia (Carranza *et al.* 2009; Tanaka 2005). En nuestro país *B. darwinianus* ocupa sustratos consolidados en la costa de Montevideo, Canelones y Maldonado (hasta Punta Negra) (Duarte 1971; Maytía y Scarabino 1979; Scarabino *et al.* 1976; Scarabino *et al.* 2006). En el presente estudio fue encontrado en sustratos consolidados naturales y en los muelles del PM.

La tabla 3 muestra la presencia-ausencia de las especies en la Bahía de Montevideo, según lugar de colecta, técnica de muestreo y tipo de sustrato. Por otro lado en la tabla 4 se muestra la frecuencia de ocurrencia de las especies en los sustratos instalados en CB y EEA, considerándose como 100% la aparición en los cinco sustratos de cada sitio de muestreo.

La mayor cantidad de especies fue registrada para el puerto de Montevideo (Tabla 3). Las especies mas frecuentes en los distintos sustratos fueron *Amphibalanus improvisus*, *Alitta succinea*, *Ficopomatus enigmaticus*, *Cyrtograpsus altimanus* y *Brachidontes darwinianus* (Tabla 4).

Tabla 3. Lista de especies según sitio de aparición (PM: Puerto de Montevideo; CB: Central Batlle; EEA: Escuela de Especialidades de la Armada; ZO: Zona Oeste) técnica de muestreo (PI: Paneles de incrustación; R: Raspado) y naturaleza del sustrato. X: fauna incrustante; 0: fauna acompañante.

ESPECIES	SITIOS				TÉCNICA		SUSTRATO	
	PM	CB	EEA	ZO	PI	R	ARTIFICIAL	NATURAL
<i>Vaucheria</i> sp.			X		X		X	
<i>Membranipora</i> sp.	X					X	X	
<i>Schizoporella</i> sp.	X					X	X	
<i>Alitta succinea</i>	0		0	0	0	0	0	0
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Cassidinidea</i> sp.			0			0	0	
<i>Corophium</i> sp.	0					0	0	
<i>Macrobrachium borellii</i>	0					0	0	
<i>Cyrtograpsus altimanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Amphibalanus improvisus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Heleobia cf. australis</i>	0		0			0	0	
<i>Erodona mactroides</i>	0					0	0	
<i>Mytella charruana</i>	X		X			X	X	
<i>Brachidontes rodriguezii</i>	X					X	X	
<i>Brachidontes darwinianus</i>	X		X	X		X	X	X

Tabla 4. Lista de especies encontradas categorizadas según su frecuencia de ocurrencia en los paneles de incrustación (CB: Central Batlle; EEA: Escuela de Especialidades de la Armada).

	CB	EEA
<i>Vaucheria</i> sp.	0%	60%
<i>Alitta succinea</i>	60%	60%
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	60%	40%
<i>Amphibalanus improvisus</i>	60%	100%
<i>Cyrtograpsus altimanus</i>	100%	40%

Amphibalanus improvisus fue colectado en todos los punto de muestro, mediante las dos técnicas utilizadas y tanto en sustratos artificiales como naturales (Tabla 3). En los paneles de incrustación instalados en CB y EEA mostró una clara dominancia en su asentamiento durante todo el período de estudio (Tabla 4). En nuestro país es el cirripedio más abundante en el intermareal de las puntas rocosas de Montevideo y se encuentra también en las costas oceánicas (Scarabino *et al.* 1975). *Amphibalanus improvisus* es un integrante habitual de las comunidades incrustantes, generando principalmente problemas de biofouling sobre los cascos de los barcos (Farrapeira *et al.* 2011).

Ficopomatus enigmaticus se colectó en todos los puntos de muestreo (PM, CB, EEA y ZO), mediante la técnica de raspado y paneles de incrustación. Sin embargo sólo se encontró asentada sobre sustratos consolidados artificiales, tales como los paneles de incrustación, muelles, espigones, etc. y no se registró sobre los sustratos naturales muestreados como rocas.

Hasta el momento, las técnicas utilizadas para la colecta de organismos en la Bahía de Montevideo se enfocaban en sustratos blandos. Sin embargo, mediante las técnicas utilizadas en el presente estudio fue posible identificar y reportar la distribución actual de *F. enigmaticus* dentro de la bahía.

Los principales problemas que ocasiona *Ficopomatus* en Uruguay son del índole económico. Las características bióticas de la especie, tales como ser epibentónico, presentar comportamiento gregario y una elevada tasa reproductiva, ocasionan

problemas de macrofouling. Los estadios larvales ingresan a las construcciones humanas, realizan su asentamiento, se desarrollan y crecen desmedidamente, generando la obstrucción de filtros, inutilización de sensores hidráulicos, daños en los sistemas de refrigeración, disminución en el diámetro de las tuberías de conducción del agua (Brugnoli *et al.* 2005, 2006; Muniz *et al.* 2005). Estas afectaciones en las estructuras hidráulicas ocasionan impactos económicos negativos a las empresas afectadas debido a los gastos extras ocasionados por la especie. Las empresas deben realizar erogaciones en tareas de mantenimiento, reparación de equipos, cambio de estructuras, mayor consumo energético para el bombeo de agua e inversiones en programas de investigación, manejo y control de la especie (Muniz *et al.* 2005)

Otra especie que se destaca por su frecuencia de aparición en los puntos de muestreo, mediante las dos técnicas y en ambos tipos de sustratos es *A. succinea*; se considera además importante de resaltar por estar catalogada en muchos países como especie exótica, punto discutido anteriormente.

En varios países en los cuales esta especie es exótica, se han estudiado algunos de sus impactos. *A. succinea* es un gran consumidor de sedimentos, construyendo tubos que contribuyen con la circulación de los contaminantes contenidos en los sedimentos. En un estudio de Riedel *et al.* (1987), plantean que las galerías creadas por este poliqueto en la Bahía de Chesapeake, EEUU, aumentan la difusión de arsénico por un factor de cinco. Por lo que, la actividad biológica continua es probable que sea muy importante en la movilización de los contaminantes de los sedimentos en muchos ambientes estuarinos. Por otro lado, *A. succinea* es clave en la cadena alimenticia de algunas especies. En Dinamarca, cuando se encuentra en la superficie es devorada por gaviotas y en la columna de agua por *Aurelia aurita* (Rasmussen 1973). En algunas localidades de California, EEUU, *A. succinea* se ha encontrado en el contenido estomacal de varias especies de peces (Saiki 1990; Setmire 1993). Este poliqueto, por su dieta detritívora en sustratos blandos, posee la capacidad de acumular concentraciones críticas de algunos contaminantes tales como Selenio y

transferirla a peces y aves a través de las redes tróficas (Setmire 1993; Villalobos-Guerrero 2012).

En cuanto a *M. charruana*, actualmente se desconoce la magnitud de los daños producidos en el país y en otras regiones, por estos organismos, pero los mismos principalmente son económicos y ecológicos. Se ha registrado la presencia de este mejillón asentado sobre bancos de la ostra *C. virginica*, especie explotada comercialmente, con la que compite exitosamente por el espacio (Boudreaux y Walters 2006; Ferriter *et al.* 2009; Yuan *et al.* 2015). Además, al igual que otros organismos incrustantes, este mejillón genera problemas de fouling obstruyendo tuberías y tomas de agua, con el consecuente impacto económico que esto genera (Masterson 2007). Su presencia en el PM y EEA se debe resaltar debido a que las aguas de lastre captadas en la zona portuaria por embarcaciones podrían contener larvas de esta especie que podrían transportar a puertos de destino.

La región del Puerto de Montevideo ha sido caracterizada como un ambiente altamente contaminado (Muniz *et al.* 2011; Venturini *et al.* 2004). Según Muniz *et al.* (2006) las características ambientales son las responsables por la elevada pobreza faunística observada en el ambiente bentónico de sustratos blandos en el área portuaria. En el presente estudio el mayor número de especies de invertebrados incrustantes y especies móviles (13 de las 15, Tabla 3), se encontraron dentro del Puerto de Montevideo, sobre sustratos consolidados. Esto puede deberse principalmente a que estas agregaciones de organismos incrementan la heterogeneidad espacial del ambiente bentónico consolidado y proveen refugio y alimento para una gran diversidad de especies (Hernández-Ávila *et al.* 2013; Jones *et al.* 1997). El incremento en la densidad poblacional de las agregaciones principalmente de bivalvos ha sido asociado con una mayor complejidad del sustrato, pudiendo ofrecer mayor cantidad de espacio disponible para la fauna asociada, disminuyendo la competencia inter e intraespecífica por espacio, presentando así una relación positiva con la abundancia, número de especies y diversidad (Hernández-Ávila *et al.* 2013).

2. Asentamiento de especies exóticas

Parámetros físico-químicos de la columna de agua

Durante el período de estudio, la temperatura superficial del agua en la Bahía de Montevideo presentó un ciclo estacional, con un mínimo de 7,9 °C en junio 2014 y un máximo de 29,1°C en enero 2015 (Figura 4a). Se registró un rango amplio de variabilidad salina, con un mínimo de 2,35 en julio 2014 y un máximo de 29,32 en marzo 2015 (Figura 4b).

La Bahía de Montevideo se encuentra situada en la zona media del Río de la Plata y presenta una estacionalidad en la distribución tanto de temperatura como de salinidad. Los registros de la temperatura superficial del agua muestran la existencia de una estación cálida (diciembre-marzo) y una estación fría (junio-setiembre), con una diferencia de aproximadamente 10 °C entre ellas (Guerrero *et al.* 1997). Durante el período de estudio en el presente trabajo se observa la mencionada estacionalidad con valores promedios coincidiendo con los descritos por estos autores.

En la zona media del Río de la Plata se encuentra a su vez el frente de salinidad, y como consecuencia la salinidad en la Bahía de Montevideo es extremadamente variable (1-30) (Nagy *et al.* 1997). Estas variaciones de la salinidad, son forzadas principalmente por los vientos off-shore y on-shore, y por la descarga de agua dulce. En invierno los vientos marinos y de tierra se compensan, haciendo que la salinidad dependa prácticamente de la descarga de agua dulce. Por otro lado, durante el verano predominan los vientos del NE y las descargas son mínimas, registrándose valores altos de salinidad (Guerrero *et al.* 1997). Esta estacionalidad puede observarse en los valores obtenidos con el registro continuo del CTD. Sin embargo, las medidas puntuales de salinidad registradas durante los diferentes muestreos no son representativas del promedio mensual (Fig. 4).

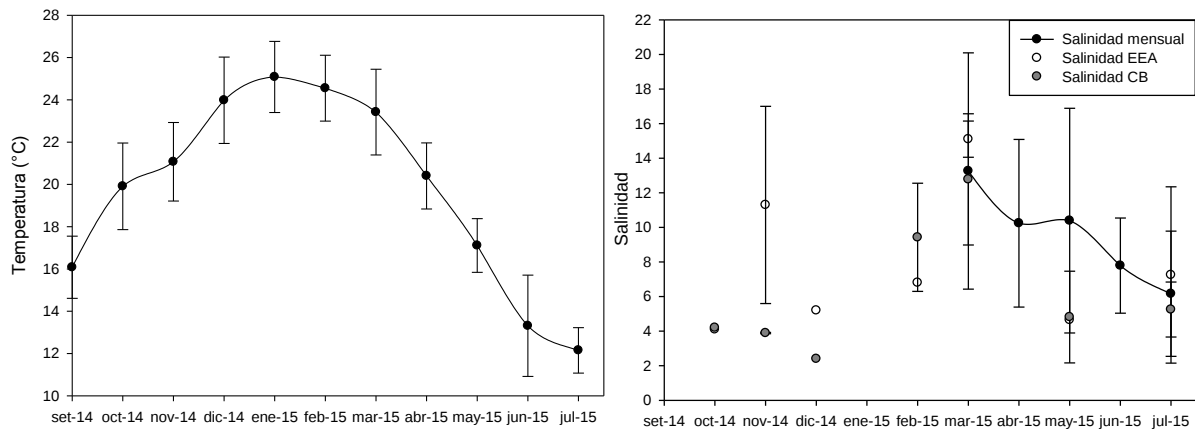


Figura 4. Temperatura (a) y Salinidad (b) media mensual ($\pm \sigma$) en la Bahía de Montevideo entre setiembre de 2014 y julio de 2015 registrada diariamente con un CTD (negro) y puntualmente en cada muestro (blanco: EEA; gris: CB).

La figura 5 muestra el caudal medio mensual del Río de la Plata entre setiembre de 2014 y mayo de 2015. De acuerdo con Nagy *et al.* (2002) el caudal promedio histórico de los últimos 50 años corresponde a $22.000-25,000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Durante el presente estudio, durante los meses de setiembre, octubre y enero de 2015 se registraron caudales superiores al promedio histórico mencionado. Estos altos valores de caudal pueden verse reflejados en los bajos valores de salinidad registrados durante el verano (Figura 4 b). Estos valores correspondieron a 33188 y $33437 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ en setiembre y octubre de 2014 y $34182,04 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ en enero de 2015, con una salinidad entre 4 y 9 durante este período.

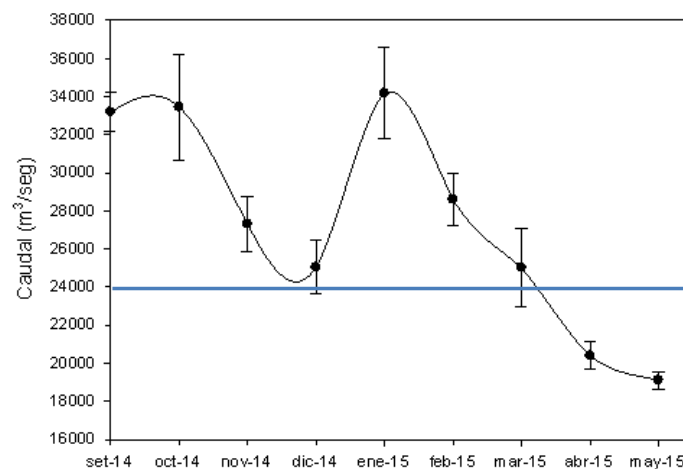


Figura 5. Caudal medio mensual ($\pm \sigma$) del Río de la Plata entre setiembre de 2014 y mayo de 2015. La línea azul muestra el caudal promedio histórico del Río de la Plata, según Nagy *et al.* (2002).

Durante el período de estudio, el oxígeno disuelto en la Bahía de Montevideo presentó variaciones temporales y espaciales. En la EEA se observó un valor mínimo de $2,5 \text{ mg L}^{-1}$ durante marzo a una profundidad menor a 5 m y el máximo en julio en superficie ($9,1 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 6a). En CB las concentraciones mínimas de oxígeno se observaron en mayo a una profundidad de 1,5m ($4,6 \text{ mg L}^{-1}$) y el máximo se registró en febrero y marzo en superficie ($13,05 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 6b). En estas variaciones se destaca la ocurrencia de eventos de hipoxia ($<2,5 \text{ mg L}^{-1}$) en la zona de la EEA durante el mes de marzo en el fondo de la columna de agua (5 m).

El oxígeno es un elemento clave en los procesos metabólicos de los peces e invertebrados. En zonas hipóxicas los organismos bentónicos sufren estrés y pueden reaccionar de diversas maneras, por ejemplo, exhibir patrones de comportamiento alterados, disminución de actividades como alimentación y reproducción, y cambios en las funciones fisiológicas (Díaz y Rosenberg 1995). La concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua depende principalmente de la temperatura, salinidad, hidrodinámica del ecosistema, y de la cantidad y calidad de la materia orgánica depositada (Grall y Chauvaud 2002). El aporte de nutrientes producto de actividades antrópicas, especialmente Nitrógeno, Fósforo y materia orgánica, favorecen los procesos de eutrofización, los cuales generan o intensifican los eventos de hipoxia (Conde *et al.* 2002; Grall y Chauvaud 2002). Estudios previos han reportado bajos niveles de oxígeno en la Bahía de Montevideo, clasificando el sistema como altamente eutrofizado, con un estado trófico que varía de eutrófico a hipereutrófico dependiendo de la zona y época del año; estos efectos principalmente son ocasionados por actividades industriales, económicas y portuarias que se desarrollan en la BM (Brugnoli *et al.* 2007; Danulat *et al.* 2002; Muniz *et al.* 2006, 2011; Venturini *et al.* 2004, 2012). Según Brugnoli *et al.* (2007), a fines del verano las condiciones del agua son hipertróficas con altas concentraciones de amonio, clorofila a, y niveles de hipoxia, como consecuencia de las descargas de efluentes domésticos y el tiempo de residencia relativamente alto de la masa de agua en la bahía.

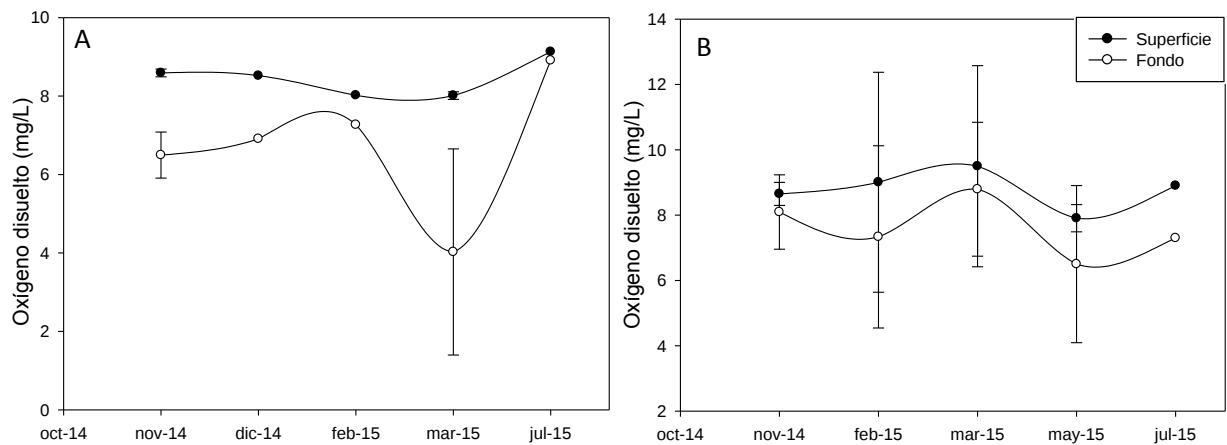


Figura 6. Variación del Oxígeno disuelto para la zona de estudio a) Escuela de Especialidades de la Armada y b) Central Batlle.

Asentamiento de especies incrustantes

En las figuras 7 y 8 se presenta la secuencia mensual del asentamiento observado en ambos sitios de muestreo. *Amphibalanus improvisus* y *Ficopomatus enigmaticus* fueron las especies que colonizaron los sustratos artificiales, siendo *A. improvisus* la primera especie en asentarse en ambos sitios. En la EEA el asentamiento se registró desde diciembre 2014, mientras que en CB se observó a partir de marzo 2015. Como caso particular se destaca una disminución de las abundancias de ambas especies en julio 2015 en CB, probablemente debido a la acumulación de sedimento sobre las caras horizontales del sustrato (Figura 8, julio 2015).

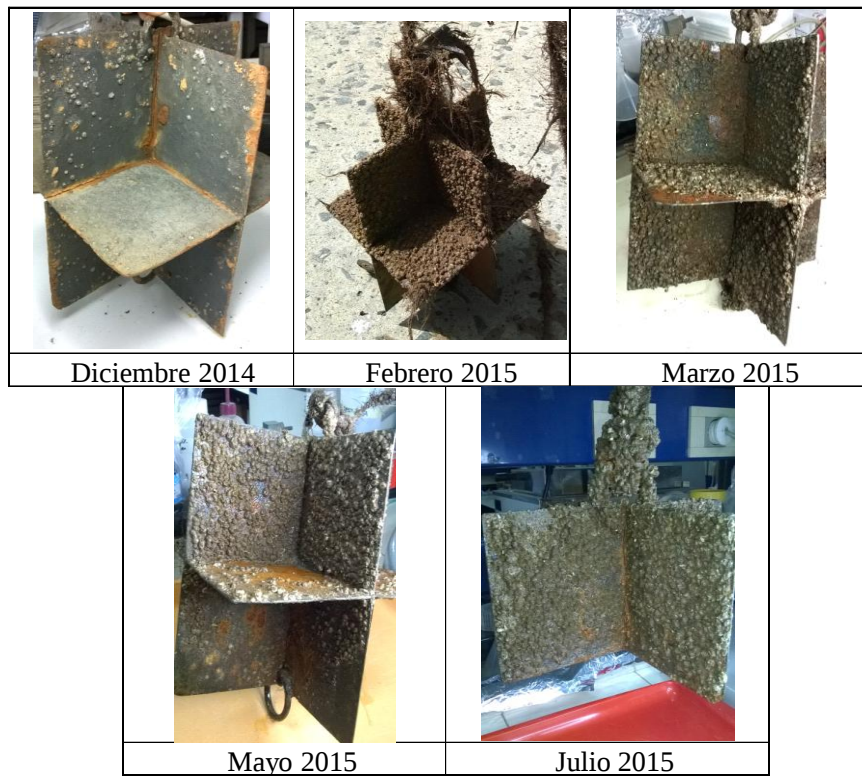


Figura 7. Secuencia temporal de los sustratos extraídos en la Escuela de Especialidades de la Armada (EEA).

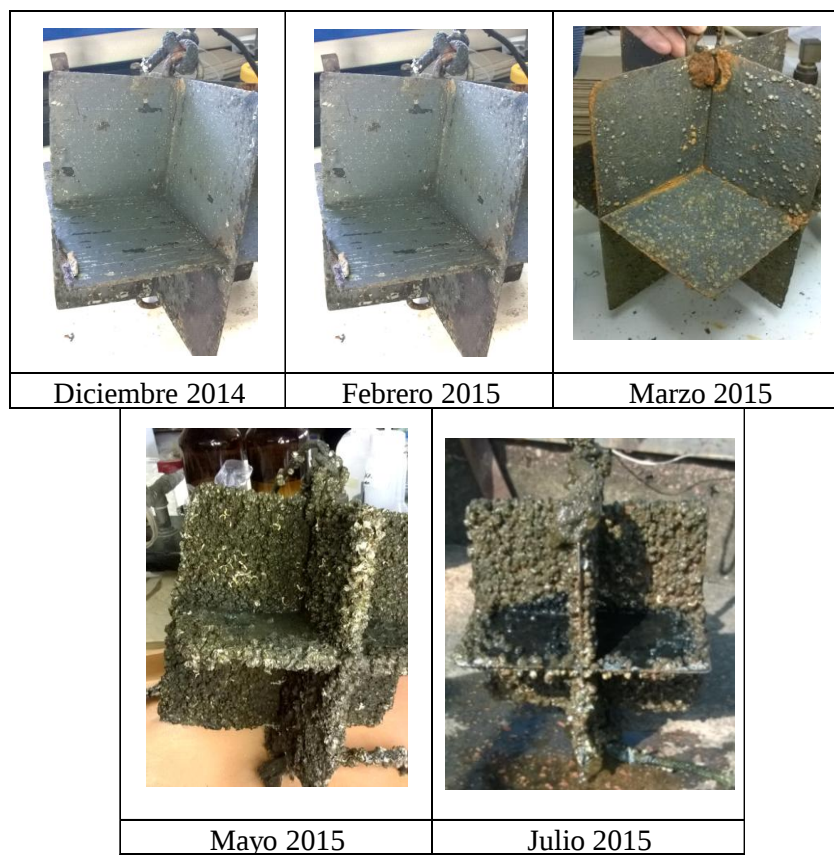


Figura 8. Secuencia temporal de los sustratos extraídos en Central Batlle (CB).

La figura 9 muestra diferencias significativas entre ambos sitios de muestreo en las tasas de abundancia, siendo CB el que presentó mayores tasas de abundancia (ANOVA, $p < 0,05$). Se observa tasas de abundancia de *A. improvisus* y de *F. enigmaticus* mayores en CB que en EEA, a pesar que el asentamiento ocurrió más tarde en CB.

En CB, ambas especies una vez asentadas en los paneles de incrustación, presentaron un elevado crecimiento en un corto período de tiempo. Sin embargo, cabe destacar que esta diferencia entre ambos sitios está dada principalmente por la diferencia en las tasas de abundancia de *F. enigmaticus*, como se desarrollará más adelante.

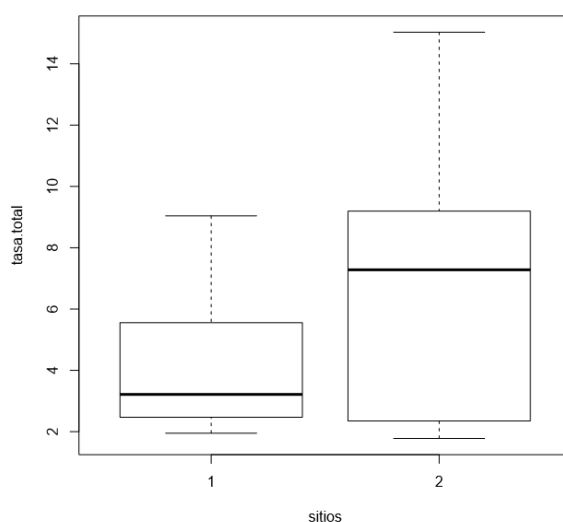


Figura 9. Tasa de abundancia total entre sitios, EEA (1) y CB (2).

Amphibalanus improvisus

La figura 10 muestra la abundancia (a y b) y tasas de abundancia (c y d) de *A. improvisus* en la EEA y CB. La mínima abundancia de individuos se registró en diciembre (1831 ind/0.24m²), mientras que la máxima se registró en mayo (8401 ind/0.24m²). Se observa en la EEA un incremento en la abundancia a partir de diciembre (60 días). Por otro lado, en CB no se observó asentamiento de esta especie hasta marzo (150 días de exposición); a partir de este mes comenzó a incrementarse la abundancia registrándose la mínima en julio (4780 ind/0.24m²) y la máxima en mayo (15458 ind/0.24m²).

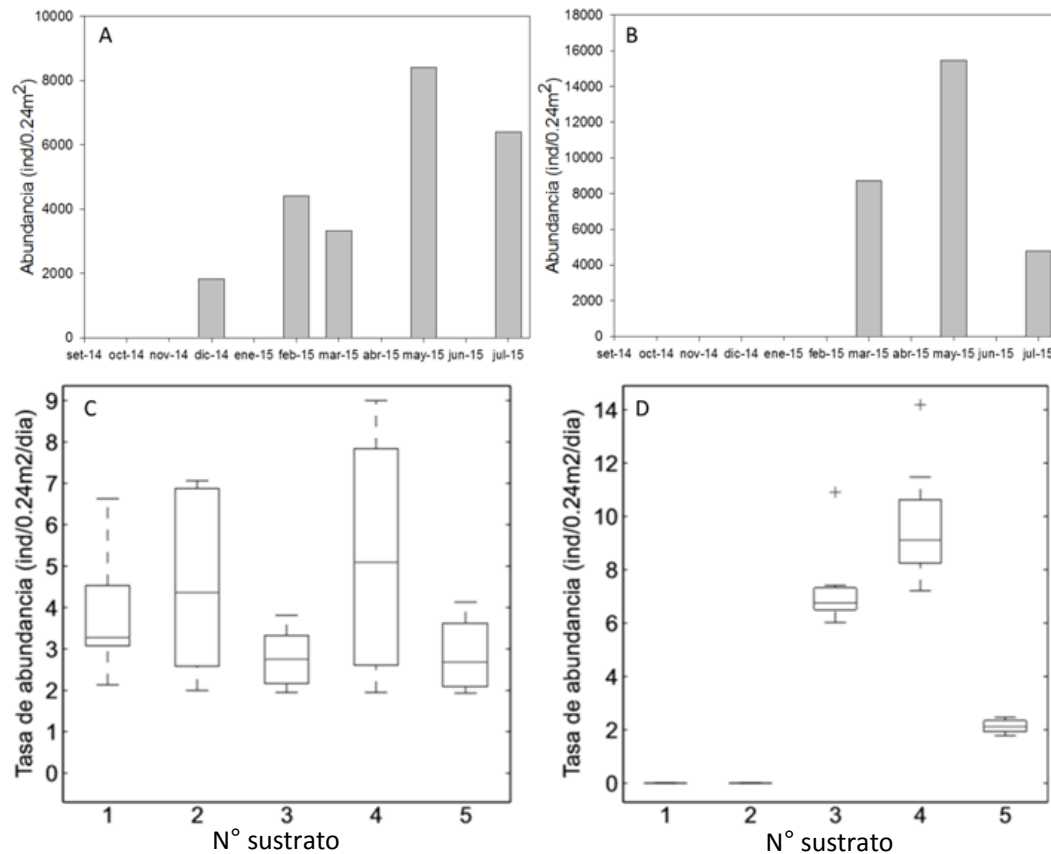


Figura 10. Abundancias de *Amphibalanus improvisus* durante el período de estudio a) Escuela de Especialidades de la Armada y b) Central Batlle; tasas de abundancia en cada sustrato en c) Escuela de Especialidades de la Armada y d) Central Batlle.

La tabla 5 presenta los resultados del análisis de co-varianza de dos vías. Se observa que los factores chapa y sitio de muestreo modifican significativamente la media de $\log(TA+1)$ de *A. improvisus*, (ANCOVA, $p < 0,0001$). De esta manera se observa que *A. improvisus* presenta significativamente mayores tasas de abundancia en CB que en EEA.

Tabla 5. Análisis de co-varianza para la tasa de abundancia donde los factores explicativos son las chapas y el sitio y la co-variable la temperatura.

N° Obs = 76 R^2 0.9084					
Raiz MSE= .259343 R^2 ajustado= 0.8959					
Fuente	Suma cuadrados	GL	Media cuadrado	F	Prob<F
Modelo	44,023403	9	4,8914892	72,73	0,0001
Sitio	3,2360366	1	3,2360366	48,11	0,0001
Chapa/sitio	35,600875	7	5,0858393	75,62	0,0001
Media temp	5,186491	1	5,186491	77,11	0,0001
Residuo	4,4390704	66	.06725864		
Total	48,462473	75	.64616631		

Los ambientes contaminados, tales como la Bahía de Montevideo, son ambientes propicios para el desarrollo de especies oportunistas. En diversos estudios realizados en otras bahías y zonas costeras con problemas de contaminación, se ha reportado a *A. improvisus* como la primera especie en colonizar sustratos tanto artificiales como naturales, siendo la especie más abundante, y en algunos casos la única que se asienta en paneles de incrustación (Berntsson y Jonsson 2003; Farrapeira 2006; Farrapeira *et al.* 2007; Mayer-Pinto y Junqueira 2003).

Según Brugnoli *et al.* (2015) en la Bahía de Montevideo, se registró un máximo de disponibilidad de larvas de cirripedios durante otoño de 2015. Estos datos concuerdan con la máxima abundancia de organismos asentados durante mayo del presente estudio. Sin embargo, el reclutamiento inicial de esta especie en ambos sitios fue diferente; mientras que en la EEA el asentamiento de balanos se registró desde el inicio de la incubación (primer sustrato), en CB no se observaron organismos adheridos hasta marzo. La principal hipótesis planteada con respecto a esta diferencia es la calidad del agua en cada sitio a estudio. De acuerdo con Muniz *et al.* (2002) la zona interna de la Bahía de Montevideo, donde se encuentra instalada CB, presenta mayor heterogeneidad de sedimentos, mayor carga orgánica y menor contenido de oxígeno. Los principales contaminantes en esta zona de la bahía son Cr, Pb e hidrocarburos provenientes de la refinería de ANCAP, descarga de aguas residuales y del tráfico marítimo en el Puerto de Montevideo. Por otra parte, la zona más externa (donde se ubica la EEA), tiene mayor homogeneidad en la composición de sedimentos, menor carga orgánica y mayor contenido de oxígeno.

Las descargas de la refinería de ANCAP y de los arroyos Miguelete y Pantanoso, los cuales vierten importantes cantidades de desechos directamente al agua sin tratamiento primario, sumado a la pobre condición hidrodinámica en esta parte de la bahía, tienen gran influencia sobre las comunidades bentónicas (Muniz y Venturini 2015). Adicionalmente, en verano, las altas temperaturas y menor frecuencia de intensidad de vientos capaces de mezclar la columna de agua favorecen los procesos de eutrofización con la consecuente disminución de oxígeno disuelto (Nagy *et al.* 2002).

En este sentido, la aparición de *A. improvisus* en los sustratos de CB coincide con el encendido de la Central Termoeléctrica para su mantenimiento (Winicki com. pers.). Este encendido implicó el funcionamiento de la toma de agua, sitio en donde se encontraban instalados los sustratos. El movimiento en la columna de agua pudo causar cambios en la calidad de la misma, favoreciendo la mezcla y oxigenación de la columna de agua, pudiendo haber influenciado positivamente el asentamiento de larvas de balanos.

Por otro lado, se observa que tanto para *A. improvisus* (Figura 10) como para *F. enigmaticus* (Figura 12) en CB las mínimas abundancias se registraron en julio 2015. Fue constatado *in situ* un importante contenido de sedimento fino depositado sobre las caras horizontales del sustrato en el momento de retirarlo de la zona de estudio (ver Figura 9, julio 2015).

Los lugares con baja velocidad de corriente habitualmente poseen altas tasas de sedimentación. Este exceso de sedimentos en suspensión puede resultar perjudicial para algunos organismos, ya que disminuye u obstruye el aparato de alimentación de especies filtradoras, disminuyendo la disponibilidad de oxígeno y luz (Maughan 2001). El sedimento acumulado sobre los sustratos en CB podría ser la principal causa de la mortandad de estas especies filtradoras, ya sea por disminución de la alimentación o asfixia.

La figura 11 muestra la relación entre la abundancia de *A. improvisus* y la temperatura del agua en ambos sitios de estudio (EEA y CB). En ambos puntos, la máxima abundancia de individuos se registró en mayo correspondiendo un rango

de temperatura de 14-19 °C. Estos registros pueden relacionarse con un estudio realizado por Cervetto *et al.* (2006) en la costa uruguaya, donde se asoció significativamente la abundancia de nauplios de *A. improvisus* con la temperatura, principalmente en el rango 13-19 °C; pero no se encontró asociación con la salinidad. Esto sugiere que la reproducción de este organismo tendría una dependencia estacional relacionada con la temperatura del agua, e implica un fuerte carácter eurihalino de sus larvas. Sin embargo, en el presente estudio no se encontró correlación significativa entre la temperatura del agua y la abundancia de *A. improvisus*.

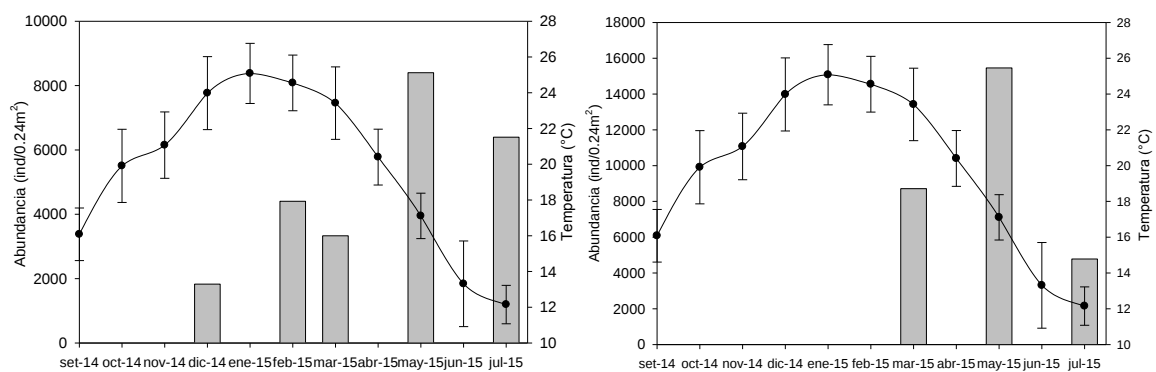


Figura 11. Abundancias de *Amphibalanus improvisus* y temperatura del agua durante el período de estudio a) Escuela de Especialidades de la Armada y b) Central Batlle.

Ficopomatus enigmaticus

En la figura 12 se presenta la abundancia (a y b) y tasas de abundancia (c y d) del poliqueto *F. enigmaticus* en EEA y CB durante el período de estudio. En la EEA se registró a partir de mayo 2015 donde presentó el mínimo de abundancia (52 ind/0.24m²) y el máximo en julio 2015 (182 ind/0.24m²). En CB se la encontró a partir de marzo a los 150 días de exposición, registrándose el mínimo de abundancia en julio 2015 (107 ind/0.24m²) y el máximo en mayo 2015 (773 ind/0.24m²).

Para *F. enigmaticus* no fue posible realizar los análisis estadísticos (ANCOVA) aplicados para la abundancia de *A. improvisus* debido a la alta frecuencia de ausencia de abundancia (ceros) registradas, no cumpliéndose los supuestos de este análisis.

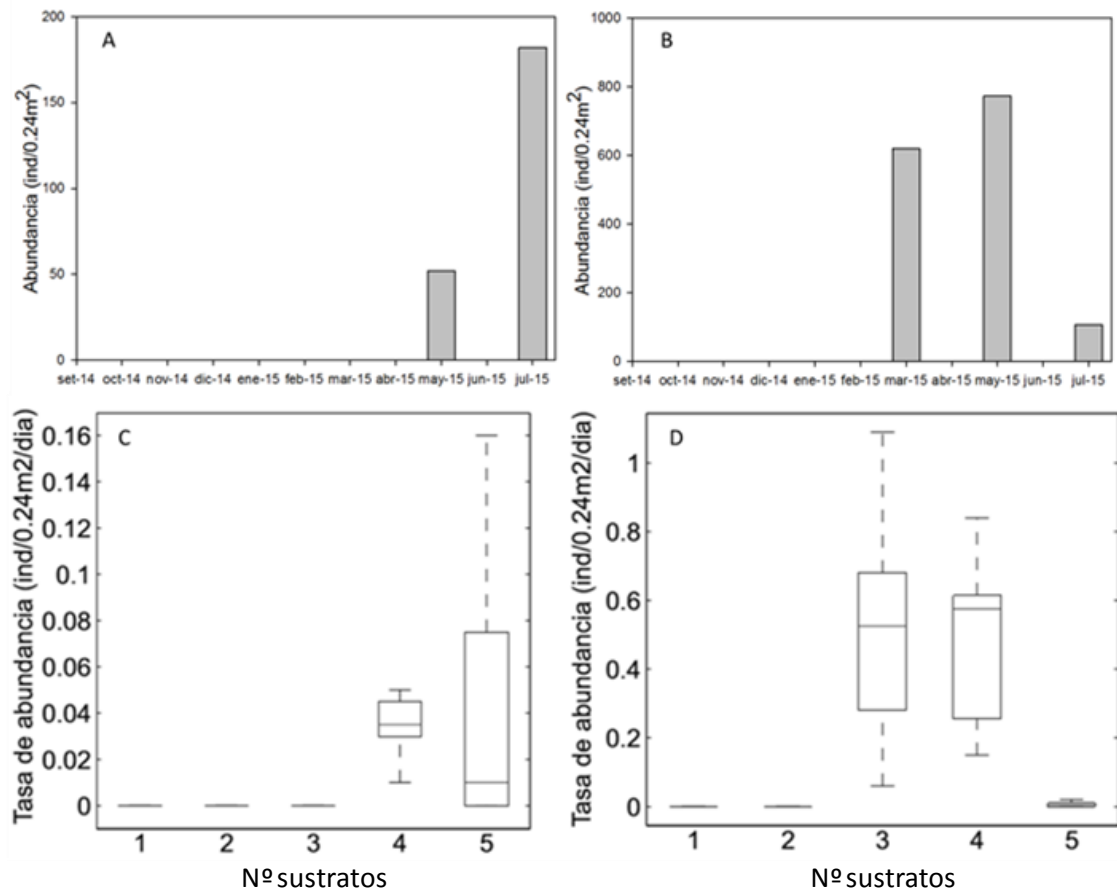


Figura 12. Abundancias de *Ficopomatus enigmaticus* en función del tiempo; a) Escuela de Especialidades de la Armada y b) Central Batlle; tasas de abundancia en cada sustrato en c) Escuela de Especialidades de la Armada y d) Central Batlle.

En la figura 13 se observa la variación de la abundancia de *F. enigmaticus* y la temperatura del agua durante el período de estudio en EEA y CB. Para la EEA se registró la máxima cantidad de individuos en julio con un rango de temperatura entre 9-15°C. Por otro lado, en CB la máxima abundancia se registró en mayo con una temperatura entre 14-19 °C. No se observó una correlación significativa entre la temperatura media y la abundancia de *F. enigmaticus*.

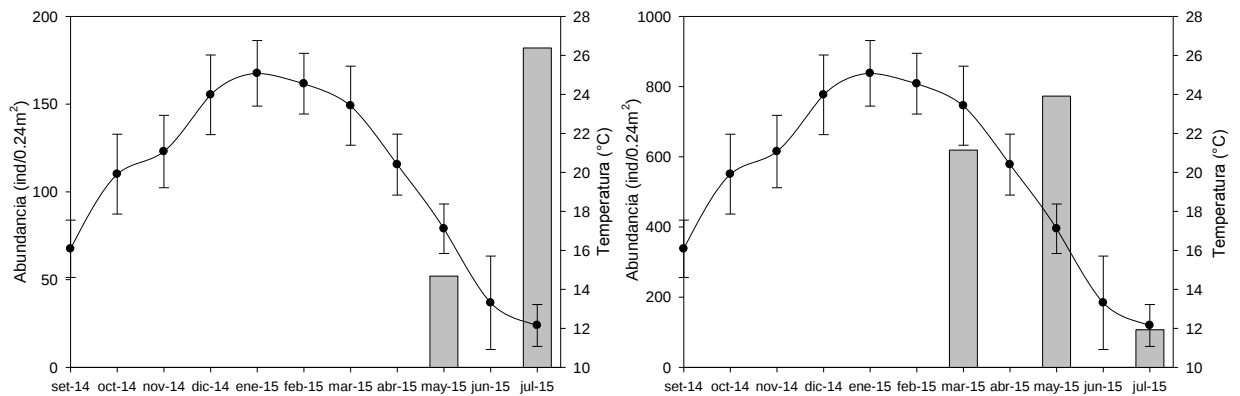


Figura 13. Abundancia de *Ficopomatus enigmaticus* y la temperatura en función del tiempo; a) Escuela de Especialidades de la Armada y b) Central Batlle.

Schwindt *et al.* (2004) sugieren que las variables más importantes que controlan el crecimiento de *F. enigmaticus* en un ambiente invadido es la salinidad, disponibilidad de nutrientes, energía del ambiente (velocidad de corriente, profundidad) y disponibilidad de sustratos consolidados.

Tal como fue planteado para *A. improvisus*, para el caso del poliqueto *F. enigmaticus*, el asentamiento diferencial y las distintas abundancias encontradas podrían explicarse principalmente por las características ambientales en cada sitio de muestreo. La circulación prevalente en la Bahía de Montevideo es en sentido horario, existiendo una menor velocidad de corriente en la zona interna (Santoro *et al.* 2013). Así, el material proveniente de los arroyos Pantanoso y Miguelete, y de la refinera de ANCAP se depositan en la región más interna y en el Puerto de Montevideo, aportando gran carga de nutrientes (Muniz *et al.* 2002).

En la Laguna Mar Chiquita (Argentina), el aporte de nutrientes y altas concentraciones de sedimentos en suspensión tienen un efecto positivo sobre el crecimiento de *F. enigmaticus* (Schwindt *et al.* 2004). Posiblemente, en la zona interna de la Bahía de Montevideo el aporte de nutrientes descrito anteriormente y los sedimentos en suspensión generen el mismo efecto positivo sobre las tasas de abundancia de *F. enigmaticus*. Sumado a esto, existe un gradiente salino dentro de la bahía, el cual aumenta hacia la zona externa (Muniz *et al.* 2004). Esto se debe principalmente al efecto de la circulación y del aporte de agua dulce proveniente de las descargas de los arroyos Pantanoso y Miguelete. De acuerdo con Schwindt *et al.*

(2004), en la Laguna Mar Chiquita se registraron menores valores de biomasa de este poliqueto en zonas donde la salinidad era mayor. En nuestro caso de estudio, la zona interna de la bahía (CB), presentó mayores abundancias de *F. enigmaticus*, siendo la menor salinidad de esta zona uno de los factores favorables para el crecimiento (Fig. 4b).

Por otro lado, dentro de las características más importantes que condicionan el asentamiento de esta especie planteadas por Schwindt *et al.* (2004), se encuentra la disponibilidad de sustratos consolidados. Dentro de la zona interna de la bahía se encuentran instaladas diversas industrias (UTE, ANCAP, Puerto de Montevideo), aportando un número importante de sustratos consolidados artificiales disponibles para el asentamiento de esta especie.

Según los autores Bianchi y Morri (2001), otro factor determinante en el crecimiento de este poliqueto es la hidrodinámica de la zona donde habita. Los tubos construidos por *F. enigmaticus* son débiles mecánicamente, por lo que una zona muy dinámica no es favorable para la construcción de los mismos. En la Bahía de Montevideo, la EEA es una zona expuesta a la acción de la marea, vientos y oleaje provenientes del SW. En contraste, CB se encuentra en una zona protegida (zona interna de la Bahía de Montevideo). Este factor puede contribuir a las mayores tasas de abundancia de *F. enigmaticus* encontradas en CB durante el período de estudio.

Las características ambientales e hidrodinámicas de la zona interna de la Bahía de Montevideo, baja velocidad de corriente, menor salinidad, alta carga de nutrientes y mayor disponibilidad de sustratos consolidados, generarían un ambiente favorable para el asentamiento y desarrollo de las poblaciones de *F. enigmaticus*.

CONSIDERACIONES Y RECOMENDACIONES FINALES

Se identificó un total de 15 taxa, correspondientes a siete especies incrustantes, siete móviles y un alga.

Se identificaron 11 especies nativas, una especie criptogénica, una especie exótica y una especie exótica invasora. No se reportan nuevos registros de especies exóticas en la Bahía de Montevideo, por lo que no se rechaza la primera hipótesis propuesta.

Mediante las dos técnicas de muestreo utilizadas, paneles de incrustación y raspado de sustratos consolidados, las especies más frecuentes encontradas en la Bahía de Montevideo correspondieron a *Ficopomatus enigmaticus*, *Amphibalanus improvisus* y *Alitta succinea*.

Para el poliqueto invasor *F. enigmaticus* se registró una tendencia en cuanto a la preferencia para el asentamiento en los paneles de incrustación en ambos lugares de estudio. La mayor tasa de abundancia de esta especie se registró en CB, con condiciones de menor salinidad, baja velocidad de corriente, alta carga de nutrientes y disponibilidad de sustratos duros. Este último factor se considera relevante considerando los planes de construcción de nuevas infraestructuras costeras que generarán nuevos sustratos disponibles para el asentamiento de EE incrustantes.

Considerando los impactos económicos y ecológicos provocados por *F. enigmaticus*, se identifica la necesidad de desarrollar estudios dirigidos a la generación de mayor información para determinar el estado de infección dentro de la Bahía de Montevideo. Esto permitiría realizar un plan de manejo y control poblacional de este poliqueto invasor. Por otro lado Borthagaray *et al.* (2006), identifica la Bahía de Montevideo como una zona donadora de esta especie hacia otros cuerpos de agua tales como Laguna de Rocha. Por lo tanto, son necesarios estudios que permitan desarrollar planes de erradicación de esta especie previos a su etapa de expansión, cuando sus costos suelen ser menores y las posibilidades de erradicarla mayores.

Amphibalanus improvisus fue la especie incrustante más frecuente dentro de la Bahía de Montevideo y la primera en asentarse en los paneles de incrustación. Las máximas abundancias se registraron en un rango de temperatura de 14-19 °C; Cervetto *et al.* (2006) sugieren que existe una relación entre la temperatura del agua y la reproducción y asentamiento de *A. improvisus*. Algunos autores la consideran una especie exótica en la región (Carlton *et al.* 2011; Spivak y Schwindt 2014), por lo que debería analizarse con mayor profundidad su estatus y continuar con registros de abundancia y distribución. A su vez, este balano genera problemas de macrofouling en embarcaciones y estructuras artificiales (muelles, espigones, sistemas hidráulicos) a empresas que utilizan el recurso hídrico de la Bahía de Montevideo. El conocimiento del ciclo de vida de esta especie y su relación con las variables ambientales en la Bahía de Montevideo es fundamental para optimizar su control poblacional.

El poliqueto *A. succinea* es una especie muy abundante en la Bahía de Montevideo. Se encuentra catalogada en la región como especie criptogénica, sin embargo, según Villalobos-Guerreo (2012) es nativa del Mar del Norte. Teniendo en cuenta este último reporte, para el presente estudio se la consideró como una especie exótica. En otros países donde *A. succinea* está catalogada como exótica (ej. Dinamarca, México), se han reportado importantes impactos sobre el ambiente y la fauna autóctona (Riedel *et al.* 1987; Setmire 1993; Villalobos-Guerrero 2012). Considerando la recurrencia de esta especie en la Bahía de Montevideo, se recomienda actualizar los estudios sobre su abundancia, distribución y posibles impactos de este poliqueto en nuestro país.

Mytella charruana es un mejillón nativo en nuestra región, sin embargo, es considerado como especie exótica invasora en Estados Unidos. Es de importante no solo conocer aquellas especies exóticas que se encuentran en nuestro país, sino también aquellas nativas que tienen las características adecuadas para ser exitosas en otras regiones, convirtiéndose en especies exóticas invasoras.

La Bahía de Montevideo es una zona susceptible al establecimiento de especies exóticas, por ser una zona contaminada, con alto impacto antrópico y por la presencia del puerto de Montevideo, en el cual existe un intenso tráfico de buques internacionales. Es relevante profundizar en los estudios de abundancia, distribución y modelación de hábitat de las especies exóticas en esta zona para prevenir nuevas introducciones y controlar las ya establecidas. Estos estudios permitirían prevenir el ingreso, la detección temprana y erradicación de nuevos organismos exóticos así como mitigar y controlar las EEI establecidas en el ambiente.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre, M.L. y Farinati, E.A. (2000). Aspectos sistemáticos, de distribución y paleoambientales de *Littoridina australis* (D'Orbigny, 1835) (Mesogastropoda) en el Cuaternario marino de Argentina (Sudamérica). *Geobios*, 33, 569-597.
- Allen, F. E. (1953). Distribution of marine invertebrates by ships. *Marine and Freshwater Research*, 4(2), 307-316.
- Amaral, A.C.Z. y Nonato, E.F. (1996). Annelida Polychaeta: Características, Glossário e Chaves para Famílias e Gêneros da Costa Brasileira. UNICAMP, 124 p.
- Amaral, A. C. Z., Rizzo, A. E., Arruda, E. P. (2005). Manual de identificação dos invertebrados marinhos da região sudeste-sul do Brasil. EdUSP (1), 288 p.
- Bakken, T. y Wilson, R. S. (2005). Phylogeny of nereidids (Polychaeta, Nereididae) with paragnaths. *Zoologica Scripta*, 34(5), 507-547.
- Barnes, R. (1987). Zoología de los Invertebrados. Interamericana, 957 p.
- Berntsson, K. M. y Jonsson, P. R. (2003). Temporal and spatial patterns in recruitment and succession of a temperate marine fouling assemblage: a comparison of static panels and boat hulls during the boating season. *Biofouling*, 19(3), 187-195.
- Bianchi, C. N. y Morri, C. (2001). The battle is not to the strong: serpulid reefs in the lagoon of Orbetello (Tuscany, Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53(2), 215-220.
- Boltovskoy, D. y Correa, N. (2015). Ecosystem impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (golden mussel) in South America. *Hydrobiologia*, 746(1), 81-95.
- Borthagaray, A., Clemente, J.M., Boccardi, L., Brugnoli, E., Muniz P. (2006). Impacto potencial de invasión de *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) (Polychaeta: Serpulidae) en la Laguna de Rocha, Uruguay. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 1, 57-65
- Boschi, E.E., Fischbach, K., Iorio, M.I. (1992). Catálogo ilustrado de los crustáceos estomatópodos y decápodos marinos de Argentina. Frente Marítimo, Montevideo, 10, 7-94.
- Boudreaux M.L. y Walters L. J. (2006). *Mytella charuanna* along the Atlantic coast of Florida: A successful invasion? Poster. Society for Integrative and Comparative Biology 2006 Meeting. Orlando FL - January 4-8, 2006.
- Brotto, D. y Zalmon, L.L. (2007). The effect of artificial reef structural complexity and benthic colonization on gill net fish assemblages. *Tropical Oceanography*, 35(1), 1-16.
- Brugnoli, E., Clemente, J., Boccardi, L., Borthagaray, A., Scarabino, F. (2005). Golden mussel *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae) distribution in the main hydrographical basins of Uruguay: update and predictions. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 77(2), 235-244.
- Brugnoli, E. y Boccardi, L. (2005). Especies invasoras: Nuevos indicadores de viejos problemas ambientales. *Montevideo Ambientales* 29, 44-51.

Brugnoli, E., Clemente, J., Riestra, G., Boccardi, L., Borthagaray, A. (2006). *Especies acuáticas exóticas en Uruguay: situación, problemática y gestión*. En: Menafrá, R; Rodríguez, L; Scarabino, F; Conde, D. (2006). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Montevideo (eds.) 351-361 p. Vida Silvestre Uruguay.

Brugnoli, E., Lanfranconi, A., Muniz, P. (2010). Diagnóstico y estrategias de control de las especies generadoras de macrofouling en el reservorio de abastecimiento de agua para refrigeración de la refinería ANCAP-La Teja. Informe final, 53p.

Brugnoli, E., Gilberto, D., Lanfranconi, A., Schiariti, A., Aguilera, F., Bremec, C., Barrero, G., Muniz, P. (2013). El Gasterópodo invasor *Rapana Venosa* (Valenciennes 1846) y sus posibles efectos en el ecosistema costero estuarial del Río de la Plata. En: Goso, C. (Ed). Problemática de los ambientes costeros. DIRAC, Facultad de Ciencias Montevideo.

Brugnoli, E., Muniz, P., Venturini, N. (2007). Biological contamination by invasive exotic species. En: Willis, I. (Ed.) *Progress in Environmental Research*, 40-45.

Brugnoli, E. y Clemente, JM.(2002). Los moluscos invasores en la cuenca del Plata: su potencial impacto ambiental y económico. *Revista AMBIO*, 27-30.

Brugnoli, E., Masciadri, S., Muniz, P. (2009). Base de datos de especies exóticas e invasoras en Uruguay, un instrumento para la gestión ambiental y costera. ECOPLATA, Montevideo, 26pp.

Brugnoli, E., Guerrero, J., Carvajales, A., Lanfranconi, A., Muniz, P. (2013). Especies invasoras y cambio climático: Identificación y estudios de caso sobre medidas de adaptación al cambio climático en áreas costeras de Uruguay. *Working paper, GEF Project "Implementing pilot adaptation measures in coastal areas of Uruguay"*. UCC-DINAMA-UNDP, Facultad de Ciencias, Uruguay.

Brugnoli, E., García-Rodríguez, F., Muniz, P., Bueno, C., Marrero, A., Ledesma, M., Gurdek, R., Sanz, K. (2015) Estudio ambiental para la determinación de indicadores biológicos en el Puerto de Montevideo y zona adyacente. Informe final de actividades 2014-2015, 70p.

Cangussu, L., Altvater, L., Haddad, M., Cabral, A., Heyse, H., Rocha, R. (2010). Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58(3), 219-231.

Carcedo, M. C., y Fiori, S. M. (2012). Long-term study of the life cycle and growth of *Heleobia australis* (Caenogastropoda, Cochliopidae) in the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Ciencias Marinas*, 38(4), 589-597

Carranza, A., Defeo, O., Beck, M., Castilla, J. C. (2009). Linking fisheries management and conservation in bioengineering species: the case of South American mussels (Mytilidae). *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 19(3), 349-366.

Carranza, A., De Mello, C., Ligrone, A., González, S., Píriz, P., Scarabino, F. (2010). Observations on the invading gastropod *Rapana venosa* in Punta del Este, Maldonado Bay, Uruguay. *Biological invasions*, 12(5), 995-998.

Carlton, J. T., & Zullo, V. A. (1969). Early records of the barnacle *Balanus improvisus* Darwin from the Pacific coast of North America. *Occasional Papers of the California Academy of Sciences* 75, 1-6.

Carlton, J.T. (1996). Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. *Biological Conservation* 78, 97-106.

Carlton, J. y Ruiz, G. (2005). The magnitude and consequences of bioinvasions in marine ecosystems: implications for conservation biology. En: Elliott A. Norse and Larry B. Crowder (Eds.) *Marine Conservation Biology: The Science of Maintaining the Sea's Biodiversity*, 123-148.

Carlton, J. T., Newman, W. A., Pitombo, F. B. (2011). Barnacle invasions: introduced, cryptogenic, and range expanding Cirripedia of North and South America. En: *In the Wrong Place-Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts*, 159-213.

Castro, O., Carnevia, D. P., Venzal, A., Manuel, J. (2006). Comunidad componente de tremátodos larvales de *Heleobia australis* (Mollusca, Cochliopidae) en la costa uruguaya del Río de la Plata. En: Menafrá, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F., Conde, D. (Eds.). *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Vida Silvestre, Montevideo, 421-425.

Cervetto, G., Cuadro, C., Castiglioni, D. L., Silveira, R. L., Graña, G. R. (2006). Zooplankton de ambientes costeros de Uruguay: añadiendo piezas al rompecabezas. En: Menafrá, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F., Conde, D. (Eds.). *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Vida Silvestre Uruguay, 105-111.

Brugnoli, E. y Boccardi, L. (2005). Especies invasoras: Nuevos indicadores de viejos problemas ambientales. *Ambientales* 29, 44-51.

CIDAP (2012). Resumen de las conclusiones de la comisión interministerial del puerto de aguas profundas. Montevideo 2012.

Clemente, J. y Brugnoli, E. (2002). First record of *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in continental waters of Uruguay. *Boletín Sociedad Zoológica*, 29-33.

Collins, P., y Petriella, A. (1999). Growth pattern of isolated prawns of *Macrobrachium borellii* (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae). *Invertebrate reproduction y development*, 36(1-3), 87-91.

Conde, D., Arocena, R., Rodríguez-Gallego, L. (2002). Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes algunas problemáticas y desafíos para la gestión (I y II). *Ambios*, 3(10), 5-9.

da Costa Fernandes, F. y de Carvalho Leal Neto, A. (2006). Agua de lastre como vía de introducción de especies a nivel global. En: Darrigran & Damborenea (Eds.) *Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano*. EDULP. Universidad de La Plata, 43-50.

Damborenea, C. y Penchaszadeh, P. (2006). Biología reproductiva de *Limnoperna fortunei*. En: Darrigran & Damborenea (Eds.) *Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano*. La Plata. EDULP. Universidad de La Plata, 69-82.

Danulat, E., Muniz, P., García-Alonso, J., Yannicelli, B. (2002). First assessment of the highly contaminated harbour of Montevideo, Uruguay. *Marine Pollution Bulletin*, 44, 551-576.

Darwin, C. (1854). A monograph of the sub-class Cirripedia. Vol. II. London: Ray Society.

Darrigran, G. (2002). Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological invasions*, 4(1-2), 145-156.

Darrigran, G. y Ezcurra de Drago, I. 2000. Distribución de *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Mytilidae) en la Cuenca del Plata, Región Neotropical. *Medio Ambiente* 13, 75-79.

Darrigran, G. y Damborenea, C. (2006). Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano. EDULP, 226p.

Darrigran, G. y Pastorino, G. (1995). The recent introduction of Asiatic bivalve, *Limnoperna fortune* (Mytilidae). *The Veliger* 38, 183-187.

Darrigran, G., y Lagreca, M. (2005). Moluscos litorales del estuario del río de la Plata, Argentina. ProBiota: Serie técnica y didáctica.

Davis, M.A. y Pelsor, M. (2001). Experimental support for a resource-base mechanistic model of invisibility. *Ecology Letters*, 4, 421-428.

Defeo, O., Horta, S., Carranza, A., Lercari, D., DE Alava, A., Gómez, J., Martínez, G., Lozoya, J.P., CALENTANO, E. (2009). Hacia un manejo ecosistémico de pesquerías. Áreas marinas protegidas en Uruguay. Montevideo, Facultad de Ciencias-DINARA, 122p.

de Poorter, M. (1999). Borrador de Guías para la prevención de pérdidas de diversidad biológica ocasionadas por invasión biológica. *Cuarta Reunión del Órgano Subsidiario de Asesoramiento Científico, Técnico y Tecnológico. Documento de Base. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN)*, 15p.

de Rivera, C. E., Steves, B. P., Fofonoff, P. W., Hines, A. H., Ruiz, G. M. (2011). Potential for high-latitude marine invasions along western North America. *Diversity and Distributions*, 17(6), 1198-1209.

Diaz, R. J., y Rosenberg, R. (1995). Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and marine biology*, 33, 245-03.

Duarte, E. (1971). "Los moluscos del Viaje al Pacífico" de Hidalgo y Martínez (Partes I-II y III). *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay*, 3(20), 83-89.

Eno, N. C., Sanderson, W. G., Conservation, J. N. (Eds.). (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. *Joint Nature Conservation Committee*.

Farrapeira, C. M. R. (2006). Barnacles (Cirripedia Balanomorpha) of the estuarine region of Recife, Pernambuco, Brazil. *Tropical Oceanography* 34(2), 100-119.

Farrapeira, C., Melo, A., Barbosa, D. y Silva, K. (2007). Ship hull fouling in the Port of Recife, Pernambuco. *Brazilian Journal of Oceanography*, 55(3), 207-221.

Ferriter, A., Doren, B., Thayer, D., Miller, B., Thomas, B., Barrett, M., Schmitz, D. (2009). The status of non indigenous species in the South Florida environment.

FREPLATA (2004). Análisis Diagnóstico Transfronterizo del Río de la Plata y su Frente Marítimo. En Brazeiro, A., Carsen, A., Gómez, M. Himschot, P. Lasta, C., Oribe Stemmer, J., Perdomo, A., & H. Roche (Eds.). Documento técnico. Proyecto Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo. Proyecto PNUD/GEF/RLA/99/G31.

Gaillard, M.C. y Castellanos, Z.A. (1976). Moluscos Gasterópodos, Hydrobiidae. En: R.A. Ringuelet (ed.). *Fauna de agua dulce de la República Argentina*. Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura (Fecic), 15, 1-39.

Grall, J. y Chauvaud, L. (2002). Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts. *Global Change Biology*, 8(9), 813-830.

Guerrero, R. A., Acha, E. M., Framin, M. B., Lasta, C. A. (1997). Physical oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Continental Shelf Research*, 17(7), 727-742.

Guerrero, R., Piola, A., Molinari, G., Osiroff, A., Jáuregui, S. (2010). Climatología de temperatura y salinidad en el Río de la Plata y su frente marítimo. Argentina-Uruguay. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata.

Hardege, J. D. (1999). Nereidid polychaetes as model organisms for marine chemical ecology. *Hydrobiologia*, 402, 145-161.

Hernández-Ávila, I., Tagliafico, A., Rago, N. (2013). Composition and structure of the macrofauna associated with beds of two bivalve species in Cubagua Island, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 61(2), 669-682.

Hewitt, C. L., Campbell, M. L., Thresher, R. E., Martin, R. B., Boyd, S., Cohen, B. F., Lockett, M. M. (2004). Introduced and cryptogenic species in Port Phillip Bay, Victoria, Australia. *Marine Biology*, 144(1), 183-202.

Hewitt, C. y Campbell, M. (2007). Mechanisms for the prevention of marine bioinvasions for better biosecurity. *Marine Pollution Bulletin*, 55(7), 395-401

Hulme, P. (2009). Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*. 46, 10-18

Ileno, E. N. y Bastida, R. O. (1998). Spatial and temporal patterns in coastal macrobenthos of Samborombon Bay, Argentina: a case study of very low diversity. *Estuaries*, 21(4), 690-699.

Introíni, G. O., DE Magalhães, C. A., Aguiar JR, O. D. A. I. R., Quaresma, A. J. C., Lino-Neto, J. y Recco-Pimentel, S. M., (2004). Spermatozoan morphology of *Brachidontes darwinianus* and *Brachidontes solisianus* (Bivalvia, Mytilidae) from the southern Brazilian coast. *Invertebrate reproduction y development*, 46(2-3), 149-158.

Jones, C. G., Lawton, J. H., Shachak, M. (1997). Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, 78(7), 1946-1957.

Jorcin, A. (1996). Distribución, abundancia y biomasa de *Erodona mactroides* (Mollusca, Bivalvia, Daudin, 1801) en la Laguna de Rocha (Depto. de Rocha, Uruguay). *Revista Brasileira de Biología*, 56(1), 155-162.

Karatayev, A., Padilla, D., Minchin, D., Boltovskoy, D., Burlakova, L. (2007). Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. *Biological Invasions*, 9(2), 161-180.

Krohling, W., Brotto, D., Zalmon, I. (2006). Functional role of fouling community on an artificial reef at the northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*. 54(4), 183-191.

Krohling, W. y Zalmon, I. R. (2008). Epibenthic colonization on an artificial reef in a stressed environment off the north coast of the Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Archives of Biology*

and Technology, 51(1), 213-221.

Lanfranconi, A., Hutton, M., Brugnoli, E., Muniz, P. (2009). New record of the alien mollusc *Rapana venosa* (Valenciennes 1846) in the Uruguayan coastal zone of Río de la Plata. *Panamerican Journal of Aquatic Sciences*, 4, 216-221.

Lanfranconi, A. (2010). Tasa de consumo del gasterópodo exótico invasor *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) sobre Mytilidae: una aproximación experimental. Montevideo. Facultad de Ciencias. Tesis de Grado.

Lanfranconi, A., Brugnoli, E., Muniz, P. (2013). Preliminary estimates of consumption rates of *Rapana venosa* (Gastropoda, Muricidae); a new threat to mollusk biodiversity in the Río de la Plata. *Aquatic Invasions*, 8(4), 437-442.

Langone, J. (2005). Notas sobre el Mejillón Dorado *Limnoperna Fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) en Uruguay. Publicación Extra Museo Nacional de Historia Natural y Antropología, Montevideo, 1,1-18.

Ley 16.408. Convenio sobre la diversidad biológica.

López-Gappa, J. (2000). Species richness of marine Bryozoa in the continental shelf and slope off Argentina (south-west Atlantic). *Diversity and Distributions*, 6, 15-27.

López Gappa, J. y Sabattini, N. (2008). Bryozoa. En: Camacho H. H. y Longobucco M. I. (eds.), Los invertebrados Fósiles. Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires, 221-242.

Mann, R., Occhipinti, A., Harding, J. (Eds.). (2004). Alien species alert: *Rapana venosa* (veined whelk). International Council for the Exploration of the Sea. *Cooperative Research Report*, 264, 14.

Maughan, B. C. (2001). The effects of sedimentation and light on recruitment and development of a temperate, subtidal, epifaunal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 256(1), 59-71.

Masterson, J. (2007). *Mytella charruana*. Smithsonian Marine Station at Fort Pierce. http://www.sms.si.edu/IRLspec/Mytella_charruana.htm. 23/01/2016.

Maytía, S. y Scarabino, V. (1979). Las comunidades del litoral rocoso del Uruguay: zonación, distribución local y consideraciones biogeográficas. *Memorias del Seminario sobre Ecología Bentónica y Sedimentación de la Plataforma Continental del Atlántico Sur*, 1, 149-160.

Mayer-Pinto, M. y Junqueira, A. O. R. (2003). Effects of organic pollution on the initial development of fouling communities in a tropical bay, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 46(11), 1495-1503.

Mineur, F., Cook, E., Minchin, D., Bohn, K., Macleod, A., Maggs, C. (2012). Changing coasts: marine aliens and artificial structures. *Oceanography and marine biology*, 50, 189-234

Muniz, P., Venturini, N., Rodríguez, M., Martínez, A., Lacerot, G., Gómez, M. (2000). Benthic communities in a highly polluted urban bay.. En: Milón, P.J., Delgado, C.T., Paredes, L.V., Paredes, A.O., Benavides, F.V. (Eds.), *Ecología y Desarrollo Sostenible: Reto de América Latina para el tercer Milenio*, 204-207.

- Muniz, P. y Venturini, N. (2001). Spatial distribution of the macrozoobenthos in the Solís Grande stream estuary (Canelones-Maldonado, Uruguay). *Brazilian Journal of Biology*, 61(3), 409-420.
- Muniz, P., Venturini, N., Martínez, A. (2002). Physico-chemical characteristics and pollutants of the benthic environment in the Montevideo coastal zone, Uruguay. *Marine pollution bulletin*, 44(9), 962-968.
- Muniz, P., Clemente, J., Brugnoli, E. (2005). Benthic invasive pests in Uruguay: A new problem or an old one recently perceived?. *Marine Pollution Bulletin*, 50(9), 1014-1018.
- Muniz, P., Burone Magariños, L., Venturini, N. (2006). Contaminación de la Bahía de Montevideo y zona costera adyacente y su relación con los organismos bentónicos. En: Menafrá, R., Rodríguez, L., Scarabino, F., Conde, D. (Eds.). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre, Montevideo, 467-476.
- Muniz, P., Venturini, N., Hutton, M., Kandratavicius, N., Pita, A., Brugnoli, E., García-Rodríguez, F. (2011). Ecosystem health of Montevideo coastal zone: A multi approach using some different benthic indicators to improve a ten-year-ago assessment. *Journal of Sea Research*, 65(1), 38-50.
- Muniz, P. y Venturini, N. (2015). Macrobenthic communities in a temperate urban estuary of high dominance and low diversity: Montevideo Bay (Uruguay). *CICIMAR Oceánides*, 30(1), 9-20.
- Monro, C. (1938). On a small collection of Polychaeta from Uruguay. *Annals and Magazine of Nature History*, 2, 311-314.
- Muravchik, M. y Griffin, M. (2013). Bryozoans from the Paraná Formation (Miocene), in Entre Ríos province, Argentina. *Ameghiniana*, 41(1), 3-12.
- Nagy, G.J., Martínez, C.M., Caffera, R.M., Pedrosa, G., Forbes, E.A., Perdomo, A.C., López Laborde, J., (1997). Hydroclimatic setting of the Rio de la Plata. En: Wells, P.G., Daborn, G.R. (Eds.). *The Rio de la Plata: An environmental Overview*. An EcoPlata project Background Report. Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, Canada, p. 256.
- Nagy, G. J., Gómez-Erache, M., López, C. H., Perdomo, A. C. (2002). Distribution patterns of nutrients and symptoms of eutrophication in the Rio de la Plata River Estuary System. En: *Nutrients and Eutrophication in Estuaries and Coastal Waters*, 125-139.
- Nagy, G.J., Severov, D.N., Pshennikov, V.A., DE LOS Santos, M., Lagomarsino, J.J., Sans, K., Morozov, E.G. (2008). Río de la Plata estuarine system: Relationship between river flow and frontal variability. *Advances in Space Research*, 41, 1876-1881.
- Neves, C. S. y Rocha, R. M. D. (2008). Introduced and cryptogenic species and their management in Paranaguá Bay, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51(3), 623-633.
- Niön, H. (1979). Zonación del macrobentos en un sistema lagunar litoral oceánico. Seminario sobre Ecología Bentónica y Sedimentación de la Plataforma Continental del Atlántico Sur. Memoria, 1, 225-235.
- Nunes, A., Katsanevakis, S., Zenetos, A., Cardoso, A. (2014). Gateways to alien invasions in the European seas. *Aquatic Invasions*, (9).

- Nalesso, R.C. (1988). Influência da salinidade e exposição ao ar na distribuição dos mexilhões *Brachidontes darwinianus* e *B. solisianusem* em dois estuários do litoral do estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Newman, W. A.y Abbott, D. P. (1980). Cirripedia: the barnacles. Intertidal invertebrates of California. Stanford University Press, Stanford, 504-535.
- Occhipinti-Ambrogi, A. (2007). Global change and marine communities: Alien species and climate change. *Marine pollution bulletin*, 55(7), 342-352.
- Obenat, S. (2001). Biología del anélido introducido *Ficopomatus enigmaticus* (Polychaeta: Serpulidae). Iribarne (ed.) *Reserva de Biósfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas. Edición Martín, Mar del Plata*, 101-108.
- Orensanz, J. M. L., Schwindt, E., Pastorino, G., Bortolus, A., Casas, G., Darrigran, G., Elías, R., López-Gappa, J., Obenat, S., Pascual, M., Penchaszadeh, P., Piriz, M. L., Scarabino, F., Spivak, E., Vallarino E. (2002). No longer the pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, 4(1-2), 115-143.
- Olazarri, J. (1986). Almejas del género *Corbicula* en el río Uruguay y sus efluentes del margen izquierdo. En: Seminario "El río Uruguay y sus recurso pesqueros", 65-67.
- Otani, M. (2006). Important vectors for marine organisms unintentionally introduced to Japanese waters. *Assessment and control of biological invasion risks*, 92.
- Pastorino, G., Darrigran, G., Martin, SM., Lunaschi, L. (1993). *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. *Neotropica*, 39, 34.
- Parker, I., Simberloff, D., Lonsdale, W., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P., Goldwasser, L. (1999). Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological invasions*, 1(1), 3-19.
- Puyana, M., Prato, J., Díaz, J. M. (2012). MYTELLA CHARRUANA (D'ORBIGNY)(MOLLUSCA: BIVALVIA: MYTILIDAE) IN CARTAGENA BAY, COLOMBIA. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 41(1), 213-217.
- Rasmussen, E. (1973). Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark) with a survey of the eelgrass (*Zostera*) vegetation and its communities. *Ophelia*, 11(1), 1-507.
- Riedel, G. F., Sanders, J. G., Osman, R. W. (1987). The effect of biological and physical disturbances on the transport of arsenic from contaminated estuarine sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 25(6), 693-706.
- Rodríguez Negreira, H. M. (2007). Distribución y dinámica poblacional de la almeja asiática *Corbicula fluminea* (Bivalvia, Corbiculidae) en ríos de las zonas centro-sur y este de Uruguay. Tesis de Maestría en Biología. Universidad de la República.
- Rosa Filho, J. S., Busman, D. V., Viana, A. P., Gregório, A. M., Oliveira, D. M. (2006). Macrofauna bentônica de zonas entre-marés não vegetadas do estuário do rio Caeté, Bragança, Pará. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais*, 1(3), 85-96.

Ruiz, G., Carlton, J., Grosholz, E., Hines, A. (1997). Global Invasions of Marine and Estuarine Habitats by Non-Indigenous Species: Mechanisms, Extent, and Consequences. *Am. Zool.* 37, 621-632.

Ruiz, G., Fofonoff, P., Hines, A. H., Grosholz, E. (1999). Non-indigenous species as stressors in estuarine and marine communities: assessing invasion impacts and interactions. *Limnology and oceanography*. 44 (3), 950-972

Saiki, M. K. (1990). Elemental concentrations in fishes from the Salton Sea, southeastern California. *Water, Air, and soil pollution*, 52(1-2), 41-56.

Santoro, P., Fossati, M., Piedra-Cueva, I. (2013). Characterization of Circulation Patterns in Montevideo Bay (Uruguay). *Journal of Coastal Research*, 29(4), 819-835.

Sato, M. (2013). Resurrection of the genus *Nectoneanthes* Imajima, 1972 (Nereididae: Polychaeta), with redescription of *Nectoneanthes oxypoda* (Marenzeller, 1879) and description of a new species, comparing them to *Neanthes succinea* (Leuckart, 1847). *Journal of natural history*, 47(1-2), 1-50.

Scarabino, V., Maytía, S., Cachés, M. (1975). Carta Binómica litoral del departamento de Montevideo. I. Niveles superiores del Sistema Litoral. *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay*, 4(29), 117-129.

Scarabino, F., Verde, M. (1995). *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) en la costa uruguaya del Río de la Plata (Bivalvia; Mytilidae). *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay* 7(66-67), 374-375.

Scarabino, F., Menafrá, R., Etchegaray, P. (1999). Presencia de *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) (Gastropoda: Muricidae) en el Río de la Plata. Actas V Jornadas de Zoología del Uruguay, *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay (Segunda época)*, 11, 40.

Scarabino, F., Zaffaroni, J. C., Carranza, A., Clavijo, C., Nin, M. (2006). Bivalvos marinos y estuarinos de la costa uruguaya: faunística, distribución, taxonomía y conservación. En: *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo, 156-167.

Scarabino, F., Martínez, G. (2013). Componente marino. Sub-componente bentos. Sector Laguna de Rocha-Aguas Dulces (departamento Rocha-Uruguay).

Schwindt, E. y Iribarne, O. O. (2000). Settlement sites, survival and effects on benthos of an introduced reef-building polychaete in a SW Atlantic coastal lagoon. *Bulletin of Marine Science*, 67(1), 73-82.

Schwindt, E., Bortolus, A., Iribarne, O. (2001). Invasion of a reef-builder polychaete: direct and indirect impacts on the native benthic community structure. *Biological Invasions*, 3(2), 137-149.

Schwindt, E., Iribarne, O. O., Isla, F. I. (2004). Physical effects of an invading reef-building polychaete on an Argentinean estuarine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59(1), 109-120.

Setmire, J.G., Schroeder, R.A., Densmore, J.N., 1993. Detailed study of water quality, bottom sediment, and biota associated with irrigation drainage in the Salton Sea Area, CA, 1988–1990. *Water-Resources Investigations*, Report, 93-4014.

Spinuzzi, S., Schneider, K. R., Walters, L. J., Yuan, W. S., Hoffman, E. A. (2013). Tracking the distribution of non-native marine invertebrates (*Mytella charruana*, *Perna viridis* and *Megabalanus coccopoma*) along the south-eastern USA. *Marine Biodiversity Records*, 6.

Spivak, E. D. (1997). Cangrejos estuariales del Atlántico sudoccidental (25°-41°S) (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Investigaciones marinas*, 25, 105-120.

Spivak, E. (2005). Los cirripedios litorales (Cirripedia, Thoracica, Balanomorpha) de la región del Río de la Plata y las costas marinas adyacentes. En: Penchaszadeh P.E. (ed.), *Invasores: Invertebrados exóticos en el Río de la Plata y región marina aledaña*. EUDEBA, 251-310.

Spivak, E. y Schwindt, E. (2014). Balanomorfos (Cirripedia: thoracica). En: Roig-Juñent, S.; L.E. Claps & J.J. Morrone (Directores). *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*, (3), 261-270.

Strayer, D. (2010). Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Fresh water Biology*, 55 (1), 152–174.

Soutullo, A. (2012). Análisis de localización del Puerto de Aguas Profundas en la costa oceánica del Uruguay.

Tanaka, M. O. (2005). Recolonization of experimental gaps by the mussels *Brachidontes darwinianus* and *B. solisianus* in a subtropical rocky shore. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48 (1), 115-119.

Tavora, VA., de Pontes, KGA., Mesquita, N. (2005). Sistemática e taxonomia dos cirrípedes balanomorfos da formação pirabas (Eómioceno), Estado do Pará, Brasil. *Arch Mus Nac Rio de Janeiro*, 63, 459–470.

Ten Hove, H.A. y Weerdenburg, J.C.A. (1978). A generic revision of the brackish-water serpulid *Ficopomatus* Southern 1921 (Polychaeta: Serpulidae), including *Mercierella* Fauvel 1923, *Sphaeropomatus* Treadwell 1934, *Mercierellopsis* Rioja 1954, and *Neopomatus* Pillai 1960. *Biological Bulletin*, 154, 96-120.

Trovant, B., Ruzzante, D., Basso, N., Orensanz J. M. (2013). Distinctness, phylogenetic relations and biogeography of intertidal mussels (Brachidontes, Mytilidae) from the south-western Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93, 1843-1855.

UICN (2000). Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.

UNESCO (2010). Lineamientos para la gestión nacional de especies exóticas invasoras. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, DINAMA (Dirección Nacional de Medio Ambiente), and UNESCO, Montevideo, Uruguay.

Van Ham, C., Genovesi, P., Scalera, R. (2013). Invasive alien species: the urban dimension, Case studies on strengthening local action in Europe. Brussels, Belgium: IUCN European Union Representative Office. 103 pp.

Venturini, N., Muniz, P., Rodríguez, M. (2004). Macrobenthic subtidal communities in relation to sediment pollution: the phylum-level meta-analysis approach in a south-eastern coastal region of South America. *Marine Biology*, 144(1), 119-126.

Villalobos-Guerrero, T. F. (2012). Ficha técnica y análisis de riesgo de *Alitta succinea* (Leuckart in Frey y Leuckart, 1847) (Polychaeta: Nereididae). En: AM Low-Pfeng y EM Peters-Recagno (eds.) *Invertebrados marinos exóticos en el Pacífico mexicano*, capítulo VIII, 131-165.

Williams, S. L. y Grosholz, E. D. (2008). The invasive species challenge in estuarine and coastal environments: marrying management and science. *Estuaries and Coasts*, 31(1), 3-20.

Wittenberg, R., Cock, M.J.W. (eds.) (2001). *Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices*. Wallingford, UK: CABI Publishing.

Yuan, W., Walters, L. J., Schneider, K. R., Hoffman, E. A. (2010). Exploring the survival threshold: a study of salinity tolerance of the nonnative mussel *Mytella charruana*. *Journal of Shellfish Research*, 29(2), 415-422.

Yuan, W. S., Hoffman, E. A., Walters, L. J. (2015). Effects of nonnative invertebrates on two life stages of the native eastern oyster *Crassostrea virginica*. *Biological Invasions*, 1-13.

Zalmon, I., da Costa, F. (2003). Comunidade incrustante em diferentes materiais de um recife artificial no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro. *Biotemas*, 16(1), 57-80.

Zullo, V.A. (1992). *Balanus trigonus* Darwin (Cirripedia, Balaninae) in the Atlantic Basin: an introduced species? *Bulletin of Marine Science*, 50, 66-74.

ANEXO I

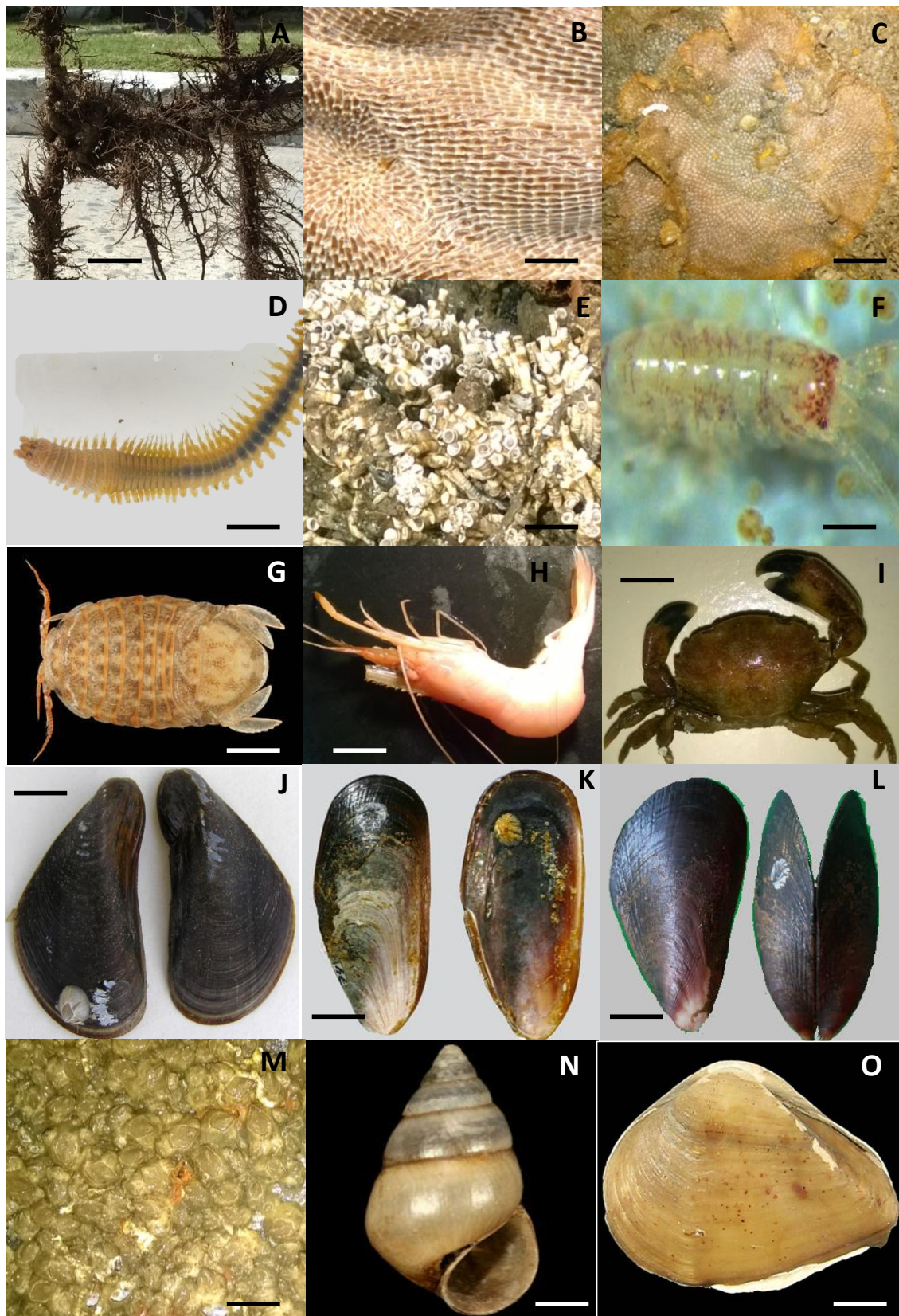


Figura A1. Imágenes de los taxa identificados en la Bahía de Montevideo. A: *Vaucheria* sp.; B: *Membranipora* sp.; C: *Schizoporella* sp.; D: *Alitta succinea*; E: *Ficopomatus enigmaticus*; F: *Corophium* sp.; G: *Cassinidea* sp.; H: *Macrobrachium borellii*; I: *Cyrtograpsus altimanus*; J: *Mytella charruana*; K: *Brachidontes rodriguezii*; L: *Brachidontes darwinianus*; M: *Amphibalanus improvisus*; N: *Heleobia cf. australis*; O: *Erodona mactroides*. Fuentes: Figuras B, D, F, J, K, N, O obtenidas de (<http://www.marinespecies.org/>). Figura L obtenida de (<http://www.shellspecimen.net/>). Figura G obtenida de (<http://www.discoverlife.org/>). Figuras A, C, E, H, I, M fotos de autor. Escalas: A) 10cm; B) 1mm; C) 1cm; D) 1mm; E) 1cm ; F) 0,1mm; G) 0,1mm; H) 1cm; I) 1cm; J) 1cm; K) 1cm; L) 0,5cm; M) 0,5 ;N) 1mm; O) 1mm.