



Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco
2020

Tesis Doctoral

Contaminación por efluentes urbanos en el Golfo San Jorge,
Argentina: Caracterización ambiental y efectos en la estructura de
comunidades macrozoobentónicas intermareales.

Lic. Romina Noelia Verga

Director: Dr. Néstor J. Cazzaniga

Co-director: Dr. Damián G. Gil





Universidad Nacional De la Patagonia San Juan Bosco

Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud

Tesis doctoral

Contaminación por efluentes urbanos en el Golfo San Jorge,
Argentina: Caracterización ambiental y efectos en la estructura
de comunidades macrozoobentónicas intermareales

Lic. Romina Noelia Verga

Director

Dr. Néstor J. Cazzaniga

Co-Director

Dr. Damián G. Gil

Comodoro Rivadavia, Chubut, 2020

A mis viejos
A mi familia: ¡toda!

Agradecimientos personales e institucionales

Quiero agradecer a todas las personas que estuvieron de algún modo a mi lado durante estos años de mi doctorado y mi carrera en general.

A Héctor Zaixso, porque sin conocerme me dio una gran oportunidad, y porque la vida me permitió conocerlo poco personalmente, pero mucho a través de la calidad humana del grupo de trabajo que dejó. A Alicia (Ali) Boraso por las largas charlas, mates domingueros y por sus valiosos consejos académicos. Y a Manuel Zaixso por la ayuda para conseguir fondos para esta tesis.

A mi Director Néstor Cazzaniga por su invaluable aporte a esta tesis, sus consejos y charlas filosóficas. Y porque siempre le escribo a último momento y me sigue dando una mano.

A mi Co-Director Damián Gil, por haberme dado la oportunidad de trabajar con él, por su acompañamiento, correcciones, y comentarios para mejorar la calidad de mi trabajo.

Al Julio Vinuesa, por su apoyo y acompañamiento. Y por adoptarme ante la pronta partida de Héctor.

A Javier Tolosano por su acompañamiento, ayuda y gestión de recursos imprescindibles para el desarrollo de este trabajo.

A mis compañeros del IDC; Martín, Mauro, Adri, Tomás, Euge (y Clau), Vicky, Paula, Fran, Joha, Laura, Belén, Caro, Ceci V., Berna, Nair y Rodrigo, porque cuando los necesité estuvieron acompañando en muestreos, cebando un mate, haciendo un asadito en la playa, aportando sus valiosos conocimientos. Y muy especialmente a Juli, Ceci A. y sus niños por el aguante y acompañamiento incondicional.

A los estudiantes que me acompañaron en los muestreos: Marina Epulef, Juliana Giménez, Aldana Bustamante, Fernando Contreras Barrientos, Johana Herrera, Marilina González, Daniela Pérez.

A mis viejos por ser ejemplos de esfuerzo y superación. A mis hermanas Tiny, Maru, Al y Len, a mis abuelos, tíos y primos que siempre están y me apoyaron en mis sueños. A Nay y Zoe por compartir el amor por la naturaleza.

A Rena por acompañarme en los últimos muestreos, ¡y en la vida! ocupándose de esos detalles que hicieron todo más ameno! A Albano, Kari, Luigi y las peques! Por su calidez, interés y apoyo en mi profesión.

A mis amigos de siempre: Naty, Carito (y las niñas), Andre, Georgi, Tay y los “Toque”: Na, Male, Anto, Sabri, Maty, Cris, Day, Eli, Pame, Naty, Flor, y Pau.

Al grupo de indicadores bentónicos de la UNMDP: Rodolfo Elías, Griselda Garaffo, Lourdes Jaubet, Andrea Saracho Botero y Elizabeth Llanos que me aguantaron un par de meses, compartieron mates, conocimientos y experiencias.

A las y los investigadores Claudia Bremec, Carlos Rumbold, Agustín Garese y Fabián Acuña (UNMDP), Brenda Doti y Diego Zelaya (UBA), Virginia Lo Russo y Dr. José Alfaya

(CENPAT) y Juan Pablo Martin (UNPA) por recibirme en sus laboratorios y dedicarle un tiempito a identificar o corroborar mis muestras.

A Mirtha Lewis y Fernanda Días que desde el CIT-GSJ dieron respuestas y apoyo nuestras inquietudes.

Al CONICET que me otorgó la beca que me permitió realizar mi trabajo de tesis.

A la UNPSJB, y en particular a la Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud por brindarme el lugar de trabajo para el desarrollo de las actividades, y a la secretaría de Ciencia y Técnica por financiar parte de esta tesis.

Y a mis compañeras de la cátedra de Estadística de Naturales: Mari, Ale y Vicky, por el acompañamiento.

A Jorge Rubilar y al laboratorio de Aguas de la Municipalidad de Comodoro Rivadavia por ayudarme con la determinación de las muestras de agua.

Índice

Resumen	I
Summary	IV
Introducción general	
1. Introducción general.....	2
1.1 Contaminación marina	2
1.2 Contaminación por efluentes urbanos	3
1.3 La contaminación en el intermareal rocoso.....	5
1.4 Especies indicadoras.....	9
1.5 Objetivos	10
Contexto ambiental del área de estudio	
1. Contexto ambiental del área de estudio.....	13
1.1 Descripción del área de estudio.....	13
1.2 Situación de los efluentes urbanos de Comodoro Rivadavia	15
Capítulo I. Evaluación de la calidad del agua de mar y la contaminación bacteriológica	
1. Introducción	24
2. Materiales y métodos.....	25
2.1 Área de estudio.....	25
2.2 Muestreo de agua y análisis microbiológico.	27
2.3 Análisis de los datos	28
3. Resultados	29
3.1 Variación espacial y estacional.....	29
3.2 Indicadores bacteriológicos.....	32
3.3 Influencia de los niveles de marea.....	34
4. Discusión.....	37
Capítulo II. Diversidad y dominancia de especies de invertebrados en una comunidad afectada por efluentes urbanos	
1. Introducción	43
2. Metodología	46
2.1 Área de estudio y muestreos.....	46
2.2 Análisis de la diversidad.....	49
2.3 Análisis estadísticos.....	50
2.4 Dominancia de especies	51
3. Resultados	53
3.1 Análisis de la diversidad.....	53
3.2 Abundancia y biomasa total.....	59

3.3 Índices de diversidad	63
3.4 Dominancia de especies	70
4. Discusiones.....	74
4.1 Variabilidad vertical en la diversidad de la comunidad macrozoobentónica impactada por efluentes urbanos.....	75
Capítulo III. Influencia de los efluentes urbanos en la estructura y zonación de las comunidades bentónicas del intermareal	
1. Introducción	79
2. Metodología	80
2.1 Cambios en la estructura de la comunidad por efectos del disturbio y del horizonte	81
2.2 Estado de los principales biotopos del intermareal rocoso del golfo San Jorge	82
3. Resultados	83
3.1 Cambios en la estructura de la comunidad por efectos del disturbio y del horizonte	85
3.2 Estado de los principales biotopos del intermareal rocoso del golfo San Jorge	98
4. Discusión.....	103
4.1 Efectos de los efluentes urbanos en la zonación vertical de la macrofauna	103
4.2 Ingenieros ecosistémicos de la costa central del golfo San Jorge	109
4.3 Indicadores de contaminación	111
Conclusiones y perspectivas a futuro	
1. Conclusiones	114
2. Perspectivas a futuro	116
Bibliografía citada	118
Anexo I. Relevamiento de efluentes urbanos de la ciudad de Comodoro Rivadavia.	138
Anexo II. Regresiones lineales para el cálculo de pesos secos de <i>Perumytilus purpuratus</i>	146

Resumen

La actividad antropogénica sobre el borde costero afecta el funcionamiento de los ecosistemas costeros y en particular la franja del intermareal. Las descargas de aguas residuales constituyen un factor estresante importante para las comunidades marinas en muchos sistemas intermareales de todo el mundo. Los desagües cloacales con escaso o nulo tratamiento que son descargados al mar, liberan una gran variedad y cantidad de patógenos microbianos poniendo en riesgo a la población. Los ecosistemas costeros patagónicos son altamente productivos, y en especial en el Golfo San Jorge se identifican vertidos de efluentes urbanos con escaso o nulo tratamiento, los cuales pueden interferir con otras actividades productivas como la maricultura y pesca artesanal de peces y moluscos. Si bien existen normativas al respecto, éstas no están bien controladas por los organismos reguladores. La exposición del bentos a ciertos contaminantes puede ser imperceptible a simple vista pero estar produciendo grandes cambios a nivel comunidad, alterando interacciones ecológicas. Del mismo modo, existe un riesgo potencial para la salud de los habitantes locales que extraen diversas especies de invertebrados bentónicos para su consumo (por ejemplo, mejillón, cholga, pulpo colorado, entre otros). En las costas rocosas del golfo San Jorge el mejillón del sur *Perumytilus purpuratus* (en el mesolitoral), y el alga coralinácea *Corallina officinalis* (en el infralitoral) proporcionan un hábitat con alta complejidad estructural en el cual conviven una gran diversidad de invertebrados. Un cambio en la composición de las especies podría estar indicando un deterioro del ambiente como consecuencia de aportes de efluentes urbanos. Es por este motivo que es necesario no solo evaluar los efectos negativos de la contaminación que impactan directamente en la macrofauna costera, sino también, aportar herramientas que puedan ser utilizadas para la mitigación. Por lo tanto, el objetivo general de esta tesis doctoral es el estudio de los efectos de la contaminación por efluentes urbanos sobre la estructura de las comunidades macrozoobentónicas del intermareal rocoso de la costa central del golfo San Jorge. Del cual se desprenden una serie de objetivos que fueron evaluados en cada capítulo.

En el **capítulo I** se examina la calidad del agua de mar y la contaminación bacteriológica en las costas rocosas del golfo de San Jorge. Además, se explora su variabilidad espacial y estacional entre múltiples sitios y horizontes del intermareal. A partir de análisis de muestras de agua de mar se observó que los sitios impactados presentan una reducción de la salinidad, valores más altos de nutrientes (nitratos y fosfatos) y turbidez en el agua de mar. Se detectó que los sitios impactados presentaron valores de medias geométricas de indicadores bacteriológicos

de agua de mar hasta diez veces superiores al límite legal permitido, tanto para el uso recreativo del agua marina, como para las áreas de recolección de mariscos en la mayor parte del año. Las propiedades físicoquímicas de la calidad del agua y los indicadores bacteriológicos variaron a lo largo de un gradiente de altura intermareal, con una difusión relativamente baja de los contaminantes hacia los horizontes más bajos.

En el **capítulo II** se evalúa el efecto de los efluentes urbanos en la diversidad, la abundancia y la biomasa de las comunidades en diferentes niveles del intermareal del golfo San Jorge; y se examinan las diferencias en la dominancia de especies entre las comunidades de sitios de referencia y sitios impactados en diferentes horizontes del intermareal rocoso. Los resultados obtenidos de este análisis evidenciaron que en la costa central del golfo San Jorge, la diversidad y la estructura de las comunidades, se vieron afectadas por las descargas de efluentes urbanos y los efectos son diferentes en cada horizonte según las comunidades que allí habitan. Se encontró una disminución significativa de la diversidad de especies en las restingas contaminadas y un cambio en el patrón de las abundancias de individuos: el horizonte mesolitoral medio (HMM) parecería ser el más afectado, en coincidencia con el mayor aporte de aguas residuales debido a la desembocadura de emisarios urbanos. En este horizonte la riqueza de especies se vio levemente disminuida y la uniformidad aumentada en los sitios impactados. Resultados similares fueron observados en el horizonte mesolitoral inferior (HMI) en donde los sitios impactados presentaron una menor riqueza de especies y de especies abundantes con respecto a los sitios de referencia. En el horizonte infralitoral superior (HIS) la perturbación fue menor, pero perceptible: presentó la mayor riqueza de especies y mayor número de especies abundantes en todos los sitios.

Por último, en el **capítulo III** se analizan las variaciones espaciales en la estructura y composición de la macrofauna del intermareal rocoso y su relación con variables ambientales y efluentes urbanos. Además, se evalúa el efecto de los efluentes urbanos en la abundancia y biomasa de los taxones que conforman las comunidades de los principales biotopos del intermareal rocoso del golfo San Jorge. Por otro lado, se busca detectar diferencias en la dominancia de especies entre las comunidades de sitios de referencia y sitios impactados en diferentes horizontes del intermareal rocoso; y explorar posibles taxones de invertebrados bentónicos que podrían usarse como especies indicadoras para detectar presencia, o ausencia de impacto producido por aguas residuales. En este capítulo se ha encontrado que el disturbio afecta las abundancias y las biomásas relativas de los taxones que allí habitan. Estos cambios son diferentes según el horizonte de marea en el que se encuentran y las playas de sitios

impactados presentan mayor heterogeneidad intra-ambiental que las playas no impactadas. También se evidencia que el disturbio provocado por la presencia de efluentes urbanos afecta la abundancia y la biomasa de los bancos de *Perumytilus purpuratus* y se observó una disminución de la riqueza de especies en los sitios impactados. Se evidencia una pérdida de la matriz de los bancos de *Perumytilus purpuratus* y de las comunidades asociadas, y un reemplazo por especies oportunistas como *Balanus glandula* y poliquetos del género *Boccardia*. En el HMI el mejillón *Mytilus edulis platensis* aporta a la diferenciación de los sitios impactados tanto en la abundancia como en biomasa. Por el contrario, *Siphonaria lessoni* y *Anasterias minuta* se ven afectadas negativamente por el disturbio. En el HIS la especie que más aporta a la diferenciación de sitios es *Aulacomya atra*, seguida por *M. edulis platensis* que en este horizonte alcanza una mayor biomasa en los sitios de referencia. Asimismo, se observa que a pesar de la heterogeneidad que hay entre sitios en las playas impactadas hay un cambio en el patrón de la densidad y de la biomasa del ingeniero ecosistémico con respecto a sitios de referencia, como consecuencia del aporte de aguas residuales. Y aunque la heterogeneidad se vio aumentada en los sitios impactados del HIS, la biomasa de *Corallina officinalis* parece no tener un patrón claro entre sitios impactados y sitios de referencia. No obstante, la abundancia y la biomasa de invertebrados se vieron disminuidas en los sitios con presencia de efluentes urbanos. El mejillín del sur parecería ser un buen indicador de impacto ambiental en la costa central del golfo San Jorge, aunque debe considerarse tanto la abundancia como la biomasa de la especie. Además, el estado de los bancos de *Perumytilus purpuratus* reflejaría la diversidad de la comunidad asociada.

Summary

The anthropogenic activity affects the functioning of coastal ecosystems, in particular the intertidal zone. A major stressor for marine communities in many intertidal systems worldwide is the discharge of wastewater. Sewage drains with little or no treatment that is discharged into the sea, release a great variety and quantity of microbial pathogens, increasing the health risk. The Patagonian coastal ecosystems are highly productive, and especially in the San Jorge Gulf, urban effluent discharges with little or no treatment are identified, which can interfere with other productive activities such as mariculture and artisanal fishing of fish and molluscs. Although there are regulations in this regard, they are not well controlled by regulatory bodies. Exposure of benthos to certain pollutants may be undetectable to the naked eye, but it is producing considerable changes at the community level, altering ecological interactions. Similarly, there is a potential risk to the health of local inhabitants who extract various species of benthic invertebrates for consumption (e.g. mussel, red octopus, among others). On the rocky shores of the San Jorge Gulf, the southern mussel *Perumytilus purpuratus* (in the mid-littoral fringe), and the coralline alga *Corallina officinalis* (in the upper infra littoral fringe) provide a habitat with high structural complexity in which a great diversity of invertebrates coexist. A change in the composition of the species could be indicating a deterioration of the environment as a consequence of the contributions of urban effluents. It is for this reason that it is necessary not only to evaluate the negative effects of pollution that have a direct impact on the coastal macrofauna but also to provide tools that can be used for mitigation. Therefore, the general aim of this doctoral thesis is the study of the effects of pollution by urban effluents on the structure of macrozoobenthonic communities of the rocky intertidal area of the central coast of the San Jorge Gulf. From which a series of objectives emerge that were assessed in each chapter.

Chapter I examines the quality of sea water and bacteriological contamination on the rocky shores of the San Jorge Gulf. Besides, between multiple sites and coastal zones is explored its spatial and seasonal variability. Seawater quality of impacted sites generally showed a reduction of salinity, higher values of nutrients (nitrates and phosphates) and turbidity. The reduction of salinity was even more severe during the austral autumn at the impacted sites indicating a strong contribution of rainwater collected by the sewage system during this season. The impacted sites, presented geometric mean values of seawater bacteriological indicators up to ten times higher than the legal limit allowed, both for the recreational use of seawater and for the shellfish collection areas in most of the year. Variations of physico-chemical proprieties of water quality

and bacteriological indicators along a gradient of intertidal height suggest a relatively low diffusion of the pollutants to the depth.

Chapter II evaluate the effect of urban effluents on the diversity, abundance and biomass of the communities at different levels of the San Jorge Gulf intertidal shore; and the differences in species dominance between the reference and impacted site communities at different rocky intertidal horizons were examined. The results indicate that on the central coast of San Jorge gulf, diversity and structure of communities are affected by urban effluent discharges, and the effects are different on each horizon according to the communities that live there. Found a significant decrease in species heterogeneity in the contaminated shoals. A shift was observed in the abundances of individuals towards the lower level of the mid-littoral of the impacted sites. The mid-littoral zone seems to be the most affected. This effect coincides with the highest contribution of wastewater due to the mouth of urban outfalls. In this level, species richness was slightly decreased and uniformity increased at impacted sites. Were observed similar results in the low-littoral where the impacted sites had lower species richness and abundant species. In the high infralittoral fringe (Hi-IF), the disturbance was less but perceptible: it presented the highest species richness and the highest number of abundant species at all sites.

Finally, in **chapter III** the spatial variations in the structure and composition of the rocky intertidal macrofauna are analysed, and their relationship with environmental variables and urban effluents. Also, is evaluated the effect of urban effluents on the abundance and biomass of the taxa that make up the communities of the main rocky intertidal biotopes of the San Jorge gulf; On the other hand, it seeks to detect differences in the dominance of species between the communities of reference sites and impacted sites in different levels of the intertidal rocky shore; and explore possible benthic invertebrate species that could be used as bioindicator species to detect the presence, or absence, of impact produced by wastewater. In this chapter, it has been found that the perturbation would be affecting the abundances and relative biomasses of the taxa that inhabit there. These changes are different depending on the tidal level in which they are found, and the impacted sites present a higher intra-environmental heterogeneity than the non-impacted sites. It is also evident that the disturbance caused by the presence of urban effluents affects the abundance and biomass of the mussel matrices, and consequently, a decrease in the richness of species in the impacted sites. A loss of the mussel matrix and associated communities is evidenced, and a replacement by opportunistic species such as *Balanus glandula* and polychaetes of the genus *Boccardia*. In the low-littoral, the mussel *Mytilus edulis platensis* contributes to the differentiation of the impacted sites both in

abundance and biomass. On the contrary *Siphonaria lessoni* and *Anasterias minuta* are negatively affected by the disturbance. In the Hi-IF, the species that contribute the most to the differentiation of sites is *Aulacomya atra*, followed by *M. edulis platensis*, which in this tidal level reaches higher biomass in the reference sites. Also, it was observed that despite the heterogeneity that exists between sites on the impacted sites, there is a shift in the density and biomass pattern of the ecosystem engineer towards the lower levels as a consequence of the contribution of wastewater. And although in the Hi-IF the heterogeneity was increased on impacted sites, the *C. officinalis* belt appears to have no clear pattern between impacted sites and reference sites. However, the abundance and biomass of invertebrates were lower in the sites with the presence of urban effluents. The southern mussel would seem to be a good indicator of the environmental impact on the central coast of the San Jorge gulf, although both the abundance and the biomass of the species must be considered in the analysis. Additionally, the status of the mussel would reflect the diversity of the associated community.

Introducción general

1. Introducción general

1.1 Contaminación marina

Los ecosistemas costeros y marinos se encuentran entre los más productivos del mundo (UNEP, 2006). Los seres humanos dependemos de las funciones de los ecosistemas costeros y marinos como fuentes de bienes y servicios importantes y valiosos, obteniendo beneficios tales como hábitats, alimentos, transporte, empleo, recreación y un sinnúmero de otros servicios ecosistémicos. Los servicios ecosistémicos son todos aquellos bienes y servicios que la población humana obtiene directa o indirectamente de los ecosistemas, incluyendo la asimilación de desechos. La degradación o el cambio en la fauna y flora de las costas afectan el funcionamiento de estos sistemas. Dentro de los servicios ecosistémicos en riesgo se encuentran la disponibilidad de oxígeno, el reciclado de nutrientes, la calidad del agua para uso recreativo, la atenuación de la erosión de la costa, las inundaciones costeras y la amortiguación de tormentas (Costanza *et al.*, 1997; Barbier, 2012; Liqueste *et al.*, 2013; Trevathan-Tackett *et al.*, 2019).

Los ecosistemas marinos más deteriorados incluyen las plataformas continentales duras y blandas, playas de arena, arrecifes rocosos, arrecifes de coral, manglares, pantanos, entre otros. Las zonas costeras representan el 4 % de la superficie total de la Tierra y el 11 % de los océanos del mundo (IOC/UNESCO, IMO, FAO, UNDP, 2011). La mayoría de las actividades antropogénicas afectan principalmente a los ecosistemas intermareales y cercanos a la costa (Halpern *et al.*, 2008; Barbier, 2012; Huguenin *et al.*, 2019). Se estima que actualmente el 23 % de la población mundial vive en pueblos y ciudades costeras o a menos de 100 km de la costa (Small y Nicholls, 2003). Muchas especies de importancia comercial dependen de diferentes hábitats costeros para cumplir su ciclo de vida: provisión de alimento, reproducción, área de desove y migración. Además, el hombre aprovecha los ecosistemas costeros para recolección de mariscos, turismo y comercialización a través de puertos, entre otros usos (Costanza *et al.*, 1997; Seitz *et al.*, 2014).

En particular, la franja intermareal es vulnerable a perturbaciones derivadas de la actividad antropogénica, como son el vertido de aguas residuales, el escurrimiento urbano, derrame de productos químicos, sobreexplotación, introducción de especies invasoras por actividad portuaria, fragmentación del ecosistema y cambios en la composición de comunidades que allí habitan (Crain *et al.*, 2008; Becherucci *et al.*, 2016; Huguenin *et al.*, 2019). La contaminación

marina es definida por la Organización de las Naciones Unidas (WWAP, UNESCO, 2019) como la introducción antropogénica de sustancias o energías al mar que pueden ocasionar daños a los recursos biológicos marinos, disminuir la calidad de agua de mar y, por consiguiente, afectar la salud humana. Estos contaminantes pueden ser de origen químico (por ejemplo, combustibles, derivados de industrias textiles, pesticidas), de origen físico (tales como infraestructura de puertos, muros de contención, sonares) y de origen orgánico (por ejemplo, aguas servidas con o sin tratamiento previo, desechos de industrias alimentarias, descartes pesqueros) (Muníz *et al.*, 2013).

1.2 Contaminación por efluentes urbanos

El vertido de desechos orgánicos en áreas costeras provoca, entre otros daños, aumento de la turbidez, aumento de la sedimentación y disminución de la salinidad (Terlizzi *et al.*, 2005; Azzurro *et al.*, 2010), pero además enriquece el medio con nutrientes (nitrógeno, fósforo, carbono) que son aprovechados por los productores primarios (Pearson y Rosenberg, 1978). En ambientes costeros de baja o moderada circulación de agua como estuarios o bahías, el aporte de nutrientes puede generar un crecimiento desmedido de la biomasa de fitoplancton y macroalgas que, de no ser aprovechado en su totalidad por los herbívoros, comienzan un proceso de descomposición que aumenta la demanda biológica de oxígeno (DBO) y agota la disponibilidad de oxígeno en el medio, que es necesario para el resto de los organismos; por consiguiente, se produce un aumento de la turbidez por materia orgánica en descomposición. Este proceso se conoce como eutrofización (Ryther *et al.*, 1971; Nixon 1995; 2009; Lobban y Harrison, 1997; Cloern, 2001).

Si bien la entrada de nutrientes a los ecosistemas marinos puede ocurrir por causas naturales como escorrentías pluviales y el flujo de arroyos, la afluencia crónica de nutrientes excesivos generalmente tiene un origen antropogénico, particularmente por descargas de aguas residuales y escorrentía de fertilizantes agrícolas (Raffaelli y Hawkins, 1996; Stewart *et al.*, 2008). La contaminación orgánica puede ser puntual, como el caso de tuberías de plantas de tratamiento de aguas residuales o tuberías del sector industrial que descargan directamente al cuerpo de agua. Este tipo de descargas se pueden monitorear y las agencias de protección ambiental pueden regularlas. Pero la contaminación también puede ocurrir de manera difusa: que los contaminantes se laven en las zonas urbanas durante las lluvias y sean arrastrados hacia el mar por alcantarillados pluviales, ríos, o lixiviados no monitoreados. Este tipo de ingresos de

contaminantes a los ecosistemas se conoce como "fuentes difusas o no puntuales" y no es tan fácil de regular (Stewart *et al.*, 2008).

Las descargas de aguas residuales constituyen un factor estresante importante para las comunidades marinas en muchos sistemas intermareales de todo el mundo (Borowitzka, 1972; Littler y Murray, 1975; López Gappa *et al.*, 1990, 1993; R. Elías *et al.*, 2003, 2006; Arévalo *et al.*, 2007; Cabral-Oliveira *et al.*, 2014; Becherucci *et al.*, 2016; Vinagre *et al.*, 2016; Saracho Bottero *et al.*, 2020). Estas descargas pueden recibir diferentes niveles de tratamientos antes de ser liberadas al mar. En el tratamiento primario, las aguas servidas crudas pasan por un filtro que retiene partículas grandes antes de pasar a una cámara de sedimentación para compactación y eliminación. El líquido resultante puede ser sometido a un tratamiento secundario en el que las aguas filtradas se envían a tanques con aireación o lagunas de estabilización para estimular el crecimiento microbiano y la oxidación aeróbica de los compuestos orgánicos disueltos, que elimina la mayor parte de la materia orgánica disuelta. Los líquidos obtenidos pueden recibir un tratamiento terciario que añade un procedimiento químico (por ejemplo, reacciones que producen precipitación, absorción con carbón activado, sistemas UV) o biológico (como el cultivo controlado de fitoplancton) que elimina la carga orgánica residual y otras sustancias contaminantes no eliminadas en los tratamientos secundarios como, por ejemplo, los nutrientes fósforo y nitrógeno (Ryther *et al.*, 1971; Lobban y Harrison, 1997; WHO, 2003). Si el líquido residual ha recibido un tratamiento adecuado, se puede reaprovechar para riego agrícola o de espacios verdes, actividades industriales como agua de enfriamiento, entre otros usos, achicando la brecha entre la demanda de agua y la disponibilidad de agua potable en regiones con escasez de este recurso (Yadav *et al.*, 2002; Oron *et al.*, 2007; Faleschini, 2016). Sin embargo, se estima que más del 80 % de las aguas residuales del mundo ingresan a los sistemas marinos sin tratamiento previo (WWAP, UNESCO, 2019). En la Argentina en particular, solo se trata el 35 % de las aguas residuales producidas (1,3 km³); el resto se descarga directamente en ríos y mares (FAO, 2014). Cuando la disposición final es el mar, los efluentes descargan directamente a la orilla o a cierta distancia de la costa, mediante un sistema de tuberías que pueden tener difusores de caudal en el extremo final.

La contaminación por aguas residuales no solo aporta nutrientes; además puede contener, detergentes, desechos industriales, hidrocarburos, metales pesados y diversos patógenos que constituyen un riesgo de salud pública (Islam y Tanaka, 2004; Stewart *et al.*, 2011). Cuando los desagües de aguas residuales se envían al mar con escaso o nulo tratamiento, liberan gran variedad y cantidad de patógenos microbianos, y existen diversos factores, como la salinidad,

la temperatura, el acceso a los nutrientes o la luz, que influyen en su supervivencia y proliferación, poniendo en riesgo a la población que hace uso de los ecosistemas costeros (Haile *et al.*, 1999; Stewart *et al.*, 2011; Lamparelli *et al.*, 2015). Estos patógenos pueden encontrarse en asociación con los organismos que allí habitan como, por ejemplo, animales marinos, fitoplancton, zooplancton (Kay *et al.*, 2008; Roslev *et al.*, 2009; Stewart *et al.*, 2008), y también se acumulan en sedimentos y detritos (Stewart *et al.*, 2008).

1.3 La contaminación en el intermareal rocoso

La expansión humana ha dejado muy pocos sitios prístinos, incluso en las regiones más remotas. Las actividades económicas (por ejemplo, pesquería, ganadería, petróleo, minería) han alterado los ecosistemas costeros produciendo cambios en la cobertura y composición de la biota (Halpern *et al.*, 2008). Las zonas costeras rocosas se encuentran presentes en todo el mundo y están sujetas a variedad de tensiones antropogénicas que se superponen a las tensiones causadas por factores ambientales naturales, como la exposición al aire debido a las mareas y la acción de las olas (Little y Kitching, 1996; Raffaelli y Hawkins, 1996). Los factores ambientales contribuyen a la disposición espacial de los organismos que habitan el intermareal rocoso (Lewis, 1964; Fish y Fish, 2011), observándose una marcada zonación vertical, donde los factores abióticos y bióticos divergen entre niveles, y las comunidades varían tanto en la riqueza de especies como en su composición específica (Hawkins y Jones, 1992; Little *et al.*, 2010). La accesibilidad del intermareal para monitoreo ha permitido evaluar cambios en la estructura de diversas comunidades bentónicas a lo largo de una exposición crónica de contaminación orgánica o compuestos tóxicos (Pearson y Rosenberg, 1978; Reish *et al.*, 1999). En las costas rocosas expuestas al oleaje, los efectos de las descargas de efluentes sobre las comunidades generalmente se localizan en las inmediaciones del emisario (Fairweather, 1990; Underwood y Chapman, 1996; Archambault *et al.*, 2001; Bishop *et al.*, 2002), pero los efectos son más pronunciados y extendidos en bahías, puertos cerrados o en costas protegidas (Raffaelli y Hawkins, 1996; Crowe *et al.*, 2000).

En las últimas décadas se realizaron diversos estudios en las costas rocosas del mundo, que han demostrado que las descargas de aguas residuales sobre el intermareal modifican la riqueza de especies y la abundancia de organismos bentónicos. Además, se observaron cambios en la abundancia relativa de varios taxones entre sitios impactados y sitios de referencia, y como resultado, diferencias en la estructura y diversidad de ensambles de las comunidades (por

ejemplo, moluscos, crustáceos, macroalgas) (Atalah y Crowe, 2012; Cabral-Oliveira *et al.*, 2014; Huguenin *et al.*, 2019).

En particular, en América Latina predomina el tratamiento primario o directamente el vertido de aguas residuales crudas al mar. Particularmente en la Argentina la mayoría de los estudios sobre el efecto de los efluentes domésticos o urbanos sobre la fauna litoral rocosa fueron realizados en localidades de la provincia de Buenos Aires (López Gappa *et al.*, 1990, 1993; R. Elías *et al.*, 2001; Vallarino *et al.*, 2002; R. Elías *et al.*, 2006; Vallarino y R. Elías, 2006; Jaubet *et al.*, 2011; Sánchez *et al.*, 2013; Vallarino *et al.*, 2014; R. Elías *et al.*, 2015; Becherucci *et al.*, 2016, 2018; Saracho Bottero *et al.*, 2020). En Puerto Quequén, algunas especies bentónicas desaparecen en las cercanías del emisario (particularmente el mejillín del norte *Brachidontes rodriguezii*); en general la riqueza específica aumenta con la distancia al efluente y el efecto de la contaminación es marcadamente mayor en los niveles superiores de la costa, sugiriendo que el disturbio debido a la contaminación se potencia con el estrés de emersión y se atenúa cuando el tiempo de exposición al aire es escaso (López Gappa *et al.*, 1990, 1993). En las costas de la ciudad de Mar del Plata se realizaron estudios en las cercanías del antiguo conducto que arrojaba aguas servidas sobre el intermareal. Encontraron que *B. rodriguezii* se ve afectado negativamente por las descargas del efluente y que algunas especies de poliquetos como *Capitella cf. capitata* y *Boccardia proboscidea* caracterizan los sitios más impactados, y si bien las áreas más contaminadas son las de menor riqueza específica, poseen altos valores de equitatividad (R. Elías *et al.*, 2001, 2006; Vallarino, 2002; Jaubet *et al.*, 2011; Sánchez *et al.*, 2013; Vallarino *et al.*, 2014). Además, la abundancia total de algas disminuye y la composición específica de la comunidad cambia de acuerdo con la distancia desde el desagüe (Becherucci *et al.*, 2016).

Los ecosistemas patagónicos no están exentos de contaminación (Halpern *et al.*, 2008). Estudios realizados en esta región se centraron en la calidad del agua de mar por contaminación de aguas residuales en Golfo Nuevo (Torres *et al.*, 2004; M. Gil *et al.*, 2005), en la Bahía San Julián, Santa Cruz (Estevao Belchior *et al.*, 2016) y en Ushuaia (Torres *et al.*, 2009; M. Gil *et al.*, 2011). Además, se han estudiado algunos efectos de efluentes domésticos sobre comunidades de macroalgas del intermareal (Díaz *et al.*, 2002), y los beneficios de los nutrientes aportados por la descarga de las aguas residuales en el Golfo Nuevo sobre a la expansión del alga invasora *Undaria pinnatifida* (Torres *et al.*, 2004).

Cambios en la macrofauna bentónica en la Patagonia por influencia de efluentes cloacales solo fueron evaluados en sitios de sustratos blandos. En el Golfo Nuevo se observaron cambios en la composición de la macrofauna bentónica de playas arenosas entre sitios impactados y de referencia. Encontraron que en los sitios impactados dominan *Boccardia polybranchia* y *Capitella cf. capitata* (ambas especies descritas como indicadoras de contaminación) y describieron un enriquecimiento de nutrientes (amonio y fosfato) posiblemente como producto de desechos pesqueros (Ferrando *et al.*, 2010). En la Bahía San Julián se registraron cambios espaciales en la comunidad infaunal de sustrato blando en relación con la distancia al sitio de descarga de aguas residuales, siendo más pronunciados en el nivel intermareal más bajo. La comunidad también tiene los valores más bajos de diversidad y uniformidad en cercanías del efluente (Martin *et al.*, 2019).

La biodiversidad de un ecosistema es frecuentemente mejorada por especies que modifican estructuralmente el ambiente, creando microhábitats en los que el impacto de las condiciones abióticas se reduce. Estos microhábitats son de gran importancia en las costas rocosas donde la exposición a las olas, la desecación y la temperatura a menudo exceden límites de tolerancia de las especies (Hawkins y Jones, 1992; Jones *et al.*, 1994, 1997; Seed, 1996; Gutierrez *et al.*, 2003; Harley *et al.*, 2003; Helmuth y Denny, 2003). La complejidad estructural de las matrices que conforman estas especies (o ensambles de especies) aumenta la diversidad de la comunidad asociada como, por ejemplo, la presencia de invertebrados errantes como poliquetos, nemertinos, equinodermos, crustáceos, entre otros que aprovechan los intersticios de la estructura tridimensional como protección, zona de alimentación, reproducción, reclutamiento (Seed, 1996; Gutierrez *et al.*, 2003; Bertness *et al.*, 2006; Prado y Castilla, 2006; Liuzzi y López Gappa, 2008). Por eso, estas especies generadoras de hábitats se consideran bioingenieros ecosistémicos (Jones *et al.*, 1994, 1997).

Muchas especies de mitílidos conforman matrices tridimensionales complejas que se consideran puntos críticos de biodiversidad, que albergan comunidades generalmente más diversas que los ensamblajes en sitios rocosos circundantes sin esos mitílidos (Tsuchiya y Nishihira, 1985, 1986; Tokeshi, 1995; Ragnarsson y Raffaelli, 1999; Vallarino, 2002; Adami *et al.*, 2004; Borthagaray y Carranza, 2007). Sin embargo, estas comunidades se encuentran dominadas por la especie ingeniera (por ejemplo, especies de *Mytilus*, *Brachidontes*, *Perumytilus*) o por algunas pocas especies (Borthagaray y Carranza, 2007; R. Elías *et al.*, 2015). La descarga de efluentes residuales sobre el intermareal afecta la estructura de la población de los mitílidos y otros bioingenieros ecosistémicos, produciendo cambios en el reclutamiento, en

la dureza de las conchas, en la estructura de tallas y una disminución significativa en la abundancia de la población (López Gappa *et al.*, 1990, 1993; Hindell y Quinn, 2000; Vallarino, 2002; Jaubet *et al.*, 2013; Vallarino *et al.*, 2014). En consecuencia, las comunidades afectadas por el aporte de contaminación orgánica suelen presentar un aumento en la riqueza y diversidad, por disminución del dominio de la especie ingeniera y un aumento del número de especies tolerantes y oportunistas (Hindell y Quinn, 2000; Vallarino, 2002; R. Elías *et al.*, 2006; Vallarino y R. Elías, 2006; R. Elías *et al.*, 2015).

En las costas rocosas del golfo San Jorge, el mejillín del sur *Perumytilus purpuratus* se destaca como la facies más relevante y conspicua del intermareal (Fig. 1 a). Se extiende desde el mesolitoral superior hacia el mesolitoral inferior, donde comienza a ser reemplazado por un cinturón del alga coralinácea *Corallina officinalis* y bancos de los mitílidos *Mytilus edulis platensis* (= *Mytilus platenis*, ver, Borsa *et al.*, 2012; Astorga *et al.*, 2015; Zbawicka *et al.*, 2018; Isola, 2019) y *Aulacomya atra* (Zaixso y Pastor, 1977; Bertness *et al.*, 2006; Cuevas *et al.*, 2006; Bazterrica *et al.*, 2007; Cabezas *et al.*, 2007; Zaixso y Boraso de Zaixso, 2015) (Fig. 1 b). Estas especies proporcionan un hábitat con alta complejidad estructural en el que convive una gran diversidad de moluscos, bivalvos y equinodermos, entre otros organismos (Bertness *et al.*, 2006; Liuzzi y López Gappa, 2008; Sueiro *et al.*, 2011; Zaixso y Boraso de Zaixso, 2015). Sin embargo, son escasos los estudios que analizan el efecto de la descarga de efluentes urbanos en las comunidades intermareales de esta región. Cabezas *et al.* (2007) y Mazón (2010) analizaron ensamblajes macrozoobentónicos intermareales en el golfo San Jorge y encontraron variaciones en su estructura en función de diversos gradientes ambientales, entre ellos, variaciones

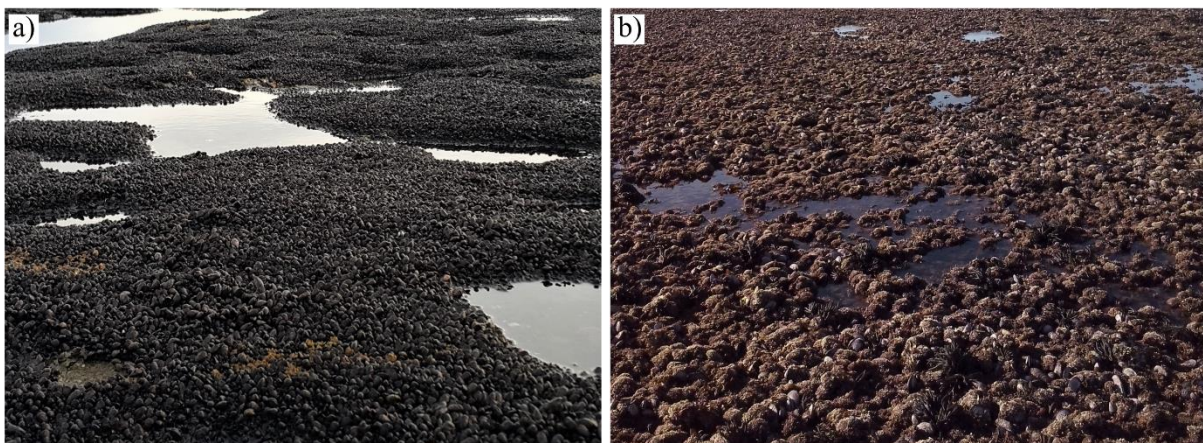


Figura 1. Fotografías de los principales ingenieros ecosistémicos del intermareal del golfo San Jorge: a) *Perumytilus purpuratus*; b) *Corallina officinalis* y bancos de los mitílidos *Mytilus edulis platensis* y *Aulacomya atra*.

producidas por los efluentes urbanos. No obstante, en esos trabajos la relevancia de especies de poliquetos en la estructura de la comunidad no fue evaluada.

1.4 Especies indicadoras

Los indicadores basados en identidad taxonómica de especies o comunidades se usan frecuentemente para describir el estado de los ecosistemas (Feld *et al.*, 2009). Las medidas comunitarias utilizadas con mayor frecuencia incluyen la composición taxonómica, la riqueza y la diversidad de un conjunto o parte de él, mientras que el nivel de especie individual se aborda con mayor frecuencia por especies indicadoras sensibles o tolerantes (Feld *et al.*, 2009; Hattam *et al.*, 2015).

La desaparición de taxones sensibles en áreas impactadas, el aumento en la abundancia de ciertos taxones resistentes en áreas moderadamente impactadas y la supervivencia e incluso proliferación de taxones oportunistas en las zonas más impactadas pueden indicar la presencia de un factor biótico o abiótico externo y podría actuar como un sistema de alerta temprana para el monitoreo biológico (Goodsell *et al.*, 2009; Dauvin *et al.*, 2010). Estos taxones podrían estar indicando una condición ambiental, como un aumento de materia orgánica, toxinas, competencia con otras especies, cambio climático entre otras interacciones. La detección de estas especies o conjunto de especies permitiría monitorear las comunidades bentónicas aun cuando el estudio de la calidad de agua no sea posible (por su complejidad o por ser muy costoso) (Dauvin *et al.*, 2010). Para que un taxón sea confiable como indicador, debe reunir una serie de requisitos: ser sedentarios, fáciles de muestrear todo el año, relativamente longevos y que se puedan establecer relaciones causales entre las respuestas mediante un indicador propuesto y los cambios en las variables ambientales que se supone que indica (Underwood y Peterson, 1988; Dufrene y Legendre, 1997; Suter, 2001; Salas *et al.*, 2004; Niemeijer y de Groot, 2008; Borja *et al.*, 2013; Parmar *et al.*, 2016).

Raramente los contaminantes se presentan en forma aislada, por lo que los organismos se ven afectados por interacciones complejas de muchas variables (Goodsell *et al.*, 2009). Por otro lado, los cambios observados en la población de una especie pueden ser una respuesta indirecta a un estresante ambiental, como consecuencia de cambios en la abundancia, el tamaño, la distribución o el comportamiento de sus presas, sus parásitos o sus depredadores (Sures, 2001; Goodsell *et al.*, 2009; Parmar *et al.*, 2016). Por lo tanto, para determinar taxones indicadores no solo es necesaria la observación de campo, sino que también se deben dilucidar efectos reales

que sean suficientemente importantes para impulsar esos cambios observados en los taxones. Para que un indicador tenga valor predictivo, si no hay respuestas directas, debería conocerse la naturaleza de las relaciones indirectas (Suter, 2001; Goodsell *et al.*, 2009). La medición de indicadores ambientales en forma aislada puede llevar a conclusiones incorrectas. Esto reitera la necesidad de un conjunto de indicadores que puedan reflejar con mayor eficiencia los efectos del cambio del ecosistema, tanto positivos como negativos (Feld *et al.*, 2009; Goodsell *et al.*, 2009; Hattam *et al.*, 2015).

1.5 Objetivos

Un problema importante en la evaluación del impacto ambiental son los efectos de confusión de la variabilidad natural, especialmente en hábitats rocosos (Fraschetti *et al.*, 2005). Los patrones de composición y abundancia de ensamblaje generalmente cambian naturalmente en un rango de escalas espacial y temporal, y pueden ser confundidos con las respuestas de la comunidad a la perturbación antropogénica (Terlizzi *et al.*, 2005; Bustamante *et al.*, 2012), por lo que es esencial un diseño de muestreo que replique tanto los sitios impactados como los sitios de referencia para distinguir las variaciones ecológicas naturales de las causadas por la perturbaciones externas (Underwood, 1994, 1997; Chapman, 1999, 2000; Fraschetti *et al.*, 2001).

Por lo tanto, el objetivo general de esta tesis doctoral es el estudio de los efectos de la contaminación por efluentes urbanos sobre la estructura de las comunidades macrozoobentónicas del intermareal rocoso de la costa central del golfo San Jorge. Este objetivo general puede ser desglosado en los siguientes objetivos específicos:

- Examinar la calidad del agua de mar y la contaminación bacteriológica en las costas rocosas del golfo de San Jorge y explorar su variabilidad espacial y estacional entre múltiples sitios y horizontes intermareales.
- Caracterizar variables ambientales relevantes en el intermareal rocoso de sitios de referencia y de sitios impactados de la costa central del golfo San Jorge.
- Evaluar el efecto de los efluentes urbanos sobre la diversidad, abundancia y biomasa de la comunidad en los principales biotopos del intermareal rocoso del golfo San Jorge (bancos de *Perumytilus purpuratus* y cinturón de *Corallina*).

- Detectar diferencias en la dominancia de especies entre las comunidades de sitios de referencia y sitios impactados en diferentes horizontes del intermareal rocoso.
- Analizar variaciones espaciales en la estructura y composición de la macrofauna del intermareal rocoso y examinar su relación con variables ambientales y efluentes urbanos.
- Explorar posibles especies de invertebrados bentónicos que podrían usarse como indicadoras para detectar presencia o ausencia de impactos producidos por aguas residuales.

Contexto ambiental del área de estudio.

1. Contexto ambiental del área de estudio

1.1 Descripción del área de estudio

La costa patagónica representa uno de los segmentos costeros más largos y relativamente conservados del mundo, con aproximadamente 2 000 km de extensión desde 40° hasta 54° S, con una densidad de población relativamente baja: menos de un millón de personas en más de doce pueblos y ciudades (INDEC, 2010). En la zona central de las costas patagónicas se encuentra el golfo San Jorge: una gran cuenca semicircular (39 340 km²) que se extiende desde el cabo Dos Bahías (45° S) hasta el cabo Tres Puntas (47° S) (Fig. 2). Al este, la comunicación con la plataforma adyacente se extiende a lo largo de aproximadamente 250 km, con profundidades que van desde 90 m en el norte hasta la máxima profundidad de 110 m en la zona central (Akselman, 1996; Matano y Palma, 2015). Dentro del golfo predominan aguas de la corriente Patagónica: una mezcla de agua subantártica de la corriente del Cabo de Hornos, con la pluma de aporte de aguas continentales de baja salinidad provenientes del estrecho de Magallanes (Guerrero y Piola, 1997; Palma y Matano, 2012). En general, la temperatura superficial del agua varía entre 9,8 °C en invierno y 16,5 °C en verano; la salinidad presenta escasas variaciones siendo en promedio de 33,82 psu (Acha *et al.*, 2004; Bianchi, 2005; St-Onge y Ferreyra, 2018).

En la región no hay descargas significativas de agua dulce proveniente de ríos (Louge *et al.*, 2004). El clima es árido a semiárido con escasas precipitaciones (~ 240 mm año⁻¹). La temperatura media anual ronda los 12 °C, aunque en invierno puede disminuir ligeramente por debajo de 0 °C (Argentina, SMN, 2018). Dominan los vientos del oeste fuertes y persistentes, que se intensifican a final del otoño, disminuyen en el invierno y vuelven a incrementar a fines de la primavera. Las velocidades medias rondan los 40 km h⁻¹ alcanzando ráfagas que superan los 100 km h⁻¹ (Palma *et al.*, 2004a; Combes y Matano, 2014). Las costas del golfo son abruptas y declinan rápidamente a profundidades de 50 y 75 m (Akselman, 1996). Se intercalan entre playas de arena (menos frecuentes) de baja pendiente; playas de grava y canto rodado con pendientes más pronunciadas, y playas conformadas por extensas plataformas de abrasión (restingas) compuestas de roca sedimentaria de la Formación Patagonia, que consiste en areniscas compactadas con lechos de ostras fósiles (Sylwan, 2001; Kokot, 2015).

Las costas del golfo San Jorge presentan gran diversidad de hábitats litorales que sirven como área de asentamiento, reproducción y cría de importantes especies comerciales (por

ejemplo, la centolla *Lithodes santolla*, bivalvos como *Mytilus edulis platensis* y *Aulacomya atra*, el pulpo colorado *Enteroctopus megalocyathus* (Ré y Boschi, 1998; Vinuesa *et al.*, 2013; I. Elías *et al.*, 2015). También es un área de reproducción, alimentación y cría de mamíferos marinos (Retana y Lewis, 2017) y área de alimentación y descanso para aves migratorias (Yorio *et al.*, 2010). En los últimos años esta región ha sido elegida como un área de investigación de prioridad estratégica en el marco del Programa Pampa Azul, dentro de la Política de Ciencia y Tecnología de la Argentina para la conservación marina y la pesca comercial (St-Onge y Ferreyra, 2018).

La costa central del golfo San Jorge es la zona más poblada de la Patagonia Argentina (> 260 000 habitantes) desde el establecimiento de una gran industria petrolera en la década de 1920 (Usach y Freddo, 2015). El asentamiento y expansión de las ciudades costeras de Comodoro Rivadavia, Rada Tilly y Caleta Olivia se incrementaron de manera desordenada sobre la costa y han generado graves conflictos urbanos, socioeconómicos y ambientales (Usach y Freddo, 2015). En este sentido, la presencia de vertederos costeros controlados e ilegales junto con numerosos emisarios que liberan aguas residuales sin tratamiento (o con bajo nivel de tratamiento primario o secundario) son solo algunos de los problemas ambientales que afrontan las costas del golfo San Jorge (Pérez, 2002; Raimondo, 2010; Usach y Freddo, 2015). En particular, las descargas de aguas residuales de Comodoro Rivadavia son complejas debido a su origen heterogéneo (una mezcla de aguas residuales, aguas pluviales y efluentes industriales), y las instalaciones de aguas residuales (por ejemplo, tubos de drenaje, emisarios) no tienen un mantenimiento adecuado, por lo que producen un efecto difuso de descarga (no puntual) a diferentes alturas de la costa intermareal (Pérez, 2002; Mazón, 2010; Raimondo, 2010) (Fig. 2).

La ciudad tiene instalado un total de cuatro plantas de tratamiento primario de aguas cloacales sobre la costa, de las cuales solo una se puso recientemente en funcionamiento (planta de tratamiento primario de Km 5, junio de 2020). En consecuencia, los efluentes domésticos son volcados directamente en el mar; algunos de ellos desembocan sobre la zona media de las restingas o directamente en la parte superior de las playas. Mientras tanto, en Rada Tilly los efluentes son tratados parcialmente en una planta que funciona desde 1995 (Mazón, 2010). El municipio usa el agua tratada para riego de calles, espacios públicos y forestaciones; el excedente es conducido hasta una depresión natural aledaña a la planta de tratamiento. Cuando esta depresión se colmata, las aguas tratadas son descargadas al mar (Ordenanza N° 056/19, Rada Tilly, Chubut).

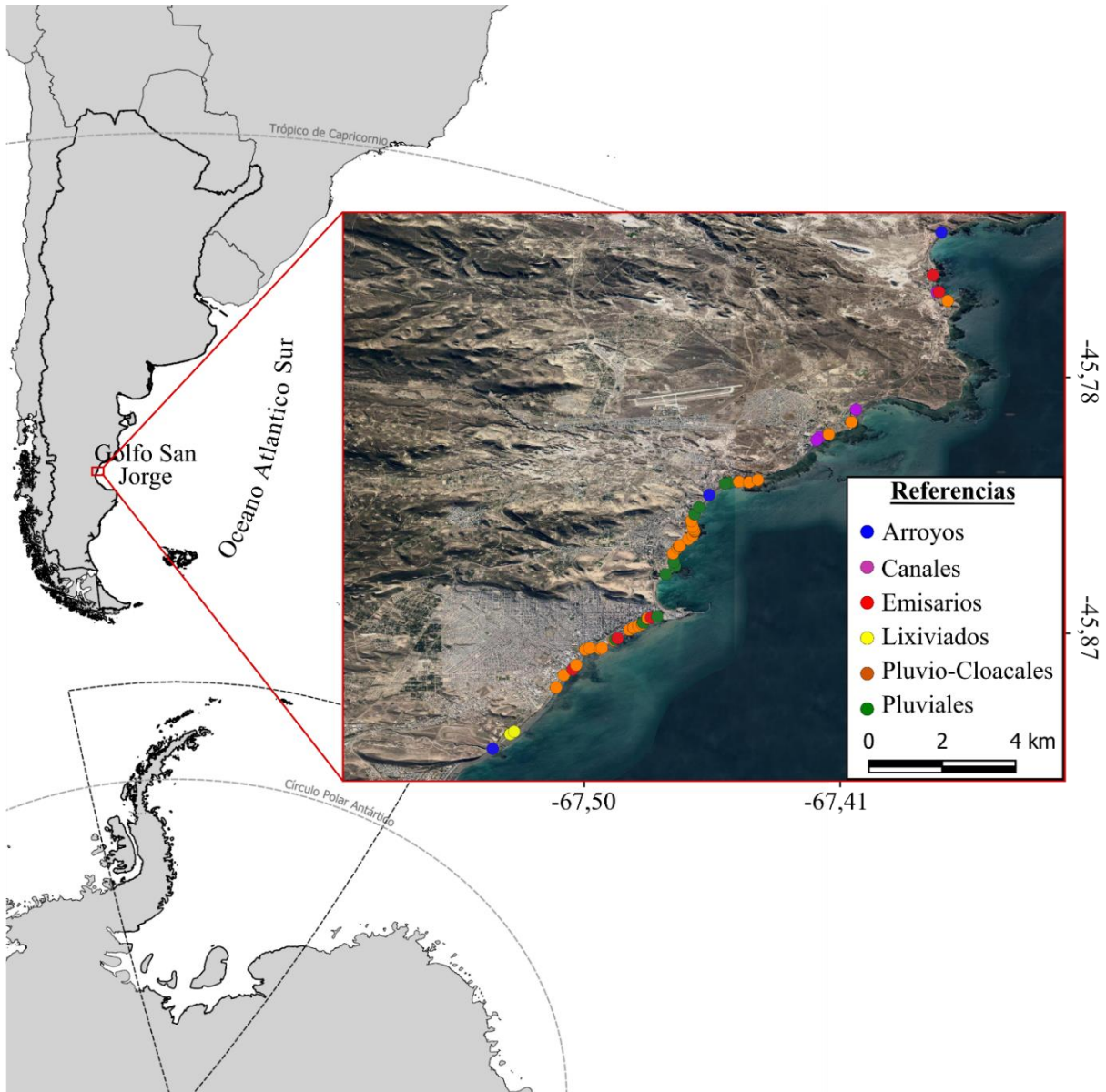


Figura 2. Área de estudio en el golfo San Jorge. Detalle de los diferentes tipos de efluentes que descargan hacia el mar en la zona urbana.

1.2 Situación de los efluentes urbanos de Comodoro Rivadavia

A lo largo del frente costero de la ciudad de Comodoro Rivadavia (~ 32 km) existen 56 descargas al mar (Fig. 2). Entre ellas se encuentran las desembocaduras de siete arroyos y canales (Fig. 3) que bordean barrios de la ciudad con aportes de aguas pluviales, aguas servidas y canalización de efluentes de la actividad petrolera que se encuentra fuera del ejido urbano (Pérez, 2002).

En el arroyo Belgrano (Fig. 4 b), que bordea los barrios Presidente Ortiz, Castelli, Rodríguez Peña, entre otros, y en las inmediaciones de los canales de Petroquímica en el Barrio Don Bosco de Km 8 (Fig. 4 c y d) se encuentran dos de las plantas de tratamiento primario (PTP) construidas en la ciudad y que nunca se pusieron en funcionamiento (en junio de 2020, se activó la planta de km 5, dispuesta a un costado del arroyo Belgrano). Las aguas servidas descargan sin tratamiento a estos arroyos y canales, los cuales luego escurren hacia el mar. Al norte de Caleta Córdova existe una cámara séptica que recolecta aguas servidas de la localidad y las libera a un arroyo que recorre 1,5 km hasta llegar al mar. En general el cauce se seca antes de alcanzar la línea de costa, pero es evidente que es una vía de contaminación por aguas servidas en épocas de mayor caudal (Anexo I, Fig. 3).

En las cercanías del antiguo basural, ubicado entre las ciudades de Comodoro Rivadavia y Rada Tilly y a escasos 100 m de la costa (Fig. 3), se observan lixiviados sin entubado aparente, que escurren desde el acantilado. Ambos cauces producen un intenso olor putrefacto, aspecto turbio con exceso de basura plástica (Fig. 4 g y h).

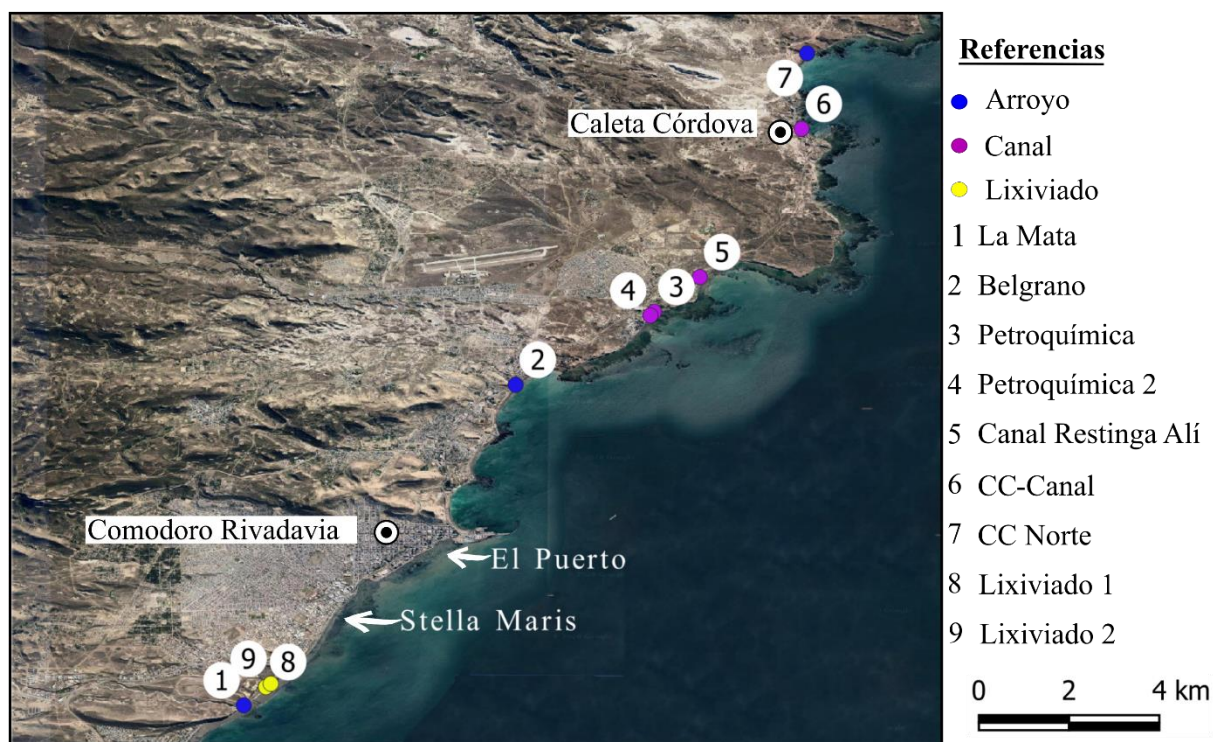


Figura 3. Detalle de la ubicación de arroyos, canales y lixiviados que escurren hacia el mar en la ciudad de Comodoro Rivadavia.



Figura 4. Arroyos, canales y lixiviados del antiguo basural que desembocan sobre la costa: a) La Mata; b) Belgrano; c) Petroquímica - Km 8; d) Petroquímica 2 - Km 8; e) Restinga Alí; f) Calle Roberto Julio en Caleta Córdova; g) y h) Lixiviados (se encuentran a 145 m entre sí).

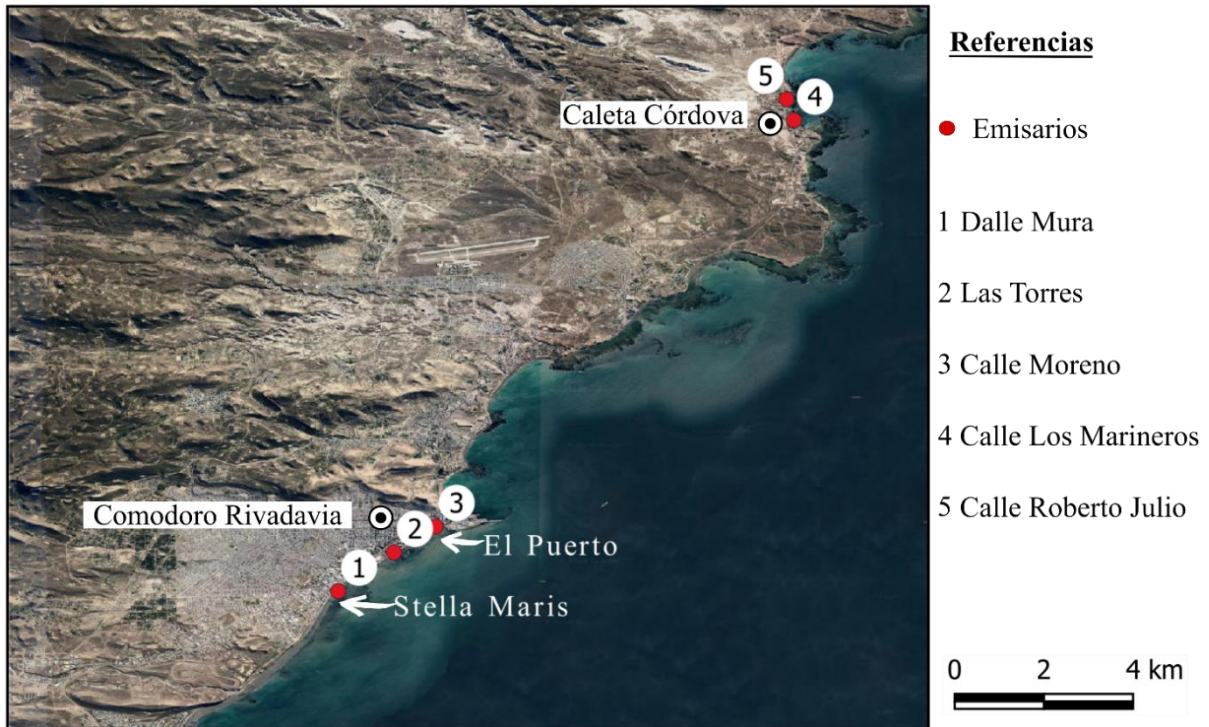


Figura 5. Detalle de la ubicación de emisarios de corto alcance que desembocan en la costa.



Figura 6. Emisarios de corto alcance: a) Calle Dalle Mura; b) Las Torres; c) Calle Moreno; d) caño semienterrado en Calle Los Marineros; e) Calle Roberto Julio.

Cinco emisarios de corto alcance se adentran en el intermareal rocoso alcanzando el horizonte mesolitoral medio e inferior (Fig. 5), todos ellos sin mantenimiento, con presencia de roturas y pinchaduras que filtran parte de las aguas servidas sobre la restinga a la altura del horizonte mesolitoral superior (Fig. 6). El emisario de la calle Dalle Mura es el único que tiene en su nacimiento una planta de tratamiento primario, aunque esta nunca se puso en funcionamiento.

A lo largo del margen costero de la ciudad se observan 15 desagües que por las características de los líquidos que desechan pueden considerarse como pluvio-cloacales de gran caudal (Fig. 7 y 8). Todos ellos desembocan sobre la línea de costa, poseen un gran caudal continuo de aspecto turbio y transportan aguas con intenso olor cloacal, presentan sólidos suspendidos, materia orgánica, grasas, detergentes y elementos de higiene personal. A un lado de la desembocadura de los efluentes de la calle Mario Quintana ubicados en el barrio Km 3, se encuentra una antigua planta de bombeo sin funcionamiento (Fig. 8 h), que debería bombear las aguas residuales hacia la planta de tratamiento primario ubicada al costado del arroyo Belgrano en Km 5 (Mazón, 2010).



Figura 7. Detalle de la ubicación de desagües pluvio-cloacales de gran caudal.



Figura 8. Efluentes que desembocan sobre la línea de costa: a) Avenida Polonia Fortunato Carante; b) Ramos Mejía; c) Ceferino Namuncurá - Av. Ducós; d) Colector Las Torres; e) Colector Socios Fundadores; f) Calle Mitre 1 y 2; g) Escuela BM; h) Calle Quintana; i) Calle Quintana 2; j) Hospital Alvear tapado por basura; k) Barrio Km 4 - Walmart; l) Tapa de cloaca Km 5; m) Desagüe Km 5.

Sobre la costa también existen otros tipos de canalizaciones con muy bajo caudal, que puede atribuirse a desagües pluviales con aportes de desbordes de redes cloacales, de la red de agua potable, conexiones cloacales clandestinas, etcétera. Estas aguas son conducidas a la costa a través de la red pluvial (Fig. 9 y 10). En la ciudad se observan 18 desagües con estas características, algunos de ellos con olor cloacal y presencia de sólidos suspendidos. Este tipo de desagües se da con mayor frecuencia en los barrios al norte de la ciudad (Fig. 9). Los 12 desagües restantes se pueden considerar meramente pluviales, dada la ausencia de líquidos fuera de la época de lluvias.

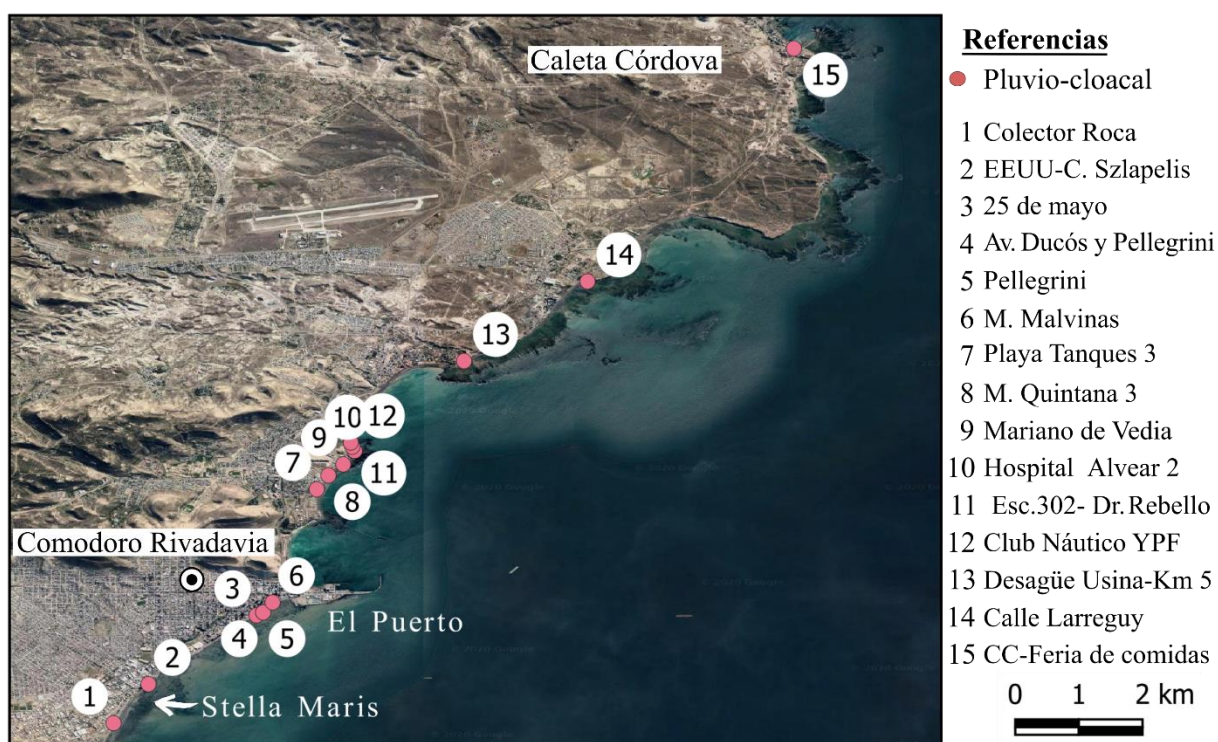


Figura 9. Detalle de la ubicación desagües de bajo caudal que escurren hacia la costa.



Figura 10. Efluentes de bajo caudal que desembocan en la costa: a) Colector Roca; b) EEUU-Casimiro Szlapelis; c) 25 de mayo; d) Av. Ducós y Pellegrini; e) Colector Pellegrini; f) Monumento Malvinas; g) Playa de tanques 3; h) M. Quintana 3; i) Mariano de Vedia; j) Hospital Alvear 2; k) Esc 302 - Dr. A. Rebello; l) Club Náutico YPF; m) Desagüe Usina - Km 5; n) Calle Larreguy - Km 8; ñ) Caleta Córdova -Feria de comidas.

Capítulo I

Evaluación de la calidad del agua de mar y la contaminación bacteriológica

1. Introducción

La Patagonia Argentina cuenta con 2000 km de litoral costero y si bien no están exentas de impacto ambiental (Halpern *et al.*, 2008) aún conserva zonas de baja perturbación antropogénica y estas condiciones están amenazadas por la creciente actividad humana. El alcance de estos impactos se ha evaluado solo en algunas ciudades patagónicas, especialmente en términos de calidad del agua de mar y contaminación bacteriológica.

Los compuestos químicos y los patógenos se introducen principalmente en el medio ambiente a través de actividades humanas, representando grandes riesgos para la biota, la salud humana y los ecosistemas (Weis, 2014; Kolm *et al.*, 2018). Las aguas residuales contienen una gran variedad de agentes contaminantes que incluyen patógenos, sustancias orgánicas, metales pesados, oligoelementos, entre otros compuestos, que presentan efectos directos e indirectos en los ecosistemas y organismos marinos (Islam y Tanaka, 2004; Verlecar *et al.*, 2006; Baršienė y Rybakovas, 2008). En particular, las descargas de aguas residuales en ambientes costeros y submareales poco profundos pueden favorecer los procesos de eutrofización, lo que lleva al deterioro de la calidad del agua y los sedimentos y finalmente pueden disminuir o afectar la biodiversidad, con algunos problemas ecológicos relacionados (Littler y Murray, 1975; Cabral-Oliveira *et al.*, 2014).

La descarga de aguas residuales en las costas también proporciona una gran cantidad de patógenos a las aguas receptoras, lo que constituye un problema de salud pública en comunidades costeras (Islam y Tanaka, 2004; Stewart *et al.*, 2011). Algunos patógenos que se encuentran comúnmente en altas concentraciones en aguas residuales crudas incluyen *Salmonella spp.*, *Escherichia coli*, *Streptococcus spp.*, *Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa*, hongos (*Candida spp.*), enterovirus, virus de la hepatitis, poliomielitis, influenza y virus del herpes entre otros (Stewart *et al.*, 2011; Lamparelli *et al.*, 2015). Estos patógenos están asociados con enfermedades gastrointestinales, cutáneas, respiratorias e infecciones del tracto urinario (Prüss, 1998; Stewart *et al.*, 2011). A nivel mundial se utilizan diferentes niveles de indicadores bacteriológicos identificados como estándares en los programas de calidad del agua marina costera. Los indicadores bacteriológicos más comunes son coliformes totales, coliformes fecales (FC), *E. coli* (CE) —un subconjunto del grupo FC, que son los más apropiados para indicar la contaminación fecal proveniente de animales de sangre caliente— y enterococos (Ashbolt *et al.*, 2001; Noble *et al.*, 2003). Aunque la mayoría de las cepas de

bacterias indicadoras fecales no son patógenas, su presencia indica contaminación fecal y, por lo tanto, un riesgo para la salud, independientemente de si se encuentran, o no, patógenos específicos (Wu *et al.*, 2011; U.S. E.P.A., 2012).

La evaluación de la calidad del agua de mar es, por lo tanto, esencial para la gestión del agua para uso recreativo en las comunidades costeras. Los ecosistemas marinos costeros en la Patagonia argentina son altamente productivos (Torres *et al.*, 2018), y algunos de ellos han estado expuestos durante años a los efectos de un crecimiento demográfico e industrial desordenado y acelerado (Raimondo, 2010; Baeza, 2014). El efecto a largo plazo de estas deficiencias puede comprometer la salud humana, afectar los ecosistemas marinos costeros y el uso sostenible de los recursos naturales renovables. En particular, las playas de la ciudad de Comodoro Rivadavia se encuentran en una situación compleja en términos de contaminación y aunque los sitios costeros muy contaminados están prohibidos para uso recreativo durante el verano, algunas zonas costeras cercanas a los desagües urbanos todavía son elegidas durante todo el año para recreación o para la extracción y pesca de mariscos (Verga, obs., pers.), lo que representa un riesgo para la salud de los residentes locales. La presencia de diferentes cepas de microorganismos potencialmente patógenos y su supervivencia en condiciones de laboratorio se estudiaron previamente en algunos sitios (Pucci *et al.*, 2009; Acuña *et al.*, 2011). Sin embargo, la variación temporal y espacial de la calidad del agua de mar costera y sus niveles bacteriológicos aún no se han considerado. Los valores de referencia son esenciales para un monitoreo efectivo y proporcionan información para los sistemas de gestión y las organizaciones de salud pública. Además, hasta este trabajo de tesis, no se había tenido en cuenta el efecto de la contaminación del agua del mar en los diferentes niveles del intermareal en los sitios afectados por aguas residuales.

El objetivo de este capítulo es: 1) examinar la calidad del agua de mar y la contaminación bacteriológica en las costas rocosas del golfo de San Jorge en la Patagonia, Argentina, y 2) explorar su variabilidad espacial y estacional entre múltiples sitios y horizontes costeros.

2. Metodología

2.1 Área de estudio

Para el estudio se seleccionaron cuatro sitios de costas rocosas del golfo San Jorge. Dos de los sitios están afectados por aguas residuales: El Puerto (PT: 45° 52' S, 67° 28' W) y Stella

Maris (SM: 45° 53' S, 67° 30' W), y dos sitios tomados como referencia: La Tranquera (LT: 46°02' S, 67° 36' W) y Punta Maqueda (MQ: 46° 01' S, 67° 36' W).

Los sitios impactados fueron seleccionados por su cercanía a 17 de los 56 efluentes presentes en el ejido urbano, incluyendo a tres de los principales emisarios de la ciudad y seis de los efluentes pluvio-cloacales de gran caudal descritos en la sección anterior. En contraste, los sitios de referencia se encuentran a ~18 km del ejido urbano. Ninguno de los sitios de referencia está urbanizado o tiene descargas de efluentes (Fig. 11).

Los cuatro sitios de estudio presentan condiciones ambientales similares con respecto a la orientación (E), y son playas semiexpuestas (a expuestas) al oleaje. El sustrato se compone de roca sedimentaria de la Formación Patagonia, que consiste en areniscas compactadas con lechos de ostras fósiles (Sylwan, 2001; Kokot, 2015). El intermareal de los sitios estudiados está compuesto por extensas plataformas de abrasión (~ 200 – 600 m) con pendiente suave y numerosas pozas de marea poco profundas, especialmente en SM y MQ (D. Gil *et al.*, 2018). No hay descargas significativas de agua dulce de ríos en la región (Louge *et al.*, 2004). El clima es árido a semiárido con escasas precipitaciones (~ 240 mm año⁻¹; Argentina, SMN, 2018).

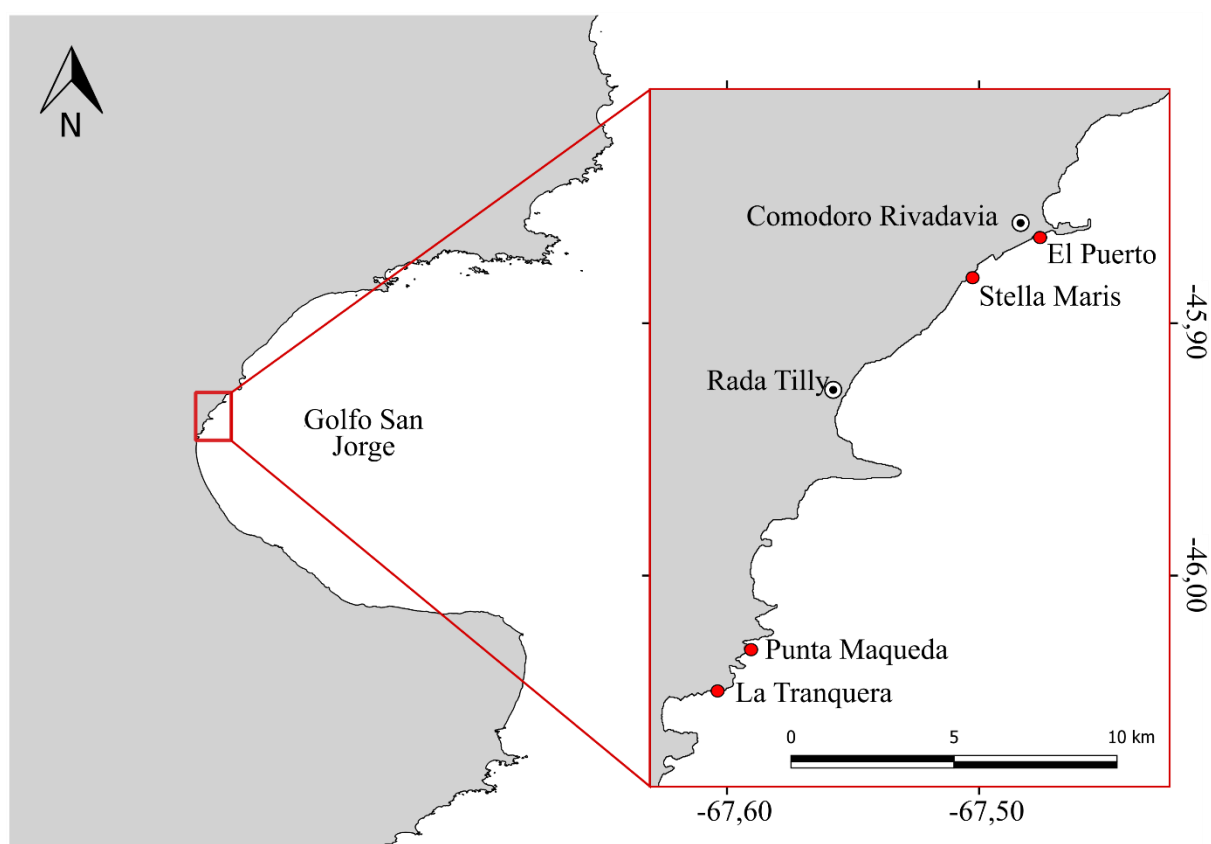


Figura 11. Área de estudio en la costa central del golfo San Jorge.

Todos los sitios se caracterizan por la presencia y el dominio del mejillín del sur *Perumytilus purpuratus* en la zona litoral media y un cinturón de coralina (*Corallina officinalis*) hacia la franja infralitoral (Liuzzi y López Gappa, 2008; Zaixso y Boraso de Zaixso, 2015). El intermareal de costas rocosas de la región patagónica se considera uno de los intermareales más exigentes físicamente, debido a la acción de vientos secos fuertes y persistentes que producen altas tasas de desecación (Palma *et al.*, 2004a; Bertness *et al.*, 2006).

2.2 Muestreo de agua y análisis microbiológico.

Las muestras de agua de mar se recolectaron estacionalmente entre julio de 2015 y abril de 2017 a diferentes niveles de la costa ($n = 111$). Las muestras de agua superficial se tomaron simultáneamente, en el momento de la marea baja media en pozas de marea de tamaños similares y poco profundas (20 – 30 cm de profundidad) para estandarizar las mediciones. El nivel de marea (m) de cada muestra se categorizó en cuatro zonas u horizontes con la utilización de tablas de marea (Argentina, SHN, 2015, 2016): mesolitoral superior (HMS, 5,3 – 3,8 m), mesolitoral medio (HMM, 3,8 – 2,4 m), mesolitoral inferior (HMI, 2,4 – 0,9 m) e infralitoral superior (HIS, 0,9 – 0,2 m). El muestreo en los cuatro sitios se realizó simultáneamente cuando fue posible o en días consecutivos, evitando los períodos de lluvia.

Las muestras de agua para estudios fisicoquímicos (turbidez, fosfatos, nitratos, pH, oxígeno disuelto) y bacteriológicos (coliformes totales, enterococos y *E. coli*) se recolectaron utilizando métodos convencionales, se mantuvieron frías y en oscuridad durante el transporte y se analizaron dentro de las 8 horas. Además, se registraron *in situ* datos de temperatura del agua de mar, conductividad, sólidos totales disueltos (STD) y salinidad (ppt) utilizando una sonda multiparamétrica YSI 556 (Fig. 12).

En el laboratorio, la turbidez se determinó por el método nefelométrico (2130 B), los nitratos por el método con paso preliminar de destilación (4500-NO₃, B) y los fosfatos por el procedimiento de cloruro estañoso (4500- P D). Las muestras de oxígeno disuelto se fijaron en el campo mediante la adición de 1 mL de solución de MnSO₄, luego 1 mL de reactivo de yoduro alcalino-azida y se evaluaron de acuerdo con la modificación de azida del método Winkler (4500-O C). Las concentraciones de bacterias coliformes totales (CT), *E. coli* (EC) y enterococos (ENT) se analizaron mediante el método analítico y los resultados se expresaron como el número más probable por 100 mL (NMP 100 mL⁻¹) según A.P.H.A. (1995).



Figura 12. Tareas de toma de muestra para calidad de agua: (a) detalle de trabajos en campo y piletas de marea utilizadas para la toma de muestras; (b) material utilizado para la toma de muestras de agua para análisis fisicoquímicos y bacteriológicos; (c) sonda multiparamétrica utilizada para la medición de datos fisicoquímicos *in situ*.

2.3 Análisis de los datos

Para examinar el efecto de la época y el sitio sobre variables fisicoquímicas (turbidez, nitratos, fosfatos, salinidad y oxígeno disuelto) se utilizó un análisis de varianza de dos vías (ANOVA). Dada la presencia de n desiguales, el modelo de ANOVA se realizó utilizando una suma de cuadrados tipo III. Luego se realizó una prueba *post hoc* de Tukey-Kramer para comparaciones múltiples de medias. Previo a estos análisis, se analizaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas utilizando las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente, y se realizaron transformaciones logarítmicas cuando fue necesario (Sokal y Rohlf, 2012).

Los indicadores de contaminación bacteriológica (CT, EC, ENT) en cada época y sitio se expresaron como medias geométricas (MG) y se compararon con los umbrales límite legales para el uso recreativo del agua de mar (umbral para *Escherichia coli*: 126 UFC 100 mL⁻¹ y para

enterococos: 35 UFC 100 mL⁻¹) y las áreas de recolección de mariscos para consumo humano (umbral para coliformes totales: 77 UFC 100 mL⁻¹) (Lee *et al.*, 2010; OMS, 2011; U.S. E.P.A., 2012; Argentina, Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2003).

Para explorar la variación espacial de la calidad del agua de mar, se realizaron análisis de componentes principales (ACP) para cada horizonte intermareal, utilizando la distancia euclidiana previa normalización de las variables (Legendre y Legendre, 2012). Los indicadores bacteriológicos y los datos de turbidez fueron previamente transformados logarítmicamente para reducir la heterocedasticidad después de la inspección de gráficos de dispersión entre todas las variables examinadas (*Draftsman plots*). La concentración de *E. coli* no se incluyó en el análisis de ACP debido a su alta colinealidad ($r > 0,80$) con otras variables bacteriológicas. Los análisis estadísticos se realizaron con el software STATISTICA 8.0 para Windows y PRIMER 6 (Clarke y Gorley, 2006). Se asumió un nivel de significancia de 0,05 en los análisis estadísticos.

3. Resultados

3.1 Variación espacial y estacional

La temperatura media más alta del agua de mar se registró durante el verano ($13,4 \pm 0,5$ °C; \pm error estándar), mientras que la temperatura media más baja se produjo en invierno ($8,2 \pm 0,18$ °C). El pH mostró un patrón irregular entre los sitios y las estaciones, desde valores neutros hasta valores ligeramente alcalinos (Tabla 1) y no se encontraron efectos significativos entre los sitios y las estaciones (ANOVA, $p > 0,05$). Se detectó una situación similar para los valores de STD con oscilaciones entre 32,84 y 35,42 g L⁻¹ y los valores de conductividad oscilaron entre 33,7 y 44,2 mS cm⁻¹, con los valores más altos observados en los sitios impactados para ambas variables.

La salinidad varió entre 33,0 y 35,4 ppt, y disminuyó significativamente en los sitios impactados (Tabla 2, Fig. 13); la disminución más severa se registró en PT ($p < 0,05$) y se registraron niveles de salinidad más altos para el sitio de referencia LT (Fig. 13). Los valores medios más bajos se registraron en la época de otoño en los sitios impactados (Fig. 13). El oxígeno disuelto fue significativamente menor durante la primavera y el verano en todos los sitios (Tukey Kramer, $p < 0,05$, Tabla 2, Fig. 13).

Tabla 1. Variación estacional de variables fisicoquímicas en la costa central del golfo de San Jorge durante dos años. Sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); sitios afectados por las aguas residuales: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris). Med. = Media. EE = error estándar.

Época	Sitio	Conductividad (mS cm ⁻¹)			pH			Temperatura (°C)			TSD (g L ⁻¹)		
		N	Med.	EE	N	Med.	EE	N	Med.	EE	N	Med.	EE
Otoño	LT	8	40,6	1,1	8	8,2	0,2	8	13,0	2,3	8	34,4	0,2
	MQ	8	40,6	1,1	8	8,1	0,1	8	10,0	1,2	8	34,1	0,1
	PT	8	42,5	0,3	8	8,2	0,1	8	11,7	0,9	8	33,5	0,1
	SM	8	43,4	0,3	8	8,2	0,1	8	10,8	0,3	8	33,6	0,1
Invierno	LT	8	44,2	2,25	8	8,0	0,12	8	7,8	0,19	8	34,3	0,05
	MQ	8	43,1	2,89	8	7,9	0,03	8	7,9	0,35	8	34,3	0,02
	PT	8	39,7	3,41	8	8,1	0,08	8	9,5	0,33	8	34,1	0,03
	SM	8	41,3	3,31	8	7,8	0,09	8	7,6	0,14	8	34,3	0,05
Primavera	LT	4	33,7	0,6	4	8,2	0,2	4	12,7	0,6	4	34,4	0,1
	MQ	4	33,9	0,4	4	8,1	0,1	4	11,5	0,3	4	34,2	0,1
	PT	4	43,4	0,2	4	8,4	0,1	4	11,4	1,4	4	34,0	0,1
	SM	3	43,7	0,3	3	8,1	0,0	3	11,5	1,0	3	34,2	0,0
Verano	LT	8	34,6	0,7	8	7,6	0,1	8	10,5	0,5	8	34,3	0,2
	MQ	8	41,1	0,8	8	7,7	0,1	8	11,2	0,6	8	34,2	0,2
	PT	8	42,0	0,5	8	7,6	0,1	8	15,9	0,2	8	33,8	0,1
	SM	8	40,5	0,6	8	7,8	0,1	8	16,0	0,4	8	33,9	0,2

Tabla 2. ANOVA (SC tipo III) de dos vías sobre los efectos del sitio y la época del año en las variables fisicoquímicas.

	Nitratos*			Salinidad			Fosfatos*			Turbidez*			OD*		
	gl	F	<i>p</i>	gl	F	<i>p</i>	gl	F	<i>p</i>	gl	F	<i>p</i>	gl	F	<i>p</i>
Epoca (Ep)	3	19,19	<0,01	3	7,39	<0,01	3	6,13	<0,01	3	2,35	0,078	3	8,48	<0,01
Sito (Si)	3	16,65	<0,01	3	11,43	<0,01	3	8,66	<0,01	3	4,92	<0,01	3	1,79	0,154
Ep × Si	9	5,07	<0,01	9	1,58	0,134	9	1,96	0,053	9	0,20	0,994	9	1,37	0,214
Error	87			95			87			91			95		

* Variable con transformación log.

Si bien no hubo un efecto significativo de la exposición a las aguas residuales en los valores medios de OD, los valores más bajos se registraron en el sitio impactado SM durante el verano ($7,47 \pm 1,1 \text{ mg L}^{-1}$). Los valores medios de turbidez variaron significativamente solo entre los sitios y su tendencia fue similar entre las estaciones del año (Tabla 1). Los sitios impactados mostraron mayores niveles de turbidez que los sitios de referencia durante todo el año. Sin embargo, solo SM presentó diferencias significativas con los sitios de referencia (Tukey-Kramer, $p < 0,05$).

Las concentraciones de nitratos fueron significativamente más altas en los sitios impactados en comparación con los sitios de referencia en todas las estaciones, con la excepción del otoño (Tukey Kramer, $p < 0,05$, Tabla 2; Fig. 13). Los valores medios generales de nitratos fueron particularmente más altos durante el invierno y mostraron una clara discriminación entre sitios ($p < 0,05$; Fig. 13). La concentración media más baja se registró para los sitios de referencia durante la primavera (MQ: $1,6 \pm 0,1 \text{ mg L}^{-1}$). La concentración media de fosfato mostró diferencias significativas entre sitios y estaciones (Tabla 2). En particular, el sitio impactado PT mostró valores significativamente más altos durante todo el año, en comparación con los sitios de referencia (Tukey Kramer, $p < 0,05$, Fig. 13). En particular, se detectaron valores y variaciones más altos durante el verano en ambos sitios impactados ($> 0,09 \text{ ppm}$; Fig. 13).

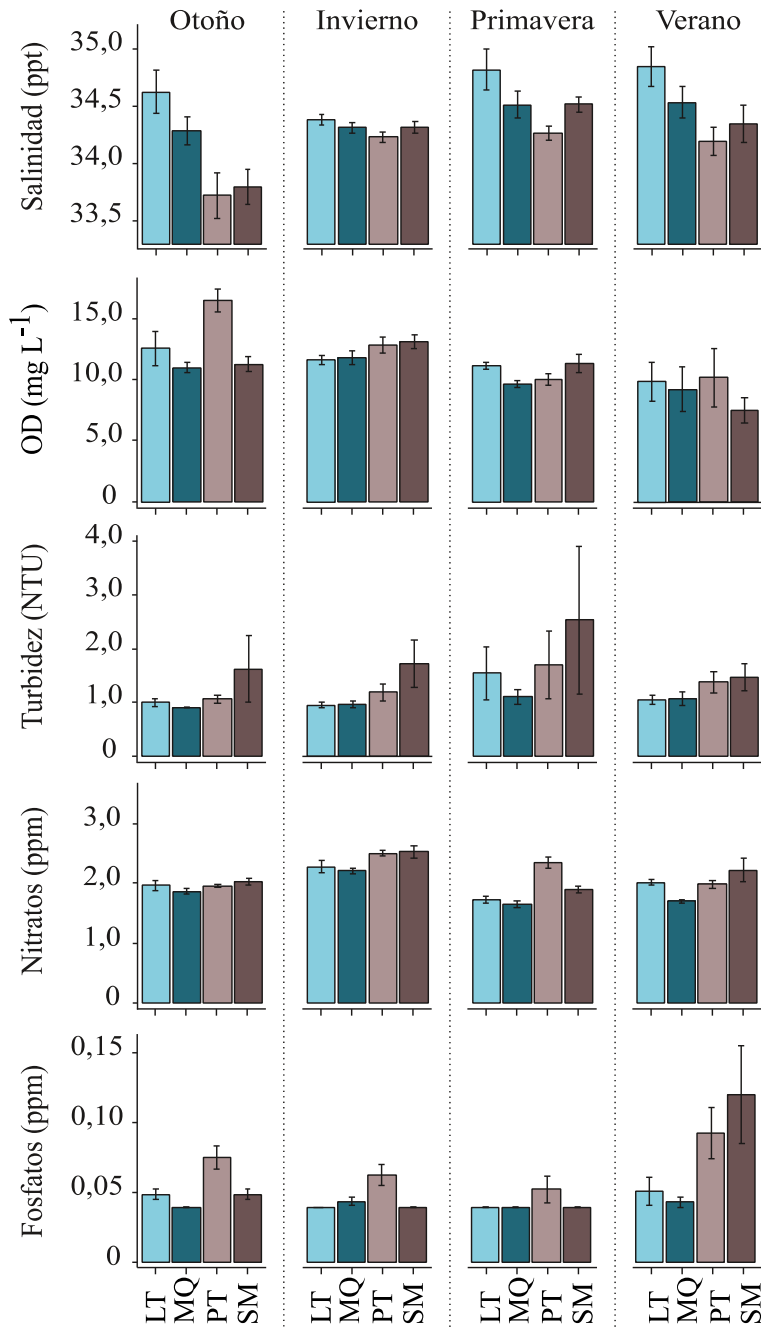


Figura 13. Variación estacional de variables fisicoquímicas (media \pm error estándar) en la costa central del golfo de San Jorge. Sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris).

3.2 Indicadores bacteriológicos

Las medias geométricas de la concentración de los tres indicadores bacteriológicos se muestran en la figura 14. Los sitios con influencia de aguas residuales mostraron altos valores de indicadores bacteriológicos, superiores al umbral máximo para uso recreativo y para

extracción de mariscos (Fig. 14). Se detectó una ligera desviación en este patrón en los niveles de EC y ENT durante la primavera, donde fueron inferiores al límite legal (Fig. 14). Todos los sitios de referencia, por el contrario, estuvieron por debajo de los límites legales en todas las estaciones del año, con excepción de LT durante el verano, donde la concentración de enterococos fue alta (74 NMP 100 mL⁻¹). Se encontró además una marcada variación estacional principalmente debido a un aumento de enterococos durante el invierno y una disminución de todos los indicadores bacteriológicos durante la primavera.

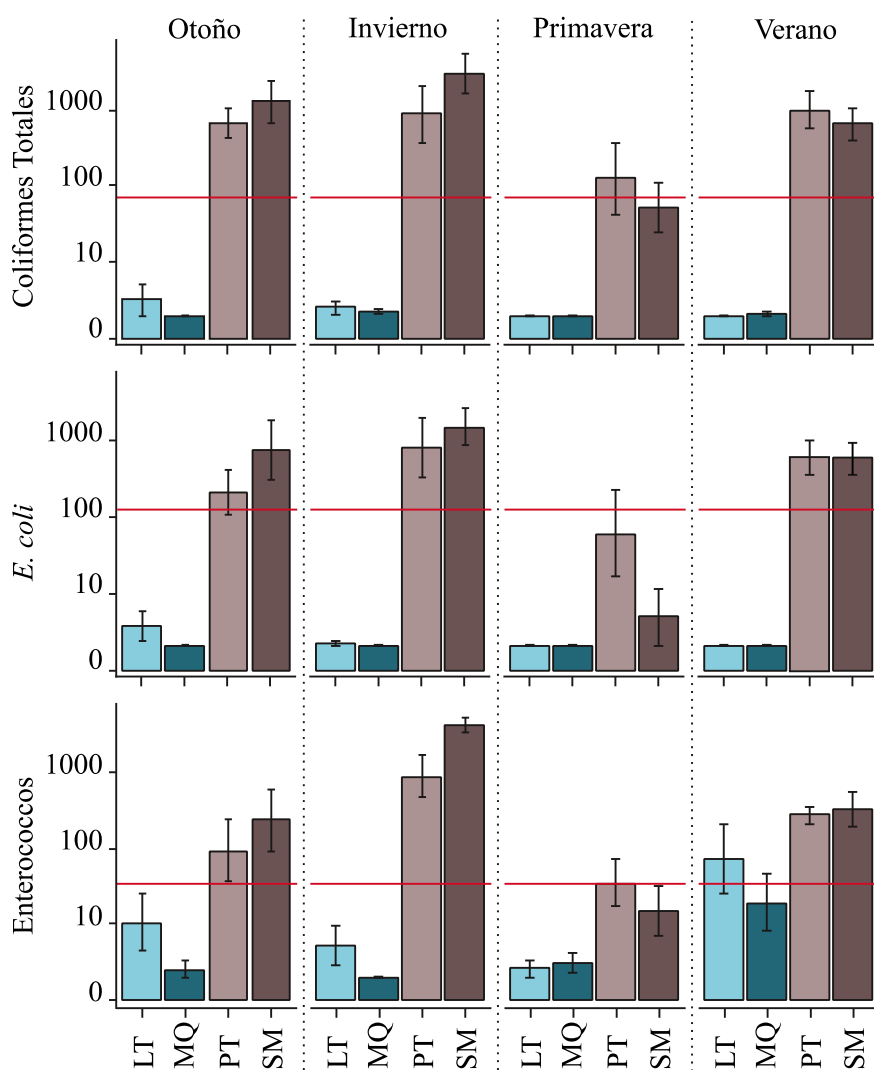


Figura 14. Variación estacional de los indicadores bacteriológicos (NMP 100 mL⁻¹) expresados como medias geométricas (± EE) (escala logarítmica). Las líneas horizontales representan los límites legales de coliformes totales para la extracción de moluscos para consumo humano (77 UFC 100 mL⁻¹); límite legal de *E. coli* (126 UFC 100 mL⁻¹) y enterococos (35 UFC 100 mL⁻¹) para agua marina de uso recreativo. Sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); sitios impactados por aguas residuales: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris).

3.3 Influencia de los niveles de marea

El primer eje del componente principal (CP1) discriminó claramente los sitios impactados y los sitios de referencia en todos los niveles del intermareal (Fig. 15). Las contribuciones a los dos primeros componentes principales del ACP se muestran en la Tabla 3. Se observó un patrón similar en todos los niveles de marea: los sitios de referencia se dispusieron principalmente a la izquierda, caracterizados por concentraciones de salinidad más altas, mientras que los sitios afectados por las aguas residuales se ubicaron hacia la derecha en la ordenación multivariada. Las concentraciones de indicadores bacteriológicos, nitratos y, en menor medida, fosfatos fueron mayores cerca de las descargas de aguas residuales. El segundo eje del componente principal (CP2) parece discriminar las muestras de forma temporal (es decir, por la influencia de la temperatura del agua de mar). También prevaleció en cada ACP una correlación negativa entre la temperatura del agua de mar y el oxígeno disuelto.

Se observaron variaciones en el patrón general entre niveles de intermareal. Los sitios impactados y los sitios de referencia fueron claramente discriminados en el HMS sin superposición de las áreas de los polígonos (Fig. 15). Los primeros dos ejes del ACP explicaron 57,8 % de la variabilidad. Los valores más altos de los indicadores bacteriológicos (*E. coli* y enterococos), la turbidez y, en menor medida, los nutrientes se relacionaron positivamente con los sitios afectados por las aguas residuales y se asociaron negativamente con el aumento de la salinidad. Por su parte, los primeros dos ejes de ACP para HMM explicaron el 53,8 % de la variabilidad, y se observó una separación de muestras de los sitios impactados y sitios de referencia.

Se observó un patrón similar en el nivel de HMI (57,3 % de varianza explicada) aunque fue evidente una mayor superposición entre los grupos. En este nivel, el fosfato contribuyó a la diferenciación entre sitios impactados y sitios de referencia. En el caso de los niveles de HIS (47,8 % de varianza explicada), las muestras de los sitios impactados se posicionaron más hacia el centro del eje, como resultado de una mayor estabilidad en casi todas las variables explicativas. Sin embargo, las concentraciones de indicadores bacteriológicos y nitrato se mantuvieron elevadas en los sitios impactados. En este nivel, el sitio de SM mostró la mayor variabilidad.

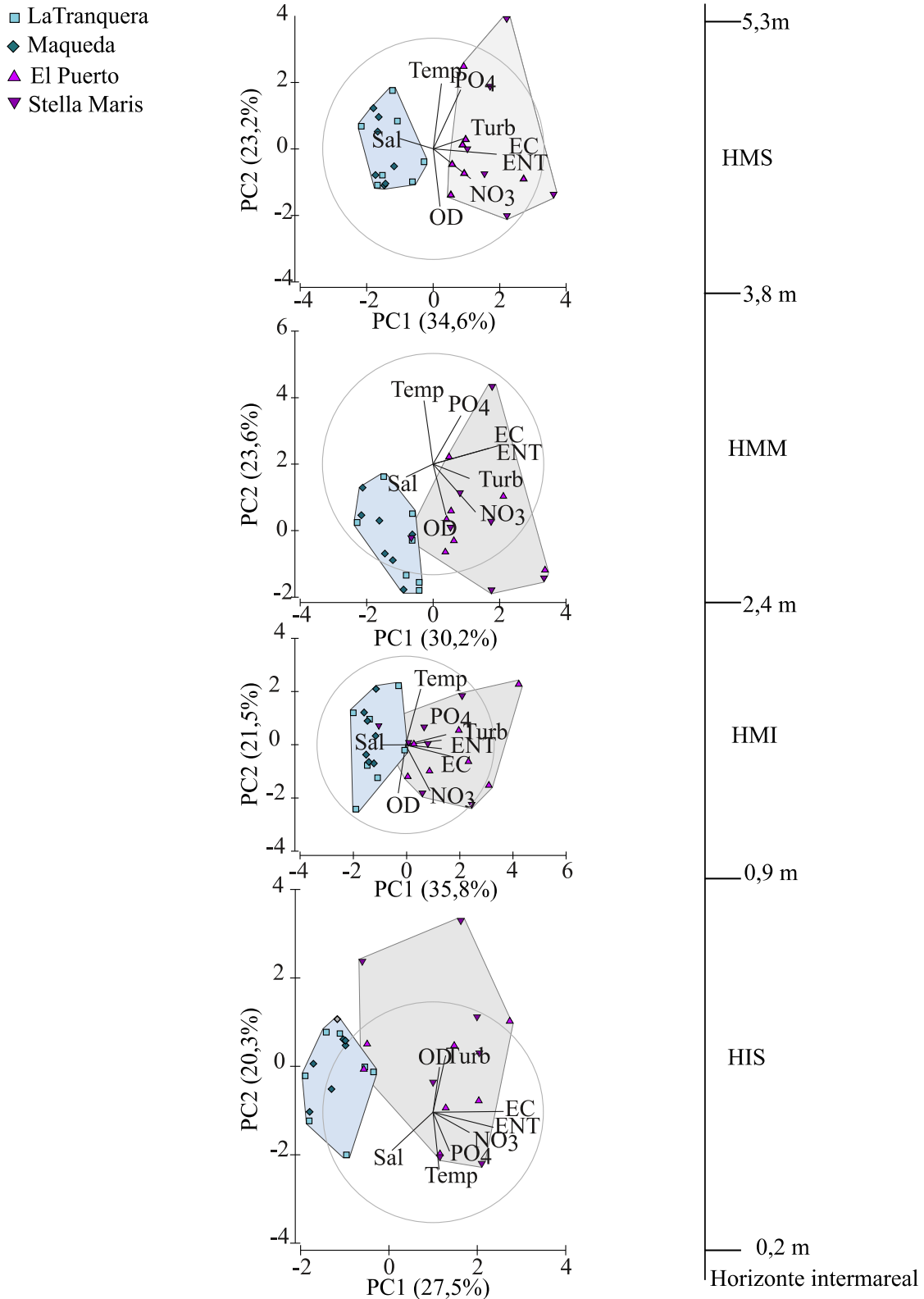


Figura 15. Análisis de componentes principales en los diferentes horizontes del intermareal. Variables explicativas: Temp (temperatura), Turb (turbidez), EC (Escherichia coli), ENT (enterococos), OD (oxígeno disuelto), Sal (salinidad), NO₃ (nitratos), PO₄ (fosfatos). HMS: Horizonte mesolitoral superior; HMM: Horizonte mesolitoral medio; HMI: Horizonte mesolitoral inferior; HIS: Horizonte infralitoral superior. Polígono blanco sitios de referencia. Polígono gris: sitios impactados.

Tabla 3. Contribución a los dos primeros componentes principales del ACP de las variables de calidad del agua de mar en cada nivel de costa. HMS: Horizonte mesolitoral superior; HMM: Horizonte mesolitoral medio; HMI: Horizonte mesolitoral inferior; HIS: Horizonte infralitoral superior. CP: componente principal.

Variable	HMS		HMM		HMI		HIS	
	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2
Turbidez	0,285	0,096	0,328	-0,129	0,405	0,054	0,114	0,515
Nitratos	0,339	-0,270	0,384	-0,433	0,274	-0,519	0,330	-0,183
Fosfatos	0,248	0,534	0,251	0,440	0,457	0,115	0,149	-0,353
<i>Escherichia coli</i>	0,573	-0,048	0,589	0,167	0,516	-0,131	0,639	0,007
Enterococos	0,559	-0,043	0,505	0,143	0,408	-0,044	0,549	-0,137
Temperatura	0,073	0,591	-0,083	0,574	0,171	0,631	0,054	-0,519
Salinidad	-0,302	0,093	-0,245	-0,117	-0,288	-0,001	-0,373	-0,348
Oxígeno Disuelto	0,061	-0,521	0,116	-0,459	-0,083	-0,545	0,058	0,409
Valores propios	2,77	1,85	2,42	1,89	2,86	1,72	2,2	1,62
Variación (%)	34,6	23,2	30,2	23,6	35,8	21,5	27,5	20,3
Acumulado (%)	34,6	57,8	30,2	53,8	35,8	57,3	27,5	47,8

4. Discusión

Este estudio es la primera evaluación de la calidad del agua de mar que integra datos fisicoquímicos y bacteriológicos en la zona costera más poblada de la Patagonia argentina. Dado que los servicios de los ecosistemas costeros son vulnerables a la contaminación, la información de referencia y el monitoreo son importantes para evaluar el grado de alteración ambiental y los posibles efectos en cascada sobre la salud humana (Costanza *et al.*, 1997; Von Glasow *et al.*, 2013). Pequeños cambios a grandes escalas y grandes cambios a pequeñas escalas pueden alterar drásticamente los ecosistemas acuáticos, impactando en los beneficios y costos del bienestar humano (Costanza *et al.*, 1997; Barbier, 2012). Las zonas costeras urbanizadas de la Patagonia argentina ya no son prístinas y se ven afectadas por problemas ambientales globales (por ejemplo, introducción de especies, sobrepesca, cambio climático) y un manejo costero deficiente (por ejemplo, descargas de aguas residuales, urbanización costera) (Díaz *et al.*, 2002; Orensanz *et al.*, 2002; Raimondo, 2010; Usach y Freddo, 2015).

A pesar de la creciente preocupación por la contaminación orgánica en los ambientes marinos costeros, hay pocos estudios sobre el efecto de los efluentes domésticos o urbanos en la calidad del agua de mar de la costa patagónica. En la Argentina la mayoría de estos estudios fueron realizados en localidades de la provincia de Buenos Aires, que presentan condiciones demográficas y oceanográficas diferentes (López Gappa *et al.*, 1990; R. Elías *et al.*, 2005, 2006; Pierini *et al.*, 2008, 2012; R. Elías *et al.*, 2009; Streitenberger y Baldini, 2010; Becherucci *et al.*, 2018). En la Patagonia los estudios sobre contaminación por aguas residuales vertidas al mar se centraron en el Golfo Nuevo (Torres *et al.*, 2004; M. Gil *et al.*, 2005; Machado-Schiaffino *et al.*, 2009; Ferrando *et al.*, 2010) y Ushuaia (Torres *et al.*, 2009; M. Gil *et al.*, 2011). Es decir, dos centros importantes de atracción turística con una estacionalidad significativa y una estadia promedio de 4,5 días (Puerto Madryn, Municipalidad, 2019) o 2,55 días (Ushuaia, Municipalidad, 2019), pero con una población permanente mucho menor que las ciudades del golfo de San Jorge. Otros estudios fueron realizados en la Bahía San Julián, en donde desembocan los desagües cloacales con escaso tratamiento de Puerto San Julián, una ciudad de tan solo 15 000 habitantes pero que impactan en un área protegida de gran importancia ecológica (Estevao Belchior *et al.*, 2016; Martin *et al.*, 2019). La calidad del agua de mar en las costas rocosas en el área de Comodoro Rivadavia, la ciudad más grande en el centro de la Patagonia (> 260 000 habitantes), se ve notablemente afectada por la disposición permanente de aguas residuales no tratadas, lo que se refleja en las variables fisicoquímicas como

bacteriológicas, con cierto grado de variación espacial y estacional. En los sitios impactados, el agua de mar generalmente mostró una reducción de la salinidad, valores más altos de nutrientes (nitratos y fosfatos) y turbidez tal como era esperado por el vertido de agua dulce proveniente de los efluentes urbanos. La reducción de la salinidad fue aún más severa durante el otoño en los sitios impactados, lo que indica una fuerte contribución del agua de lluvia recolectada por el sistema de alcantarillado durante esta temporada. En esta región semiárida, las precipitaciones ocurren con más frecuencia principalmente de marzo a abril (otoño; Argentina, SMN, 2018). Como la ciudad de Comodoro Rivadavia tiene una extensión urbana fragmentada y dispersa de casi 100 km², los sistemas de alcantarillado y drenaje se concentran fuertemente en las áreas monitoreadas y esto podría explicar el patrón observado a pesar de que los muestreos no se realizaron durante días de lluvia.

Las concentraciones de nutrientes también son un buen indicador de la calidad del agua en relación con la contaminación de las aguas residuales y, aunque se sabe que otras fuentes de aguas no cloacales también afectan las concentraciones de nutrientes (Abaya *et al.*, 2018), el clima árido de la región sugiere que las descargas de aguas residuales son las principales fuentes de aporte de nutrientes a los sitios impactados. No se ha observado un patrón estacional claro de enriquecimiento de nutrientes (nitratos y fosfatos), sino una presencia alta de nutrientes durante todo el año y aunque se detectaron valores más altos de nitratos durante el invierno y valores altos de fosfatos durante el verano en los sitios impactados, no hubo un valor pico estacional claro. Por el contrario, se produjo una variación entre los sitios. También se esperaba una disminución del oxígeno disuelto debido al aumento de la demanda biológica de oxígeno por la descomposición de nutrientes en los sitios impactados, como se ha registrado para otros sitios contaminados (Ryther y Dunstan, 1971; Pearson y Rosenberg, 1978; Bonsdorff *et al.*, 1997; Braga *et al.*, 2000; Cloern, 2001). Sin embargo, en este estudio el oxígeno disuelto no mostró diferencias entre los sitios impactados y de referencia. Se encontraron valores más bajos durante el verano en algunos horizontes de sitios impactados, lo que sugiere un efecto dependiente de la temperatura. La ausencia de un efecto claro entre sitios, incluso en los horizontes superiores, podría atribuirse a la condición semiexpuesta de las costas rocosas y a la alta heterogeneidad ambiental y biológica (por ejemplo, la influencia de las algas marinas).

Dentro de una ensenada de las costas de Nueva York, Ryther y Dunstan (1971) observaron que el nitrógeno disponible en las aguas residuales, parece ser utilizado por microorganismos tan rápido como está disponible en la ensenada, pero un excedente de fosfato se transporta hacia el mar y se distribuye por toda la plataforma continental. Por lo tanto, el fosfato resultaría ser

mas persistente que los compuestos nitrogenados, que se aprovechan tempranamente en el medio ambiente. En nuestro estudio es probable que ocurriera un evento similar en los sitios impactados, lo cual pudo enmascarar las relaciones estacionales entre nitratos y fosfatos. No obstante, la correlación positiva encontrada en el nivel más bajo de la zona intermareal sugiere una reducción de la carga bacteriológica. La presencia de autótrofos bentónicos (macroalgas, microalgas y cianobacterias) y la acción de las olas en horizonte inferior de las costas rocosas podrían haber contribuido a este efecto.

El problema global de la eutrofización requiere estrategias de gestión bien planificadas y eficientes. Aunque los sitios aquí estudiados se encuentran en costas rocosas semiexpuestas que debido al oleaje podrían evitar grandes eventos de eutrofización, estos podrían estar ocurriendo a escalas temporales y espaciales más pequeñas (Cloern, 2001). Se ha observado que el aumento de los aportes de nutrientes a los sistemas marinos costeros de baja o media circulación, como el caso estuarios o bahías, puede desencadenar procesos eutroficados (Islam y Tanaka, 2004; Muniz *et al.*, 2013; Kucuksezgin *et al.*, 2019).

La descarga continua de efluentes urbanos sin tratamiento sobre ecosistemas cercanos a la costa contribuye permanentemente a la contaminación microbiana. Varios estudios demostraron una relación entre las tasas de enfermedades infecciosas y la abundancia de *E. coli* y enterococos intestinales en los ambientes acuáticos (Liberatore *et al.*, 2015; Lušić *et al.*, 2017; Abaya *et al.*, 2018). Las playas impactadas aquí estudiadas generalmente están prohibidas para usos recreativos durante el verano, pero los habitantes de la ciudad aún las usan para pescar y recolectar mariscos comestibles (por ejemplo, bivalvos, lapas, pulpos) durante todo el año. Se han detectado valores de medias geométricas de contaminaciones bacteriológicas hasta diez veces superiores al límite legal permitido tanto para el uso recreativo del agua marina (OMS, 2003; Argentina, Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2003) como para las áreas de recolección de mariscos (Lee *et al.*, 2010) en la mayor parte del año, a excepción de la primavera. Varios estudios han demostrado que las bacterias fecales, incluidos los patógenos humanos, pueden acumularse y persistir en almejas, mejillones, ostras y otros organismos bentónicos (Kay *et al.*, 2008; Stewart *et al.*, 2008; Roslev *et al.*, 2009).

Se detectaron niveles altos de enterococos en verano en el sitio de referencia La Tranquera (LT), donde la contaminación fecal no es atribuible a las aguas residuales directas. Sin embargo, las bacterias indicadoras fecales también se pueden encontrar en las heces de animales como por ejemplo aves marinas (Alderisio y DeLuca, 1999; Fogarty *et al.*, 2003). En playas de LT

sus excrementos han sido observados ocasionalmente en grandes cantidades (RN Verga, obs. pers.). Además, los enterococos tienen una alta persistencia sin multiplicación en el medio marino (Ashbolt *et al.*, 2001; Kaper *et al.*, 2004). También se sabe que los altos niveles de enterococos están relacionados con actividades de recreación humana (Fogarty *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2010) y, aunque nuestros sitios de referencia no muestran una gran afluencia de personas, esta potencial fuente no puede ser ignorada. Estudios posteriores deberían tipificar las cepas bacteriológicas e identificar la presencia de cepas asociadas con patologías específicas, como las bacterias resistentes a los antibióticos, un problema de salud que está ganando alertas en los entornos costeros de todo el mundo (Vignesh *et al.*, 2012; Leonard *et al.*, 2018; O’Flaherty *et al.*, 2019).

Las variaciones de las propiedades físicoquímicas de la calidad del agua y los indicadores bacteriológicos a lo largo de un gradiente de altura intermareal sugieren una difusión relativamente baja de los contaminantes hacia los horizontes más bajos. Los efluentes de origen mixto que se encuentran en los sitios impactados descargando directamente en el horizonte superior y los emisarios que se extienden hacia el horizonte mesolitoral medio e inferior del intermareal, contribuyen a un mayor nivel de perturbación y variación en las franjas superiores de la costa, y un efecto más diluido hacia el horizonte infralitoral superior. Sin embargo, la calidad del agua de mar en la franja infralitoral también mostró evidencia de contaminación bacteriológica en los sitios afectados. Dado que esta zona en particular es utilizada comúnmente por los pescadores locales para extraer mariscos, puede existir un riesgo real para la salud.

La ciudad de Comodoro Rivadavia tiene una gran cantidad de fuentes de contaminación no puntuales de gran preocupación con respecto al transporte de patógenos y sus indicadores al medio marino. Este tipo de contaminación es generalmente difusa, intermitente y ocurre a través de una ruta indirecta. Dichas fuentes no puntuales incluyen la escorrentía de las zonas urbanas, las fugas de los sistemas sépticos y las líneas de alcantarillado, combinadas con desbordamientos de alcantarillas y deposición atmosférica de aerosoles (Stewart *et al.*, 2008).

En este estudio se encontró que la calidad del agua de mar está altamente perturbada en el área costera urbana de la Patagonia central. Está claro que las playas con un impacto debido a las descargas de los efluentes urbanos muestran una mayor variabilidad en las características ambientales, lo que podría interactuar negativamente a lo largo del gradiente intermareal, donde los factores ambientales naturales como el viento y la desecación son más extremos en los niveles más altos de la costa.

La liberación de aguas residuales sin tratar al medio marino no solo tiene impactos adversos sobre el medio ambiente y puede presentar riesgos para la salud, sino que también constituye un manejo no sostenible de los recursos de agua dulce en la región semiárida de la Patagonia en donde solo unas pocas ciudades a lo largo de la costa (por ejemplo, Luis Piedra Buena, Puerto Pirámides, Puerto Madryn y, en menor medida, Rada Tilly y Trelew) tienen sistemas parciales de tratamiento de aguas residuales para riego (Faleschini, 2016; Faleschini y Esteves, 2017). Cuando las aguas residuales se enmarcan como un desperdicio y no como un recurso aprovechable, se espera que genere costos y la disposición final por tuberías a cuerpos de agua se convierte en la forma habitual de gestión (Öberg *et al.*, 2014). Es necesario tener un enfoque de política sostenible para mejorar la gestión de las zonas costeras, especialmente en las zonas costeras altamente urbanizadas del golfo de San Jorge.

Por lo tanto, dado que la incidencia de la contaminación en las plataformas intermareales es un problema ecológico importante y un riesgo para la salud pública, esta contribución proporciona los primeros datos de referencia y las razones para un mayor trabajo de monitoreo ambiental en caso de construcción de nuevos desagües en alta mar o la implementación futura de plantas de tratamiento en la Patagonia central.

Capítulo II

Diversidad y dominancia de especies de
invertebrados en una comunidad afectada por
efluentes urbanos

1. Introducción

El aumento del desarrollo urbano en la línea de costas acarrea efectos antropogénicos con cambios ecológicos negativos. Las descargas de aguas residuales sobre las costas son responsables del enriquecimiento de nutrientes, alteraciones en la turbidez y temperatura, aumento de sedimentación y materia orgánica, disminución de la salinidad, y disminución del oxígeno disuelto en el agua de mar, entre otros efectos (Terlizzi *et al.*, 2005; Azzurro *et al.*, 2010; Weis, 2014). En el intermareal, las descargas de aguas residuales constituyen un factor estresante en la fauna que se superponen a los efectos de estrés causados por factores ambientales naturales. En particular las costas patagónicas se caracterizan por poseer un intermareal amplio y condiciones ambientales adversas o severas, dado por un amplio rango de mareas (~ 5 m) y un clima semidesértico a desértico donde las tensiones físicas pueden desempeñar un papel importante en la estructuración de las comunidades biológicas locales (Bertness *et al.*, 2006; Silliman *et al.*, 2011; Adami *et al.*, 2018). A estos efectos se les suman otros potencialmente complejos, como son las interacciones entre los organismos a través de diferentes mecanismos que modelan la estructura y funcionamiento de las comunidades y los ecosistemas. En el intermareal rocoso patagónico se sabe que a pesar de que la abundancia relativa de depredadores es alta, tendrían un impacto bajo en la regulación de la diversidad (Bazterrica *et al.*, 2007; Hidalgo *et al.*, 2007; D. Gil y Zaixso, 2008; Wieters *et al.*, 2012; Adami *et al.*, 2018; D. Gil *et al.*, 2018; Storero *et al.*, 2020).

Las comunidades bentónicas intermareales fueron ampliamente utilizadas como indicadoras de contaminación a largo plazo, y su estudio ha aumentado en las últimas décadas (por ejemplo, R. Elías *et al.*, 2003, 2004, 2006; Le Hir y Hily, 2005; Cabral-Oliveira *et al.*, 2014; Huguenin *et al.*, 2018, 2019). Sus características sedentarias, longevidad, fácil muestreo y la sensibilidad de algunos taxones a los efectos de excesos de nutrientes o tóxicos, hacen que el bentos sea una ventajosa herramienta para la evaluación de la contaminación marina, no solo en las condiciones al momento del muestreo, sino que también permiten evaluar las condiciones a las que estuvo expuesta la comunidad previamente (Pearson y Rosenberg, 1978; Reish *et al.*, 1999; R. Elías *et al.*, 2003; Borja y Tunberg, 2011) dado que, en general, provocan cambios en la estructura de la comunidad debido al reemplazo de especies sensibles por otras oportunistas (R. Elías *et al.*, 2003; Cabral-Oliveira *et al.*, 2014; Huguenin *et al.*, 2019).

La utilización del nivel taxonómico más bajo posible (por ejemplo, especie o género) da información importante para la medición de la biodiversidad. Aporta información para encontrar especies indicadoras y entender los efectos de la contaminación en las comunidades faunísticas (Gray *et al.*, 1990; Warwick *et al.*, 1990; Terlizzi *et al.*, 2003; Giangrande *et al.*, 2005; Cabral-Oliveira *et al.*, 2014). No obstante, cuando la identificación de especies no es posible o resulta dificultosa, las respuestas de la comunidad a las perturbaciones antropogénicas pueden detectarse utilizando incluso un nivel taxonómico más alto (por ejemplo, familia o aun *phylum*; Warwick, 1993; Somerfield y Clarke, 1995; Olsgard *et al.*, 1997; Mistri y Rossi, 2000, 2001; Olsgard y Somerfield, 2000; Vijapure y Sukumaran, 2019). Este enfoque, se conoce como “Suficiencia taxonómica” y se refiere a la identificación de organismos solo a un nivel de resolución taxonómica suficiente para satisfacer los objetivos de un estudio (Ellis, 1985).

El estudio de la contaminación ambiental a través de análisis de diversidad biótica brinda información precisa de los efectos nocivos de los contaminantes en la estructura de la comunidad (Underwood, 1994; Borja y Tunberg, 2011) y permite comparar la diversidad espacial y temporalmente. En términos generales se considera que una comunidad es poco diversa cuando la abundancia está concentrada solamente en una o unas pocas especies, mientras que todas las demás especies presentan pocos individuos, y la diversidad es máxima cuando todas las especies son igualmente comunes (Moreno *et al.*, 2011; Jost y González-Oreja, 2012). Los atributos de la comunidad más utilizados son la riqueza y la abundancia relativa de especies. También existen índices que permiten medir la complejidad de las comunidades como por ejemplo el índice de Shannon (Shannon y Weaver, 1963) que mide la entropía en una comunidad o el índice de Simpson (Simpson, 1949) que mide el grado de dominancia de las especies. Pero la comparación entre comunidades utilizando estos índices puede llevar a una interpretación insuficiente sobre los cambios en la diversidad. Si bien se pueden hacer comparaciones estadísticas utilizando estos índices no es fácil interpretar la magnitud de esas diferencias encontradas (Jost, 2006, 2007). Es por esto que recientemente ha resurgido el uso de los números de Hill (Hill, 1973) que presentan mayores ventajas en la interpretación de la diversidad. Estos se expresan en términos de números efectivos de especies, permitiendo comparar la magnitud de las diferencias entre dos comunidades y dan cuenta de cuánta diversidad se gana o se pierde por una determinada perturbación. El uso de números efectivos permite comprender mejor las diferencias que existen en la diversidad entre comunidades y entre sitios (Jost, 2006, 2007; Ellison, 2010; Moreno *et al.*, 2011; Jost y González-Oreja, 2012), actuando como una herramienta fundamental no solo en el contexto de la gestión ambiental,

sino que también aportan información para una mejor comprensión de los mecanismos que estructuran las comunidades (Terlizzi *et al.*, 2005).

Por otro lado, la distribución del número de individuos y la distribución de biomasa entre especies en comunidades macrobentónicas marinas muestran una respuesta diferencial a las perturbaciones inducidas por contaminación (Warwick, 1986; Warwick *et al.*, 1987). Cuando la comunidad se encuentra sin perturbaciones externas, las especies que dominan son del tipo k-estrategas (crecimiento lento, mayor tamaño corporal, tamaño poblacional constante en el tiempo) y la diversidad es relativamente baja. Dentro de estas comunidades también se encuentran representadas especies r-estrategas (especies oportunistas, de crecimiento rápido, menor tamaño corporal y un tamaño de población altamente variable) (Pianka, 1940). En las comunidades bentónicas las especies k-estrategas dominan más por su biomasa que por su abundancia (Warwick, 1986) y las r-estrategas son a menudo pequeños anélidos en general numéricamente abundantes, pero no representan una alta proporción en la biomasa de la comunidad. Ante una perturbación moderada como podría provocar la contaminación, las especies k-estrategas se ven más afectadas, y la composición de la comunidad comienza a cambiar (Reise, 1991). Por lo tanto, la diversidad aumenta como consecuencia del aumento de especies oportunistas y a menudo se convierten en dominantes tanto en abundancia como en biomasa. A medida que la perturbación aumenta, el número de oportunistas menos resistentes disminuye y ninguna de las especies podría compensar la gran mortalidad causada por el disturbio (Connell, 1961; 1978; Huston, 1979; Randall Hughes *et al.*, 2007). Para evaluar estos efectos se ha implementado el método de curvas ABC (curvas de Abundancia / Biomasa) que tiene en cuenta el número de especies incluidas en el análisis (Clarke, 1990; Warwick y Clarke, 1994). Una gran ventaja de este método es que permite evaluar el estado de una comunidad dada sin necesidad de compararla con un control espacial o temporal, porque la biomasa se compara con la abundancia para el mismo tiempo y lugar (Clarke, 1990; Clarke *et al.*, 2014).

En el intermareal rocoso, las especies tienen como particularidad que se distribuyen en bandas paralelas a la línea de marea, creando una zonificación vertical, donde los factores físicos y bióticos divergen, y las comunidades varían en términos de riqueza y composición de especies (Hawkins y Jones, 1992; Little *et al.*, 2010). En ambientes no impactados los límites superiores de la zonación se establecen principalmente por factores abióticos como la desecación y la temperatura, mientras que el límite inferior se explica principalmente por factores bióticos como la competencia, la depredación o herbivoría (Lewis, 1964; Fish y Fish, 2011). Se ha estudiado que la respuesta de las comunidades a la contaminación por aguas

residuales puede diferir según el nivel del intermareal en que se encuentran (Archambault *et al.*, 2001; Bustamante *et al.*, 2012; Cabral-Oliveira *et al.*, 2014; Vallarino *et al.*, 2014; Huguenin *et al.*, 2019), por lo que es esencial distinguir las variaciones ecológicas naturales de las causadas por la perturbación antropogénica, realizando un estudio que contemple diferentes niveles del intermareal para identificar cambios en la diversidad (Underwood, 1994; Anderson *et al.*, 2008).

Como se mencionó en las secciones anteriores, el intermareal rocoso del golfo San Jorge se caracteriza por una comunidad definida por Zaixso y Pastor (1977) como “epilítica”, donde los bancos de *Perumytilus purpuratus* se extienden desde mesolitoral superior hacia el mesolitoral inferior y comienza a reemplazarse por *Corallina officinalis* y bancos de los mitílidos *Mytilus edulis platensis* y *Aulacomya atra* (ver introducción general). Por otro lado, en el capítulo 1 se observó que la calidad del agua de mar en las costas rocosas en las cercanías de la ciudad de Comodoro Rivadavia se ve notablemente afectada por la emisión permanente de aguas residuales no tratadas, lo que se refleja una reducción de la salinidad, valores más altos de nutrientes (nitratos y fosfatos) y turbidez. Asimismo, se observó un efecto de dilución de las variables fisicoquímicas y bacteriológicas hacia los horizontes más bajos.

Por lo tanto, los objetivos de este capítulo son 1) evaluar el efecto de los efluentes urbanos en la diversidad, la abundancia y la biomasa de las comunidades en diferentes niveles del intermareal del golfo San Jorge; y 2) detectar diferencias en la dominancia de especies entre las comunidades de sitios de referencia y sitios impactados en diferentes horizontes del intermareal rocoso.

2. Metodología

2.1 Área de estudio y muestreos.

En las costas rocosas del golfo San Jorge, en condiciones no impactadas, pueden reconocerse cuatro horizontes de marea bien definidos: 1) la zona más alta del intermareal (HMS, 5,3 – 3,8 m), con predominancia de sustrato desnudo donde los bancos de *Perumytilus purpuratus* se disponen en parches pequeños, con predominio de individuos de tallas pequeñas intercalados con parches del cirripedio *Balanus glandula*; 2) en su zona media (HMM, 3,8 – 2,4 m) los bancos de *P. purpuratus* cubren gran parte del sustrato y pueden disponerse en varias capas; 3) en la zona inferior del mesolitoral (HMI, 2,4 – 0,9 m) el mejillín del sur *P. purpuratus* alcanza

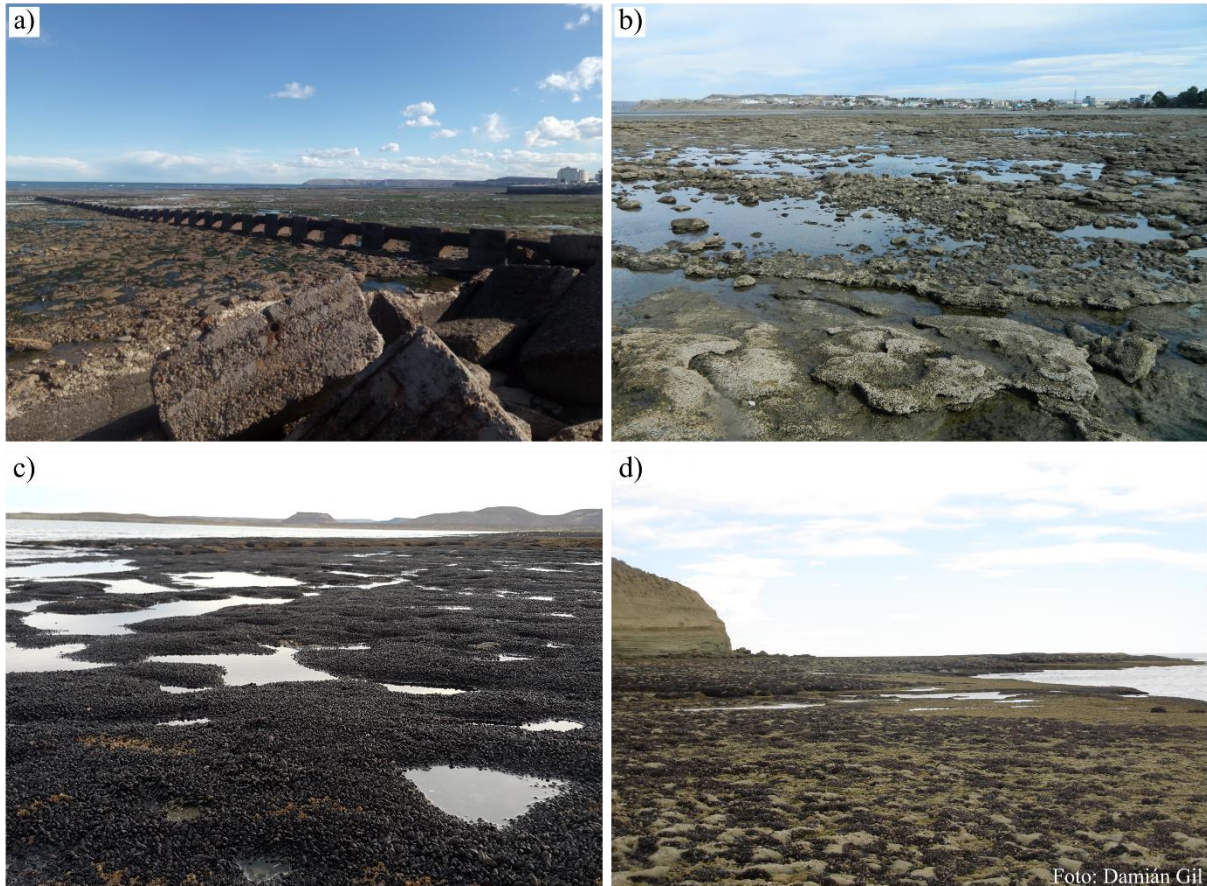


Figura 16. Fotografías de los sitios de estudio. Sitios impactados con presencia de efluentes urbanos: (a) El Puerto y (b) Stella Maris. Sitios de referencia sin presencia de efluentes urbanos: (c) La Tranquera y (d) Punta Maqueda

tallas más grandes, la matriz se vuelve menos densa y se disponen con mayor frecuencia en una monocapa (Otaegui y Zaixso, 1974; Zaixso *et al.*, 2015; Mutti *et al.*, 2017). En este nivel de marea pueden encontrarse dispersos algunos parches del mejillón *Mytilus edulis platensis* y se observa una transición hacia el infralitoral con algunos parches de algas coralináceas; 4) en el horizonte infralitoral superior (HIS, 0,9 – 0,2 m) domina el alga roja *C. officinalis*, que forma densas matas que sirven como sustrato para una gran diversidad de poliquetos, gasterópodos, isópodos y anfípodos entre otros invertebrados, también se encuentran en este nivel bancos de la cholga *Aulacomya atra* como la especie de invertebrados más conspicua (Liuzzi y López Gappa, 2008; Zaixso *et al.*, 2015).

Para evaluar los efectos de los efluentes urbanos sobre la diversidad macrozoobentónica en diferentes horizontes del intermareal rocoso del golfo San Jorge se seleccionaron dos sitios con claros indicios de contaminación ubicados en playas dentro del ejido urbano: El Puerto, playa al sur del puerto de Comodoro Rivadavia (PT, 45° 52' S, 67 ° 28' O) y Stella Maris (SM, 45°

53' S, 67° 30' O), y dos sitios de referencia ubicados a ~ 18 km al sur de la ciudad: La Tranquera (TR, 46° 02' S, 67° 36' O) y Punta Maqueda (MQ, 46° 01' S, 67° 36' O) (Fig. 16). Los sitios de referencia son playas de restingas agrestes con escaso o nulo impacto antrópico y sin presencia de efluentes urbanos ni urbanización cercana o asentamientos. Debido a que el análisis de muestras extractivas en cuatro sitios y cuatro niveles del intermareal requiere mucho tiempo de análisis de laboratorio, y dado que el presente estudio se enfoca, en esta instancia, en los efectos por disturbio y no en variaciones temporales, los sitios fueron muestreados una sola vez. La toma de muestras se realizó durante los meses de invierno de 2015 considerando que en esta época del año las condiciones ambientales de radiación solar y vientos predominantes no son extremas y por lo tanto se puede inferir que los niveles de cambio analizados corresponden a condiciones basales que pueden verse modificadas o agravadas durante el verano.

La toma de muestras se realizó en los cuatro horizontes intermareales mencionados previamente (HMS: mesolitoral superior; HMM: mesolitoral medio; HMI: mesolitoral inferior y HIS: infralitoral superior). En cada nivel se recolectaron cinco unidades muestrales al azar en sustratos horizontales utilizando una cuadrícula de 15 × 15 cm (superficie: 0,0225 m²) (Fig. 17). Con una espátula metálica se recolectó la macrofauna del interior de la cuadrícula con especial cuidado de no dañar los organismos. Las muestras fueron etiquetadas y transportadas en bolsas plásticas hasta el laboratorio, donde se fijaron en formol salino al 5 % por un tiempo mínimo de un mes. Luego se lavaron, utilizando un tamiz de 500 µm de apertura y se conservaron en alcohol 70 % para su posterior separación e identificación. Sobre cada muestra se identificó y

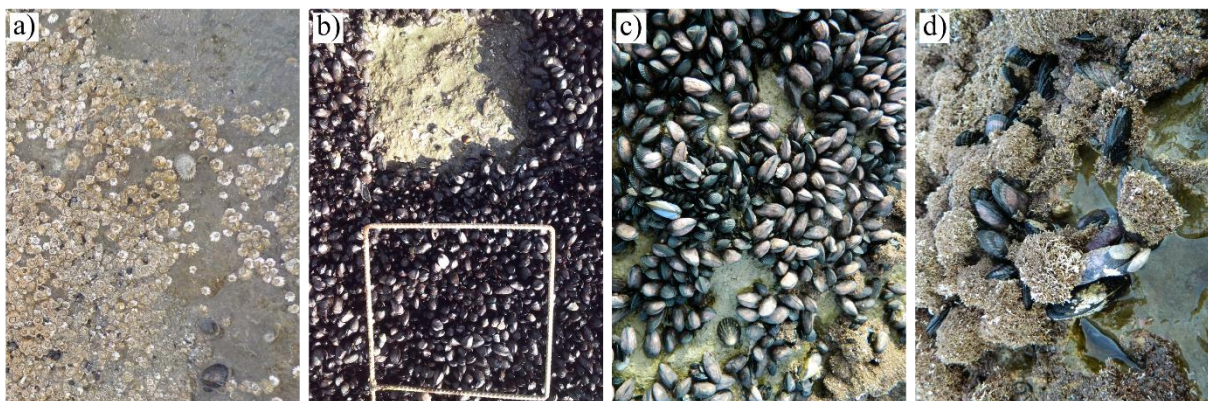


Figura 17. Fotografías de los diferentes horizontes de marea en sitios de referencia: (a) Horizonte mesolitoral superior; (b) Horizonte mesolitoral medio; (c) Horizonte mesolitoral medio; (d) Horizonte infralitoral superior. Recolección de macrofauna utilizando una cuadrícula (0,0225 m²).

cuantificó la abundancia de cada organismo al menor nivel taxonómico posible usando claves de identificación y microscopio estereoscópico. También se vieron estructuras identificatorias en microscopio óptico compuesto. Los organismos de las muestras muy abundantes se homogeneizaron en una bandeja y se tomaron submuestras por cuarteo. Luego de la identificación y cuantificación se escalaron los resultados a la unidad de área de estudio (0,0225 m²).

Algunas especies identificadas fueron corroboradas con diferentes especialistas (poliquetos: Dra. Claudia Bremec y Dr. Rodolfo Elías y su equipo; tanaidáceos y anfípodos: Dr. Carlos Rumbold; isópodos: Dra. Brenda Doti; gasterópodos y pequeños bivalvos: Dr. Diego Zelaya; nematodos: Dra. Virginia Lo Russo; y nemertinos: Dr. José Alfaya). Para los poliquetos se utilizaron también fotografías identificadoras y descripciones realizadas por el Dr. Juan Pablo Martin, para trabajos previos en el golfo San Jorge.

Los organismos identificados y cuantificados fueron retirados de las valvas o descalcificados y el tejido blando se secó en estufa con recirculación a 60 °C por 72 h (hasta llegar a peso constante) para obtener el peso seco descalcificado por medio de una balanza analítica ($\pm 0,0001$ g). La descalcificación de organismos que presentan carbonato de calcio (por ejemplo, crustáceos, equinodermos) se realizó a través de una digestión con ácido clorhídrico 1N añadido progresivamente hasta el cese del burbujeo.

En el caso de especies muy abundantes (por ejemplo, *P. purpuratus*), se separó una submuestra (por cuarteo) y se midió la longitud de las valvas. De la submuestra se separaron individuos de talla variable por cada nivel y sitio (aproximadamente 50 individuos), de los que se obtuvo el peso seco. Por regresión lineal se ajustaron curvas de relación talla-peso seco para cada nivel y sitio (ver Anexo II) y se estimó la biomasa total por unidad muestral.

2.2 Análisis de la diversidad

Para determinar diferencias en la diversidad de las comunidades, se calcularon los índices de riqueza de especies (S) = número total de especies presentes por unidad muestral; el número total de individuos (N_T) = conteo de todos los individuos pertenecientes a una unidad muestral, que se extrapolaron y se expresaron en individuos por metro cuadrado (ind m⁻²); la biomasa total (B_T) = sumatoria de los pesos secos de todos los individuos en una muestra y extrapolados a gramos por metro cuadrado (g m⁻²); y los números de Hill N_1 = número de especies abundantes (entropía antilogarítmica de Shannon); N_2 = número de especies “muy” abundantes (recíproco

del índice de Simpson). El índice de uniformidad de Hill $N_{1,0}$ = relación entre especies abundantes y el número de especies total (N_1/S) y la relación de Hill $N_{2,1}$ = relación entre especies muy abundantes y especies abundantes (N_2/N_1). Estos índices de uniformidad miden la igualdad de la abundancia en la comunidad: la uniformidad máxima (1,0) se presenta cuando todas las especies son igualmente abundantes, mientras que es cercana a cero cuando una o pocas especies son más abundantes que el resto. La uniformidad es una característica de las relaciones de abundancias de especies independientemente de cualquier forma de medición (Hill, 1973; Alatalo, 1981; Heip *et al.*, 1988; Moreno *et al.*, 2011).

2.3 Análisis estadísticos

Para analizar variaciones espaciales en la estructura de la comunidad en cuanto a los índices de diversidad de los taxones encontrados, se utilizó un diseño de muestreo que contemplara la variabilidad espacial que pudiera haber en cada sitio particular, tanto entre sitios impactados como entre sitios de referencia (Underwood, 1994). Se analizó el efecto del disturbio y el nivel en cada una de las variables de diversidad a través de un análisis de varianza multivariado permutacional no paramétrico (PERMANOVA), que puede utilizarse además para casos de análisis univariados (Anderson *et al.*, 2008). Para ello se calcularon las distancias euclidianas como medida de disimilitud recomendada por Anderson *et al.* (2008) para este tipo de diseños.

Para el análisis se utilizó un modelo anidado de tipo control-impacto de tres factores (1) un factor fijo “Disturbio” con dos niveles: Impacto y Referencia; (2) un factor aleatorio: “Sitio” anidado al factor Disturbio, con dos sitios correspondientes a cada disturbio y (3) un factor fijo y ortogonal al resto denominado “Horizonte del intermareal” con cuatro niveles: HMS, HMM, HMI y HIS (Fig. 18). El diseño es simétrico para todos los horizontes excepto para HMS dado que en Stella Maris el sustrato de este horizonte es arenoso y fue posteriormente descartado.

El método de PERMANOVA (como ANOVA) es robusto a la heterogeneidad y no es sensible a las diferencias en la estructura de correlación (forma) entre los grupos (Anderson *et al.*, 2008; Anderson y Walsh, 2013; Anderson, 2017). El diseño experimental anidado o jerárquico tiene como ventaja que asegura la replicación apropiada y permite que la interpretación de las variaciones intrínsecas asociadas a disturbio elimine la mezcla de efectos atribuibles a la particularidad de un único sitio de referencia o impactado (*confounded effects*; Underwood, 1997). La replicación del número de sitios es así fuertemente recomendada en numerosos estudios ambientales (por ejemplo, Underwood, 1994), aunque hay que considerar además el

balance costo-beneficio. Estos diseños son especialmente útiles para describir patrones y estimar la variabilidad a diferentes escalas temporales o espaciales (Underwood, 2000). En los casos donde hubo diferencias significativas entre los niveles de los factores fijos (nivel de significación $< 0,05$) se realizaron comparaciones múltiples. Cuando el número de permutaciones únicas fue bajo (< 100) (por ejemplo, en comparaciones múltiples), se utilizaron los valores P estimados por Monte Carlo; en caso contrario se utilizó el valor de pseudo P , ya que proporciona una prueba más precisa (Anderson *et al.*, 2005). Además, en el caso de encontrar interacciones de efectos fijos se valoró el peso de cada uno de ellos examinando el cuadrado medio según Anderson (2001) y Anderson *et al.*, (2008). Los análisis fueron realizados con el programa PRIMER 6.0 y PERMANOVA+ (Clarke y Gorley, 2006, PRIMER E, Auckland, Nueva Zelanda).

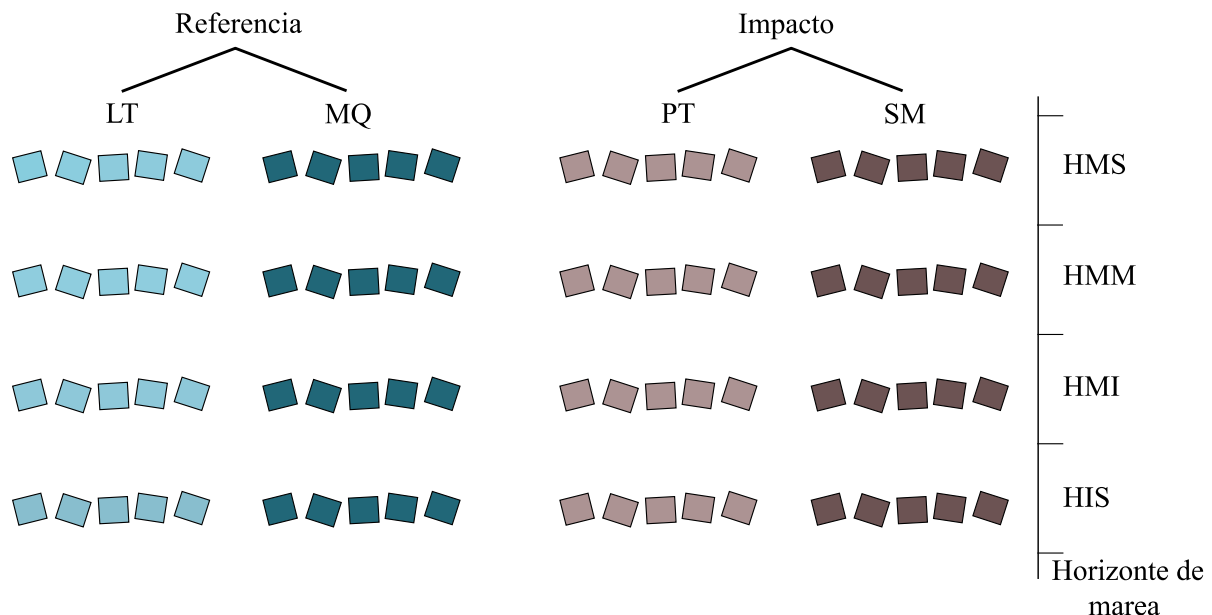


Figura 18. Esquema del diseño de muestreo en los horizontes de marea en cada sitio. Sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris). HMS: Horizonte mesolitoral superior; HMM: Horizonte mesolitoral medio; HMI: Horizonte mesolitoral inferior; HIS: Horizonte infralitoral superior.

2.4 Dominancia de especies

En forma complementaria, para detectar diferencias en la dominancia de especies entre las comunidades de sitios de referencia y sitios impactados se construyeron curvas de k-dominancia por horizonte. Estas curvas presentan ciertas ventajas respecto a la utilización de descriptores univariados de diversidad dado que representan de manera gráfica la dominancia

de especies (o taxones) en orden decreciente de su importancia en términos de abundancia (o biomasa) (Warwick *et al.*, 2008). Estas curvas se basan en una clasificación de abundancias acumuladas de las especies (o taxones superiores) en función de las especies ordenadas por rangos decrecientes de abundancia (en escala logarítmica). Las diferencias entre las curvas de k-dominancia de sitios de referencia y las curvas de sitios impactados, halladas para cada horizonte fueron probadas por análisis de similitud por permutación (ANOSIM). Esta prueba realizada con 9999 permutaciones se basa en la construcción previa de una matriz de distancia de Manhattan generada por el módulo DOMDIS del paquete estadístico PRIMER 6.0 (Warwick, 1986; Clarke, 1990; Clarke y Gorley, 2006). Todos los análisis se hicieron con un nivel de significación de 0,05.

Para estudiar el efecto de la contaminación sobre la relación entre biomasa y abundancia de la macrofauna se realizaron curvas ABC (comparación biomasa-abundancia). En este tipo de curvas las especies se ordenan según su porcentaje de dominancia acumulada (por separado la abundancia y la biomasa) en función del orden de importancia (tanto para la abundancia como para la biomasa; en escala logarítmica). Las curvas pueden asumir tres posibles formas: 1) para las comunidades “no perturbadas” se espera que la curva de biomasa se encuentre por encima de la de abundancia en toda su longitud, por la dominancia en biomasa de una o unas pocas especies grandes representadas por pocos individuos; 2) con un “disturbio moderado”, las curvas de biomasa y abundancia deberían encontrarse próximas entre sí, o se pueden entrecruzar, al eliminar las grandes especies competitivamente dominantes y reducir la desigualdad de tamaño entre las especies más abundantes y las especies con alta biomasa; y 3) cuando el “disturbio es alto” se espera que las comunidades se encuentren dominadas por una o unas pocas especies de baja biomasa, de modo que la curva de abundancia está por encima de la curva de biomasa en toda su longitud (Warwick, 1986; Warwick *et al.*, 1987). Además del análisis exploratorio de las curvas, se calculó el estadístico W que mide el grado en que la curva de biomasa se encuentra por encima de la curva de abundancia. Este estadístico W toma valores entre -1 y 1 ; cuando hay abundancias similares entre especies, pero la biomasa está dominada por una sola o pocas especies (por ejemplo, sitios no disturbados), el estadístico W toma valores positivos, cercanos a $+1$, mientras que W es cercano a -1 para el caso inverso (sitios disturbados) (Clarke, 1990).

3. Resultados

3.1 Análisis de la diversidad

En las 75 unidades muestrales (um) analizadas se identificaron y cuantificaron un total de 117 661 individuos pertenecientes a 83 taxones de nueve *phyla* diferentes (Tabla 4, Fig. 19). Además, se registraron organismos de los *phyla* Porifera y colonias de Bryozoa que, por ser epibiontes, no fueron cuantificados. En general se observa que la abundancia de individuos pertenecientes al *phylum* Annelida, representados en su totalidad por poliquetos, se ve incrementada hacia los sitios impactados en todos los niveles, con excepción del HMI, donde se ve levemente disminuido (Fig. 19).

En el HMS de los sitios de referencia los taxones más abundantes fueron el poliqueto *Boccardia proboscidea* (21,75 %), el bivalvo *Perumytilus purpuratus* (17,7 %) y ácaros (16,1 %), mientras que en los sitios impactados *Boccardia proboscidea* (55,6 %) estuvo acompañado por *Balanus glandula* (13,3 %) y ácaros (10,4 %).

El mejillín *P. purpuratus* fue la especie más abundante en todo el HMM y el HMI. Entre los sitios de referencia del HMM el mejillín representó el 58,9 % de los individuos contabilizados, acompañado por los isópodos *Exosphaeroma lanceolatum* (10,4 %) y *Pseudosphaeroma sp.*

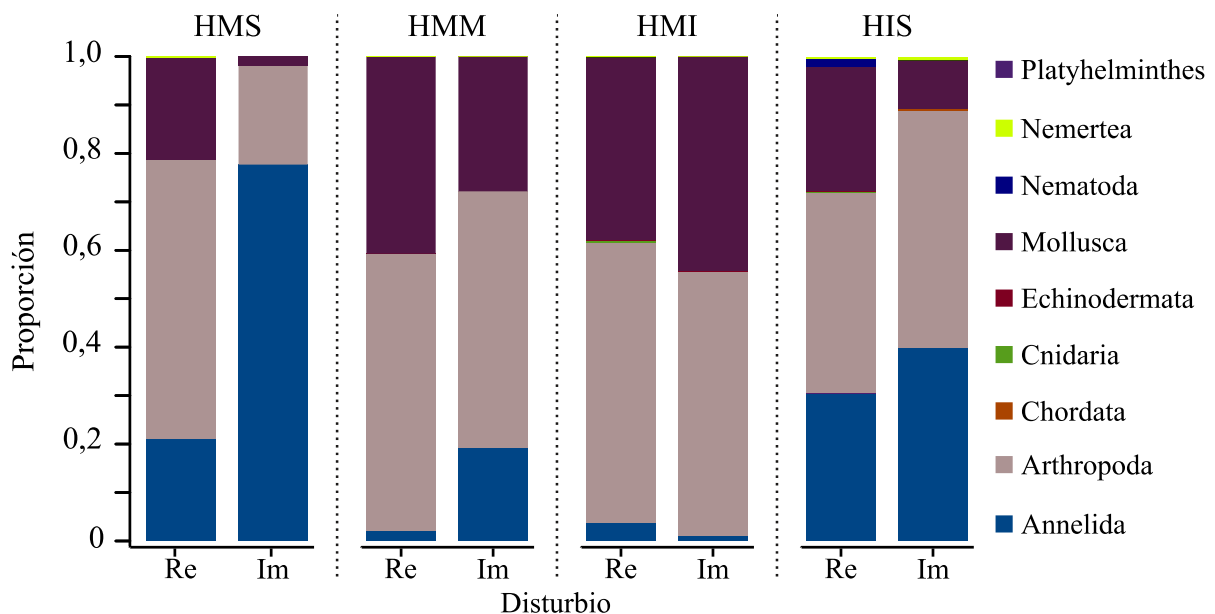


Figura 19. Distribución de las abundancias (proporciones) de los diferentes *phyla* con respecto al disturbio en cada horizonte. Re: sitios de referencia, Im: sitios impactados. HMS: Horizonte mesolitoral superior; HMM: Horizonte mesolitoral medio; HMI: Horizonte mesolitoral inferior; HIS: Horizonte infralitoral superior.

(8,2 %). En los sitios impactados la proporción de moluscos se vio disminuida y en particular *P. purpuratus* representó el 38,3 % de los individuos, junto al crustáceo *Balanus glandula* (24,1 %) y al poliqueto *Boccardia sp.* (20,5 %).

Tabla 4. Distribución de las abundancias media por unidad muestral (um = 0,0225 m²) de cada taxón por horizonte en los sitios de referencia y en los sitios impactados. El signo + indica presencia de especies que no se cuantificaron. HMS: Horizonte mesolitoral superior; HMM: Horizonte mesolitoral medio; HMI: Horizonte mesolitoral inferior; HIS: Horizonte infralitoral superior.

Taxones	Sitios Referencia				Sitios Impactados			
	HMS	HMM	HMI	HIS	HMS	HMM	HMI	HIS
<i>Phylum Porifera</i>								
Porifera indet.	0	0	0	+	+	0	0	+
<i>Phylum Cnidaria</i>								
Clase Anthozoa								
Orden Actiniaria								
Actiniaria indet. ⁽¹⁾	0	6	41	43	0	0	3	2
Clase Hydrozoa								
Hydrozoa indet.	0	0	0	+	+	0	0	+
<i>Phylum Platyhelminthes</i>								
<i>Subphylum Rhabditophora</i>								
Rhabditophora indet.	0	2	0	47	0	0	0	0
<i>Phylum Nemertea</i>								
Nemertea indet. ⁽²⁾	2	32	19	97	0	1	13	58
<i>Phylum Nematoda</i> ⁽³⁾								
Nematoda indet.	0	0	2	506	0	0	2	30
<i>Phylum Mollusca</i>								
Clase Polyplacophora								
Chitonidae								
<i>Tonicia lebruni</i>	0	0	0	9	0	0	0	0
Mopaliidae								
<i>Plaxiphora aurata</i>	0	0	0	40	0	0	1	6
Clase Gastropoda								
Fissurellidae								
<i>Fissurella radiosa</i>	0	0	3	47	0	0	0	17
Scissurellidae								
<i>Scissurella sp.</i> ⁽⁴⁾	0	4	0	108	0	0	0	0
Eatoniellidae								

<i>Eatoniella sp.</i>	0	137	129	1270	0	0	0	427
Littorinidae								
<i>Laevilitorina sp.</i>	0	39	0	1	0	0	0	0
Buccinidae								
<i>Glypteuthria meridionalis</i>	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Pareuthria fuscata</i>	0	32	24	60	0	0	0	2
Muricidae								
<i>Trophon geversianus</i>	0	36	10	5	0	0	8	0
Nacellidae								
<i>Nacella deaurata</i>	0	0	0	2	0	0	0	1
Siphonariidae								
<i>Siphonaria lessonii</i>	19	64	72	6	0	0	0	0
Omalogyridae								
<i>Omalogyra sp.</i>	0	1	0	62	0	0	1	2
Pyramidellidae								
<i>Eulimella smithii</i>	0	30	8	5	0	0	0	0
<i>Odostomia sp.</i>	0	25	33	15	0	0	5	0
Calyptraeidae								
<i>Crepipatella dilatata</i>	0	0	0	5	0	0	0	5
Clase Bivalvia								
Lasaeidae								
<i>Lasaea miliaris</i>	16	1402	285	80	0	8	348	64
Mytilidae								
<i>Aulacomya atra</i>	0	0	0	80	0	0	0	8
<i>Mytilus edulis platensis</i>	5	4	6	41	0	0	324	3
<i>Perumytilus purpuratus</i>	79	11358	5400	5083	15	1451	9007	406
Neoleptonidae								
Neoleptonidae indet.	1	257	23	697	0	0	137	42
Bivalvo indet.	0	6	6	0	0	0	0	1
Carditidae								
<i>Carditella exulata</i>	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Carditella naviformis</i>	0	4	6	31	0	0	0	0
Phylum Annelida								
Clase Polychaeta								
Sabellariidae								
<i>Sabellaria sp.</i>	0	49	37	102	0	0	0	5
Eunicidae								
<i>Marphysa sp.</i>	0	56	49	201	0	0	0	82
Eunicidae indet.	0	1	6	318	0	0	1	155

Lumbrineridae									
Lumbrineridae indet.	0	6	17	0	0	0	0	0	0
Nereididae									
<i>Platynereis australis</i>	0	2	0	802	0	0	1	321	
Phyllodocidae									
<i>Eteone sp.</i>	0	0	0	4	0	0	0	1	
Sigalionidae									
Sigalionidae indet.	0	0	0	1	0	0	0	2	
Sphaerodoridae									
<i>Sphaerodoropsis sp.</i>	0	0	0	37	0	0	0	8	
Polynoidae									
<i>Halosydna patagonica</i>	0	52	42	99	0	0	1	1	
Syllidae									
Syllidae indet.	0	50	69	6026	0	2	100	2014	
Sabellidae									
<i>Parasabella sp.</i>	0	0	1	78	0	0	0	41	
Serpulidae									
Serpulidae indet.	0	0	0	150	0	0	0	345	
Capitellidae									
<i>Capitella sp.</i>	0	9	0	0	1	0	28	8	
Capitellidae indet.	0	3	4	34	0	0	4	33	
Orbiniidae									
<i>Leodamas tribulosus</i>	0	4	25	317	0	0	6	162	
<i>Leodamas verax</i>	0	12	16	298	0	0	2	16	
Spionidae									
<i>Boccardia polybranchia</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Boccardia proboscidea</i>	97	122	11	0	622	224	4	2	
<i>Boccardia sp.</i>	16	286	149	14	0	783	5	6	
<i>Rhynchospio glutaea</i>	0	47	160	224	0	1	60	376	
Spionidae indet.	0	1	4	10	0	0	1	53	
Cirratulidae									
<i>Caulleriella bremecae</i>	0	1	9	19	0	0	3	30	
<i>Chaetozone sp.</i>	0	0	1	8	0	0	4	3	
<i>Cirratulus sp.</i>	6	6	0	6	0	0	10	8	
<i>Cirriformia sp.</i>	0	0	1	7	0	0	0	1	
<i>Protocirrinieris sp.</i>	0	1	1	29	0	0	0	3	
<i>Tharyx sp.</i>	0	0	1	18	0	0	0	40	
<i>Timarete sp.</i>	0	0	0	4	0	0	0	4	
<i>Cirratulidae indet.</i>	0	1	5	31	0	0	11	27	

Terebellidae									
Terebellidae indet.	0	0	2	181	0	0	1	289	
Orden Echiuroidea									
Echiuroidea indet.	0	0	2	0	0	0	0	0	
Phylum Arthropoda									
Clase Pycnogonida									
Pycnogonida indet. ⁽⁵⁾	0	0	2	153	0	0	0	64	
Clase Arachnida									
Acari indet. (Subclase)	72	7	68	140	28	0	1	15	
Clase Hexanauplia									
Balanidae									
<i>Balanus glandula</i>	69	10	2	0	36	911	4	0	
Subclase Copepoda									
Harpacticoida indet.	0	0	+	+	0	0	+	+	
Copépodo 1 indet.	0	0	0	+	0	0	+	+	
Copépodo 2 indet.	0	0	0	+	0	0	0	0	
Clase Malacostraca									
Orden Decapoda									
Hymenosomatidae									
<i>Halicarcinus planatus</i>	0	0	0	21	0	0	5	68	
Orden Isopoda									
Anthuridae									
Anthuridae indet.	0	0	0	2	0	0	0	0	
Idoteidae									
<i>Edotia tuberculata</i>	0	0	0	3	2	1	84	34	
Janiridae									
<i>Iais pubescens</i>	0	0	0	2	0	0	0	8	
Joeropsididae									
<i>Joeropsis dubia</i>	0	2	0	273	0	0	7	22	
Sphaeromatidae									
<i>Exosphaeroma lanceolatum</i>	12	1945	2264	382	1	0	1529	1047	
<i>Exosphaeroma studeri</i>	0	4	0	60	0	0	0	6	
<i>Pseudosphaeroma sp.</i>	2	1631	19	0	1	342	147	16	
Sphaeromatidae indet.	0	0	0	12	0	0	2	65	
Orden Tanaidacea									
Leptocheliidae									
<i>Leptochelia sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	
Metapseudidae									
<i>Ronabus idios</i>	0	0	3	186	0	0	0	2	

Tanaididae									
<i>Tanais dulongii</i>	8	1253	93	96	56	41	0	3	
Orden Amphipoda									
Corophiidae									
<i>Monocorophium insidiosum</i>	0	0	0	10	20	4	101	33	
Lysianassidae									
Lysianassidae indet.	0	2	1	0	0	0	0	18	
Phoxocephalidae									
Phoxocephalidae indet.	0	44	12	0	0	0	47	6	
Amphipoda 1	0	50	234	37	0	0	112	280	
Amphipoda 2	0	0	0	0	0	0	0	41	
Clase Insecta									
Orden Diptera									
Larva indet.	0	3	1	0	0	0	0	2	
Chironomidae									
<i>Clunio brasiliensis</i>	44	399	405	2580	5	18	234	2121	
Phylum Bryozoa									
Bryozoa indet.	0	0	0	+	0	0	0	+	
Phylum Echinodermata									
Clase Asteroidea									
Asteroiidae									
<i>Anasterias minuta</i>	0	0	28	23	0	0	1	2	
Clase Ophiuroidea									
Ophiuroidea indet. ⁽⁶⁾	0	28	16	26	0	0	8	2	
Clase Holothuroidea									
Holothuroidea indet.	0	1	0	1	0	0	0	0	
Phylum Chordata									
Ascidiidae									
Ascidia indet.	0	0	0	6	0	0	0	26	

¹ Al menos tres especies que no pudieron ser identificadas en el laboratorio. Unas de ellas posiblemente sean *Bunodactis octoradiata* y especies de la superfamilia Metridioidea

² Aparentemente solo una especie del género *Amphiporus*

³ Al menos cuatro especies: *Enoplus aff. michaelsoni*; *Deontostoma aff. wisieri*; *Phanoderma aff. campbelli*; *Euchromadora aff. permutabilis*

⁴ Posiblemente *Scissurella clathrata*

⁵ Al menos dos especies: *Nymphon sp.* (posiblemente *N. australe*) y *Pycnogonum sp.*

⁶ Al menos dos especies *Ophiactis asperula* y *Amphipholis squamata*

En el HMI de los sitios de referencia *P. purpuratus* (54,9 %) y *Exosphaeroma lanceolatum* (23,0 %) fueron nuevamente los taxones más abundantes, seguidos en menor medida por la larva de quironómido *Clunio brasiliensis* (4,1 %), mientras que en el HMI de los sitios impactados *P. purpuratus* representó el 72,8 % de los individuos hallados y *E. lanceolatum* el 12,4 %, seguidos en menor medida por el bivalvo *Lasaea miliaris* (2,8 %).

El HIS se encontró caracterizado por el alga *C. officinalis* en todos los sitios. En cuanto a la macrofauna, en los sitios de referencia un poliqueto Syllidae estuvo entre los taxones más abundantes (28,2 %) junto a *P. purpuratus* (23,8 %) y *Clunio brasiliensis* (12,1 %), en tanto que en los sitios impactados la proporción de moluscos disminuyó con respecto a los sitios de referencia (Fig. 19). La larva de *C. brasiliensis* (23,6 %) se encontró en mayor frecuencia junto a Syllidae (22,4 %) seguidos por el isópodo *E. lanceolatum* (11,6 %).

3.2 Abundancia y biomasa total

Los resultados del PERMANOVA para la abundancia, o densidad total, de macrofauna (N_T) indicaron alta variabilidad respecto a los horizontes intermareales y entre sitios impactados y de referencia (Fig. 20; Tabla 5). Además, la interacción $H_o \times S_i$ (D_i) indicó que el patrón de cambios en la abundancia total en los sitios, dentro de cada nivel del disturbio, se comportaba diferente según el nivel intermareal.

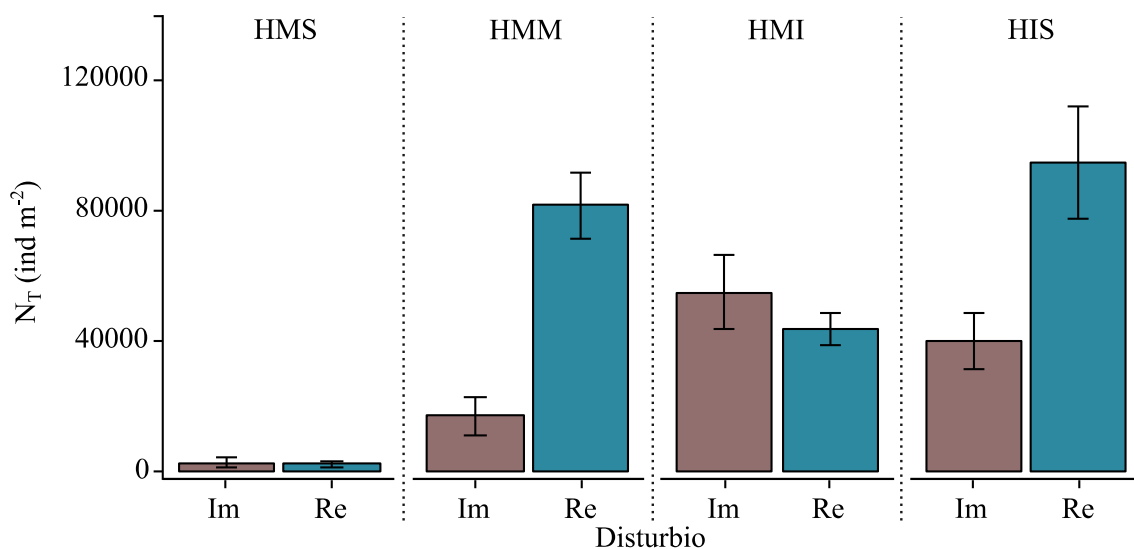


Figura 20. Abundancia total (N_T) para los sitios impactados (Im) y los sitios de referencia (Re) por horizonte de intermareal (media \pm error estándar). HMS: Horizonte mesolitoral superior; HMM: Horizonte mesolitoral medio; HMI: Horizonte mesolitoral inferior; HIS: Horizonte infralitoral superior

La comparación múltiple entre horizontes ($H_o \times S_i$ (D_i)) en los sitios de referencia indicaron abundancias más bajas en el HMS y máxima en el HMM, volviendo a disminuir hacia el HMI. Además, se encontraron diferencias significativas en dicho patrón entre los sitios, siendo MQ la que presentó mayor abundancia media (Fig. 21 a).

Por su parte, dentro de los sitios impactados el patrón fue diferente. Se observó una alta heterogeneidad entre sitios y con abundancias más bajas que en los sitios de referencia. Los valores se incrementan progresivamente hacia los niveles inferiores (HMI e HIS). La mayor diferencia entre los sitios impactados radicó en la ausencia de diferencias significativas entre horizontes en el sitio SM (Fig. 21 b).

Se observó además que en esta interacción pesaba más el efecto disturbio (los cuadrados medios del disturbio fueron mayores que el cuadrado medio del horizonte). En la comparación

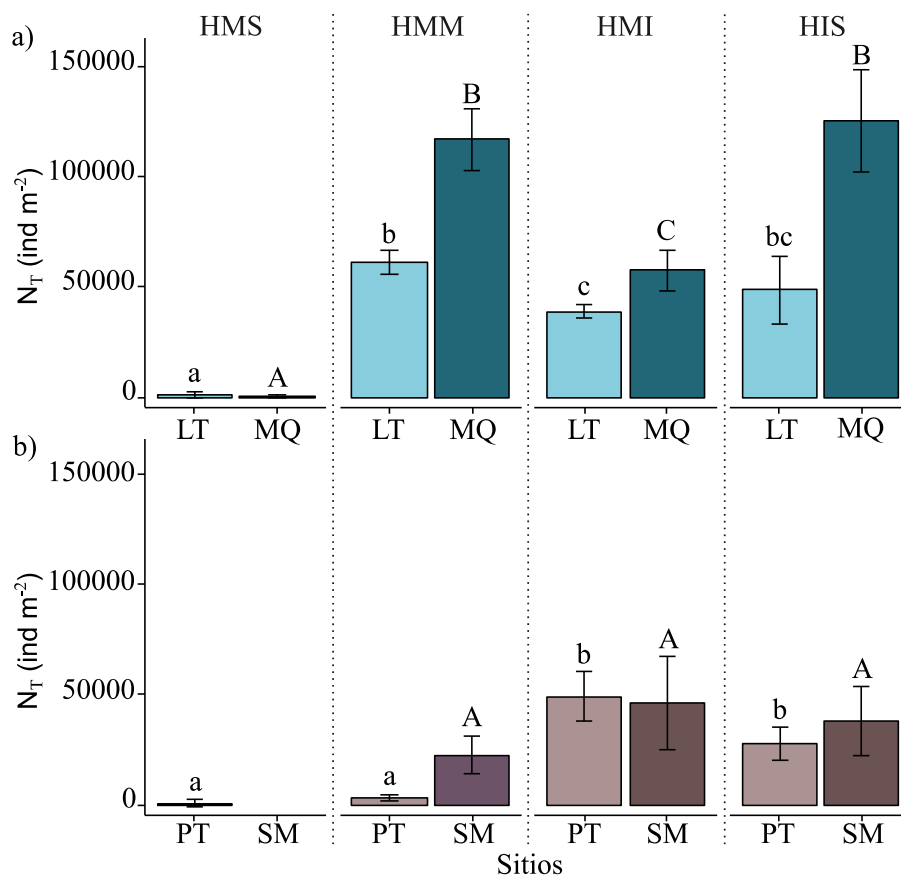


Figura 21. Abundancia total de individuos (N_T , media \pm error estándar) para (a) sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); y (b) para sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris). Las comparaciones de a pares se realizan entre horizontes del mismo sitio. HMS: Horizonte mesolitoral superior; HMM: Horizonte mesolitoral medio; HMI: Horizonte mesolitoral inferior; HIS: Horizonte infralitoral superior.

de a pares para la biomasa se observaron diferencias significativas entre sitios impactados y sitios de referencia en el HMI y en el HIS ($p < 0,013$).

Para la biomasa total (B_T) se encontró una interacción $Ho \times Di$ significativa y mayor uniformidad en la respuesta dentro de los sitios de referencias e impactados respecto a los horizontes (Tabla 5, Fig. 22). Se observó además que en esta interacción pesaba más el efecto disturbio, dado que los cuadrados medios del disturbio fueron mayores (2,3X) que los del factor horizonte. En la comparación de a pares para la biomasa se observaron diferencias significativas entre sitios impactados y sitios de referencia solo en el HMI y en el HIS ($p < 0,013$, Fig. 22).

En todos los sitios se observó un aumento de la biomasa total desde el HMS hacia el HMI, para luego disminuir hacia el HIS, donde los bancos de *P. purpuratus* son remplazados por *Corallina officinalis*, que se extiende hacia horizontes inferiores formando densas matas (Fig. 22). Los valores más altos de biomasa se registraron en el HMI de los sitios de referencia. No obstante, en los HMI y HIS las diferencias entre los sitios impactados y de referencia, resultaron significativas, siendo más elevadas en las zonas de referencia.

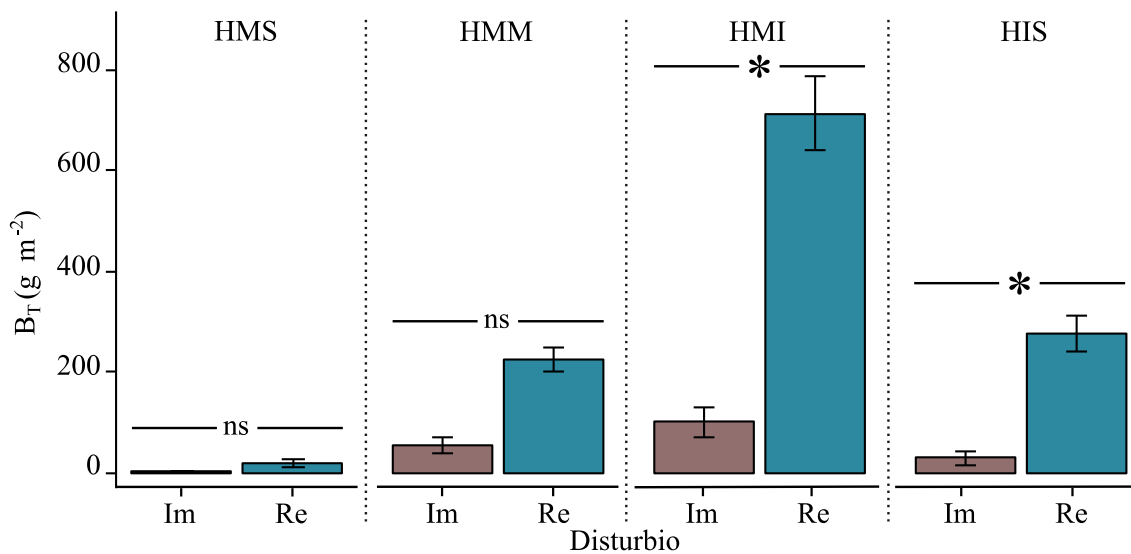


Figura 22. Biomasa total (B_T ; media \pm error estándar) según el efecto del disturbio (Im: impacto, Re: referencia) por horizonte de intermareal (HMS: Horizonte mesolitoral superior; HMM: Horizonte mesolitoral medio; HMI: Horizonte mesolitoral inferior; HIS: Horizonte infralitoral superior). (*) Diferencia significativa ($p < 0,05$) en comparación múltiple (Im vs Re) para cada horizonte. ns: diferencias no significativas.

Tabla 5: Resultados de PERMANOVA de un modelo anidado factorial de tipo control-impacto de tres factores (Ho = horizonte; Di = Disturbio; Si (Di) = Sitios) para datos de abundancia total (N_T) y biomasa total (B_T). Se realizaron un total de 9 999 permutaciones.

E.V	gl	N _T						B _T					
		SC	CM	Pseudo-F	P(perm)	SC	CM	Pseudo-F	P(perm)				
Ho	3	14306000	4768800	5,7	0,043	672,5	224,2	55,1	0,001				
Di	1	5362100	5362100	1,9	0,328	552,3	552,3	36,1	0,0001				
Si(Di)	2	5733400	2866700	8,3	0,0005	31,0	15,5	2,6	0,074				
Ho × Di	3	11269000	3756400	4,5	0,078	455,2	151,7	37,3	0,001				
Ho × Si(Di)	5	4187200	837430	2,4	0,042	20,4	4,1	0,7	0,660				
Res	60	20778000	346300			354,0	5,9						
Total	74	68756000	4768800			2345,9							

3.3 Índices de diversidad

En líneas generales, los análisis de PERMANOVA para los índices de diversidad encontraron patrones similares entre disturbios en los diferentes horizontes ($H_o \times D_i$, $p > 0,05$; Tabla 6, Fig. 23), mientras que se encontraron respuestas diferentes con la altura del intermareal dentro de los sitios impactados y de referencia, lo cual refleja una alta variabilidad en los patrones de zonificación en los índices de diversidad ($H_o \times S_i (D_i)$, $p < 0,05$).

La riqueza de especies mostró un aumento desde los horizontes superiores hacia el HIS, este patrón fue similar en los sitios impactados y los sitios de referencia ($H_o \times D_i$, $p = 0,156$). En los efectos principales se observó que los sitios de referencia tienen mayor riqueza que los impactados en todos los horizontes (Tabla 6, $p = 0,0001$). La riqueza promedio más baja se detectó en el sitio MQ en el HMS ($2,0 \pm 0,4$ especies promedio), y la más alta fue registrada en el mismo sitio en el HIS ($39,8 \pm 2,3$ especies promedio).

Se observó una alta variabilidad en los patrones de zonificación de la riqueza dentro de los sitios impactados y de referencia ($H_o \times S_i (D_i)$, $p = 0,005$). En los de referencia el patrón de zonificación de la riqueza de especies se comportó de manera similar (Fig. 24 a), aumentando desde el HMS hacia el HIS, ($P(MC) < 0,05$). Por otro lado, en los sitios impactados el patrón de zonificación fue diferente entre sitios (Fig. 24 b). En PT la riqueza fue similar en los dos primeros horizontes ($P(MC) = 0,743$) y tampoco se encontraron diferencias estadísticas entre HMI y HIS ($P(MC) = 0,158$), en tanto que en SM la riqueza de especies aumentó progresivamente hacia los niveles inferiores ($P(MC) < 0,05$).

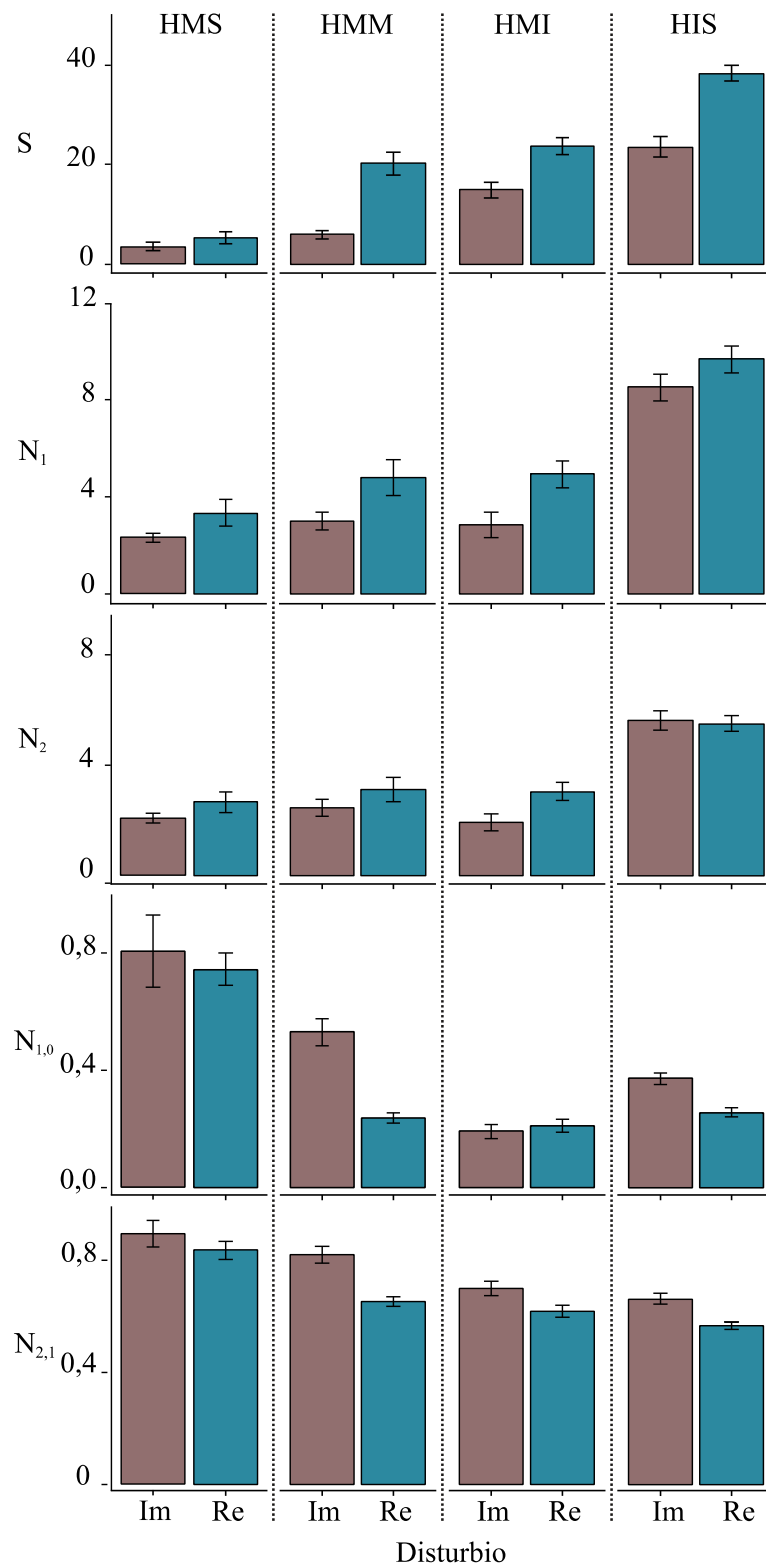


Figura 23. Índices de diversidad S y números de Hill: N_1 , N_2 , $N_{1,0}$, $N_{2,1}$. para los sitios impactados (Im) y los sitios de referencia (Re) por horizonte de intermareal (media \pm error estándar). HMS: Horizonte mesolitoral superior; HMM: Horizonte mesolitoral medio; HMI: Horizonte mesolitoral inferior; HIS: Horizonte infralitoral superior.

Tabla 6. Resultados de PERMANOVA de un modelo anidado de tipo control-impacto de tres factores (Ho = horizonte; Di = Disturbio; Si = Sitios) para la riqueza de especie (S) y números de Hill: N_1 , N_2 , $N_{1,0}$, $N_{2,1}$. Se realizaron un total de 9999 permutaciones.

S					
F.V	gl	SC	CM	Pseudo-F	P(perm)
Ho	3	5755,4	1918,5	29,4	0,001
Di	1	1506,7	1506,7	7,9	0,0001
Si(Di)	2	387,3	193,7	11,1	0,0003
Ho × Di	3	530,7	176,9	2,7	0,156
Ho × Si(Di)	5	325,9	65,2	3,7	0,005
Res	60	1044	17,4		
Total	74	10803			
N_1 -Hill					
Ho	3	436,0	145,3	29,2	0,005
Di	1	36,7	36,7	1,4	0,495
Si(Di)	2	54,6	27,3	14,1	0,0001
Ho × Di	3	4,6	1,5	0,3	0,825
Ho × Si(Di)	5	24,9	5,0	2,6	0,038
Res	60	116,1	1,9		
Total	74	693,1			
N_2 -Hill					
Ho	3	130,8	43,6	19,5	0,007
Di	1	4,9	4,9	0,6	0,663
Si(Di)	2	16,8	8,4	10,2	0,0004
Ho × Di	3	4,0	1,3	0,6	0,633
Ho × Si(Di)	5	11,2	2,2	2,7	0,031
Res	60	49,6	0,8		
Total	74	219,6			
$N_{1,0}$ -Hill					
Ho	3	2,4	0,8	21,0	0,003
Di	1	0,2	0,2	4,9	0,0001
Si(Di)	2	0,1	0,0	3,2	0,044
Ho × Di	3	0,3	0,1	2,4	0,189
Ho × Si(Di)	5	0,2	0,0	3,3	0,007
Res	60	0,7	0,0		
Total	74	4,4			
$N_{2,1}$ -Hill					
Ho	3	0,49	0,2	15,9	0,006
Di	1	0,16	0,2	5,7	0,0001
Si(Di)	2	0,06	0,03	6,0	0,004
Ho × Di	3	0,04	0,01	1,2	0,418
Ho × Si(Di)	5	0,05	0,01	2,2	0,066
Res	60	0,28	0,005		
Total	74	1,17			

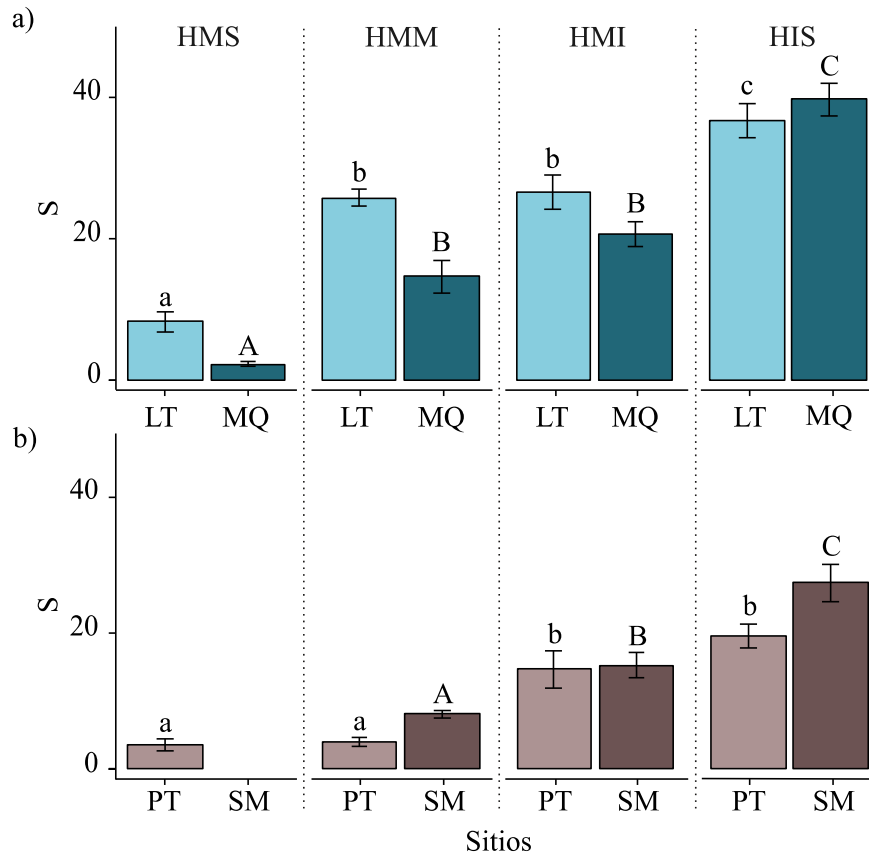


Figura 24. Variación en la riqueza de especies (S, media \pm error estándar) para (a) sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); y (b) para sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris). Las comparaciones de a pares se realizan entre horizontes del mismo sitio. HMS: Horizonte mesolitoral superior; HMM: Horizonte mesolitoral medio; HMI: Horizonte mesolitoral inferior; HIS: Horizonte infralitoral superior.

El N_1 de los números de Hill indica el número de especies abundantes. En general, el patrón de zonación fue similar entre sitios impactados y de referencia ($H_o \times D_i$, $p = 0,825$, Fig. 25), aunque se observó que el número de especies abundantes era ligeramente superior en zonas de referencias en todos los horizontes (Fig. 23) y aumentaba progresivamente desde el HMS hacia el HIS. No obstante, se encontró alta variabilidad en el patrón de zonificación dentro de los sitios impactados y dentro de los sitios de referencia ($H_o \times S_i$ (D_i) $p = 0,004$). El HIS fue el horizonte donde se observó el mayor número de especies abundantes en todos los sitios (Fig. 25). El valor más alto fue observado en el HIS de sitios de referencia LT ($10,9 \pm 0,6$ especies) y el menor valor de N_1 fue observado en el HMI de SM, representado por $1,9 \pm 0,2$ especies abundantes.

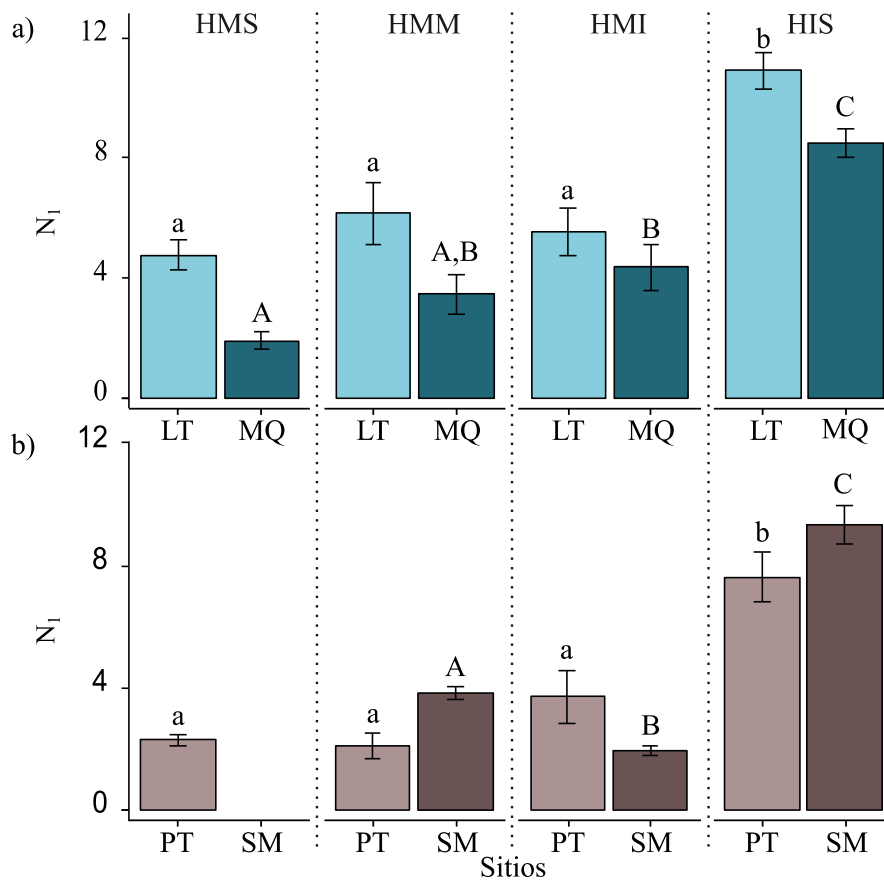


Figura 25. Número de especies abundantes (N_1 , media \pm error estándar) para (a) sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); y (b) para sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris). Las comparaciones de pares se realizan entre horizontes del mismo sitio. HMS: Horizonte mesolitoral superior; HMM: Horizonte mesolitoral medio; HMI: Horizonte mesolitoral inferior; HIS: Horizonte infralitoral superior.

El N_2 de los números de Hill representa al número efectivo de especies “muy” abundantes en una muestra. N_2 se vio incrementado hacia el HIS, mostrando un patrón similar en sitios impactados y de referencia (Fig. 23, $H_o \times D_i$, $p = 0,633$). Los sitios de referencia presentaron patrones similares en la zonificación de especies muy abundantes, mientras que los sitios impactados se comportaron diferentes entre sí ($H_o \times S_i$ (D_i), $p = 0,031$). En las restingas de referencia, el mayor número de especies muy abundantes es alto solo en el HIS (LT: $6,2 \pm 0,2$; MQ $4,7 \pm 0,2$; Fig. 26 a). En cambio, dentro de las restingas impactadas, el HIS también fue el horizonte con el mayor número especies muy abundantes, pero se encontraron variaciones en el mesolitoral en cada sitio (por ejemplo, en PT fueron bajos y homogéneos; pero en SM el número de especies muy abundantes del HMM fue significativamente mayor que en el HMI) (Fig. 26 b).

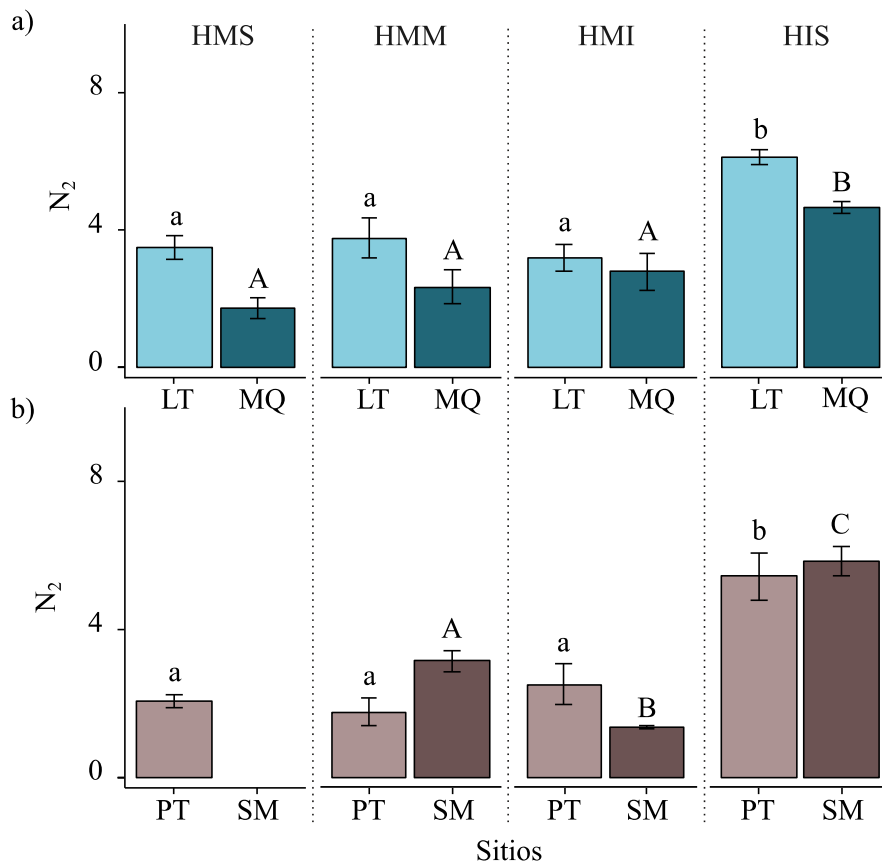


Figura 26. Número de especies muy abundantes (N_2 , media \pm error estándar) para (a) sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); y (b) para sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris). Las comparaciones de a pares se realizan entre horizontes del mismo sitio. HMS: Horizonte mesolitoral superior; HMM: Horizonte mesolitoral medio; HMI: Horizonte mesolitoral inferior; HIS: Horizonte infralitoral superior.

La uniformidad ($N_{1,0}$) es la relación entre especies abundantes y el número total de especies (S). $N_{1,0}$ varió entre $0,13 \pm 0,01$ y $0,88 \pm 0,05$ (Fig. 23). Los sitios impactados presentaron valores más elevados respecto a las playas de referencia (Tabla 3) y el patrón de zonificación fue similar entre ellos ($H_o \times D_i$, $p = 0,189$; Fig. 23). No obstante, se encontró variabilidad entre horizontes dentro de los sitios en cada disturbio: en líneas generales, las restingas de referencia se comportaron de manera similar en sus horizontes con la mayor uniformidad hacia el HMS (Fig. 27 a). En tanto, dentro del disturbio Impacto los sitios presentaron patrones diferentes entre sus horizontes, con valores de uniformidad elevados a moderados en los horizontes superiores (HMS, HMM) y bajos en el HMI (Fig. 27 b).

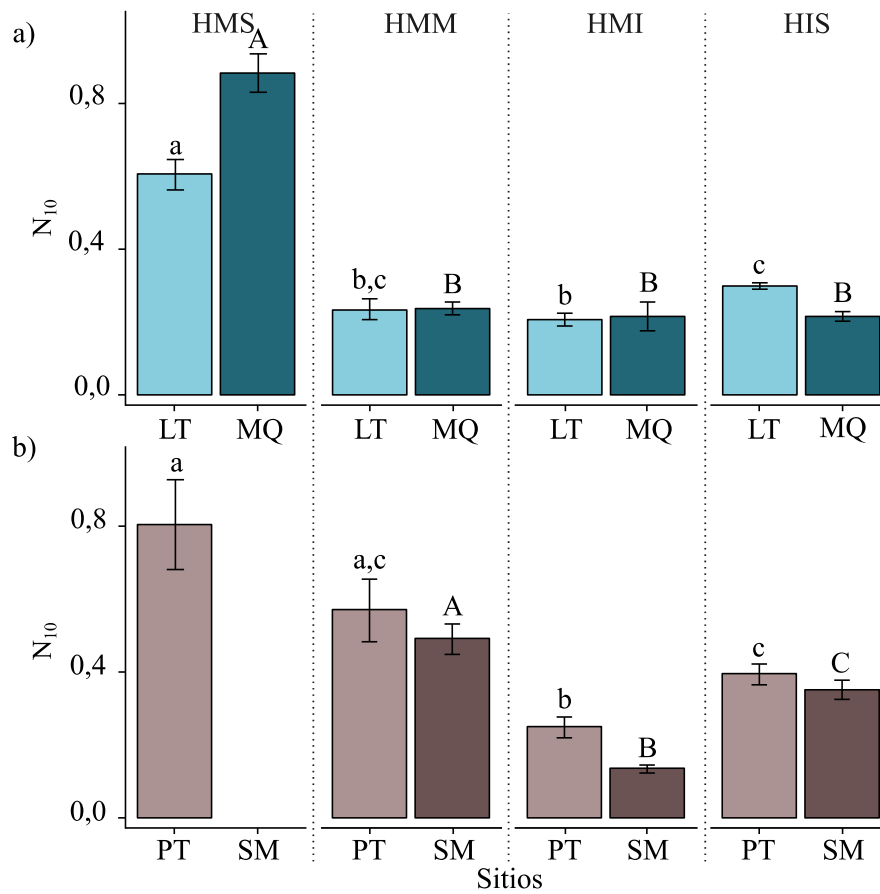


Figura 27. Uniformidad de Hill ($N_{1,0}$ media \pm error estándar) para (a) sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); y (b) para sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris). Las comparaciones de a pares se realizan entre horizontes del mismo sitio. HMS: Horizonte mesolitoral superior; HMM: Horizonte mesolitoral medio; HMI: Horizonte mesolitoral inferior; HIS: Horizonte infralitoral superior.

La equidad de especies ($N_{2,1}$) presentó una disminución hacia los niveles inferiores y se comportó de manera similar dentro de cada disturbio (playas impactadas y de referencia; Tabla 6, Fig. 23 y 28). Para los efectos principales el PERMANOVA arrojó diferencias significativas entre horizontes ($p = 0,006$): se observó una disminución de la uniformidad desde el HMS hacia el HIS, en tanto que para el disturbio los sitios impactados siempre presentaron mayor equidad que los sitios de referencia ($p = 0,0001$).

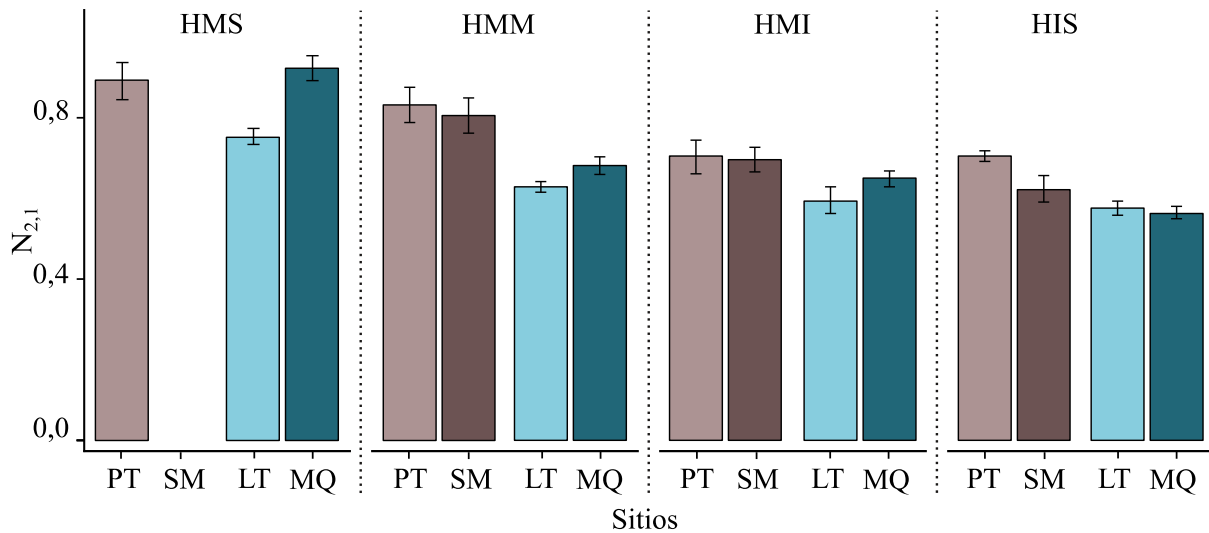


Figura 28. Equidad de Hill ($N_{2,1}$, media \pm error estándar) para (a) sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); y (b) para sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris). HMS: Horizonte mesolitoral superior; HMM: Horizonte mesolitoral medio; HMI: Horizonte mesolitoral inferior; HIS: Horizonte infralitoral superior.

3.4 Dominancia de especies

La figura 29 muestra las curvas de k-dominancia para cada horizonte del intermareal para comparar entre sitios impactados y sitios de referencia. Cuanto mayor es el porcentaje de dominio acumulativo en las comunidades, menor es la diversidad. En el HMS de los sitios impactados solo tres especies contribuyeron con el 80 % de la abundancia acumulada (Fig. 29 a), mientras que en los sitios de referencia se necesitó considerar el aporte de cinco especies para llegar a un porcentaje similar. Sin embargo, ANOSIM no encontró diferencias significativas entre las curvas. Las curvas de k-dominancia para el HMM de los sitios impactados alcanzaron el 80 % de la abundancia acumulada con solo dos especies y presentó una baja riqueza de especies. En este horizonte se observó un cruzamiento entre las curvas; por lo tanto, la uniformidad en los sitios de referencia es menor, dado que una sola especie contribuyó al 60 % de la abundancia acumulada y se necesitaron solo tres especies para acumular un 80 %. En cambio, los sitios de referencia presentaron mayor riqueza que los sitios impactados (curva desplazada hacia la derecha). El resultado de ANOSIM arrojó diferencias estadísticas en estas curvas (R global = 0,281; p = 0,0002, Fig. 29 b). En el HMI, las curvas de acumulación de playas de referencia se encontraron debajo de las curvas que representaban a las comunidades de playas impactadas y, por lo tanto, los sitios impactados fueron menos diversos que los sitios de referencia (R global = 0,264; p = 0,002; Fig. 29 c). En el HIS ambas

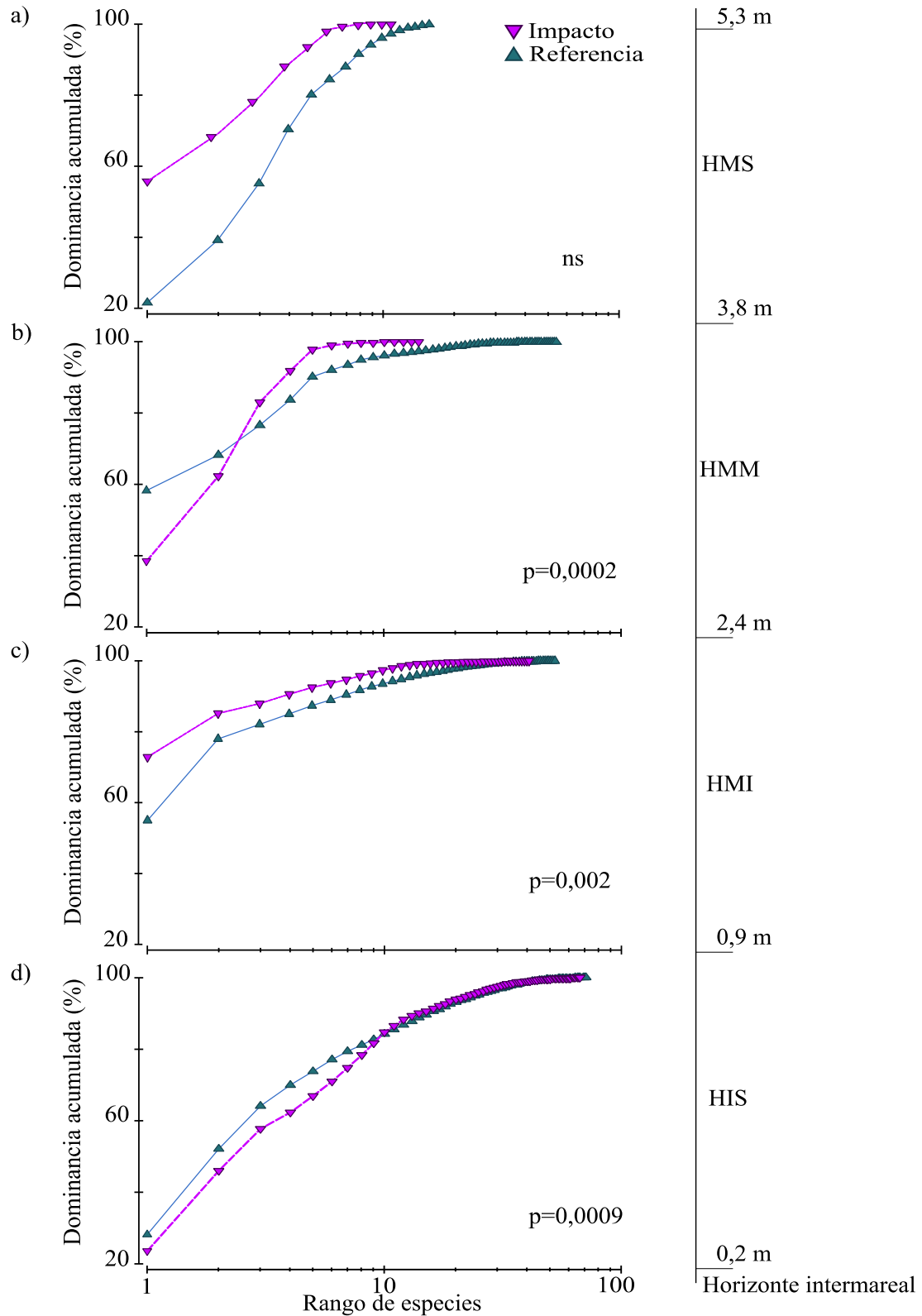


Figura 29. Curvas de k-dominancia para la abundancia jerarquizada de especies, agrupadas por disturbio y analizada por horizontes: a) HMS: horizonte mesolitoral superior; b) HMM: horizonte mesolitoral medio; c) HMI: horizonte mesolitoral inferior; d) HIS: horizonte infralitoral superior. ns: no se encontraron diferencias significativas. p = prueba estadística para las diferencias significativas entre grupos de curvas.

curvas comenzaron en puntos similares y coincidieron ligeramente. No obstante, la prueba de ANOSIM pudo encontrar diferencias significativas entre las curvas (R global = 0,471; $P = 0,0009$; Fig. 29 d).

En las curvas de abundancia-biomasa (ABC) se observó un patrón constante en las playas de referencia donde las curvas de biomasa estuvieron por encima de las curvas de abundancia en todos los horizontes. Este resultado sugiere que esos sitios no se encuentran en un estado perturbado (Fig. 30). En los sitios impactados, en el HMS la curva de dominancia k de la biomasa se encontró por encima de la curva de biomasa en gran parte de su extensión y luego coincidieron ligeramente para otro segmento de la curva. El estadístico W no alcanzó a detectar efectos del disturbio, aunque fue cercano a cero ($W = 0,096$; Fig. 30).

La tendencia de las curvas en el HMM no fue indicativa de disturbio ($W = 0,142$) y la curva de la biomasa se encontró por encima de la curva de abundancia en toda su extensión. En el HMI se observó un patrón típico de una comunidad moderadamente perturbada. Las curvas de abundancia y biomasa se encontraron entrecruzadas y luego coincidieron en otro segmento de la curva; esto se vio reflejado en un estadístico W cercano a cero ($W = 0,018$). En cambio, en el HIS el entrecruzamiento fue mayor y la curva de abundancia permaneció por encima de la curva de biomasa en gran parte de su trayectoria y el estadístico W alcanzó a reflejar el efecto del disturbio de la comunidad ($W = -0,007$; Fig. 30).

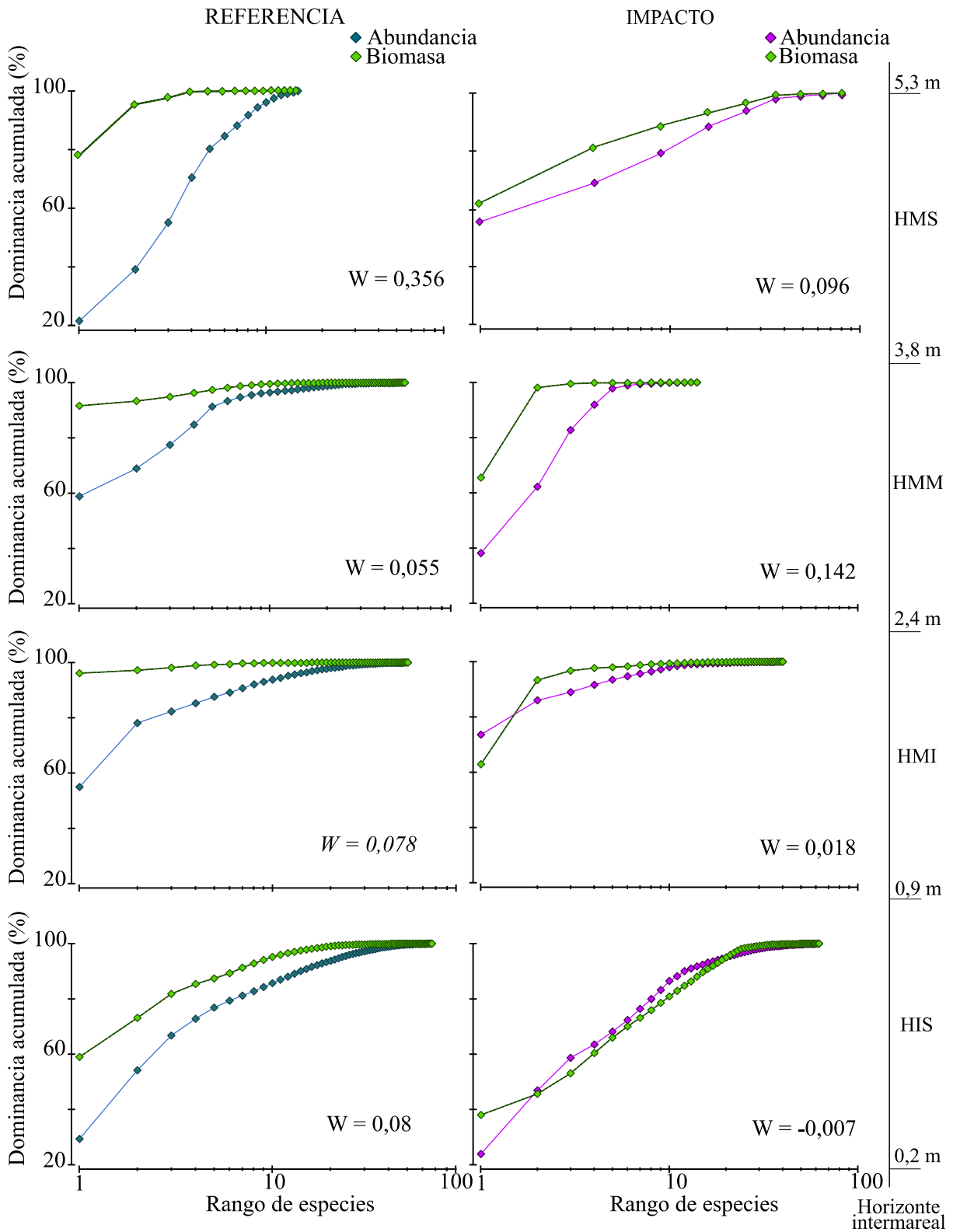


Figura 30. Curvas Abundancia-Biomasa (ABC), agrupadas por disturbio y analizadas por horizontes: HMS: horizonte mesolitoral superior; HMM: horizonte mesolitoral medio; HMI: horizonte mesolitoral inferior; HIS: horizonte infralitoral superior. W = estadístico que toma valores positivos y cercanos a +1 en sitios no disturbados, y es cercano a -1 para sitios disturbados.

4. Discusión

Estudios previos han documentado los efectos de las descargas de aguas residuales con distintos grados de tratamiento sobre las comunidades bentónicas en intermareales rocosos del mundo (por ejemplo: Fairweather, 1990; López Gappa *et al.*, 1990; Underwood y Chapman, 1996; Hindell y Quinn, 2000; Vallarino *et al.*, 2002; Bishop *et al.*, 2002; R. Elías *et al.*, 2006; Vallarino y R. Elías, 2006; Bustamante *et al.*, 2012; Cabral-Oliveira *et al.*, 2014). Los organismos bentónicos que aquí habitan se encuentran entre el margen marino y el margen terrestre, y presentan mecanismos fisiológicos que les permiten lidiar a diario con las condiciones físicas estresantes. La supervivencia de estos organismos depende de superar factores ambientales como la exposición al oleaje, el estrés por temperatura y la desecación (Wethey, 1983). Dependiendo del nivel del intermareal que habitan, la duración de la exposición al aire puede ser tan larga o incluso mayor que el tiempo de inmersión (Wethey, 1983, 1984; Menge y Olson, 1990; Helmuth y Hofmann, 2001). Estos organismos bentónicos del intermareal generalmente habitan zonas dentro de su rango de tolerancia a las condiciones físicas y no están estresados, excepto en condiciones inusuales. Los mecanismos fisiológicos que les permiten tolerar condiciones estresantes a menudo pueden ser efectivos para resistir también las tensiones antropogénicas (Davison y Pearson, 1996; Crowe *et al.*, 2000; Somero, 2002).

La influencia de descargas de aguas residuales con escaso o nulo tratamiento en diferentes horizontes del intermareal y la zonificación de la macrofauna en ambientes rocosos ha sido poco documentada y hasta ahora no examinada en los extensos intermareales rocosos de la Patagonia. Este estudio evidencia que en la costa central del golfo San Jorge, la diversidad y la estructura de las comunidades, se ven afectadas por las descargas de efluentes urbanos y los efectos son diferentes en cada horizonte según las comunidades que allí habitan. En otras localidades de Argentina el efecto del horizonte fue estudiado en las costas de Buenos Aires (López Gappa *et al.*, 1990; Vallarino *et al.*, 2002, 2014). En las costas de Portugal se detectó mayor efecto en los ensamblajes eulitorales debido a la presencia de aguas residuales con tratamiento secundario (Cabral-Oliveira *et al.*, 2014). En costas australianas se estudiaron los ensamblajes bentónicos antes y después del desmantelamiento de algunos emisarios cloacales, en dos niveles de intermareal, y se encontró que la recuperación de los ensamblajes fue más evidente en el intermareal bajo, donde ocurría el mayor impacto antes del desmantelamiento (Archambault *et al.*, 2001). El efecto del horizonte también se ha tenido en cuenta para estudios

realizados en las costas rocosas de Francia y España. Si bien los autores detectaron diferencias significativas en la composición y abundancia de taxones entre los sitios impactados y sus respectivos controles, los resultados fueron similares para los dos niveles analizados del intermareal (Huguenin *et al.*, 2019).

4.1 Variabilidad vertical en la diversidad de la comunidad macrozoobentónica impactada por efluentes urbanos

En líneas generales, tanto los sitios impactados como los de referencia, presentaron pocas especies en los horizontes superiores, pero estas especies están repartidas uniformemente, mientras que en los horizontes inferiores hubo mayor riqueza de especies (S) y mayor número de especies abundantes (N_1) y muy abundantes (N_2); por lo tanto, la uniformidad ($N_{1,0}$) y la equitabilidad ($N_{2,1}$) disminuyeron. No obstante, la presencia de descargas de aguas residuales afecta de manera diferente a cada horizonte del intermareal. Se encontró una disminución significativa de la heterogeneidad de especies en las restingas contaminadas y un cambio en el patrón de las abundancias de individuos (N_T): en las restingas de referencia la mayor abundancia se encontró en el HMM, mientras que en las restingas impactadas fue en el HMI. Asimismo, en el HIS la abundancia de individuos se vio disminuida con respecto a los sitios de referencia. El horizonte mesolitoral medio parecería ser el más afectado, en coincidencia con el mayor aporte de aguas residuales debido a la desembocadura de emisarios urbanos. En este horizonte la riqueza de especies se vio levemente disminuida y la uniformidad aumentada en los sitios impactados, posiblemente como consecuencia del poco desarrollo de las matrices del banco de *Perumytilus purpuratus*. Resultados similares fueron observados en el HMI, donde los sitios impactados presentaron una menor riqueza de especies y de especies abundantes. En el horizonte infralitoral la perturbación fue menor, pero perceptible. Este horizonte dominado por *Corallina officinalis* presentó la mayor riqueza de especies y mayor número de especies abundantes en todos los sitios. En los sitios impactados aquí estudiados los efluentes urbanos descargan entre el horizonte mesolitoral superior y el horizonte mesolitoral medio y al no encontrarse concentrados en un solo emisario sino en numerosas bocas de tamaño variable la contaminación tiende a ser difusa y no puntual.

El horizonte mesolitoral superior se ve afectado directamente por efluentes urbanos que descargan en la línea de costas. Estos efluentes transportan aguas cloacales sin ningún tratamiento previo, incluso sin tratamiento primario. Los análisis univariados encontraron una disminución tanto en la abundancia como en la biomasa en los sitios impactados. En

concordancia, las curvas de ABC reflejaron cambios en las relaciones entre estas variables, sugiriendo un ambiente perturbado.

En los sitios impactados del horizonte mesolitoral medio, tanto la abundancia (N_T) como la biomasa total (B_T) fueron considerablemente menores que en los sitios de referencia. La riqueza de especies se vio reducida en los sitios impactados; sin embargo, esto no se vio reflejado en la prueba de PERMANOVA. Tanto en el análisis de los números de Hill como en las curvas de k-dominancia se observó que en el HMM la riqueza de especies disminuyó en los sitios impactados y la uniformidad se duplicó con respecto a los sitios de referencia. No obstante, las curvas ABC no encontraron indicios de disturbio en los sitios impactados ($W= 0,142$). Es probable que la gran cantidad de *Balanus glandula* que caracteriza los sitios impactados, tanto en abundancia como en biomasa, haya estado interfiriendo en la prueba. Warwick y Clarke (1994) han descrito cómo la respuesta de las curvas ABC puede variar según las proporciones de diferentes *phyla* presentes en las comunidades y que los cambios en la distribución relativa de abundancia y biomasa entre especies de anélidos propicia cambios más notables que si los grupos responsables de la diferenciación son otros grupos, como moluscos, crustáceos o equinodermos.

Las perturbaciones periódicas pueden aumentar la biodiversidad al agregar más recursos al hábitat y promover la coexistencia de especies adaptadas a diferentes condiciones. Las especies r-estrategas se ven beneficiadas por el aporte de nutrientes de las aguas residuales y, por lo tanto, la riqueza aumenta (Magurran y McGill, 2011). En la provincia de Buenos Aires, este efecto fue observado en las comunidades asociadas a los bancos del mejillín del norte *Brachidontes rodriguezii* (Vallarino *et al.*, 2002; R. Elías *et al.*, 2006; Vallarino y R. Elías, 2006).

En el horizonte mesolitoral inferior de restingas sin descarga de efluentes, la riqueza de especies fue alta pero no difería de la riqueza de especies hallada para el HMM, y la abundancia total de especies disminuyó. En cambio, los sitios impactados presentaron la mayor riqueza de especies y la mayor abundancia del mesolitoral. Sin embargo, la biomasa de los sitios impactados fue menor que la biomasa de los sitios de referencia. Los sitios de referencia presentaron mayor número de especies abundantes ($N_1 = 4$ a 6 especies, Fig. 25 a), mientras que en los sitios impactados el número de especies abundantes fue menor ($N_1 = 2$ a 4 especies), aunque esta diferencia no fue sustentada por los análisis estadísticos. A su vez las curvas de k-

dominancia sugieren menor diversidad en los sitios impactados que en los sitios de referencia, y las curvas ABC sugieren una comunidad moderadamente perturbada.

En el horizonte infralitoral superior se observó una marcada diferencia entre la abundancia de organismos de sitios impactados y sitios de referencia, aunque esto no se vio reflejado en los resultados del PERMANOVA. Esto puede deberse a la heterogeneidad de los sitios dentro de cada disturbio. No obstante, la biomasa fue mayor en los sitios de referencia. En este nivel de intermareal se encontró la riqueza de especies más alta, siendo mayor en los sitios de referencia. El número de especies abundantes estuvo entre 8 y 10 en todos los sitios, siendo la más alta de todos los niveles. Las curvas de ABC mostraron una leve perturbación en los sitios impactados.

Capítulo III

Influencia de los efluentes urbanos en la estructura y zonación de las comunidades bentónicas del intermareal

1. Introducción

Los ecosistemas intermareales y costeros se encuentran expuestos a una variación extrema de las condiciones físicas y factores de estrés (Raffaelli y Hawkins, 1996). Los ecosistemas intermareales sujetos a perturbaciones naturales frecuentes, sumadas a perturbaciones humanas adicionales, pueden seleccionar especies oportunistas en un ambiente contaminado cambiando de composición las comunidades bentónicas (Soetaert *et al.*, 1995). Muchas especies bentónicas exhiben comportamientos diferentes en un ambiente contaminado, lo que conduce a una amplia variación en las estructuras de ensamblajes a lo largo del gradiente de perturbación (Pearson y Rosenberg, 1978). En líneas generales, se sabe que los poliquetos son los menos sensibles al impacto por contaminación, seguido de los moluscos, mientras que los crustáceos y equinodermos los más sensibles (Warwick y Clarke, 1994). Por este motivo la estructura de las comunidades se ha estudiado como un indicador de la calidad de los ecosistemas costeros en todo el mundo (Pearson y Rosenberg, 1978; R. Elías *et al.*, 2003, 2004, 2006; Le Hir y Hily, 2005; Muniz *et al.*, 2013; Cabral-Oliveira *et al.*, 2014; Huguenin *et al.*, 2018, 2019). El estudio del conjunto completo de la comunidad puede proporcionar información más precisa de las consecuencias ecológicas de la contaminación en los sistemas marinos y resultar más informativa que el análisis individual de una sola o de algunas especies (Underwood y Peterson, 1988; Clarke *et al.*, 1993, 2014). Los cambios en el ambiente producidos por contaminantes se reflejan en las comunidades del intermareal como cambios en la composición de especies, su abundancia relativa y biomasa (Littler y Murray, 1975; Pearson y Rosenberg, 1978; Rosenberg *et al.*, 2004; Huguenin *et al.*, 2019)

Los métodos de análisis multivariado, que incluyen la clasificación y la ordenación, aportan un enfoque alternativo a los análisis univariados para comprender los vínculos entre cambios en las comunidades asociados al estrés, en relación con la variabilidad ambiental (Warwick, 1993). Se utilizan de manera complementaria a los métodos univariados ya que son más sensibles para detectar la perturbación, incluso más sensibles que las curvas de ABC o de k-dominancia (Warwick y Clarke, 1991). Los métodos multivariados permiten usar datos de abundancia, biomasa, área de cobertura (medida en porcentaje), datos de presencia/ausencia, entre otros, y prácticamente no necesitan suposiciones sobre la forma de los datos, son robustos y ampliamente utilizados. Además, permiten no solo ordenar las muestras según sus atributos, sino que aportan datos sobre los taxones (o las variables) que contribuyen a las diferencias, permitiendo detectar con mayor claridad cambios en la estructura de las comunidades por

efectos externos, como es la contaminación (Gray *et al.*, 1990; Clarke y Warwick, 2001; Hewitt *et al.*, 2005; Cabral-Oliveira *et al.*, 2014; Saracho Bottero *et al.*, 2020).

Como ya se mencionó en secciones anteriores, las costas del golfo San Jorge las facies más relevantes del intermareal rocoso están conformadas por los ingenieros ecosistémicos *P. purpuratus* que domina el mesolitoral y el alga *Corallina officinalis* en el infralitoral superior (Zaixso y Pastor, 1977; Bertness *et al.*, 2006; Cuevas *et al.*, 2006; Bazterrica *et al.*, 2007; Cabezas *et al.*, 2007; Zaixso *et al.*, 2015). Estos ingenieros ecosistémicos aportan al ambiente una complejidad estructural que aumenta la diversidad de la comunidad asociada (por ejemplo, poliquetos, nemertinos, equinodermos, crustáceos, entre otros) (Jones *et al.*, 1994, 1997; Bertness *et al.*, 2006; Liuzzi y López Gappa, 2008; Sueiro *et al.*, 2011; Zaixso *et al.*, 2015). Los estudios que han analizado el efecto de la descarga de efluentes urbanos en las comunidades intermareales de esta región son escasos y, si bien encuentran variaciones en su estructura en función de diversos gradientes ambientales, entre ellos las variaciones producidas por los efluentes urbanos, no han incluido en los análisis la relevancia de especies de poliquetos en la estructura de la comunidad (Cabezas *et al.*, 2007; Mazón, 2010).

Los cambios en la estructura de las comunidades, como por ejemplo la desaparición de taxones sensibles en áreas impactadas, el aumento en la abundancia de ciertos taxones resistentes en áreas moderadamente impactadas y la supervivencia y proliferación de taxones oportunistas en las zonas más impactadas, podrían actuar como un sistema de alerta temprana para el monitoreo biológico cuando el estudio de la calidad de agua resulta complejo o costoso (Goodsell *et al.*, 2009; Dauvin *et al.*, 2010).

Por lo tanto, los objetivos de este capítulo son: 1) analizar variaciones espaciales en la estructura y composición de la macrofauna del intermareal rocoso y examinar su relación con variables ambientales y efluentes urbanos; 2) explorar posibles especies de invertebrados bentónicos que podrían usarse como indicadoras para detectar presencia o ausencia del impacto producido por aguas residuales; y 3) evaluar el efecto de los efluentes urbanos en la abundancia y biomasa de los taxones que conforman las comunidades de los principales biotopos del intermareal rocoso del golfo San Jorge (bancos de *P. purpuratus* cinturón de *Corallinaceas*).

2. Metodología

Como ya se describió en capítulos anteriores, los muestreos se realizaron teniendo en cuenta cuatro horizontes del intermareal: 1) la zona más alta del intermareal (HMS, 5,3 – 3,8 m), con

predominancia de sustrato desnudo, pequeños parches de *Perumytilus purpuratus* y del cirripedio *Balanus glandula*; 2) el horizonte mesolitoral medio (HMM, 3,8 – 2,4 m), donde los bancos de *P. purpuratus* cubren gran parte del sustrato y pueden disponerse en varias capas; 3) el horizonte mesolitoral inferior (HMI, 2,4 – 0,9 m), donde *P. purpuratus* alcanza tallas más grandes y se disponen con mayor frecuencia en una monocapa; y 4) el horizonte infralitoral superior (HIS, 0,9 – 0,2 m) dominado por el alga *Corallina officinalis*, que forma densas matas.

El análisis de comunidades por métodos multivariados se realizó sobre las muestras obtenidas para el capítulo anterior en los mismos sitios con claros indicios de contaminación, ubicados en playas dentro del ejido urbano: El Puerto, playa al sur del puerto de Comodoro Rivadavia (PT, 45° 52' S, 67° 28' O) y Stella Maris (SM, 45° 53' S, 67° 30' O), y dos sitios de referencia ubicados ~ 18 km al sur de la ciudad: La Tranquera (TR, 46° 02' S, 67° 36' O) y Punta Maqueda (MQ, 46° 01' S, 67° 36' O).

Además de las muestras de invertebrados obtenidas para los análisis de diversidad en el capítulo anterior, se realizó una descalcificación y secado en estufa del alga *Corallina officinalis* presente en las muestras del horizonte infralitoral superior, para evaluar cambios en la biomasa del alga en sitios impactados y sitios de referencia.

2.1 Cambios en la estructura de la comunidad por efectos del disturbio y del horizonte

Para evaluar los efectos del disturbio y el efecto del horizonte sobre la estructura de la comunidad se utilizaron técnicas exploratorias de clasificación jerárquica y de ordenación multivariada. Los análisis se basaron en las medidas de similitud de Bray-Curtis con una transformación de los datos a la raíz cuarta para reducir el efecto de las especies muy abundantes. Se realizaron análisis de ordenación de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) tanto sobre los datos de abundancias de taxones por unidad muestral como sobre los datos de biomasa de cada taxón por unidad muestral. Se verificó el ajuste del nMDS a través del cálculo de los valores de estrés utilizando el diagrama de Shepard. Los valores de estrés inferiores a 0,05 indican una excelente ordenación de las muestras; valores entre 0,05 y 0,1 indican una muy buena ordenación; con valores entre 0,1 y 0,2 la ordenación es buena, aunque menos confiable (Clarke y Warwick, 2001). Además, se realizó un análisis de clasificación jerárquica (CLUSTER) mediante el método de agrupamiento en pares no ponderados con la media aritmética (UPGMA, Sneath y Sokal, 1973) y la validez entre las uniones se evaluó mediante análisis de similitud (SIMPROF), que proporciona reglas de detención para la separación de subgrupos entre las muestras. Esta rutina SIMPROF evita la sobreinterpretación de estos

subgrupos, ya que se considera que los grupos por debajo de esos valores de detención no son significativamente diferentes entre sí (Clarke *et al.*, 2008).

Se realizó un análisis de la varianza multivariado con base en permutaciones (PERMANOVA) sobre una matriz de abundancia y una matriz de biomasa, utilizando el modelo anidado de tipo control-impacto de tres factores: (1) un factor fijo “Disturbio” con dos niveles: Impacto y Referencia; (2) un factor aleatorio: “Sitio” anidado al factor Disturbio, con dos sitios correspondientes a cada disturbio y (3) un factor fijo y ortogonal al resto denominado “Horizonte del intermareal” con cuatro niveles: HMS, HMM, HMI y HIS. Para este análisis estadístico se excluyeron los datos de especies raras (las registradas una o dos veces en pocas muestras) (Clarke y Warwick, 2001; Anderson *et al.*, 2005). Cuando se detectaron diferencias significativas entre los niveles de factores se realizaron pruebas *post-hoc*. En los casos donde el número de permutaciones únicas fue bajo (< 100) (por ejemplo, comparaciones múltiples) y no permitía encontrar diferencias, se utilizaron las pruebas por permutaciones de Monte Carlo (Anderson *et al.*, 2005). La homogeneidad de la dispersión puede afectar los resultados de PERMANOVA en contextos de análisis multivariados, por lo que se realizó un análisis por permutación de la dispersión multivariada (PERMDISP): una extensión permutacional multivariada no paramétrica de la prueba de Levene para la igualdad de varianza, basada en distancias de la muestra al grupo centroide (Anderson, 2004).

Por último, los taxones más característicos de cada horizonte y los que contribuyen a las diferencias entre ellos fueron detectados mediante un análisis de porcentajes de similitud (SIMPER) estableciendo como nivel de corte el 60 % de las contribuciones (Clarke y Warwick, 2001).

2.2 Estado de los principales biotopos del intermareal rocoso del golfo San Jorge

Para evaluar el efecto de los efluentes urbanos en la variación vertical de los bancos de *Perumytilus purpuratus*, se realizó un análisis de la varianza multivariado con base en permutaciones (PERMANOVA) sobre los datos de abundancia y biomasa de *Perumytilus purpuratus* (Fig. 31 a), utilizando el modelo anidado de tipo control-impacto de tres factores descrito anteriormente. Se calculó la distancia euclidiana como medida de disimilitud (Anderson *et al.*, 2008). Además, a partir de los análisis de ordenación de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) sobre la matriz de abundancias por unidad muestral como sobre la matriz de biomásas por unidad muestral, se generaron gráficos de burbujas para

P. purpuratus para evaluar su papel en la configuración de las ordenaciones y el grado de perturbación.

Para evaluar el estado del alga *Corallina officinalis* (Fig. 31 b) que predomina en el horizonte infralitoral superior se realizó un análisis de la varianza multivariado con base en permutaciones (PERMANOVA) sobre los datos biomasa, utilizando el modelo anidado de tipo control-impacto de dos factores: (1) un factor fijo “Disturbio” con dos niveles: Impacto y Referencia; (2) un factor aleatorio: “Sitio” anidado al factor Disturbio, con dos sitios correspondientes a cada disturbio. Los análisis se basaron en distancias euclidianas como medida de disimilitud (Anderson *et al.*, 2008).

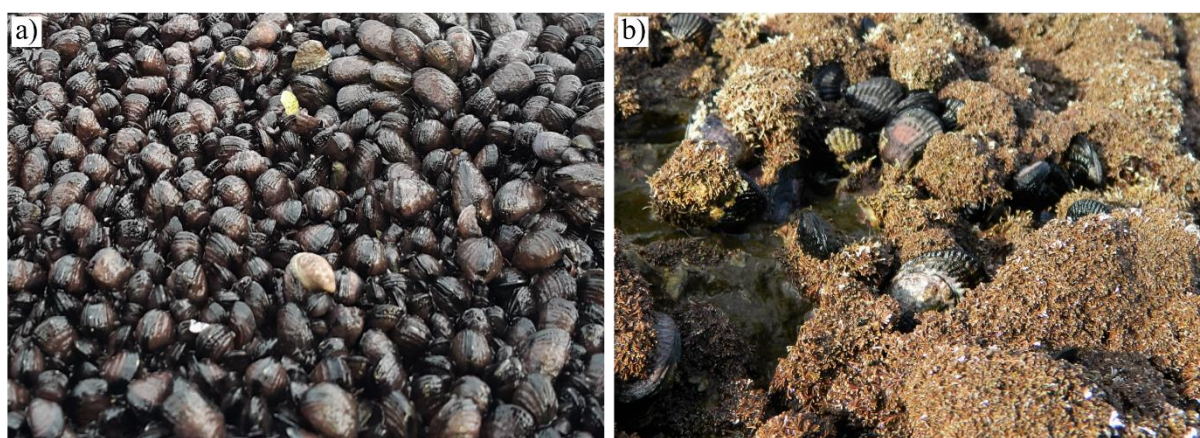


Figura 31. Fotografías de los principales bioingenieros ecosistémicos del intermareal rocoso del golfo San Jorge: (a) detalle de matriz de los bancos de *Perumytilus purpuratus*; (b) detalle de las matas de *Corallina officinalis* junto a la cholga *Aulacomyza atra*.

3. Resultados

La ordenación (nMDS) considerando todas las fuentes de variación logró separar los sitios de forma clara respecto al disturbio y a los horizontes del intermareal, reflejando cambios entre horizontes y entre sitios en la composición del macrozoobentos intermareal tanto en la abundancia como en la biomasa (estrés = 0,13 en ambas ordenaciones, Fig. 32 a y b). Los horizontes superiores presentaron mayor variabilidad que los horizontes inferiores y el nMDS los dispuso algo superpuestos (Fig. 32 a y b). A su vez, en un nMDS con los sitios promediados por disturbio y por horizonte (estrés = 0,01 en ambas ordenaciones, Fig. 32 c y d) se observó con mayor claridad que el patrón de zonificación fue diferente entre playas impactadas y de referencia (longitud de las flechas). La ordenación para el HMS de los sitios impactados lo

ubicó próximo al HMM, mientras que el HMS de los sitios de referencia presentó una ordenación alejada del HMM y próxima al HMI, tanto para la abundancia como para la biomasa (Fig. 32 c y d).

En concordancia, el PERMANOVA encontró que la zonificación en la estructura de las comunidades es diferente en playas impactadas y de referencia ($H_o \times D_i$, Tabla 1) tanto para la abundancia como para la biomasa. Además, se observó que la composición de la comunidad presentaba diferencias, tanto en la abundancia y como en la biomasa, al analizar los sitios dentro de cada disturbio por horizonte ($H_o \times S_i$ (D_i), Tabla 7).

En las comparaciones de a pares para cada horizonte intermareal ($H_o \times D_i$, Tabla 8) se observaron diferencias significativas entre sitios impactados y sitios de referencia en la

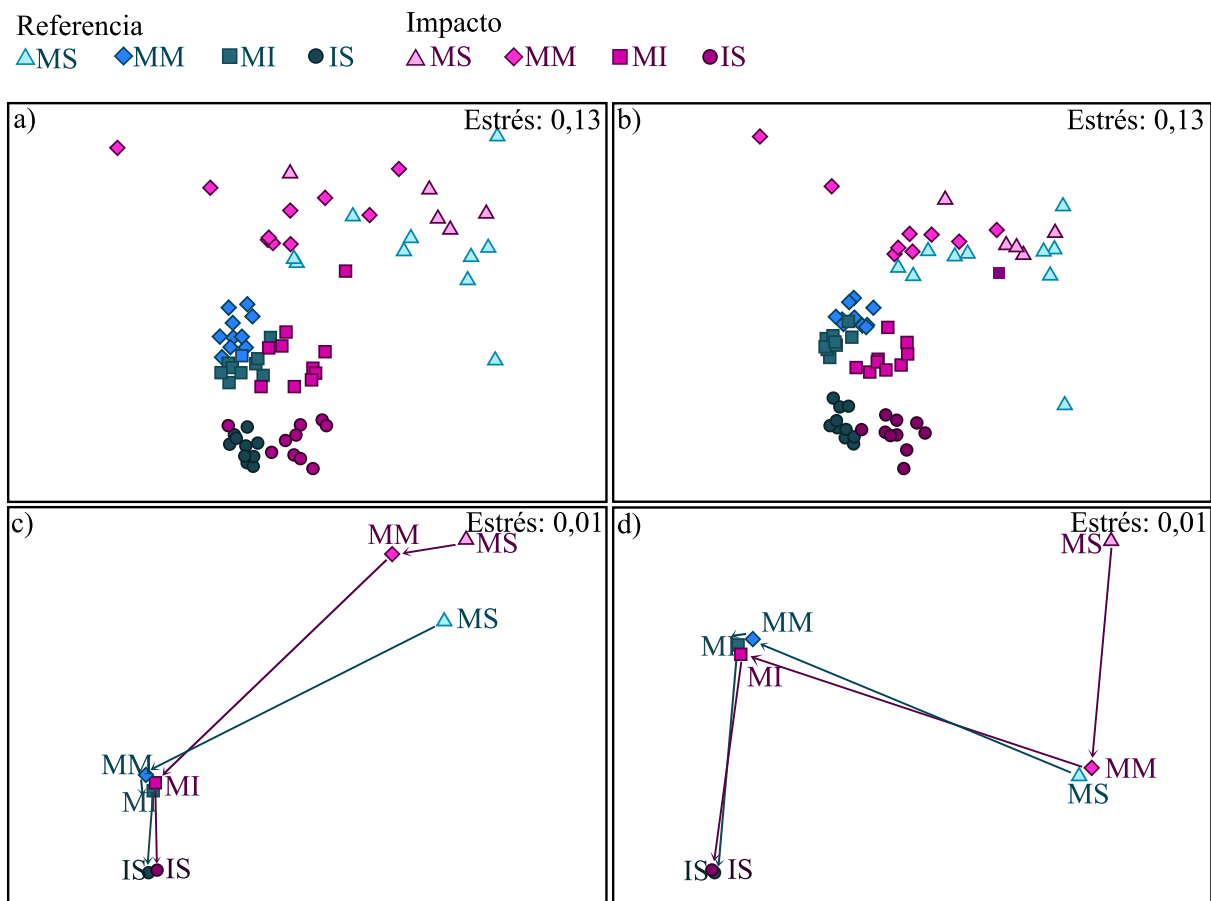


Figura 32. Ordenaciones de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) sobre la base de la medida de disimilitud de Bray-Curtis para (a) abundancia por unidad muestral; (b) biomasa por unidad muestral; (c) abundancia promediado por horizonte y por tipo de disturbio; y (d) biomasa promediado por horizonte y por tipo de disturbio. MS: horizonte mesolitoral superior; MM: horizonte mesolitoral medio; MI: horizonte mesolitoral inferior; IS: horizonte infralitoral superior.

composición de especies para la abundancia en HMM y HMI. Por otra parte, para la composición de especies en cuanto a biomasa, el análisis encontró diferencias significativas en los HMM y HMI y también en el HIS (Tabla 8).

Tabla 7: Resultados de PERMANOVA de un modelo anidado de tipo control-impacto de tres factores (Ho = horizonte; Di = Disturbio; Si = Sitios) para una matriz de abundancia por especie y una matriz de biomasa por especie (Bray-Curtis). Se realizaron un total de 9999 permutaciones.

Source	Abundancia				Biomasa			
	gl	CM	Pseudo-F	P(perm)	gl	CM	Pseudo-F	P(perm)
Ho	3	25961	83,539	0,0001	3	27187	8,0	0,0003
Di	1	12750	32,175	0,168	1	14021	3,0	0,0001
Si(Di)	2	4026,9	4,551	0,0001	2	4683,2	5,5	0,0001
Ho × Di	3	5891,8	18,959	0,041	3	7067,5	2,1	0,026
Ho × SI(Di)	5	3107,7	35,122	0,0001	5	3413,1	4,0	0,0001
Res	60	884,82			60	851,05		
Total	74				74			

Tabla 8. Resultados de PERMANOVA para comparaciones de a pares, de una matriz de abundancia por especie y una matriz de biomasa por especie (Bray-Curtis). Se realizaron un total de 9999 permutaciones. HMS: horizonte mesolitoral superior; HMM: horizonte mesolitoral medio; HMI: horizonte mesolitoral inferior; HIS: horizonte infralitoral superior.

Imp vs Ref	Abundancia			Biomasa		
	t	P(perm)	P(MC)	t	P(perm)	P(MC)
HMS	0,5	1	0,868	0,5	1	0,870
HMM	2,9	0,331	0,006	2,6	0,317	0,014
HMI	1,9	0,333	0,047	2,2	0,170	0,028
HIS	1,6	0,331	0,094	1,8	0,335	0,046

3.1 Cambios en la estructura de la comunidad por efectos del disturbio y del horizonte

Al analizar el número de especies que caracterizan cada horizonte se encontró que la riqueza aumentó desde los horizontes superiores hacia los inferiores. El porcentaje de similitud intra-ambiente también aumentó hacia los horizontes inferiores, tanto en sitios impactados como en los de referencia, aunque los sitios de referencia resultaron más homogéneos (mayor porcentaje de similitud intra-ambiente, Tabla 9).

En el HMS no se observaron diferencias significativas en la composición de especies entre sitios impactados y sitios de referencia, tanto considerando la abundancia como la biomasa ($p = 0,868$; Tabla 8). En concordancia, el nMDS para dicho nivel (*subset*) y el análisis de agrupación UPGMA no lograron separar las restingas impactadas de las de referencia (Fig. 33). El análisis de PERMDISP no identificó diferencias en la dispersión de los sitios impactados comparados con los sitios de referencia ($F = 1,47$; $p = 0,335$). Las especies que caracterizaron el horizonte en un 80 % fueron *B. glandula*, *C. brasiliensis* y *P. purpuratus* (Tabla 9).

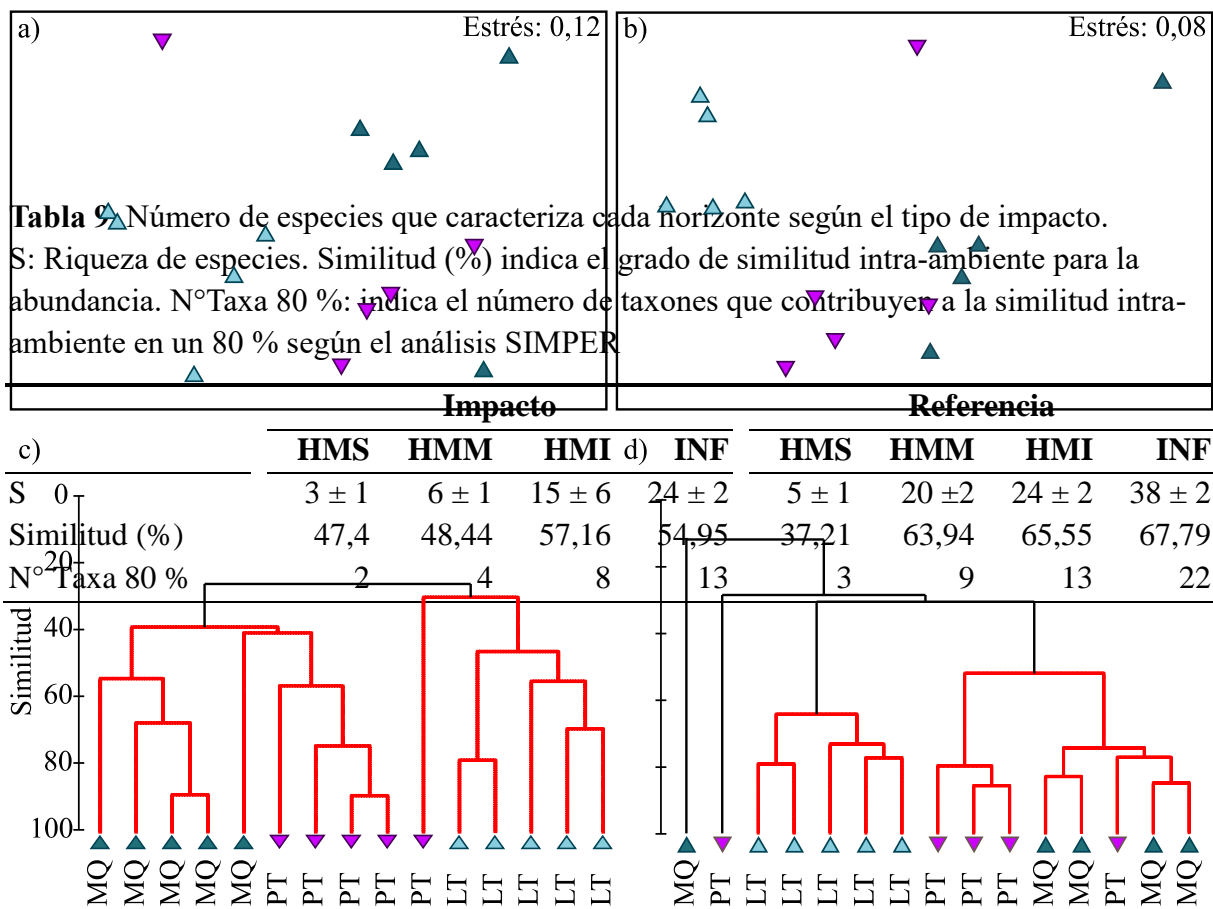


Figura 33. Ordenaciones de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) sobre la base de la medida de disimilitud de Bray-Curtis para (a) abundancia y para (b) biomasa. Dendrograma (UPGMA) con los resultados del SIMPROF (líneas rojas) para c) abundancia y d) biomasa analizados en el horizonte mesolitoral superior. Sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); y (b) para sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris).

Para el horizonte mesolitoral medio tanto el nMDS como el análisis de agrupación UPGMA separaron bien los sitios impactados de los sitios de referencia. En el nMDS se observó mayor dispersión de las muestras en los sitios impactados tanto en la abundancia

como en la biomasa, sin embargo el PERMDISP no alcanzó a detectar heterogeneidad en los grupos (Abundancia: $F = 3,65$; $p = 0,137$ y biomasa: $F = 2,51$; $p = 0,229$). El análisis de SIMPROF sobre la biomasa encontró un grupo bien definido que contenía a los sitios de referencia (Fig. 34).

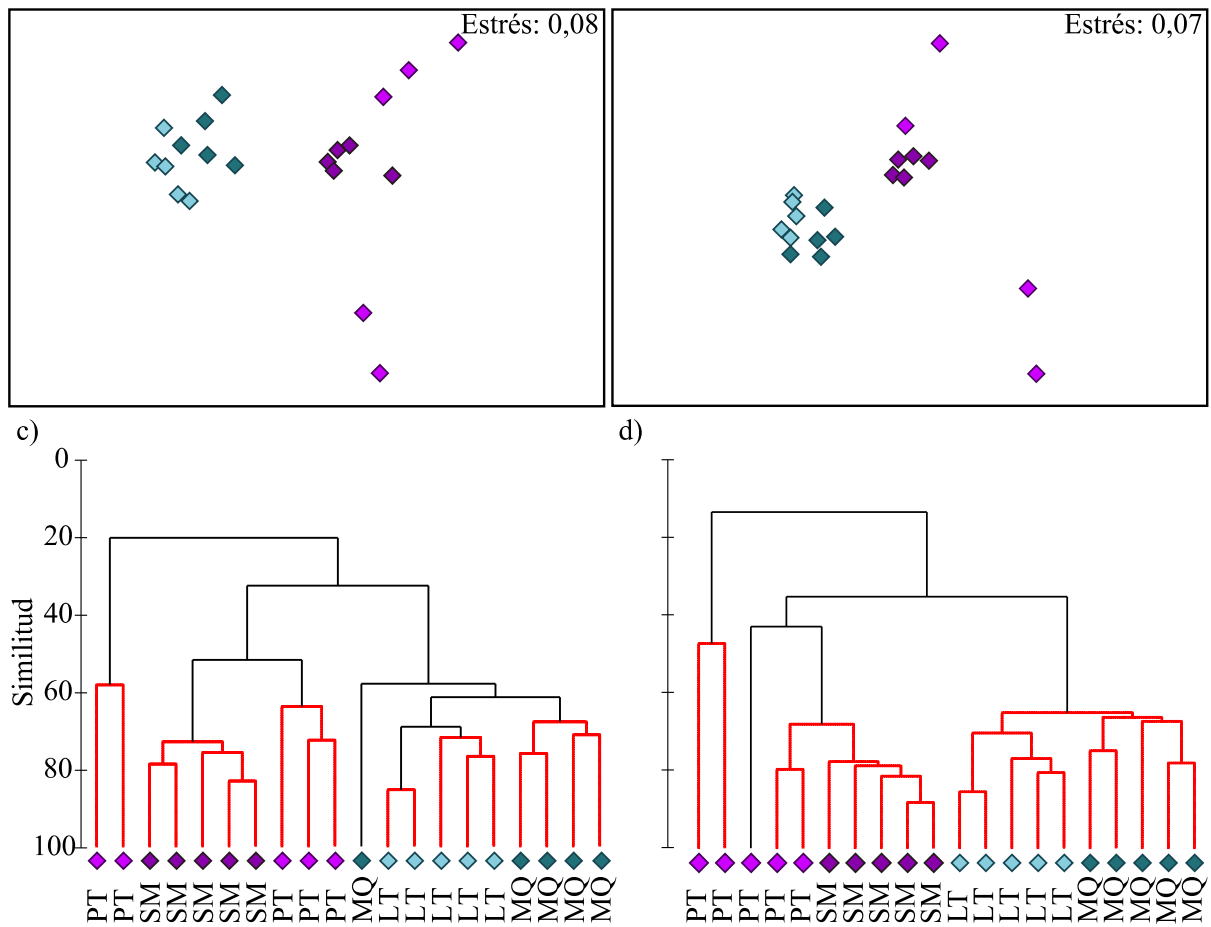


Figura 34. Ordenaciones de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) sobre la base de la medida de disimilitud de Bray-Curtis para (a) abundancia y para (b) biomasa. Dendrograma (UPGMA) con los resultados del SIMPROF (líneas rojas) para c) abundancia y d) biomasa analizados en el horizonte mesolitoral medio. Sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); y (b) para sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris).

El horizonte mesolitoral medio estuvo caracterizado principalmente por la predominancia de *Perumytilus purpuratus* (Tabla 9). El análisis SIMPER identificó 11 taxones que aportaron a la disimilitud en cuanto a abundancia un 60 % entre sitios impactados y sitios de referencia.

Los sitios de referencia se caracterizaron por la abundancia del isópodo *Exosphaeroma lanceolatum* (ausente en los sitios impactados del HMM), seguido de los bivalvos *P. purpuratus* y *Lasaea miliaris*. En cuanto a la biomasa el 60 % de la disimilitud fue aportada por siete taxones. Los sitios impactados presentaron menor biomasa del ingeniero ecosistémico *P. purpuratus* y mayor biomasa del cirripedio *Balanus glandula* que los sitios de referencia (Tabla 10, Fig. 35).

Tabla 10: Resumen de los resultados del análisis SIMPER para el Horizonte mesolitoral medio. Abundancia promedio de especies y para la biomasa promedio de especies discriminada en entre sitios de referencia (Ref.) y sitios impactados (Imp.), su contribución (%) a la disimilitud entre los grupos, y el total acumulado (%) de las contribuciones (criterio de corte de 60 %). Dm: Disimilitud media

Abundancia (Dm = 71,23)				Biomasa (Dm = 69,65)			
Taxones	Ref.		Ac%	Imp.		Ac%	
	Prom	Con%		Prom	Con%		
<i>Exosphaeroma lanceolatum</i>	3,60	0,00	9,67	1,40	0,60	17,40	17,39
<i>Perumytilus purpuratus</i>	5,50	2,60	9,01	0,20	0,70	11,30	28,64
<i>Lasaea milliaris</i>	3,20	0,30	8,04	0,50	0,0	9,80	38,43
<i>Balanus glandula</i>	0,40	2,40	5,85	0,40	0,03	6,80	45,21
<i>Tanais dulongii</i>	2,60	1,00	5,08	0,40	0,00	6,10	51,28
<i>Pseudosphaeroma sp.</i>	3,40	1,80	4,86	0,50	0,30	4,90	56,22
Neoleptonidae indet.	1,90	0,00	4,69	0,20	0,00	4,20	60,42
<i>Boccardia sp.</i>	1,40	2,00	4,45				
<i>Clunio brasiliensis</i>	2,20	0,70	4,36				
<i>Boccardia proboscidea</i>	1,16	1,44	3,42				

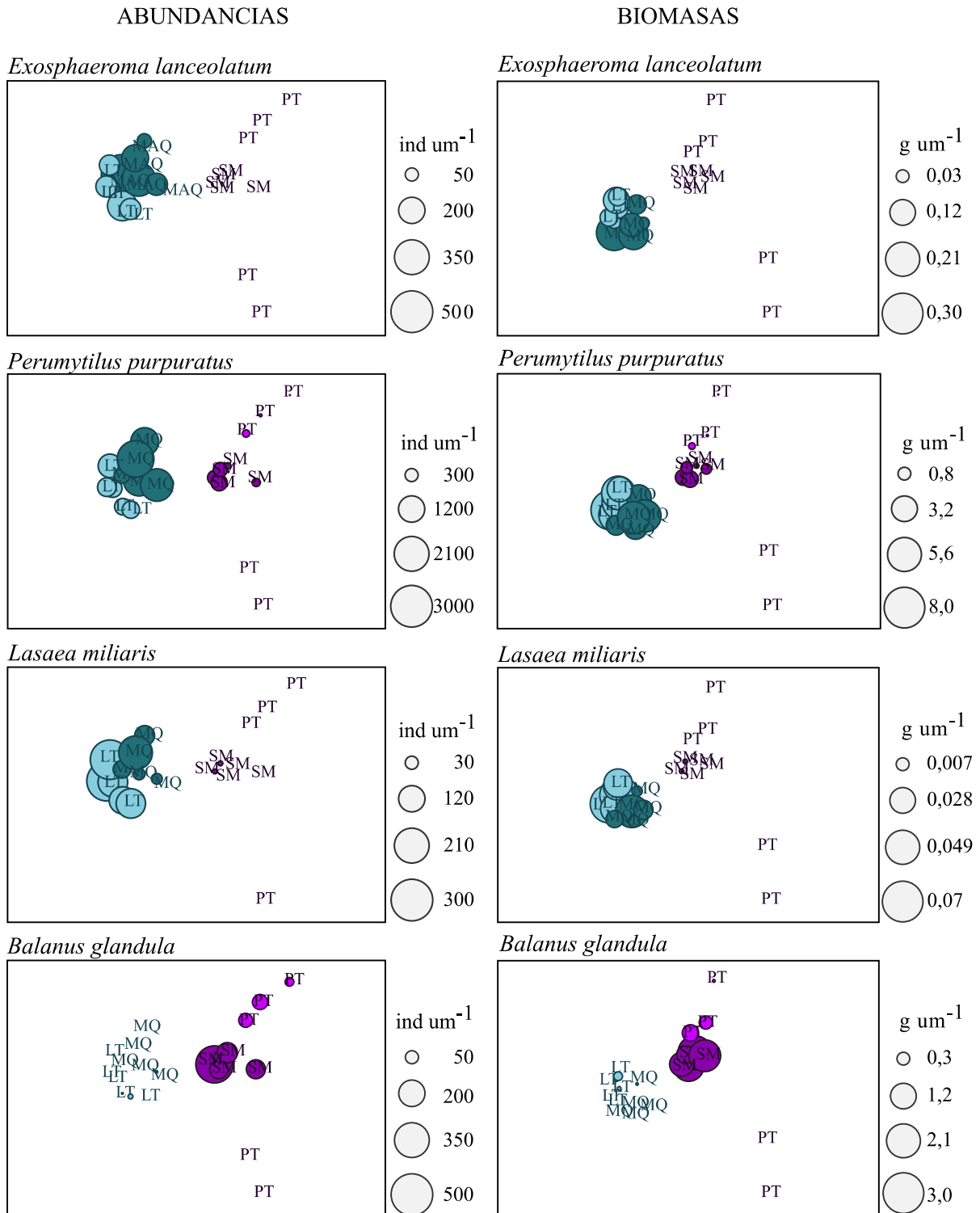


Figura 35. Ordenaciones de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) representado en burbujas. El tamaño de la burbuja indica la abundancia ($ind\ um^{-1}$) y la biomasa ($g\ um^{-1}$) de los cuatro primeros taxones discriminantes según el análisis de SIMPER para el horizonte mesolitoral medio. Sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); y (b) para sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris).

En el horizonte mesolitoral inferior el nMDS separó los sitios impactados de los de referencia, tanto en términos de abundancia como de biomasa, con una mayor dispersión de los datos en los sitios impactados en ambos análisis. El análisis de PERMDISP determinó que los grupos fueron homogéneos para abundancia ($F = 2,134$; $p = 0,201$), y heterogéneos para biomasa ($F = 18,93$; $p = 0,0001$). Las asociaciones obtenidas fueron consistentes con los agrupamientos de las muestras obtenidos por análisis UPGMA (Fig. 36).

La rutina de SIMPROF encontró cuatro grupos de abundancia. Para los sitios SM y LT se conformaron grupos bien definidos sin diferencias significativas entre muestras (Fig. 36 c), en tanto que para la biomasa se conformaron cuatro subgrupos bien definidos por cada uno de los

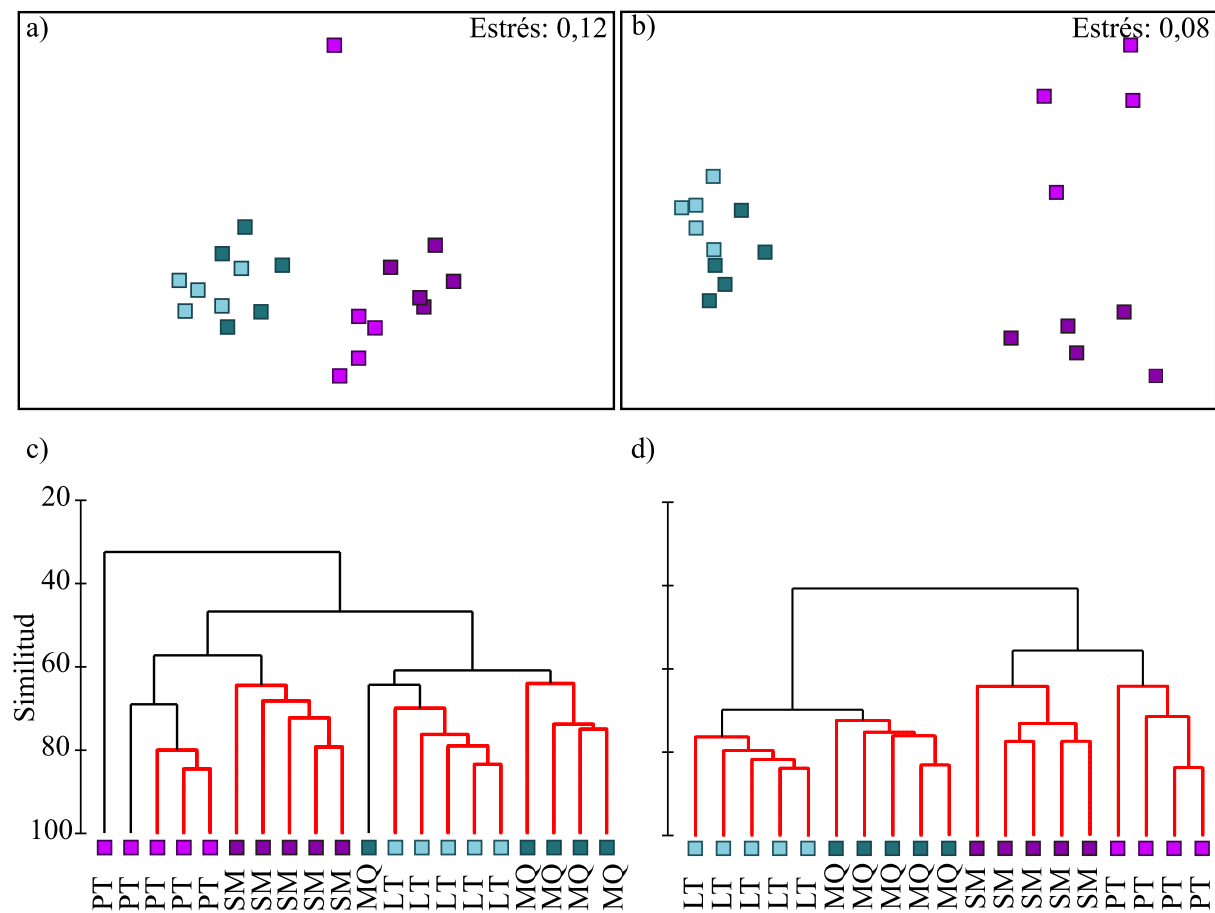


Figura 36. Ordenaciones de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) sobre la base de la medida de disimilitud de Bray-Curtis para (a) abundancia y para (b) biomasa. Dendrograma (UPGMA) con los resultados del SIMPROF (líneas rojas) para c) abundancia y d) biomasa analizados en el horizonte mesolitoral inferior. Sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); y (b) para sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris).

sitios. Además, se observó un agrupamiento entre los sitios de referencia por un lado y a los sitios impactados por otro (Fig. 36 d).

El HMI también estuvo caracterizado por la abundancia de *P. purpuratus* (Tabla 3). La disimilitud entre sitios impactados y sitios de referencia fue aportada en un 60 % por 18 taxones en cuanto a abundancia. *M. edulis platensis* se encontró en mayor abundancia y biomasa en los sitios impactados. Se identificaron diez taxones que aportaron a la disimilitud entre los diferentes disturbios para la biomasa y *P. purpuratus* fue la especie que más aportó a la disimilitud, que fue mayor en los sitios de referencia. En este horizonte la lapa *S. lessoni* solo se encontró en los sitios de referencia (Tabla 11, Fig. 37).

Tabla 11. Resumen de los resultados del análisis SIMPER para el horizonte mesolitoral inferior. Abundancia promedio de especies y para la biomasa promedio de especies discriminada en entre sitios de referencia (Ref.) y sitios impactados (Imp.), su contribución (%) a la disimilitud entre los grupos, y el total acumulado (%) de las contribuciones (criterio de corte de 60 %). Dm: Disimilitud media.

Taxones	Abundancia (Dm = 54,62)				Biomasa (Dm = 58,45)					
	Ref.	Prom	Imp.	Con%	Ac%	Taxones	Prom	Imp.	Con%	Ac%
<i>Mytilus edulis platensis</i>	0,30	2,10	0,00	4,95	4,95	<i>Perumytilus purpuratus</i>	1,90	0,90	14,75	14,75
<i>Siphonaria lessoni</i>	1,60	0,00	0,00	4,28	9,23	<i>Mytilus edulis platensis</i>	0,03	0,90	11,56	26,32
<i>Lasaea milliaris</i>	2,10	1,40	0,70	3,92	13,15	<i>Siphonaria lessoni</i>	0,60	0,00	8,25	34,57
<i>Rhynchospio sp.</i>	1,80	0,70	0,00	3,89	17,04	<i>Anasterias minuta</i>	0,50	0,03	7,32	41,89
<i>Eatoniella sp.</i>	1,50	0,00	0,00	3,87	20,91	<i>Edotia tuberculata</i>	0,00	0,40	4,80	46,68
<i>Bocardia sp.</i>	1,70	0,20	0,20	3,81	24,72	Actiniaria	0,40	0,10	4,55	51,24
<i>Exosphaeroma lanceolatum</i>	3,80	2,90	2,90	3,70	28,41	Polinoidea	0,30	0,04	3,63	54,87
<i>Monocorophium insidiosum</i>	0,00	1,40	1,40	3,57	31,99	<i>Marphysa sp.</i>	0,20	0,00	2,93	57,80
<i>Tanais dulongii</i>	1,30	0,00	0,00	3,53	35,52	<i>Monocorophium insidiosum</i>	0,20	0,00	2,71	60,51
<i>Edotia tuberculata</i>	0,00	1,40	1,40	3,44	38,96					
<i>Anasterias minuta</i>	1,10	0,10	0,10	2,88	41,83					
Actiniaria	1,19	0,22	0,22	2,81	44,64					
Neoleptonidae	0,80	0,93	0,93	2,80	47,44					
<i>Pseudosphaeroma sp.</i>	0,57	0,96	0,96	2,74	50,19					
<i>Perumytilus purpuratus</i>	4,67	5,28	5,28	2,52	52,71					
Syllidae	1,15	1,04	1,04	2,50	55,21					
<i>Marphysa sp.</i>	0,97	0,00	0,00	2,45	57,66					
<i>Pareuthria fuscata</i>	0,92	0,00	0,00	2,36	60,03					

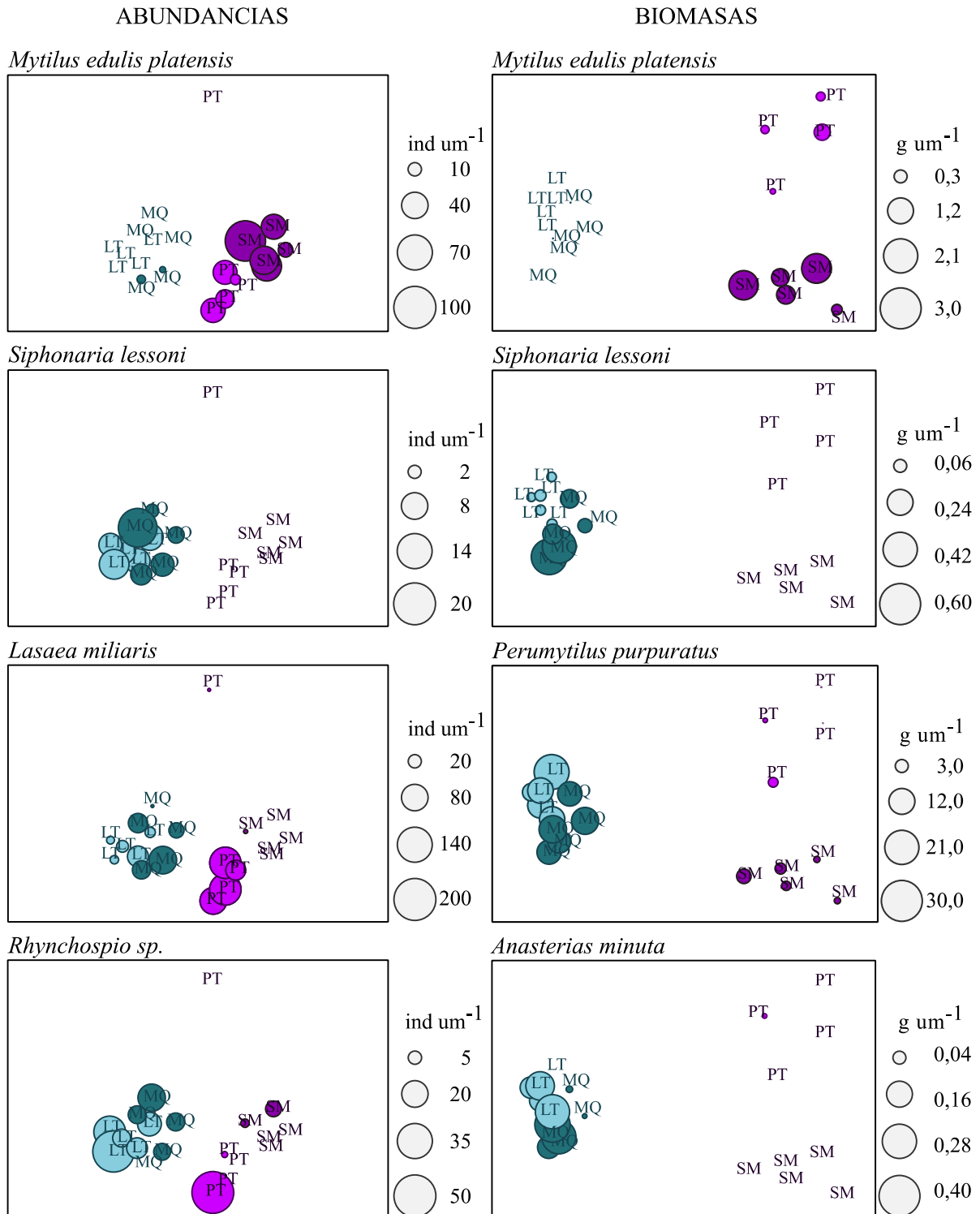


Figura 37. Ordenaciones de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) representado en burbujas. El tamaño de la burbuja indica la abundancia (ind um^{-1}) y la biomasa (g um^{-1}) de los cuatro primeros taxones discriminantes según el análisis de SIMPER para el horizonte mesolitoral inferior. Sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); y (b) para sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris).

En el horizonte infralitoral superior la comparación múltiple (PERMANOVA, Tabla 8) no encontró diferencias estadísticas entre restingas impactadas y de referencia en cuanto a su abundancia, pero encontró diferencias en cuanto a la biomasa ($p = 0,044$). La ordenación nMDS diferenció los sitios impactados caracterizados por mayor dispersión de las muestras y a los sitios de referencia con menor distancia al centroide (Fig. 38). El análisis de PERMDISP encontró grupos heterogéneos tanto en la abundancia ($F = 35,50$; $p = 0,0001$) como para la biomasa ($F = 24,97$; $p = 0,0001$).

El análisis de SIMPROF para la abundancia encontró dos subgrupos que contienen todos los sitios impactados, aunque son estadísticamente diferentes entre sí. Los sitios de referencia fueron agrupados al 60 % de similitud, pero el análisis de SIMPROF conformó tres subgrupos de muestras (Fig. 38 c).

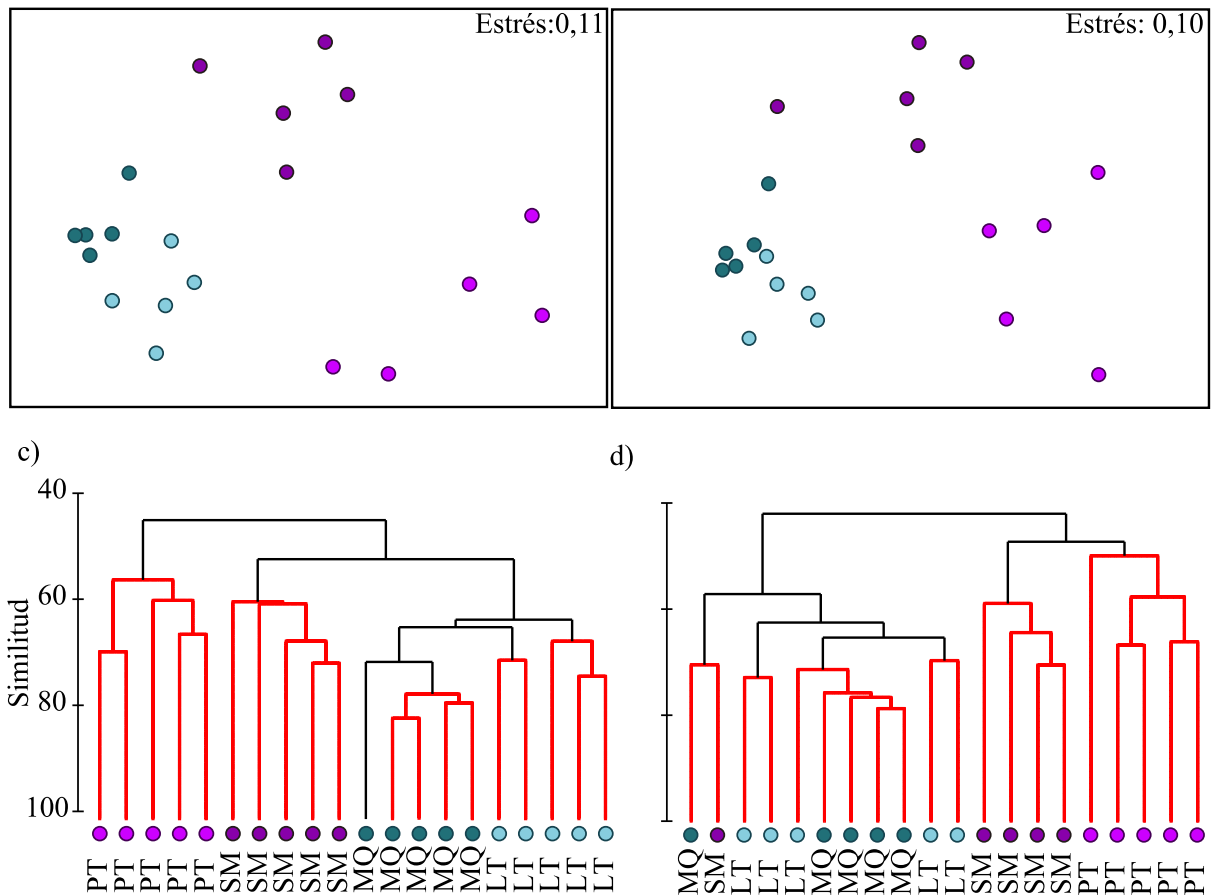


Figura 38. Ordenaciones de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) sobre la base de la medida de disimilitud de Bray Curtis para (a) abundancia y para (b) biomasa. Dendrograma (UPGMA) con los resultados del SIMPROF (líneas rojas) para c) abundancia; y d) biomasa analizados en el horizonte infralitoral superior. Sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); y (b) para sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris).

El análisis de SIMPER para la biomasa encontró 18 taxones que aportaron al 60 % de la disimilitud entre sitios impactados y sitios de referencias. Las especies que más contribuyeron a la disimilitud de los sitios fueron los bivalvos *Aulacomya atra* y *M. edulis platensis* y los poliquetos de la familia Polynoidae que presentaron mayor biomasa en los sitios de referencia (Tabla 12, Fig. 39).

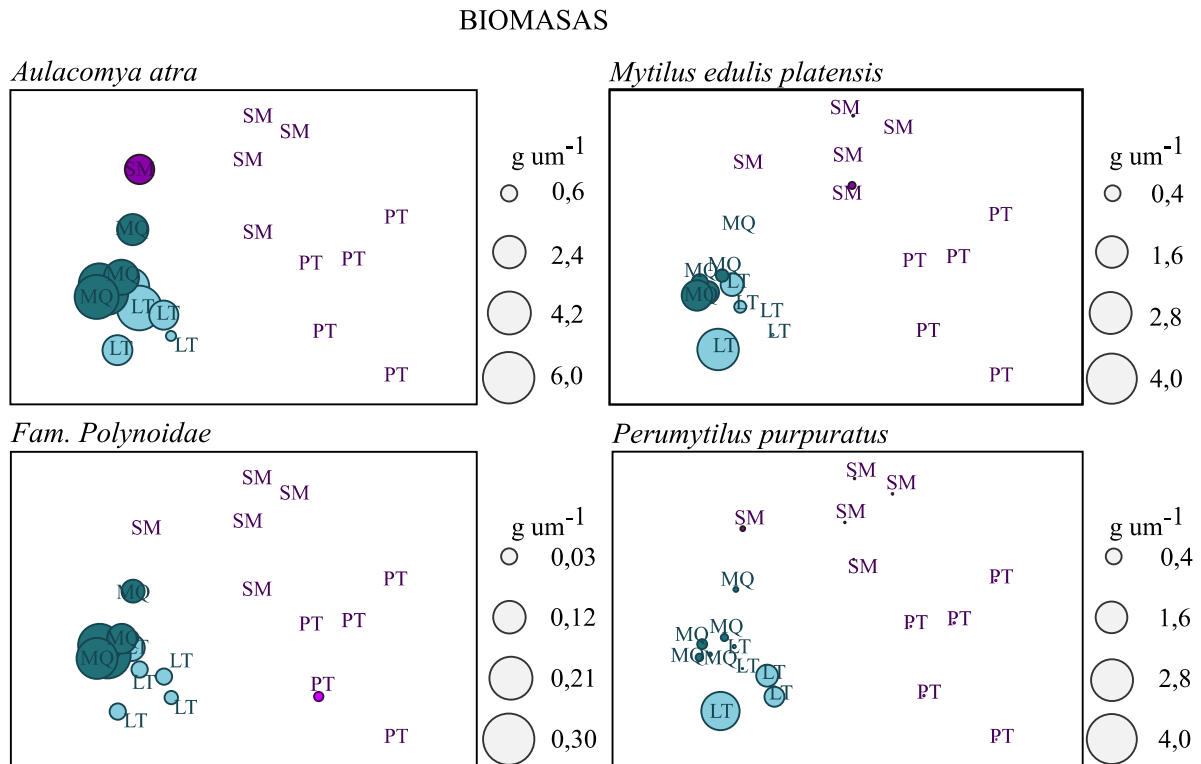


Figura 39. Ordenaciones de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) representadas en burbujas. El tamaño de la burbuja indica la biomasa ($g\ um^{-1}$) de los cuatro primeros taxones discriminantes según el análisis de SIMPER para el horizonte infralitoral superior. Sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); y (b) para sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris).

Tabla 12. Resumen de los resultados del análisis SIMPER para el horizonte infralitoral superior. Biomasa promedio de especies discriminada en entre sitios de referencia (Ref.) y sitios impactados (Imp.), su contribución (%) a la disimilitud entre los grupos, y el total acumulado (%) de las contribuciones (criterio de corte de 60 %). Dm = Disimilitud media.

Taxones	BIOMASA (Dm = 57,08)			
	Ref. Prom	Imp. Prom	Con%	Ac%
<i>Aulacomya atra</i>	1,34	0,13	12,40	12,40
<i>Mytilus edulis platensis</i>	0,70	0,07	6,46	18,86
Polynoidea	0,55	0,03	5,05	23,91
<i>Perumytilus purpuratus</i>	0,66	0,22	4,60	28,50
Actiniaria indet.	0,40	0,09	3,56	32,06
<i>Hallicarcinus planatus</i>	0,18	0,35	2,85	34,91
<i>Plaxiphora aurata</i>	0,31	0,09	2,84	37,75
<i>Fissurella radiosa</i>	0,33	0,12	2,75	40,49
<i>Anasterias minuta</i>	0,25	0,04	2,35	42,84
Bivalvo indet.	0,36	0,13	2,30	45,14
<i>Marphysa sp.</i>	0,43	0,26	2,22	47,36
<i>Jaeropsis dubia</i>	0,28	0,06	2,18	49,54
Sabellidae indet.	0,30	0,17	2,05	51,59
<i>Tonicia lebruni</i>	0,21	0,01	2,01	53,61
Terebellidae indet.	0,39	0,34	2,01	55,61
Serpulidae indet.	0,10	0,14	1,77	57,39
<i>Platynereis sp.</i>	0,56	0,43	1,77	59,15
Amphipoda indet.	0,10	0,22	1,72	60,88

3.2 Estado de los principales biotopos del intermareal rocoso del golfo San Jorge

*Variación vertical de los bancos de *Perumytilus purpuratus**

La variación vertical de la densidad de *Perumytilus purpuratus* en un gradiente de altura en el intermareal de la costa central del golfo San Jorge, indicó que en los sitios de referencia la densidad aumentó hacia el HMM para luego disminuir (Fig. 40). La mayor abundancia se registró en MQ ($68\,213 \pm 14\,175 \text{ ind m}^{-2}$). Por su parte, en los sitios impactados la densidad aumento gradualmente hacia el HMI, la abundancia más alta registrada en este horizonte fue en SM ($51\,547 \pm 18\,532 \text{ ind m}^{-2}$). El PERMANOVA encontró que la zonificación en la abundancia de *P. purpuratus* fue diferente en playas impactadas y de referencia ($H_0 \times D_i$, Tabla 13). Sin embargo, la alta heterogeneidad entre sitios no permitió encontrar diferencias estadísticas en las comparaciones pareadas entre restingas impactadas y de referencia por horizonte ($p > 0,05$).

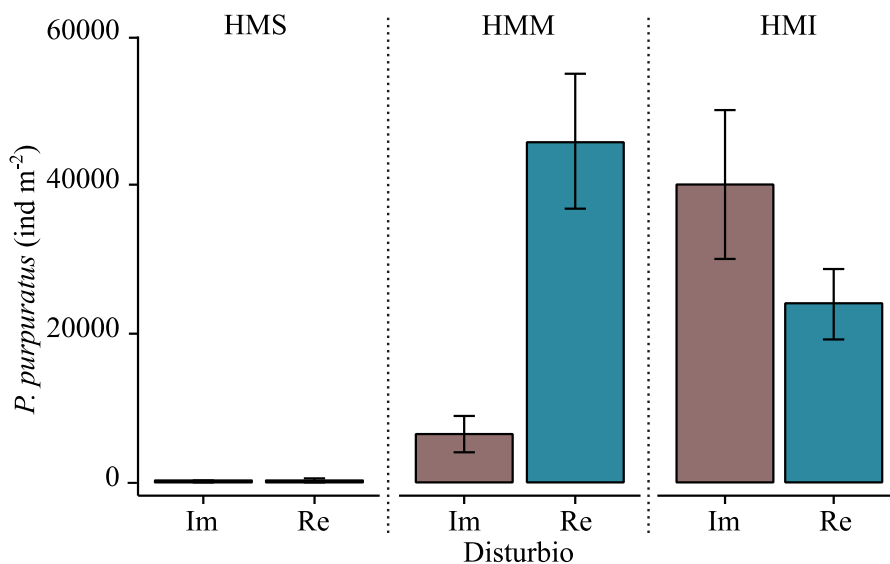


Figura 40. Abundancia de *Perumytilus purpuratus* para los sitios impactados (Im) y los sitios de referencia (Re) por horizonte de intermareal (media \pm error estándar).

HMS: horizonte mesolitoral superior; HMM: horizonte mesolitoral medio;
HMI: horizonte mesolitoral inferior.

Tabla 13. Resultados de PERMANOVA de un modelo anidado de tipo control-impacto de tres factores (Ho = horizonte; Di = Disturbio; Si = Sitios) para datos de abundancia de *Perumytilus purpuratus* (distancias euclidianas). Se realizaron un total de 9999 permutaciones.

F.V.	GI	SC	CM	Pseudo-F	P(perm)
Ho	2	26,51	13,25	6,15	0,090
Di	1	0,23	0,23	0,022	1,0
Lo(Di)	2	22,02	11,01	3,75	0,030
HoxDi	2	56,48	28,24	13,10	0,033
HoxLo(Di)**	3	6,47	2,16	0,73	0,533
Res	44	129,2	2,94		
Total	54	247,4			

Al analizar la biomasa de *P. purpuratus* en los distintos horizontes se observó un aumento de biomasa hacia los horizontes inferiores en todos los sitios, siendo más evidente en los sitios de referencia (Fig. 41). El PERMANOVA encontró una interacción significativa Ho × Di ($p = 0,001$, Tabla 14). Se observó además que en esta interacción pesó más el efecto disturbio (los cuadrados medios del disturbio son mayores que el cuadrado medio del horizonte). En el análisis por pares (impacto vs referencia) dentro de cada horizonte se detecta que en el HMM, si bien la biomasa de los sitios impactados ($17,8 \pm 6,9 \text{ g m}^{-2}$) es mucho menor que la de los sitios de referencia ($206,4 \pm 26,9 \text{ g m}^{-2}$), el PERMANOVA no alcanzó a encontrar diferencias estadísticas, aunque el p-valor tampoco es grande ($p = 0,073$; Fig. 41). En el HMI la biomasa

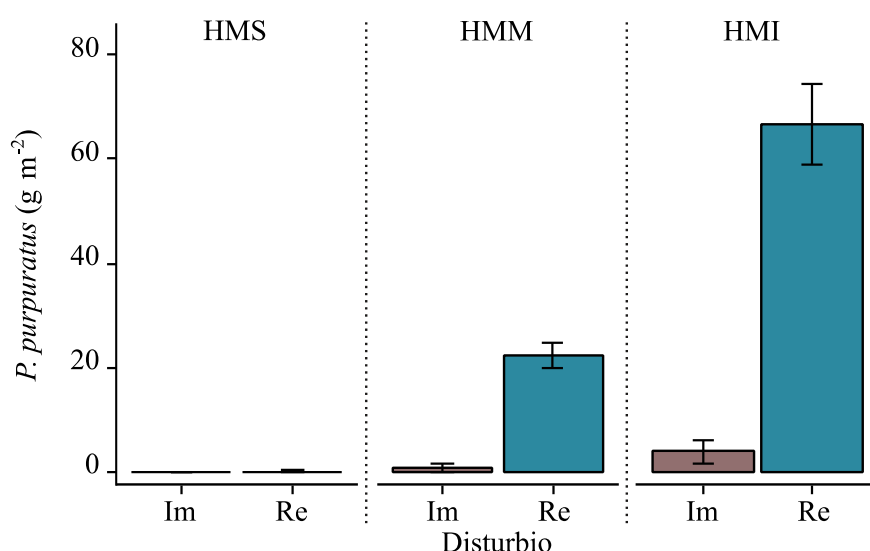


Figura 41. Abundancia de *Perumytilus purpuratus* para los sitios impactados (Im) y los sitios de referencia (Re) por horizonte de intermareal (media ± error estándar). HMS: horizonte mesolitoral superior; HMM: horizonte mesolitoral medio; HMI: horizonte mesolitoral inferior.

de *P. purpuratus* en los sitios impactados ($62,9 \pm 22,2 \text{ g m}^{-2}$) fue estadísticamente menor que la biomasa de los sitios de referencia ($687,3 \pm 75,8 \text{ g m}^{-2}$, $p = 0,007$). En concordancia, los gráficos de burbujas (nMDS, Fig. 35 y 37) evidenciaron la pérdida de biomasa de los sitios impactados. En el HMM, tanto la abundancia como la biomasa de los sitios impactados es menor que las de los sitios de referencia (Fig. 35); en el HMI el patrón se invirtió: los sitios impactados parecen tener una abundancia de *P. purpuratus* más alta que los sitios de referencia (Fig. 37), pero la biomasa es considerablemente menor.

Tabla 14. Resultados de PERMANOVA de un modelo anidado de tipo control-impacto de tres factores (Ho = horizonte; Di = Disturbio; Si = Sitios) para datos de biomasa (peso seco) de *Perumytilus purpuratus* (distancias euclidianas). Se realizaron un total de 9999 permutaciones.

F.V	gl	SC	CM	Pseudo-F	P(perm)
Ho	2	584,66	292,33	123,95	0,002
Di	1	419,93	419,93	42,644	0,0001
Si(Di)	2	19,962	9,9808	1,502	0,2502
Ho × Di	2	449,08	224,54	95,206	0,001
Ho × Si(Di)	3	7,0754	2,3585	0,35491	0,8186
Res	44	292,39	6,6451		
Total	54	2068,3			

Al graficar la riqueza de especies (excluyendo a *P. purpuratus*) en función de la biomasa del mejillín *P. purpuratus* (Fig. 42) se observó una relación logarítmica ($r^2 = 0,534$) donde se evidenció que los sitios con menos biomasa del ingeniero ecosistémico presentaban menor riqueza de especies de invertebrados asociadas.

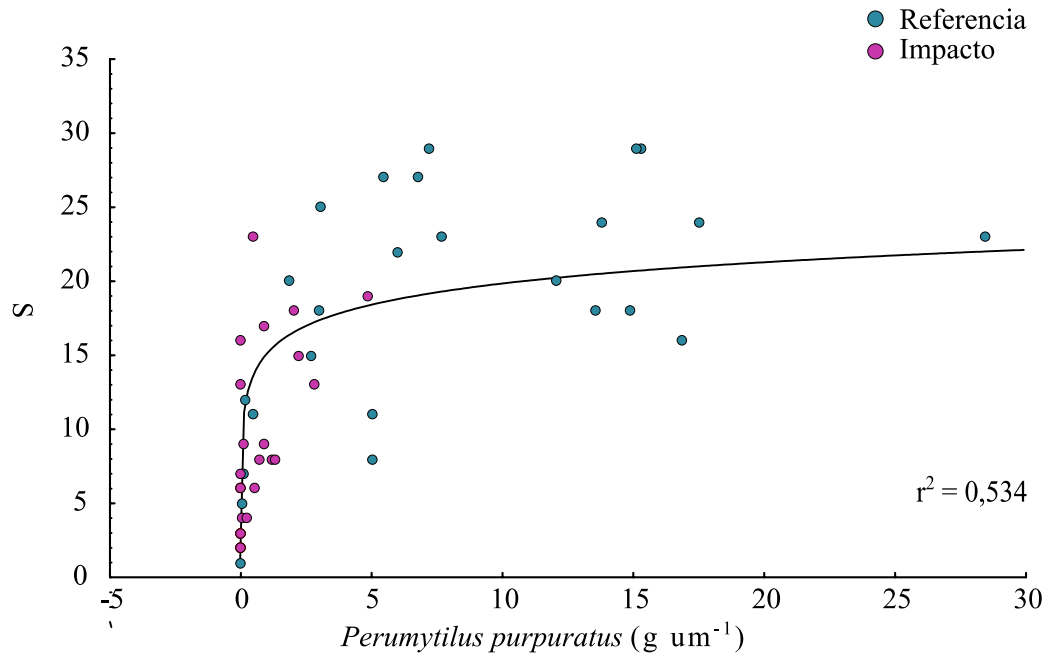


Figura 42. Análisis de correlaciones de la riqueza de especies en función de la biomasa (peso seco) por unidad muestral de *Perumytilus purpuratus* para los sitios impactados y los sitios de referencia del mesolitoral. r^2 : coeficiente de regresión no lineal ajustado a una función logarítmica.

Estado del cinturón del alga coralínácea Corallina officinalis

El PERMANOVA para la biomasa de *Corallina officinalis* no encontró diferencias estadísticas entre sitios impactados y sitios de referencia ($p = 0,327$, Fig. 43, Tabla 15). Esto puede deberse a la gran variabilidad entre los sitios anidados en el disturbio (Si (Di), $p = 0,020$).

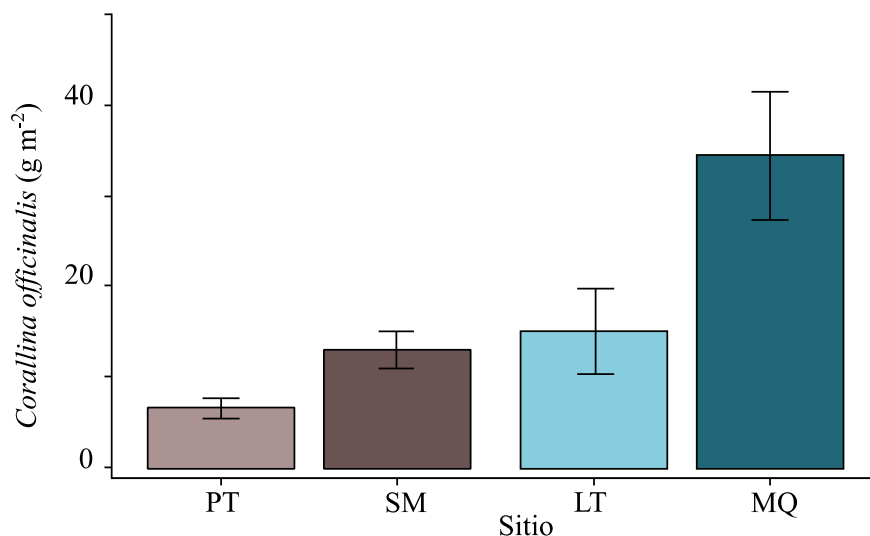


Figura 43. Biomasa (peso seco, Media \pm error estándar) de *Corallina officinalis* para los para sitios impactados: PT (El Puerto) y SM (Stella Maris) y los sitios de referencia: LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda), en el horizonte infralitoral superior.

Tabla 15. Resultados de PERMANOVA de un modelo anidado de tipo control-impacto de dos factores (Di = Disturbio; Si = Sitios) para datos de biomasa (peso seco) de *Corallina officinalis* (distancias euclidianas). Se realizaron un total de 9999 permutaciones.

F.V.	gl	SC	CM	Pseudo-F	P(perm)
Di	1	58,93	58,93	2,49	0,327
Si(Di)	2	47,16	23,58	4,74	0,020
Res	16	79,62	4,98		
Total	19	185,71			

En un gráfico de riqueza de especies del horizonte infralitoral superior en función de la biomasa de *Corallina officinalis* (Fig. 44) se observó una relación logarítmica ($r^2 = 0,490$) donde los sitios impactados estuvieron representados por menos biomasa del alga ingeniera ecosistémica y por consiguiente menor riqueza de especies de invertebrados asociados.

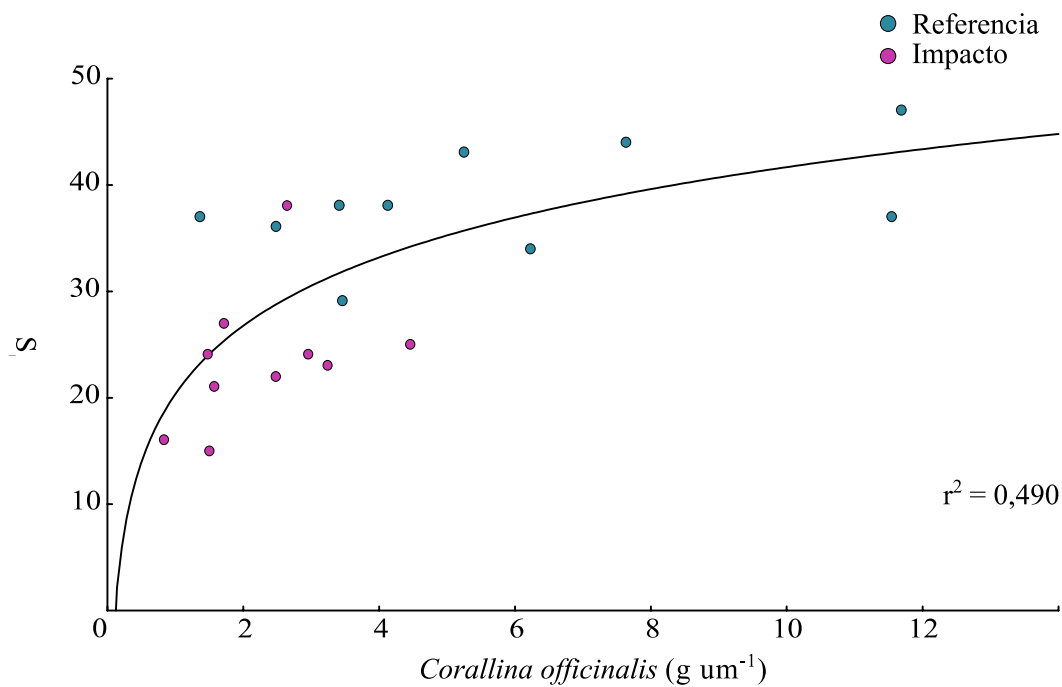


Figura 44. Análisis de correlaciones de la riqueza de especies en función de la biomasa (pesos seco) por unidad muestral de *Corallina officinalis* para los sitios impactados y los sitios de referencia en el horizonte infralitoral superior. r^2 : coeficiente de regresión no lineal ajustado a una función logarítmica.

4. Discusión

En este estudio se investigó la variación de la estructura de la comunidad macrobentónica del intermareal rocoso del golfo San Jorge en presencia de efluentes urbanos que descargan aguas residuales hacia la costa con escaso o nulo tratamiento. Se encontró que el disturbio afecta las abundancias y biomasa relativas de los taxones que allí habitan de manera diferente según el horizonte intermareal. Las restingas impactadas presentaron mayor heterogeneidad intra-ambiental que las restingas no impactadas. Además, el disturbio provocado por la presencia de efluentes urbanos afectó significativamente la abundancia y la biomasa del ingeniero ecosistémico *P. purpuratus*, y se observó una disminución de la riqueza de especies en los sitios impactados.

4.1 Efectos de los efluentes urbanos en la zonación vertical de la macrofauna

La presencia de descargas de aguas residuales afecta de manera diferente cada horizonte del intermareal. En concordancia con el capítulo anterior, los análisis multivariados evidenciaron que el horizonte mesolitoral medio sería el más afectado, en coincidencia con el mayor aporte de aguas residuales, debido a la desembocadura de emisarios urbanos. En el HMM fue evidente la pérdida de la matriz de los bancos de *P. purpuratus* y de las comunidades asociadas, y un reemplazo por especies oportunistas como *Balanus glandula* y poliquetos del género *Boccardia*, promoviendo un cambio cualitativo mediante sustitución de especies sensibles por especies tolerantes (r-estrategas). En este horizonte la uniformidad se vio levemente aumentada en los sitios impactados, posiblemente como consecuencia del poco desarrollo de los bancos de *P. purpuratus*. Resultados similares fueron observados en el HMI, donde la pérdida de biomasa de *P. purpuratus* de los sitios impactados se vio reflejada en una menor riqueza de especies y un aumento de especies oportunistas, como *Mytilus edulis platensis*. En el horizonte infralitoral la perturbación fue menor, pero perceptible en la biomasa relativa de las especies que allí habitan.

Para el horizonte mesolitoral superior los análisis de nMDS no mostraron un efecto de disturbio en los conjuntos analizados: los diferentes sitios se evaluaron como bastante bien mezclados (Fig. 33) y la prueba de PERMANOVA no encontró diferencias. Esto pudo deberse a la alta heterogeneidad en la composición de la comunidad, tanto en los sitios impactados como en los de referencia dada por la baja riqueza de especies y su baja abundancia (Clarke y Gorley, 2006). Además, se observó una mayor abundancia de poliquetos *Boccardia proboscidea* y de

cirripedios *Balanus glandula* en los sitios impactados. Ambas especies fueron ampliamente estudiadas como indicadores de perturbación antrópica (Dorsey, 1982; López Gappa *et al.*, 1993; R. Elías *et al.*, 2003; Savoya y Schwindt, 2010; Jaubet *et al.*, 2011; Spivak y Schwindt, 2014). Se sabe que *Balanus glandula* es un colonizador primario de sustratos rocosos. Al aumentar las condiciones estresantes del entorno, esta especie puede verse favorecida para invadir nuevos sustratos que las especies nativas dejan disponibles. El nivel del intermareal, en combinación con el sustrato, juega un papel clave en el desempeño de *B. glandula* (López Gappa *et al.*, 1993; Savoya y Schwindt, 2010; Spivak y Schwindt, 2014).

Por otro lado, varios trabajos han descrito a *Boccardia proboscidea* como un indicador de contaminación de aguas residuales (por ejemplo, Dorsey, 1982, R. Elías *et al.*, 2003; Jaubet *et al.*, 2011). En las costas de la ciudad de Mar del Plata *B. proboscidea* formó arrecifes biogénicos que se relacionaron con el enriquecimiento orgánico (R. Elías *et al.*, 2003; Jaubet *et al.*, 2011). Estos arrecifes están contruidos por tubos que pueden alcanzar grandes dimensiones (de 1 a 5 m² y hasta 30 cm de altura) y estructuras semirrígidas debido a las altas densidades de los tubos y la alta cohesión entre ellos (Jaubet *et al.*, 2011). La formación de arrecifes acarrea efectos negativos sobre la comunidad intermareal, dado que excluyen otras especies sésiles y no permiten el asentamiento de especies errantes entre los tubos (R. Elías *et al.*, 2015). Por eso recientemente se calificó a esta especie como ingeniero autoecosistémico (o ingeniero alogénico) ya que estos organismos producen un hábitat tridimensional específico para la especie (Jaubet *et al.*, 2011, 2013). En los sitios estudiados aquí no se observaron arrecifes consolidados de gran magnitud sobre el sustrato de restinga. No obstante, se han observado importantes formaciones de arrecifes (~ 5 cm de altura) cuando poliquetos del género

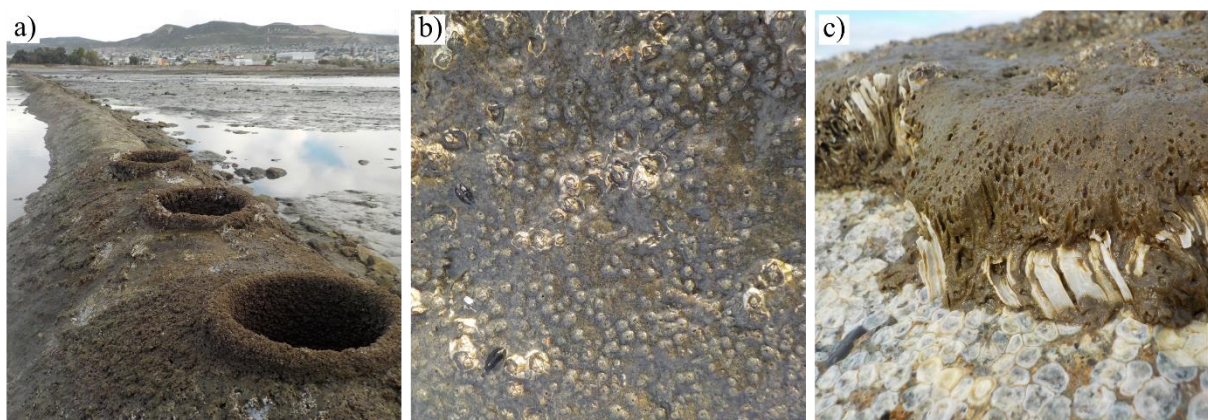


Figura 45. Fotos de detalle de los arrecifes que forma el género *Boccardia* en asociación con el cirripedio *Balanus glandula* sobre la estructura del emisario recubierto de concreto en la calle Dalle Mura.

Boccardia estaban asociados a *B. glandula* sobre estructuras de concreto (de mayor dureza que las plataformas de restinga) como por ejemplo, sobre los emisarios (Fig. 45).

En el horizonte mesolitoral medio los análisis multivariados permitieron separar de manera clara los sitios impactados de los sitios de referencia en este horizonte. Los análisis multivariados permitieron observar que, en la ordenación, el HMM de los sitios impactados se encuentra más cercano al HMS en cuanto a abundancia y biomasa, mientras que en los sitios de referencia la abundancia y la biomasa fueron significativamente mayores. Estas diferencias pueden atribuirse a un menor desarrollo de las matrices de mitílidos en los sitios impactados y, en consecuencia, a una reducción de hábitat para otras especies. En concordancia con el capítulo anterior, en una matriz de mitílidos bien constituida, es de esperar que la uniformidad sea baja y que la dominancia esté centrada en una o pocas especies. Las perturbaciones periódicas pueden aumentar la biodiversidad al agregar más recursos al hábitat y promover la coexistencia de especies adaptadas a diferentes condiciones. Al romperse ese balance las especies r-estrategas, se ven beneficiadas por el aporte de nutrientes de las aguas residuales y por lo tanto la riqueza aumenta (Vallarino *et al.*, 2002; R. Elías *et al.*, 2006; Vallarino y R. Elías, 2006; Magurran y McGill, 2011). Estos resultados coinciden con lo observado en las costas de Mar del Plata sobre comunidades macrozoobentónicas asociadas al mejillín del norte *Brachidontes rodriguezii* (Vallarino *et al.*, 2002, 2014; R. Elías *et al.*, 2003; Jaubet *et al.*, 2013). En el horizonte mesolitoral de la costa central del golfo San Jorge la disminución de la abundancia y la biomasa del ingeniero ecosistémico *P. purpuratus* se vio acompañada de un aumento de la abundancia de especies oportunistas, como el cirripedio *Balanus glandula* (Fig. 46 a) y poliquetos del género *Boccardia* (*B. proboscidea* y *Boccardia* sp.).

En el horizonte mesolitoral inferior (HMI) de los sitios de referencia la riqueza de especies fue alta, pero no difería de la riqueza de especies hallada en el HMM y la abundancia total de especies disminuyó significativamente. En el HMI los análisis multivariados fueron consistentes con los resultados univariados al separar claramente los sitios impactados de los sitios de referencia. Los sitios de referencia se encontraron bien definidos por la biomasa de *P. purpuratus* (SIMPER, Tabla 7) como la especie que más aporta a este nivel. Si bien las matrices están bien consolidadas, la abundancia total de invertebrados disminuye con respecto al HMM. Esto puede deberse a que en las playas no impactadas el mejillinar del HMI está conformado por organismos grandes que se disponen principalmente en monocapa, aportando menos espacios intersticiales para otros organismos.

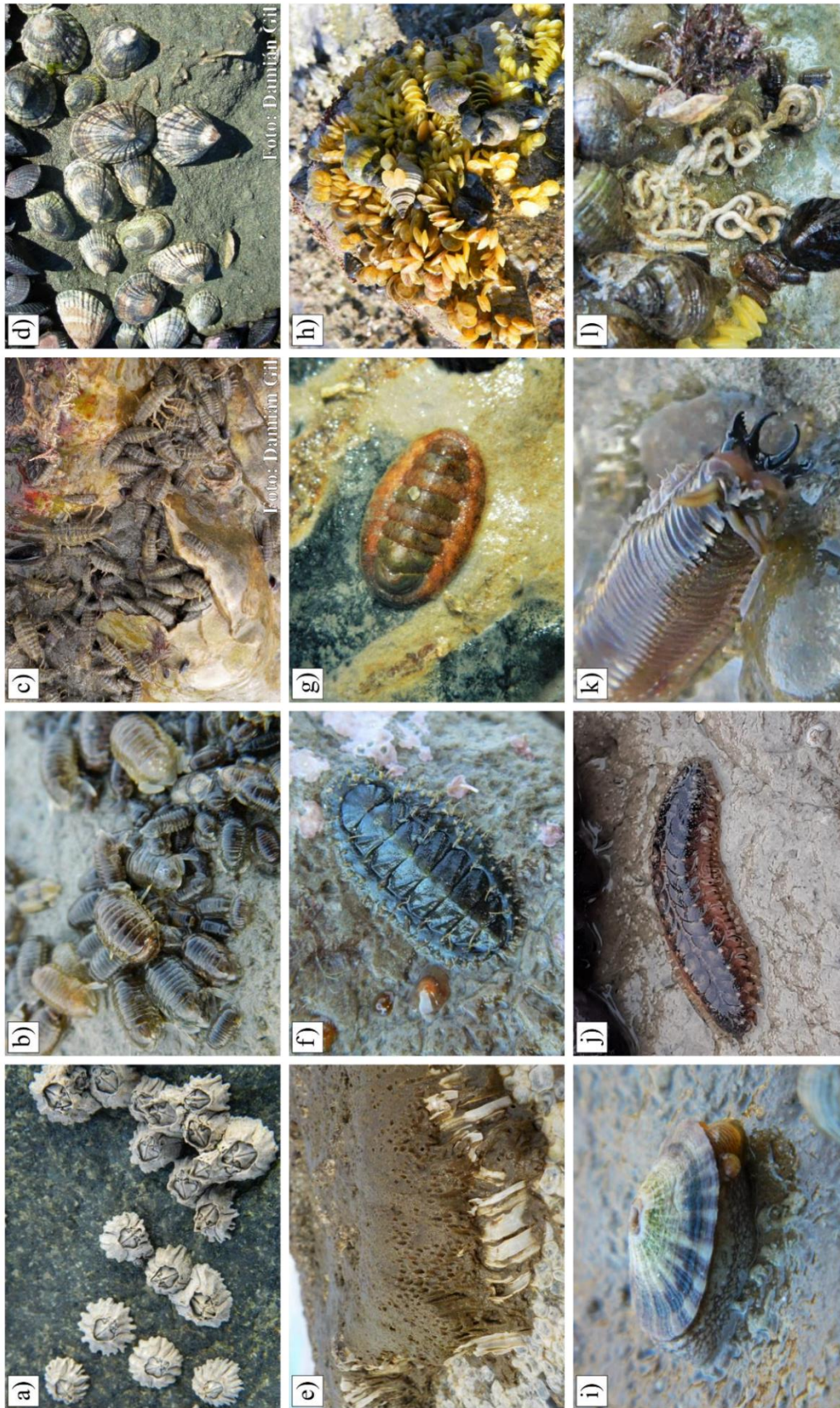


Figura 46. Fotos de las especies más conspicuas del intermareal rocoso del Golfo San Jorge. (a) *Balanus glandula*; (b) *Exosphaeroma lanceolatum*; (c) *Edotia tuberculata*; (d) *Siphonaria lessonii*; (e) *Boccardia sp.*; (f) *Polynoidae* (posiblemente *Halosydna patagónica*); (g) Fam. Eunicidae (posiblemente *Marphysa sp.*); (h) *Balanus glandula*; (i) *Plaxiphora aurata*; (j) *Tonicia lebruni*; (k) *Halosydna patagónica*; (l) Tubos de poliquetos de la Familia Serpulidae.

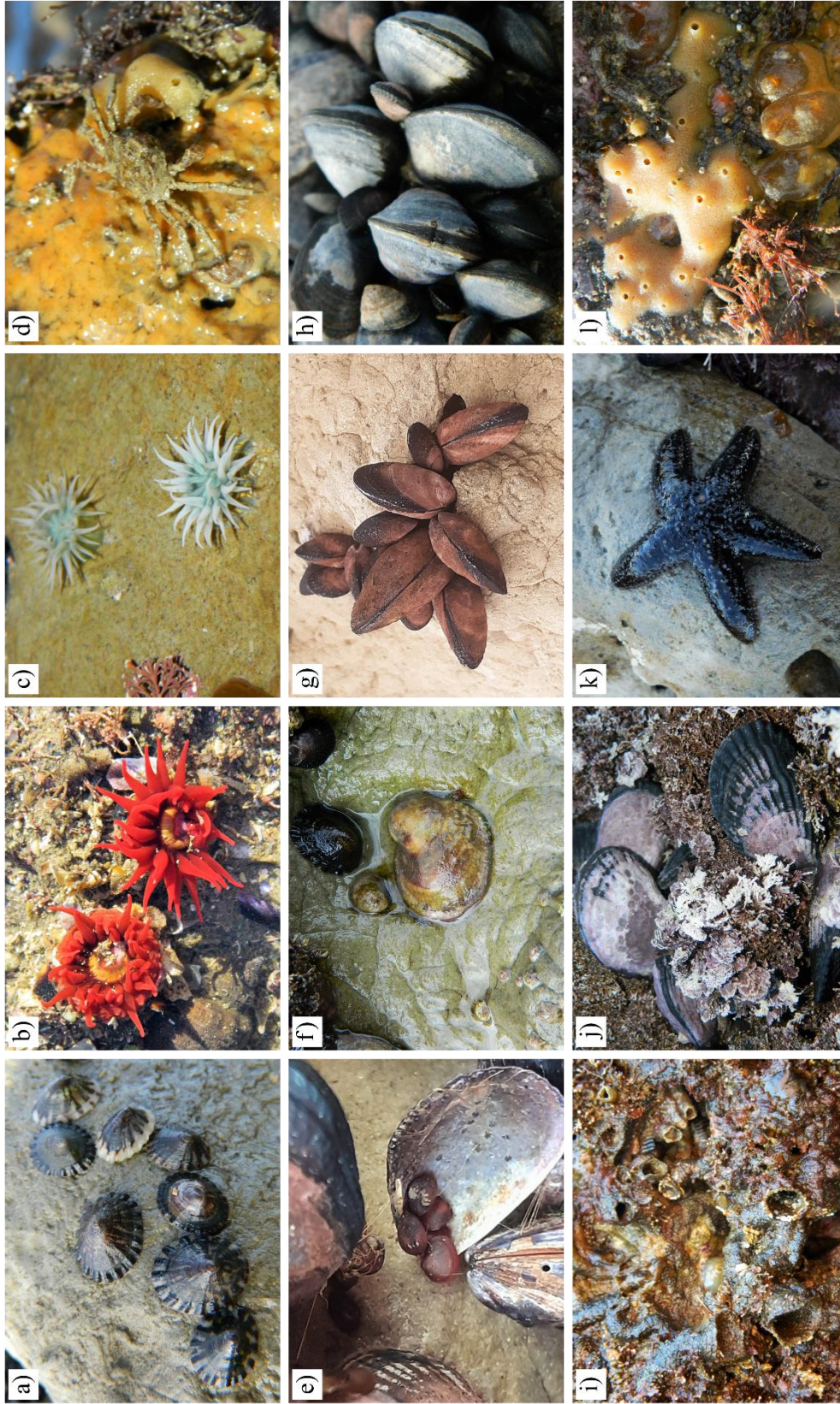


Figura 47. Fotos de las especies más conspicuas del intermareal rocoso del Golfo San Jorge. (a) *Nacella deaurata*; (b) *Bunodactis octoradiata*; (c) *Actinaria* indet.; (d) *Halicarcinus planatus*; (e) *Lasaea miliaris* sobre una valva de mejillín; (f) *Crepipatella dilatata*; (g) *Perumytilus purpuratus*; (h) *Mytilus edulis platensis*; (i) Tubos de poliquetos de la familia Sabellariidae; (j) *Aulacomya atra*; (k) *Anasterias minuta*; (l) Porifera indeterminada junto a Ascidias indeterminadas.

Al analizar la abundancia de *P. purpuratus* por separado se vio que aumentaba en los sitios impactados, pero con una biomasa significativamente menor que en los sitios de referencia. Esto reafirma lo observado en el campo, donde los individuos que conformaban los bancos de *P. purpuratus* del HMI de sitios impactados eran pequeños, se distribuían de manera desordenada, intercalados con parches de suelo desnudo. El mejillón *Mytilus edulis platensis* (Fig. 47 h) comienza a aparecer en parches en el HMI de los sitios impactados y aporta a la diferenciación de estos sitios tanto en abundancia como en biomasa. Otros estudios han reportado el aumento de especies del género *Mytilus* en sitios impactados por efluentes urbanos (López Gappa *et al.*, 1990, 1993; Vallarino, 2002; Atalah y Crowe, 2012; Cabral-Oliveira, 2013; O'Connor, 2013). El género *Mytilus* presenta un hábito filtrador (Hawkins y Jones, 1992; Stewart, 1994) y ha sido descrito como oportunista al colonizar parches de sustratos desnudos que dejan disponibles otros mitílidos (Bayne, 1964; Suchanek, 1978; Hawkins y Jones, 1992), por lo tanto, era de esperar que se vieran beneficiados por el aporte de materia orgánica proveniente de los efluentes y su abundancia aumentara al disminuir la abundancia de *P. purpuratus*. Por el contrario, la lapa pulmonada *Siphonaria lessoni* (Fig. 16 d) se vio afectada negativamente por el disturbio. Resultados similares fueron observados por López Gappa *et al.* (1990) en las costas de Buenos Aires, donde *S. lessoni* aumentó su abundancia en áreas relativamente no contaminadas en las que el mejillín *Brachidontes rodriguezii* dominaba en el sustrato de niveles superiores.

Además, se ha observado que la estrella incubadora *Anasterias minuta* (posible sinónimo de *A. antártica*, Fig. 47 k) consigue aprovechar el microclima que generan los *hummocks* de los bancos de *P. purpuratus* (estructuras complejas que forman elevaciones con un espacio intersticial) como protección o como una zona de alimentación importante (D. Gil y Zaixso, 2008; Mutti *et al.*, 2017; D. Gil *et al.*, 2018). En este estudio *A. minuta* caracterizó los sitios de referencia donde el mejillín alcanzaba un mayor desarrollo.

En el horizonte infralitoral superior el nMDS logró separar bien los sitios, pero estos resultados no se vieron reflejados con claridad en el análisis de SIMPROF que no los separó. La especie que más aportó a la diferenciación de sitios fue *Aulacomya atra*, seguida por *M. edulis platensis*, que alcanzaron la mayor biomasa en los sitios de referencia.

Los resultados anteriores sugieren que es necesario usar una combinación de análisis univariados y multivariados para sustentar las diferencias encontradas. Si bien en todos los niveles hay indicios de cambios en la estructura de la comunidad en sitios impactados, estos no

fueron detectados con los mismos análisis. Aunque los métodos multivariados son muy sensibles para comparar entre sitios y su uso es altamente recomendado (Gray *et al.*, 1990; Warwick y Clarke, 1991; Gray, 2000), al analizar las abundancias de los taxones no lograron separar los sitios en sus horizontes mesolitorales superiores ni infralitorales superiores. No obstante, en ambos horizontes se observa heterogeneidad en la dispersión del conjunto de muestras, y los cambios en la dispersión multivariante pueden ser indicadores importantes del estrés ambiental (Warwick y Clarke, 1993). Al complementar los análisis con los métodos univariados, se detectaron cambios en cuanto a la relación de abundancia-biomasa y dominancia de taxones. Esta heterogeneidad en ambientes impactados por efluentes ha sido también documentada por Vallarino y R. Elías (2006), en comunidades asociada a los bancos del mejillín del norte *Brachidontes rodriguezii*, siendo mayores en sitios con disturbios intermedios.

4.2 Ingenieros ecosistémicos de la costa central del golfo San Jorge

En la costa central del golfo San Jorge, el mejillín del sur *P. purpuratus* forma densas matrices tridimensionales que se extienden desde el mesolitoral superior hacia el mesolitoral inferior del intermareal (Alvarado y Castilla, 1996; Bertness *et al.*, 2006; Cabezas *et al.*, 2007; Zaixso y Boraso de Zaixso, 2015). En este estudio se observó que en los sitios de referencia la densidad de los bancos de *P. purpuratus* aumentaba desde el HMS al HMM y luego descende hacia el HMI, mientras que la biomasa aumentó desde el HMS hacia el HMI. Estos estudios sugieren que en el HMM los individuos que componen la matriz dominan más por su abundancia que por su biomasa. Descendiendo hacia el HMI la densidad fue menor, pero de individuos presentaban mayor biomasa. En cambio, en los sitios impactados se observó un aumento de la densidad de *P. purpuratus* hacia el HMI. La densidad en el HMM resultó más baja que en el HMI y comparable con la del HMS. Al mismo tiempo la biomasa aumentó progresivamente hacia los horizontes más bajos, si bien este aumento fue menos evidente que en los sitios de referencia. En los sitios impactados la densidad y biomasa de *P. purpuratus* en el HMM fueron bajas. La densidad aumentó hacia HMI, pero con biomasa significativamente menores que en los sitios de referencia. En resumen, se observó que a pesar de la heterogeneidad que hay entre sitios en las playas impactadas, hay un cambio en el patrón de la densidad y biomasa del ingeniero ecosistémico como consecuencia del aporte de aguas residuales: en las restingas de referencia la mayor abundancia y biomasa se encontró en el horizonte mesolitoral

medio, mientras que en las restingas impactadas la mayor abundancia y biomasa se encontró en el horizonte mesolitoral inferior.

Estudios previos en las costas del golfo San Jorge revelaron que el HMI de los sitios expuestos a efluentes urbanos presentaba estructuras de tallas menores que en sitios de referencia (Verga *et al.*, 2018). Otros autores han observado una disminución significativa en la abundancia de ingenieros ecosistémicos en sitios impactados por efluentes urbanos (López Gappa *et al.*, 1990, 1993; Hindell y Quinn, 2000; Vallarino *et al.*, 2002, 2014; Vallarino y R. Elias, 2006; Jaubet *et al.*, 2013). En este estudio la disminución en la abundancia de la especie ingeniera se vio acompañado de una disminución de la riqueza de especies y un aumento de especies oportunistas (especies r-estrategas como *Balanus glandula* y *Boccardia spp.*) en los horizontes más afectados.

El alga incrustante *Corallina officinalis* modifica el entorno con su estructura característica y proporciona refugio a muchas especies macrofaunales contra la acción de las olas, la depredación y la deshidratación en la zona intermareal (Bertness *et al.*, 2006; Liuzzi y López Gappa, 2008). El HIS de todos los sitios aquí estudiados estuvo dominado por *Corallina officinalis* y tanto la riqueza de especies como el número de especies abundantes (N_1) fue el más alto de todos los horizontes. Aunque la heterogeneidad se vio aumentada en los sitios impactados, el cinturón de *Corallina officinalis* no parece tener un patrón claro entre sitios impactados y sitios de referencia. Si bien la biomasa de los sitios de referencia es levemente mayor que la de los sitios impactados, la prueba de PERMANOVA no encontró diferencias entre disturbios. Esto pudo deberse a la mayor densidad de *Aulacomya atra* (Fig. 17 j) entre las matas de coralina de los sitios de referencia. No obstante, la abundancia y la biomasa de invertebrados se vieron disminuidas en los sitios con presencia de efluentes urbanos.

Otros autores han estudiado las comunidades de algas en sitios con aporte de aguas residuales. En las costas de Croacia, Iveša *et al.*, (2009) han observado la dominancia de algas del género *Corallina* en áreas sin influencia antropogénica. Este patrón fue observado también en las costas de Puerto Madryn (Patagonia Norte) por Díaz *et al.* (2002). En cambio, otros autores reportaron dominancia del género *Corallina* en sitios impactados por aguas residuales (Soltan *et al.*, 2001; Arévalo *et al.*, 2007; Cabral-Oliveira, 2013). Algunas coralináceas fueron descritas como especies tolerantes al estrés con mayor resistencia a la abrasión y depredación, y con una recuperación rápida después de las perturbaciones (Kindig y Littler, 1980; Littler y

Kauker, 1984). Particularmente Kindig y Littler (1980) sugirieron que podrían tener una adaptación fisiológica a la contaminación por aguas residuales.

4.3 Indicadores de contaminación

La presencia o abundancia de algunos taxones podrían representar cambios en la diversidad en un hábitat particular que sufre modificaciones por factores externos como, por ejemplo, la contaminación (Fairweather, 1990; Underwood y Chapman, 1996; Crowe *et al.*, 2000; Archambault *et al.*, 2001; Mac Nally y Fleishman, 2002). El uso de especies indicadoras que podrían ser más fáciles de detectar, incluso por observadores inexpertos, puede ser considerablemente más rápido y económico en los estudios de monitoreo ambiental. Sin embargo, rara vez es eficiente muestrear un grupo taxonómico particular para determinar si cierto ecosistema se ha degradado (Mac Nally y Fleishman, 2002; Goodsell *et al.*, 2009; Dauvin *et al.*, 2010). Uno de los criterios para seleccionar candidatos a taxones indicadores incluye que sean capaces de muestrear fácilmente todo el año (Carignan y Villard, 2002; Niemi y McDonald, 2004; Niemeijer y de Groot, 2008; Goodsell *et al.*, 2009).

Se han estudiado en todo el mundo aumentos de ensamblajes de poliquetos en cuanto a riqueza de especies, biomasa y diversidad en general, en áreas impactadas por aguas residuales (Anger, 1975; Pearson y Rosenberg, 1978; Dauer y Conner, 1980; Vallarino y R. Elías, 2006). En este estudio se observó que especies como *Boccardia sp.* y *Boccardia proboscidea* han caracterizado los sitios impactados en cuanto a su abundancia solo en el HMM, mientras que en el HMI *Boccardia sp.* fue más abundante en los sitios de referencia, junto con otras especies como *Rhynchospio sp.*, Syllidae indet. y *Marphysa sp.* Como ya se mencionó en apartados anteriores, varios trabajos han descrito a *Boccardia proboscidea* como un indicador de contaminación de aguas residuales (por ejemplo, Dorsey, 1982; R. Elías *et al.*, 2003; 2015; Jaubet *et al.*, 2011, 2013). Respecto a poliquetos del género *Rhynchospio*, ha sido mencionada como especie indicadora de sitios enriquecidos de nutrientes (Sánchez *et al.*, 2013; Llanos *et al.*, 2021). No obstante, en este estudio, si bien caracterizaron los sitios de referencia, también se encontró en menores abundancias en sitios impactados. Futuros estudios deberán considerar la variación estacional de estas especies.

En general las especies que pertenecen a la familia Syllidae disminuyen en abundancia o desaparecen por completo bajo diferentes fuentes de impacto negativo (por ejemplo, contaminación, exceso de sedimento (Bellan *et al.*, 1988; Giangrande *et al.*, 2005). Sin

embargo, en este sentido se debe tener especial cuidado en la interpretación, ya que si bien las formas oportunistas parecen muy raras en este grupo, existen algunas pocas especies que han demostrado ser indicadoras de sitios impactados como el caso de *Syllis prolifera* y *S. gracilis* (se considera que este último nombre corresponde a un complejo de especies crípticas; Cognetti y Maltagliati, 2000; Giangrande *et al.*, 2005) y se ha observado que aumentan en abundancia con el aumento del estrés ambiental (Giangrande, 1988; Giangrande *et al.*, 2005). Por otro lado, los Polynoidae, *Marphysa sp.* y los Sabelariidae caracterizaron el HMI y HIS de los sitios de referencia en cuanto a su biomasa, y solo se encontró un poliqueto Serpulidae caracterizando el HIS de los sitios impactados.

En cercanías del emisario de la ciudad de Mar del Plata (antes de su reacondicionamiento), el intermareal estaba dominado por el mitílido *Brachidontes rodriguezii* y varios autores han registrado que, en un diseño de muestreo por gradiente, en los sitios intermedios la diversidad y la equitatividad aumentaba, dado que el sistema se encontraba moderadamente perturbado (Osman, 1977; Vallarino *et al.*, 2002). Además, López Gappa *et al.* (1990) en Puerto Quequén han registrado una disminución total de la diversidad en inmediaciones del efluente debido a los efectos negativos de la contaminación orgánica (López Gappa *et al.*, 1990, 1993). A su vez, el mejillín del norte *B. rodriguezii* disminuye su abundancia en las cercanías del emisario y domina en los sitios con menos impacto (Vallarino *et al.*, 2002; Jaubet *et al.*, 2011, 2013; R. Elías *et al.*, 2015; Becherucci *et al.*, 2018; Saracho Bottero *et al.*, 2020).

En coincidencia con esas conclusiones, en este estudio se registró un aumento de la diversidad y de la uniformidad en el HMM de los sitios impactados, lo cual podría explicarse porque en este horizonte los sitios no impactados se ven fuertemente dominados por *P. purpuratus* y la matriz de mitílidos alcanza el mayor desarrollo, dispuestos en varias capas superpuestas, cubriendo el 100% del suelo. El mejillín del sur *P. purpuratus* parece ser un buen indicador de impacto ambiental en la costa central del golfo San Jorge, aunque debe considerarse tanto la abundancia como la biomasa de la especie. Además, se ha observado que el estado de los bancos de *P. purpuratus* está directamente relacionado con la diversidad de la comunidad asociada. No obstante, para que un taxón sea una medida confiable del impacto ambiental, debe estudiarse la dinámica temporal, establecer las conexiones lógicas entre sus respuestas y las variables de interés (Underwood y Peterson, 1988; Goodsell *et al.*, 2009), por lo que esta hipótesis inicial requiere ser puesta a prueba.

Conclusiones y perspectivas a futuro

1. Conclusiones

De este estudio sobre la calidad de agua de mar y los efectos de la contaminación por efluentes urbanos en la costa central del golfo San Jorge, teniendo en cuenta la variación vertical de la macrofauna que habita el intermareal, se desprenden las siguientes conclusiones:

- En los sitios impactados se observó una reducción de la salinidad, valores más altos de nutrientes (nitratos y fosfatos) y turbidez en el agua de mar. La reducción de la salinidad fue aún más severa durante el otoño en los sitios impactados, en coincidencia con la contribución del agua de las lluvias, que son más frecuentes en esta temporada.
- En los sitios impactados se han detectado valores de indicadores bacteriológicos de agua de mar hasta diez veces superiores al límite legal permitido, tanto para el uso recreativo del agua marina, como para las áreas de recolección de mariscos en la mayor parte del año (a excepción de la primavera).
- Las propiedades fisicoquímicas de calidad del agua y los indicadores bacteriológicos variaron a lo largo de un gradiente de altura intermareal, y sugieren una difusión relativamente baja de los contaminantes hacia los horizontes más bajos. La mayor perturbación y variación se dio en las franjas superiores de la costa, y un efecto más diluido, aunque perceptible, hacia el horizonte infralitoral superior.
- En todos los sitios, los horizontes superiores presentaron pocas especies repartidas uniformemente, mientras que en los horizontes inferiores se encontró mayor riqueza de especies y mayor número de especies abundantes; por lo tanto, la uniformidad y la equidad disminuyeron en un gradiente vertical.
- Se evidenció una alteración en la zonación entre sitios impactados y de referencia. Particularmente, las restingas impactadas presentaron mayor heterogeneidad intra-ambiental que las restingas no impactadas, y el horizonte mesolitoral medio de los sitios impactados fue el horizonte más heterogéneo. En los sitios impactados se observó un cambio en el patrón de la abundancia de macrofauna: en las restingas de referencia la mayor abundancia se encontró en el horizonte mesolitoral medio, mientras que en las restingas impactadas la mayor abundancia se encontró en el horizonte mesolitoral inferior.
- Se observó que el disturbio provocado por la presencia de efluentes urbanos afecta, en particular, a la abundancia y la biomasa del mejillín del sur *Perumytilus purpuratus* y, por

consiguiente, produce una disminución de la riqueza de especies asociadas en los sitios impactados.

- En el horizonte mesolitoral superior se observó una alta heterogeneidad en la composición de la comunidad tanto en los sitios impactados como en los sitios de referencia, dada por la baja riqueza de especies y su baja abundancia. Aunque no se detectó diferencias estadísticas del disturbio en los conjuntos analizados, se observó una mayor abundancia de poliquetos *Boccardia proboscidea* y cirripedios *Balanus glandula* en los sitios impactados.
- El horizonte mesolitoral medio se observó como el más disturbado, en coincidencia con el mayor aporte de aguas residuales debido a la desembocadura de emisarios urbanos. La riqueza de especies se vio disminuida y la uniformidad aumentada en los sitios impactados, como resultado de una evidente pérdida de la matriz de los bancos de *P. purpuratus* y, en consecuencia, a una reducción de hábitat para otras especies de invertebrados. Además, se detectó un cambio cualitativo de sustitución de especies sensibles por especies oportunistas como *B. glandula* y poliquetos del género *Boccardia*.
- En el horizonte mesolitoral inferior de los sitios impactados se observó menor diversidad que en los sitios de referencia (menor riqueza de especies, disminución de especies abundantes y menor biomasa de la comunidad). La biomasa de *P. purpuratus* disminuyó notablemente y esto se vio reflejado en una menor riqueza de especies, y aumento de especies oportunistas y colonizadoras primarias como *Mytilus edulis platensis*. Por el contrario, la lapa *Siphonaria lessoni* se vio afectada negativamente por el disturbio.
- En el horizonte infralitoral la perturbación en la comunidad fue menor, pero perceptible. Este horizonte dominado por *Corallina officinalis* presentó la mayor riqueza de especies, con el mayor número de especies abundantes en todos los sitios estudiados. La especie que más aportó a la diferenciación de sitios es *Aulacomya atra*, seguida por *M. edulis platensis* que alcanzan una mayor biomasa en los sitios de referencia.
- Se observó un cambio en el patrón de distribución vertical de la densidad y la biomasa del ingeniero ecosistémico *P. purpuratus* como consecuencia del aporte de aguas residuales. Es decir: en los sitios de referencia los individuos de *P. purpuratus* que componen la matriz dominan el horizonte mesolitoral medio más por su abundancia que por su biomasa y, al observar el horizonte mesolitoral inferior, la densidad es menor, pero los individuos alcanzan mayor tamaño y biomasa. En cambio, en los sitios impactados tanto la densidad como la

biomasa de *P. purpuratus* aumentó progresivamente hacia el horizonte mesolitoral inferior. Sin embargo, este aumento fue menos evidente que en los sitios de referencia: la densidad aumentó hacia el mesolitoral inferior, pero con biomásas significativamente menores que en los sitios de referencia.

- Especies como *Boccardia sp.* y *Boccardia proboscidea* caracterizaron a los sitios impactados en cuanto a su abundancia solo en el horizonte mesolitoral medio, mientras que en el horizonte mesolitoral inferior *Boccardia sp.* fue más abundante en los sitios de referencia, junto con otras especies de poliquetos como *Rynchospio sp.*, Sylidae indet., y *Marphysa sp.*, en tanto que, especies de las familias Polynoidae, y Sabelariidae y el género *Marphysa sp.* caracterizaron los sitios de referencia del horizonte mesolitoral inferior y horizonte infralitoral superior en cuanto a su biomasa. Solo la familia Serpulidae se encontró caracterizando los sitios impactados del horizonte infralitoral superior.
- El mejillín del sur *P. purpuratus* parece ser un buen indicador de impacto ambiental en la costa central del golfo San Jorge, aunque debe considerarse tanto la abundancia como la biomasa de la especie. Además, el estado de los bancos de *P. purpuratus* refleja la diversidad de la comunidad asociada.

2. Perspectivas a futuro

A partir de los resultados obtenidos en esta investigación, surge que falta indagar cómo influye la contaminación orgánica en la diversidad funcional de las comunidades estudiadas, es decir cómo se distribuyen las especies no solo según atributos ecológicos como presencia y abundancia, sino también por rasgos y habilidades funcionales (por ejemplo, comportamientos tróficos, capacidad de movilidad, tamaño, estructuras anatómicas complejas) en función de los efectos del disturbio producido por los efluentes urbanos (Mouillot *et al.*, 2013; Gusmao *et al.*, 2016; Garaffo *et al.*, 2018). A futuro se espera poder avanzar en las siguientes líneas de investigación:

- Analizar el efecto de las variaciones estacionales sobre la comunidad del intermareal, y en particular, la dinámica de la densidad, la biomasa y grado de desarrollo de las matrices del ingeniero ecosistémico *P. purpuratus* como respuesta a la contaminación por efluentes urbanos.

- En los sitios impactados se observó que la densidad de *P. purpuratus* aumenta, pero su biomasa es significativamente menor que en los sitios de referencia. Por lo tanto, es necesario establecer un índice de condición de los bancos de mejillín del sur que sirva como herramienta para el monitoreo ambiental.
- Profundizar el estudio del rol del alga *Corallina officinalis* como especie ingeniera en sitios disturbados por efluentes urbanos, en particular la variación estacional de las matrices de algas y examinar la presencia de afectación en las estructuras tridimensionales del talo y como ésta influye en el reclutamiento de diversos invertebrados y en la diversidad de las comunidades asociadas.
- Estudiar la distribución vertical y estacional de las comunidades bentónicas en función de la materia orgánica proveniente de los efluentes urbanos, y el efecto de los sedimentos sobre estas comunidades.

Bibliografía citada

- Abaya, L. M., Wiegner, T. N., Beets, J. P., Colbert, S. L., Carlson, M., Kramer, K. L., Carlson, K. M. 2018. Spatial distribution of sewage pollution on a Hawaiian coral reef. *Marine Pollution Bulletin*, 130: 335-347. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.028>.
- Acha, E. M., Mianzan, H. W., Guerrero, R. A., Favero, M., y Bava, J. 2004. Marine fronts at the continental shelves of austral South America. *Journal of Marine Systems*, 44: 83-105. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0924796303001271>
- Acuña, A., Torres, C., Pucci, G. N., y Pucci, O. 2011. Evaluación del tiempo de vida de bacterias patógenas en sedimentos marinos. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología*, 31: 124-129.
- Adami, M., Schwindt, E., Tablado, A., Calcagno, J., Labraga, J. C., y Orensanz, L. 2018. Intertidal mussel beds from the South-western Atlantic show simple structure and uniform appearance: does environmental harshness explain the community? *Marine Biology Research*, 14: 403-419. Taylor & Francis. <https://doi.org/10.1080/17451000.2017.1417603>.
- Adami, M. L., Tablado, A., y López Gappa, J. 2004. Spatial and temporal variability in intertidal assemblages dominated by the mussel *Brachidontes rodriguezii* (d'Orbigny, 1846). *Hydrobiologia*, 520: 49-59. Springer. <http://link.springer.com/10.1023/B:HYDR.0000027724.42811.19>.
- Akselman, R. 1996. *Estudios ecológicos en el Golfo San Jorge y adyacencias (Atlántico Sudoccidental). Distribución, abundancia y variación estacional del fitoplancton en relación a factores físico-químicos y la dinámica hidrológica*. Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. 244 pp.
- Alatalo, R. V. 1981. Problems in the measurement of evenness in ecology. *Oikos*, 37: 199-204.
- Alderisio, K. A., y DeLuca, N. 1999. Seasonal Enumeration of Fecal Coliform Bacteria from the Feces of Ring-Billed Gulls (*Larus delawarensis*) and Canada Geese (*Branta canadensis*). *Applied and Environmental Microbiology*, 65: 5628-5630.
- Alvarado, J. L., y Castilla, J. C. 1996. Tridimensional matrices of mussels *Perumytilus purpuratus* on intertidal platforms with varying wave forces in central Chile. *Marine Ecology Progress Series*, 133: 135-141.
- Anderson, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46.
- Anderson, M. J. 2004. PERMDISP: a FORTRAN computer program for permutational analysis of multivariate dispersions (for any two-factor ANOVA design) using permutation tests. *Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand*, 24.
- Anderson, M. J., Gorley, R. N. N., Clarke, R. K., y Clarke, K. R. 2005. Permanova. Permutational multivariate analysis of variance, a computer program. *Department of Statistics, University of Auckland*, 24.
- Anderson, M. J., Gorley, R. N., y Clarke, K. R. 2008. PERMANOVA + for PRIMER user manual. 218 pp.

- Anderson, M. J., y Walsh, D. C. I. 2013. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs*, 83: 557-574.
- Anderson, M. J. 2017. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*: 1-15.
- Anger, K. 1975. On the influence of sewage pollution on inshore benthic communities in the South of Kiel Bay. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 27: 408-438. <http://link.springer.com/10.1007/BF01611147>.
- Archambault, P., Banwell, K., y Underwood, A. J. 2001. Temporal variation in the structure of intertidal assemblages following the removal of sewage. *Marine Ecology Progress Series*, 222: 51-62.
- Arévalo, R., Pinedo, S., y Ballesteros, E. 2007. Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: Descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 104-113. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X0600316X>.
- Ashbolt, N. N. J., Grabow, W. O. K. W., y Snozzi, M. 2001. Indicators of microbial water quality. *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*, 23: 289-316. London: WHO Water Series, IWA Publishing. www.who.int/water_sanitation_health/dwq/whoiwa/en/.
- Astorga, M. P., Cardenas, L., y Vargas, J. 2015. Phylogenetic Approaches to Delimit Genetic Lineages of the *Mytilus* Complex of South America: How Many Species are there? *Journal of Shellfish Research*, 34: 919-930. <http://www.bioone.org/doi/10.2983/035.034.0322>.
- Atalah, J., y Crowe, T. P. 2012. Nutrient enrichment and variation in community structure on rocky shores: The potential of molluscan assemblages for biomonitoring. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 99: 162-170. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2011.12.034>.
- Azzurro, E., Matiddi, M., Fanelli, E., Guidetti, P., Mesa, G. La, Scarpato, A., y Axiak, V. 2010. Sewage pollution impact on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Marine Environmental Research*, 69: 390-397. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.01.006>.
- Baeza, B. 2014. «Toma de tierras» y crecimiento urbano en Comodoro Rivadavia: Diferenciaciones y tensiones entre migrantes limítrofes, internos y comodorenses. *Párrafos Geográficos*, 13: 76-107.
- Barbier, E. B. 2012. Progress and Challenges in Valuing Coastal and Marine Ecosystem Services. *Review of Environmental Economics and Policy*, 6: 1-19.
- Baršienė, J., y Rybakovas, A. 2008. Cytogenetic damage in gill and gonad cells of bivalve molluscs. *Ekologija*, 54: 245-250. <http://access.portico.org/stable?au=pgj2jvv6smn>.
- Bayne, B. L. 1964. Primary and secondary settlement in *Mytilus edulis* L. (Mollusca). *Journal of Animal Ecology*, 33: 513-523. <http://www.jstor.org/stable/2569>.
- Bazterrica, M. C., Silliman, B. R., Hidalgo, F. J., Crain, C. M., y Bertness, M. D. 2007. Limpet grazing on a physically stressful Patagonian rocky shore. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 353: 22-34.

- Becherucci, M. E., Santiago, L., Benavides, H. R., & Vallarino, E. A. 2016. Assessing sewage impact in a South-West Atlantic rocky shore intertidal algal community. *Marine pollution bulletin*, 106(1-2), 388-394.
- Becherucci, M. E., Jaubet, M. L., Saracho Bottero, M. A., Llanos, E. N., Elías, R., y Garaffo, G. V. 2018. Rapid sewage pollution assessment by means of the coverage of epilithic taxa in a coastal area in the SW Atlantic. *Science of the Total Environment*, 628-629: 826-834. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.024>.
- Bellan, G., Desrosiers, G., y Willsie, A. 1988. Use of an Annelid Pollution Index for monitoring a moderately polluted littoral zone. *Marine Pollution Bulletin*, 19: 662-665.
- Bertness, M. D., Crain, C. M., Silliman, B. R., Bazterrica, M. C., Reyna, M. V., Hildago, F., y Farina, J. K. 2006. The community structure of western Atlantic Patagonian rocky shores. *Ecological Monographs*, 76: 439-460.
- Bianchi, A. A. 2005. Vertical stratification and air-sea CO₂ fluxes in the Patagonian shelf. *Journal of Geophysical Research*, 110: C07003. <http://doi.wiley.com/10.1029/2004JC002488>.
- Bishop, M. J., Underwood, A. J., & Archambault, P. 2002. Sewage and environmental impacts on rocky shores: necessity of identifying relevant spatial scales. *Marine Ecology Progress Series*, 236, 121-128.
- Bonsdorff, E., Blomqvist, E. M., Mattila, J., y Norkko, A. 1997. Coastal eutrophication: Causes, consequences and perspectives in the archipelago areas of the Northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 63-72. Academic Press Limited. [http://dx.doi.org/10.1016/S0272-7714\(97\)80008-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0272-7714(97)80008-X).
- Borja, A., y Tunberg, B. G. 2011. Assessing benthic health in stressed subtropical estuaries, eastern Florida, USA using AMBI and M-AMBI. *Ecological Indicators*, 11: 295-303. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.05.007>.
- Borja, A., Elliott, M., Andersen, J. H., Cardoso, A. C., Carstensen, J., Ferreira, J. G., Heiskanen, A. S., et al. 2013. Good Environmental Status of marine ecosystems: What is it and how do we know when we have attained it? *Marine Pollution Bulletin*, 76: 16-27. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.042>.
- Borowitzka, M. 1972. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. *Marine and Freshwater Research*, 23: 73.
- Borsa, P., Rolland, V., y Daguin-Thiébaud, C. 2012. Genetics and taxonomy of Chilean smooth-shelled mussels, *Mytilus* spp. (Bivalvia: Mytilidae). *Comptes Rendus Biologies*, 335: 51-61. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1631069111002368>.
- Borthagaray, A. I., y Carranza, A. 2007. Original article Mussels as ecosystem engineers : Their contribution to species richness in a rocky littoral community. *Acta Oecologica*, 31: 243-250.
- Braga, E. S., Bonetti, C. V. D., Burone, L., y Bonetti Filho, J. 2000. Eutrophication and Bacterial Pollution Caused by Industrial and Domestic Wastes at the Baixada Santista Estuarine System – Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 165-173. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X9900199X>.
- Bustamante, M., Bevilacqua, S., Tajadura, J., Terlizzi, A., y Saiz-Salinas, J. I. 2012. Detecting human mitigation intervention: Effects of sewage treatment upgrade on rocky macrofaunal assemblages. *Marine Environmental Research*, 80: 27-37.

- Cabezas, E., Gimenez, O., Balzi, P., Cerdá, R., Gil, D. G., Marcinkevicius, M., y Rico, A. 2007. Asociaciones del macrozoobentos del litoral rocoso en la costa central del Golfo San Jorge (Argentina). *Naturalia Patagónica*, 3: 17-36.
- Cabral-Oliveira, J. 2013. Rocky shore macroinvertebrate assemblages as indicators of sewage pollution. Doctoral dissertation. 126 pp.
- Cabral-Oliveira, J., Mendes, S., Maranhão, P., y Pardal, M. A. 2014. Effects of sewage pollution on the structure of rocky shore macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia*, 726: 271-283. Springer International Publishing. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-013-1773-5>.
- Carignan, V., y Villard, M. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78: 45-61. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/A:1016136723584.pdf>.
- Chapman, M. G. 1999. Assessment of variability in responses of intertidal periwinkles to experimental transplantations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 236: 171-190. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S002209819800197X>.
- Chapman, M. G. 2000. Poor design of behavioural experiments gets poor results: examples from intertidal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250: 77-95. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022098100001805>.
- Clarke, K. R. 1990. Comparisons of dominance curves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 138: 143-157.
- Clarke, K. R., Warwick, R. M., y Brown, B. E. 1993. An index showing breakdown of seriation, related to disturbance, in a coral-reef assemblage. *Marine Ecology Progress Series*, 102: 153-160.
- Clarke, K. R., y Warwick, R. M. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. PRIMER. 176 pp.
- Clarke, K. R., y Gorley, R. N. 2006. PRIMER-e, Plymouth.
- Clarke, K. R., Somerfield, P. J., y Gorley, R. N. 2008. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366: 56-69.
- Clarke, K. R., Gorley, R. N., Somerfield, P. J., & Warwick, R. M. 2014. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Primer-E Ltd.
- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 223-253. <http://www.int-res.com/abstracts/meps/v210/p223-253/>.
- Cognetti, G., y Maltagliati, F. 2000. Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 7-14.
- Combes, V., y Matano, R. P. 2014. A two-way nested simulation of the oceanic circulation in the Southwestern Atlantic. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 119: 731-756.
- Connell, J. H. 1961. The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the barnacle *Chthamalus stellatus*. *Ecology*, 710-723.
- Connell, J. H. 1978. *Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs*. *Science*, 199: 1302-1310. <http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.199.4335.1302>.
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., et al.

1997. The value of the world 's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- Crain, C. M., Kroeker, K., y Halpern, B. S. 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, 11: 1304-1315. <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x>.
- Crowe, T. P., Thompson, R. C., Bray, S., y Hawkins, S. J. 2000. Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7: 273-297.
- Cuevas, J. M., Martin, J. P., y Bastida, R. 2006. Benthic Community Changes in a Patagonian Intertidal : a Forty Years Later Comparison. *Thalassas*, 22: 31-39.
- Dauer, D. M., y Conner, W. G. 1980. Effects of moderate sewage input on benthic polychaete populations. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 10: 335-346. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S030235248080106X>.
- Dauvin, J.-C., Bellan, G., y Bellan-Santini, D. 2010. Benthic indicators: From subjectivity to objectivity – Where is the line? *Marine Pollution Bulletin*, 60: 947-953. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.03.028>.
- Davison, I. R., y Pearson, G. A. 1996. Stress tolerance in intertidal seaweeds. *Journal of Phycology*, 32: 197-211.
- Díaz, P., López Gappa, J. J., y Piriz, M. I. M. L. 2002. Symptoms of Eutrophication in Intertidal Macroalgal Assemblages of Nuevo Gulf (Patagonia, Argentina). *Botanica Marina*, 45: 267. [//www.degruyter.com/view/j/botm.2002.45.issue-3/bot.2002.026/ bot.2002.026.xml](http://www.degruyter.com/view/j/botm.2002.45.issue-3/bot.2002.026/bot.2002.026.xml).
- Dorsey, J. 1982. Intertidal community offshore from the Werrabee sewage-treatment farm: an opportunistic infaunal assemblage. *Marine and Freshwater Research*, 33: 45-54. <http://www.publish.csiro.au/?paper=MF9820045>.
- Dufrene, M., y Legendre, P. 1997. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs*, 67: 345. <http://www.jstor.org/stable/2963459?origin=crossref>.
- Elías, I., Di Giácomo, E. E., Isla, M. S., Orensanz, J. M. (Lobo), Parma, A., Pereiro, R., Perier, R. M., *et al.* 2015a. Capítulo 4. Pesca Artesanal en la Patagonia Argentina. In La zona costera patagónica argentina. Volumen III: Pesca y Conservación, p. 218. Ed. H. E. Zaixso y A. L. Boraso de Zaixso.
- Elías, R., Bremec, C. S., y Vallarino, E. A. 2001. Polychaetes from a southwestern shallow shelf Atlantic area (Argentina, 38 S) affected by sewage discharge. *Revista chilena de historia natural*, 74: 523-531.
- Elías, R., Rivero, M. S., y Vallarino, E. A. 2003. Sewage impact on the composition and distribution of Polychaeta associated to intertidal mussel beds of the Mar del Plata rocky shore, Argentina. *Iheringia. Série Zoologia*, 93: 309-318. http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0073-47212003000300009&lng=en&tlng=en.
- Elías, R., Vallarino, E. A., Scagliola, M., y Isla, F. I. 2004. Macrobenthic Distribution Patterns at a Sewage Disposal Site in the Inner Shelf off Mar Del Plata (SW Atlantic). *Journal of Coastal Research*, 20: 221-227.

- Elías, R., Palacios, J. R., Rivero, M. S., y Vallarino, E. A. 2005. Short-term responses to sewage discharge and storms of subtidal sand-bottom macrozoobenthic assemblages off Mar del Plata City, Argentina (SW Atlantic). *Journal of Sea Research*, 53: 231-242.
- Elías, R., Rivero, M. S., Palacios, J. R., y Vallarino, E. A. 2006. Sewage-induced disturbance on polychaetes inhabiting intertidal mussel beds of *Brachidontes rodriguezii* off Mar del Plata (SW Atlantic, Argentina). *Scientia Marina*, 70: 187-196. <http://scientiamarina.revistas.csic.es/index.php/scientiamarina/article/view/123/120>.
- Elías, R., Rivero, M. S., Sanchez, M. A., Jaubet, L., y Vallarino, E. A. 2009. Do treatments of sewage plants really work?: The intertidal mussels' community of the southwestern Atlantic shore (38°S, 57°W) as a case study. *Revista de biología marina y oceanografía*, 44: 357-368.
- Elías, R., Jaubet, M. L., Llanos, E. N., Sanchez, M. A., Rivero, M. S., Garaffo, G. V., y Sandrini-Neto, L. 2015b. Effect of the invader *Boccardia proboscidea* (Polychaeta: Spionidae) on richness, diversity and structure of SW Atlantic epilithic intertidal community. *Marine Pollution Bulletin*, 91: 530-536.
- Ellis, D. 1985. Taxonomic Sumcency in Pollution Assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 16: 459.
- Ellison, A. M. 2010. Partitioning diversity 1. *Ecology*, 91: 1962-1963. <http://doi.wiley.com/10.1890/09-1692.1>.
- Estevao Belchior, S., Guevara, D., Nuñez, N., Roge, A., y Rietschel, V. 2016. Análisis bacteriológico de aguas y mejillones de la bahía San Julián, Santa Cruz, Argentina. *Naturalia Patagónica*, 9: 16-29.
- Fairweather, P. G. 1990. Sewage and the biota on seashores: Assessment of impact in relation to natural variability. *Environmental Monitoring and Assessment*, 14: 197-210.
- Faleschini, M. 2016. Estrategias, dificultades y beneficcion en la aplicación del reuso del agua tratada en tres municipios de la Patagonia. *3^{er} Encuentro de investigadores en Formación en Recursos Hídricos*.
- Faleschini, M., y Esteves, J. L. 2017. Full-scale maturation ponds working below a latitude of 43°S in a semiarid area: seasonal performance and removal mechanisms. *Water and Environment Journal*, 31: 47-56. <http://doi.wiley.com/10.1111/wej.12219>.
- FAO. 2014. Estudio del potencial del uso alternativo de fuentes de agua: las aguas residuales: 32.
- Feld, C. K., Martins da Silva, P., Paulo Sousa, J., de Bello, F., Bugter, R., Grandin, U., Hering, D., *et al.* 2009. Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos*, 118: 1862-1871. <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1600-0706.2009.17860.x>.
- Ferrando, A., Esteves, J. L., Elías, R., y Méndez, N. 2010. Intertidal macrozoobenthos in sandy beaches of Bahía Nueva (Patagonia, Argentina) and their use as bioindicators of environmental impact. *Scientia Marina*, 74: 345-352.
- Fish, J. D., y Fish, S. 2011. *A student's guide to the seashore*. Cambridge University Press.
- Fogarty, L. R., Haack, S. K., Wolcott, M. J., y Whitman, R. L. 2003. Abundance and characteristics of the recreational water quality indicator bacteria *Escherichia coli* and enterococci in gull faeces. *Journal of Applied Microbiology*, 94: 865-878.

- Fraschetti, S., Bianchi, C. N., Terlizzi, A., Fanelli, G., Morri, C., & Boero, F. 2001. Spatial variability and human disturbance in shallow subtidal hard substrate assemblages: a regional approach. *Marine Ecology Progress Series*, 212, 1-12.
- Fraschetti, S., Terlizzi, A., y Benedetti-cccchi, L. 2005. Patterns of distribution of marine assemblages from rocky shores: evidence of relevant scales of variation. *Marine Ecology Progress Series*, 296: 13-29.
- Garaffo, G. V., Jaubet, M. L., Llanos, E. N., Bottero, M. A. S., y Elías, R. 2018. Assessing functional diversity of macrobenthic assemblages in sewage-affected intertidal shores. *International Aquatic Research*, 10: 333-347. <http://link.springer.com/10.1007/s40071-018-0211-8>.
- Giangrande, A. 1988. Polychaete zonation and its relation to algal distribution down a vertical cliff in the western Mediterranean (Italy): a structural analysis. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 120: 263-276.
- Giangrande, A., Licciano, M., y Musco, L. 2005. Polychaetes as environmental indicators revisited. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 1153-1162.
- Gil, D. G., y Zaixso, H. E. 2008. Feeding ecology of the subantarctic sea star *Anasterias minuta* within tide pools in Patagonia, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 56: 311-328.
- Gil, D. G., Reartes, M. B., Mutti, C., Tolosano, J. A., y Zaixso, H. E. 2018. Living under intertidal mussels: distribution, reproduction, and condition indices in a brooding sea star, *Anasterias minuta*, in Patagonia, Argentina. *Marine Biology*, 165: 1-14. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3397-9>.
- Gil, M. N., Torres, A. I., y Esteves, J. L. 2005. Uptake of sewage derived nitrogen by *Ulva rigida* (Chlorophyceae) in Bahía Nueva (Golfo Nuevo, Patagonia, Argentine). *Hydrobiologia*, 532: 39-43.
- Gil, M. N., Torres, A. I., Amin, O., y Esteves, J. L. 2011. Assessment of recent sediment influence in an urban polluted subantarctic coastal ecosystem. Beagle Channel (Southern Argentina). *Marine Pollution Bulletin*, 62: 201-207. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.10.004>.
- Goodsell, P. J., Underwood, A. J., y Chapman, M. G. 2009. Evidence necessary for taxa to be reliable indicators of environmental conditions or impacts. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 323-331. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.10.011>.
- Gray, J. S., Clarke, K. R., Warwick, R. M., y Hobbs, G. 1990. Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 66: 285-299. <http://www.int-res.com/articles/meps/66/m066p285.pdf>.
- Gray, J. S. 2000. The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250: 23-49.
- Guerrero, R. A., y Piola, A. R. 1997. Masas de agua d la Plataforma Continental. *El mar Argentino y sus recursos pesqueros*, 1: 107-118.
- Gusmao, J. B., Brauko, K. M., Eriksson, B. K., y Lana, P. C. 2016. Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. *Ecological Indicators*, 66: 65-75. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.003> (Accedido 14 junio 2018).

- Gutierrez, J., Jones, C., Strayer, D., y Iribarne, O. 2003. Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats. *Oikos*, 101: 79–90.
- Haile, R. W., Witte, J. S., Gold, M., Cressey, R., McGee, C., Millikan, R. C., Glasser, A., *et al.* 1999. The Health Effects of Swimming in Ocean Water Contaminated by Storm Drain Runoff. *Epidemiology*: 355-363. www.jstor.org/stable/3703553.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., *et al.* 2008. A global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, 319: 948-952.
- Harley, C. D., & Helmuth, B. S. 2003. Local-and regional-scale effects of wave exposure, thermal stress, and absolute versus effective shore level on patterns of intertidal zonation. *Limnology and Oceanography*, 48(4), 1498-1508.
- Hattam, C., Atkins, J. P., Beaumont, N., Börger, T., Böhnke-Henrichs, A., Burdon, D., De Groot, R., *et al.* 2015. Marine ecosystem services: Linking indicators to their classification. *Ecological Indicators*, 49: 61-75.
- Hawkins, S. J., Jones, H. D., & Marine Conservation Society. 1992. *Marine field course guide. 1. rocky shores*. Immel.
- Heip, C., Warwick, R., Carr, M., Herman, P., Huys, R., Smol, N., y Van Holsbeke, K. 1988. Analysis of community attributes of the benthic meiofauna of Frierfjord/Langesundfjord. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 171-180.
- Helmuth, B. S., & Hofmann, G. E. 2001. Microhabitats, thermal heterogeneity, and patterns of physiological stress in the rocky intertidal zone. *The Biological Bulletin*, 201(3), 374-384.
- Helmuth, B. S. T., y Denny, M. W. 2003. Predicting wave exposure in the rocky intertidal zone: Do bigger waves always lead to larger forces? *Limnology and Oceanography*, 48(3), 1338-1345.
- Hewitt, J. E., Anderson, M. J., y Thrush, S. F. 2005. Assessing and monitoring ecological community health in marine systems. *Ecological Applications*, 15: 942-953.
- Hidalgo, F. J., Silliman, B. R., Bazterrica, M. C., y Bertness, M. D. 2007. Predation on the rocky shores of Patagonia, Argentina. *Estuaries and Coasts*, 30: 886-894. Springer.
- Hill, M. O. 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54: 427-432. <http://doi.wiley.com/10.2307/1934352>.
- Hindell, J. S., y Quinn, G. P. 2000. Effects of sewage effluent on the population structure of *Brachidontes rostratus* (Mytilidae) on a temperate intertidal rocky shore. *Marine and Freshwater Research*, 51: 543-551.
- Huguenin, L., Lalanne, Y., Bru, N., Lissardy, M., D'Amico, F., Monperrus, M., y de Casamajor, M.-N. 2018. Identifying benthic macrofaunal assemblages and indicator taxa of intertidal boulder fields in the south of the Bay of Biscay (northern Basque coast). A framework for future monitoring. *Regional Studies in Marine Science*, 20: 13-22. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.03.012>.
- Huguenin, L., Lalanne, Y., de Casamajor, M. N., Gorostiaga, J. M., Quintano, E., Salerno, M., y Monperrus, M. 2019. Impact of wastewater treatment plant discharges on macroalgae and macrofauna assemblages of the intertidal rocky shore in the southeastern Bay of Biscay. *Continental Shelf Research*, 181: 34-49. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2019.04.014>.

- Huston, M. 1979. A General Hypothesis of Species Diversity. *The American Naturalist*, 113: 81-101.
- INDEC. 2010. Instituto Nacional de Estadísticas y Censo. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010. <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel3-Tema-2-41>.
- IOC/UNESCO, IMO, FAO, U. 2011. A Blueprint for Ocean and Coastal Sustainability. Paris: IOC/UNESCO. http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/pdf/summary_interagency_blue_paper_ocean_rioPlus20.pdf
- Islam, M. S., y Tanaka, M. 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: A review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 624-649.
- Isola, T. E. 2019. Estado del conocimiento sobre el ciclo reproductivo y captación de postlarvas de mejillón del Género *Mytilus* en las costas de la Argentina. *Marine and Fishery Sciences (MAFIS)*, 32: 159-168. <https://ojs.inidep.edu.ar/index.php/mafis/article/view/38>.
- Iveša, L., Lyons, D. M., y Devescovi, M. 2009. Assessment of the ecological status of north-eastern Adriatic coastal waters (Istria, Croatia) using macroalgal assemblages for the European Union Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19: 14-23. <http://doi.wiley.com/10.1002/aqc.964>.
- Jaubet, M. L., Sanchez, M. A., Rivero, M. S., Garaffo, G. V., Vallarino, E. A., y Elías, R. 2011. Intertidal biogenic reefs built by the polychaete *Boccardia proboscidea* in sewage-impacted areas of Argentina, SW Atlantic. *Marine Ecology*, 32: 188-197.
- Jaubet, M. L., Garaffo, G. V., Sánchez, M. A., y Elías, R. 2013. Reef-forming polychaetes outcompetes ecosystem engineering mussels. *Marine Pollution Bulletin*, 71: 216-221.
- Jones, C. G., Lawton, J. H., y Shachak, M. 1994. Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos*, 69: 373. <https://www.jstor.org/stable/3545850?origin=crossref>.
- Jones, C. G., Lawron, J. H., y Shachak, M. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, 78: 1946-1957.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113: 363-375.
- Jost, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88: 2427-2439. <http://doi.wiley.com/10.1890/06-1736.1>.
- Jost, L., y González-Oreja, A. 2012. Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zoologica Lituanica*, 56: 3-14.
- Kaper, J. B., Nataro, J. P., y Mobley, H. L. T. 2004. Pathogenic *Escherichia coli*. *Nature Reviews Microbiology*, 2: 123-140. Elsevier. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780123847317000350>.
- Kay, D., Kershaw, S., Lee, R., Wyer, M. D., Watkins, J., y Francis, C. 2008. Results of field investigations into the impact of intermittent sewage discharges on the microbiological quality of wild mussels (*Mytilus edulis*) in a tidal estuary. *Water Research*, 42: 3033-3046.
- Kindig, A. C., y Littler, M. M. 1980. Heterotrarchy and survival strategies in the red alga *Corallina officinalis*. *Botanica Marina*, 3: 81-100.
- Kokot, R. 2015. Capítulo 4. Erosión Costera. In *La zona costera patagónica argentina: comunidades biológicas y geología*, pp. 167-230. Ed. H. E. Zaixso y A. L. Boraso de Zaixso. Comodoro Rivadavia: Universitaria de la Patagonia -EDUPA.

- Kolm, H. E., Gomes, K. Kolm., Ishii, F. K., y Martins, C. C. 2018. An integrated appraisalment of multiple faecal indicator bacteria and sterols in the detection of sewage contamination in subtropical tidal creeks. *International Journal of Hygiene and Environmental Health: 0-1*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2018.07.004>.
- Kucuksezgin, F., Gonul, L. T., Pazi, I., y Kacar, A. 2019. Assessment of seasonal and spatial variation of surface water quality: Recognition of environmental variables and fecal indicator bacteria of the coastal zones of Izmir Bay, Eastern Aegean. *Regional Studies in Marine Science*, 28: 100554. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100554>.
- Lamparelli, C. C., Pogreba-Brown, K., Verhougstraete, M., Sato, M. I. Z., de Castro Bruni, A., Wade, T. J., y Eisenberg, J. N. S. 2015. Are fecal indicator bacteria appropriate measures of recreational water risks in the tropics: A cohort study of beach goers in Brazil? *Water Research*, 87: 59-68. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004313541530213X>.
- Le Hir, M., y Hily, C. 2005. Macrofaunal diversity and habitat structure in intertidal boulder fields. *Biodiversity and Conservation*, 14: 233. <http://link.springer.com/10.1007/s10531-005-5046-0>.
- Lee, R., Lovatelli, A., y Ababouch, L. 2010. *Depuración de bivalvos: aspectos fundamentales y prácticos*. FAO, Roma (Italia). 174 pp.
- Legendre, P., y Legendre, L. F. J. 2012. Numerical ecology. 1006 pp.
- Leonard, A. F. C., Zhang, L., Balfour, A. J., Garside, R., Hawkey, P. M., Murray, A. K., Ukoumunne, O. C., *et al.* 2018. Exposure to and colonisation by antibiotic-resistant *E. coli* in UK coastal water users: Environmental surveillance, exposure assessment, and epidemiological study (Beach Bum Survey). *Environment International*, 114: 326-333. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.11.003>.
- Lewis, J. R. 1964. *The ecology of rocky shores*. English Universities Press.
- Liberatore, L., Murmura, F., y Scarano, A. 2015. Bathing water profile in the coastal belt of the province of Pescara (Italy, Central Adriatic Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 95: 100-106. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.035>.
- Liquete, C., Piroddi, C., Drakou, E. G., Gurney, L., Katsanevakis, S., Charef, A., y Egoh, B. 2013. Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review. *PLoS ONE*, 8: e67737. <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0067737>.
- Little, C., y Kitching, J. A. 1996. *The Biology of Rocky Shores. Biology of habitats*. Oxford University Press, Oxford. <https://books.google.com.ar/books?id=4B4LNYoMvYQC>.
- Little, C., Williams, G. A., y Trowbridge, G. D. 2010. *The Biology of Rocky Shores*, 2nd ed. Oxford University Press, Oxford. Oxford University Press, Oxford.
- Littler, M. M., y Murray, S. N. 1975. Impact of sewage on the distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macro-organisms. *Marine Biology*, 30: 277-291.
- Littler, M. M., y Kauker, B. J. 1984. Heterotrichy and Survival Strategies in the Red Alga *Corallina officinalis* L. *Botanica Marina*, 27: 37-44. <https://www.degruyter.com/view/j/botm.1984.27.issue-1/botm.1984.27.1.37/botm.1984.27.1.37.xml>.
- Liuzzi, M. G., y López Gappa, J. J. 2008. Macrofaunal assemblages associated with coralline turf: species turnover and changes in structure at different spatial scales. *Marine Ecology Progress Series*, 363: 147-156. <http://www.int-res.com/abstracts/meps/v363/p147-156/>.

- Llanos, E. N., Saracho Bottero, M. A., Jaubet, M. L., Garaffo, G. V., Hines, E., Cuello, G. V., y Elías, R. 2021. The boom-bust dynamic of the invader *Boccardia proboscidea* mediated by sewage discharge: The response of the intertidal epilithic community in the Southwest Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 164: 112045. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X21000795>.
- Lobban, C. S., y Harrison, P. J. 1997. *Seaweed ecology and physiology*. Cambridge University Press.
- López Gappa, J., Tablado, A., y Magaldi, N. H. 1993. Seasonal changes in an intertidal community affected by sewage pollution. *Environmental Pollution*, 82: 157-165.
- López Gappa, J. J., Tablado, A., y Magaldi, N. H. 1990. Influence of sewage pollution on a rocky intertidal community dominated by the mytilid *Brachidontes rodriguezii*. *Marine Ecology Progress Series*, 63: 163-175.
- Louge, E., Reta, R., Santos, B., y Hernandez, D. 2004. Variaciones interanuales (1995-2000) de la temperatura y la salinidad registradas en los meses de enero en el golfo San Jorge y aguas adyacentes (43°S-47°S). *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 16: 27-42.
- Lušić, D. V. D., Kranjčević, L., Maćešić, S., Lušić, D. V. D., Jozić, S., Linšak, Ž., Bilajac, L., et al. 2017. Temporal variations analyses and predictive modeling of microbiological seawater quality. *Water Research*, 119: 160-170.
- Mac Nally, R., y Fleishman, E. 2002. Using «indicator» species to model species richness: Model development and predictions. *Ecological Applications*, 12: 79-92.
- Machado-Schiaffino, G., Bala, L. O., y Garcia-Vazquez, E. 2009. Recovery of Normal Cytogenetic Records in Mussels After Cessation of Pollutant Effluents in Puerto Madryn (Patagonia, Argentina). *Estuaries and Coasts*, 32: 813-818. <http://link.springer.com/10.1007/s12237-009-9173-9>.
- Magurran, A. E., y McGill, B. J. 2011. *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press.
- Martin, J. P., Sar, A., y Caminos, C. 2019. Spatial changes in the infaunal community of a macrotidal flat in Bahía San Julián, Southern Patagonia, Argentina. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 54: 51. <https://revistas.uv.cl/index.php/rbmo/article/view/1494>.
- Matano, R. P., y Palma, E. D. 2015. Seasonal Variability of the Oceanic Circulation in the Gulf of San Jorge, Argentina. *Oceanography*, 31: 0-29.
- Mazón, H. 2010. Cambios en las comunidades intermareales y su relación con la contaminación. Aportes para la gestión de efluentes urbanos en la ciudad de Comodoro Rivadavia. UNPSJB. 262 pp.
- Menge, B. A., y Olson, A. M. 1990. Role of scale and environmental factors in regulation of community structure. *Trends in Ecology and Evolution*, 5: 52-57.
- Mistri, M., y Rossi, R. 2000. Levels of taxonomic resolution and choice of transformation sufficient to detect community gradients: An approach to hard-substrata benthic studies. *Italian Journal of Zoology*, 67: 163-167.
- Mistri, M., y Rossi, R. 2001. Taxonomic sufficiency in lagoonal ecosystems. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81: 339-340.

- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., y Pavón, N. P. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: Alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 1249-1261.
- Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villéger, S., Mason, N. W. H., y Bellwood, D. R. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution*, 28: 167-177.
- Muniz, P., Da Cunha Lana, P., Venturini, N., Elías, R., Vallarino, E. A., Bremec, C. S., de Castro Martins, C., et al. 2013. *Manual de Protocolos para evaluar la contaminación marina por efluentes domésticos*. 129 pp.
- Mutti, C., Zaixso, H. E., Verga, R. N., y Gil, D. G. 2017. Aspectos demográficos de *Perumytilus purpuratus* (Bivalvia: Mytilidae) en matrices estratificadas y su relación con el desarrollo de hummocks en Patagonia central, Argentina. COLACMAR 2017. 13 al 17 de noviembre de 2017, Balneário Camboriú, Brasil.
- Niemeijer, D., y de Groot, R. S. 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, 8: 14-25. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X07000040>.
- Niemi, G. J., y McDonald, M. E. 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 89-111.
- Nixon, S. W. 2009. Eutrophication and the microscope. In *Eutrophication in Coastal Ecosystems*, pp. 5-19. Springer Netherlands, Dordrecht. http://link.springer.com/10.1007/978-90-481-3385-7_2.
- Noble, R., Moore, D., Leecaster, M., McGee, C., y Weisberg, S. 2003. Comparison of total coliform, fecal coliform, and enterococcus bacterial indicator response for ocean recreational water quality testing. *Water Research*, 37: 1637-1643.
- O'Connor, N. E. 2013. Impacts of sewage outfalls on rocky shores: Incorporating scale, biotic assemblage structure and variability into monitoring tools. *Ecological Indicators*, 29: 501-509. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.020>.
- O'Flaherty, E., Solimini, A., Pantanella, F., y Cummins, E. 2019. The potential human exposure to antibiotic resistant-*Escherichia coli* through recreational water. *Science of The Total Environment*, 650: 786-795. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.018>.
- Öberg, G., Merlinsky, M. G., LaValle, A., Morales, M., y Tobias, M. M. 2014. The notion of sewage as waste: A study of infrastructure change and institutional inertia in Buenos Aires, Argentina and Vancouver, Canada. *Ecology and Society*, 19.
- Olsgard, F., Somerfield, P. J., y Carr, M. R. 1997. Relationships between taxonomic resolution and data transformations in analyses of a macrobenthic community along an established pollution gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 149: 173-181.
- Olsgard, F., y Somerfield, P. J. 2000. Surrogates in marine benthic investigations - Which taxonomic unit to target? *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7: 25-42.
- OMS. 2011. Guías para la calidad del agua de consumo humano. Organización Mundial de la Salud: 608. <http://apps.who.int/>.

- Orensanz, M. J. (Lobo), Schwindt, E., Pastorino, G., Bortolus, A., Casas, G., Darrigran, G., Elías, R., *et al.* 2002. No longer the pristine confines of the world ocean : a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, 4: 115-143. <http://www.springerlink.com/index/U9077K838T57P634.pdf>.
- Oron, G., Gillerman, L., Bick, A., Mnaor, Y., Buriakovsky, N., y Hagin, J. 2007. Advanced low quality waters treatment for unrestricted use purposes: imminent challenges. *Desalination*, 213: 189-198.
- Osman, R. W. 1977. The Establishment and Development of a Marine Epifaunal Community. *Ecological Monographs*, 47: 37-63. <http://doi.wiley.com/10.2307/1942223>.
- Otaegui, A. V, y Zaixso, H. E. 1974. Distribución vertical de los moluscos marinos del litoral rocoso de la ría de Puerto Deseado (Santa Cruz, Argentina): Una guía para reconocer los diferentes pisos y horizontes litorales. *Physis*, 33.
- Palma, E. D., Matano, R. P., y Piola, A. R. 2004a. A numerical study of the Southwestern Atlantic Shelf circulation: Barotropic response to tidal and wind forcing. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 109: 1-17.
- Palma, E. D., Matano, R. P., Piola, A. R., y Sitz, L. E. 2004b. A comparison of the circulation patterns over the Southwestern Atlantic Shelf driven by different wind stress climatologies. *Geophysical Research Letters*, 31: 1-5.
- Palma, E. D., y Matano, R. P. 2012. A numerical study of the Magellan Plume. *Journal of Geophysical Research*, 117: 1-16.
- Parmar, T. K., Rawtani, D., y Agrawal, Y. K. 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9: 110-118. <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>.
- Pearson, T. H., y Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 16: 229-331.
- Pérez, B. B. 2002. Caracterización ambiental del recurso hídrico receptor y área de influencia como base de futuras obras de saneamiento en el área central del golfo San Jorge, Argentina. Parte 2. *Ingeniería Sanitaria y Ambiental* (Buenos Aires), 62: 74-78.
- Pianka, E. R. 1940. On r- and K-Selection. *The American Naturalist*, 104: 592-597.
- Pierini, J. O., Campuzano, F., Marcovecchio, J. E., y Perillo, G. M. 2008. The Application of Mohid To Assess the Potential Effect of Sewage Discharge System At Bahía Blanca Estuary (Argentina). In *Perspectives on integrated coastal zone management in south america*, pp. 515-522.
- Pierini, J. O., Streitenberger, M. E., y Baldini, M. D. 2012. Evaluation of faecal contamination in Bahía Blanca estuary (Argentina) using a numerical model. *Revista de biología marina y oceanografía*, 47: 193-202.
- Prado, L., y Castilla, J. 2006. The bioengineer *Perumytilus purpuratus* (Mollusca: Bivalvia) in central Chile: biodiversity, habitat structural complexity and environmental heterogeneity. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86: 417-421.
- Prüss, A. 1998. Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water. *International Journal of Epidemiology*, 27: 1-9. <http://ije.oxfordjournals.org/content/27/1/1.abstract>.

- Pucci, G. N., Acuña, A., Llanes, M., Tiedemann, M., y Pucci, O. 2009. Identificación de bacterias marinas cultivables de la ciudad Introducción Material y métodos. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44: 49-58.
- Raffaelli, D., y Hawkins, S. J. 1996. *Intertidal ecology*. London. Ragonese. 356 pp.
- Ragnarsson, S. A., y Raffaelli, D. 1999. Effects of the mussel *Mytilus edulis* L. on the invertebrate fauna of sediments'. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 241: 31-43.
- Raimondo, A. M. 2010. Propuesta para una definición de la franja costera, usos y actividades en la costa de Comodoro Rivadavia – Chubut. Patagonia Argentina. Párrafos Geográficos, 9: 66-100.
- Randall Hughes, A., Byrnes, J. E., Kimbro, D. L., y Stachowicz, J. J. 2007. Reciprocal relationships and potential feedbacks between biodiversity and disturbance. *Ecology Letters*, 10: 849-864. <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1461-0248.2007.01075.x>.
- Ré, M. E., y Boschi, E. E. 1998. Pulpos octopódidos (Cephalopoda, Octopodidae). In El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Tomo 2: Los moluscos de interés pesquero Cultivos y estrategias reproductivas de bivalvos y equinoideos. *Publicaciones especiales INIDEP Mar del Plata*.
- Reise, K. 1991. Mosaic Cycles in the Marine Benthos. In: Remmert H. (eds) The Mosaic-Cycle Concept of Ecosystems. Ecological Studies (Analysis and Synthesis). *Springer*, Berlin, Heidelberg. 85: 61-82. https://doi.org/10.1007/978-3-642-75650-4_4
- Reish, D. J., Oshida, P. S., Mearns, A. J., Ginn, T. C., y Buchman, M. 1999. Effects of Pollution on Marine Organisms. *Water Environment Research*, 71: 1100-1115.
- Retana, M. V., y Lewis, M. N. 2017. Suitable habitat for marine mammals during austral summer in San Jorge Gulf, Argentina. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 52: 275-288.
- Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H., Cederwall, H., y Dimming, A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 728-739. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X04001870>.
- Roslev, P., Iversen, L., Sønderbo, H. L., Iversen, N., y Bastholm, S. 2009. Uptake and persistence of human associated Enterococcus in the mussel *Mytilus edulis*: relevance for faecal pollution source tracking. *Journal of Applied Microbiology*, 107: 944-953. <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2672.2009.04272.x>.
- Ryther, J. H., y Dunstan, W. M. 1971. Nitrogen, Phosphorus, and Eutrophication in the Coastal Marine Environment. *Science*, 171: 1008-1013. <https://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.171.3975.1008>.
- Salas, F., Neto, J. M., Borja, A., y Marques, J. C. 2004. Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystems: The case of Mondego estuary (Portugal). *Ecological Indicators*, 4: 215-225.
- Sánchez, M. A., Jaubet, M. L., Garaffo, G. V., y Elías, R. 2013. Spatial and long-term analyses of reference and sewage-impacted sites in the SW Atlantic (38°S, 57°W) for the assessment of sensitive and tolerant polychaetes. *Marine Pollution Bulletin*, 74: 325-333. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X13003391>.

- Saracho Bottero, M. A., Jaubet, M. L., Llanos, E. N., Becherucci, M. E., Elías, R., y Garaffo, G. V. 2020. Spatial-temporal variations of a SW Atlantic macrobenthic community affected by a chronic anthropogenic disturbance. *Marine Pollution Bulletin*, 156: 111189. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X20303076>.
- Savoya, V., y Schwindt, E. 2010. Effect of the substratum in the recruitment and survival of the introduced barnacle *Balanus glandula* (Darwin 1854) in Patagonia, Argentina. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 382: 125-130. Elsevier B.V. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2009.10.012>.
- Seed, R. 1996. Patterns of biodiversity in the macro-invertebrate fauna associated with mussel patches on rocky shores. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 76: 203–210.
- Seitz, R. D., Wennhage, H., Bergström, U., Lipcius, R. N., y Ysebaert, T. 2014. Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science*, 71: 648-665. <https://academic.oup.com/icesjms/article/71/3/648/634683>.
- Shannon, C. E., y Weaver, W. 1963. *The mathematical theory of communication*. Urbana, University of Illinois Press. 117 pp.
- Silliman, B. R., Bertness, M. D., Altieri, A. H., Griffin, J. N., Bazterrica, M. C., Hidalgo, F. J., Crain, C. M., et al. 2011. Whole-community facilitation regulates biodiversity on patagonian rocky shores. *PLoS ONE*, 6.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of Diversity. *Nature*, 163: 688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>.
- Small, C., y Nicholls, R. J. 2003. A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal Research*, 19: 584-599. <http://www.jstor.org/stable/4299200>
- SMN, S. M. N. 2018. Estadísticas climatológicas. República Argentina.
- Sneath, P. H. A., y Sokal, R. R. 1973. Unweighted Pair Group Method Average, UPGMA. *Numerical taxonomy*.
- Soetaert, K., Vincx, M., Wittoeck, J., y Tulkens, M. 1995. Meiobenthic distribution and nematode community structure in five European estuaries. *Hydrobiologia*, 311: 185-206.
- Sokal, R., y Rohlf, F. 2012. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 2nd ed.
- Soltan, D., Verlaque, M., Boudouresque, C. F., y Francour, P. 2001. Change in Macroalgal Communities in the Vicinity of a Mediterranean Sewage Outfall After the Setting up of a Treatment Plant. *Marine Pollution Bulletin*, 42: 59-70.
- Somerfield, P. J., y Clarke, K. R. 1995. Taxonomic levels, in marine community studies, revisited. *Marine Ecology Progress Series*, 127: 113-119.
- Somero, G. N. 2002. Thermal physiology and vertical zonation of intertidal animals: optima, limits, and costs of living. *Integrative and comparative biology*, 42(4), 780-789.
- Spivak, E. D., y Schwindt, E. 2014. Balanomorfos (Cirripedia: Thoracica). In Biodiversidad de Artrópodos Argentinos, p. 184. Ed. S.L.E.C. & J. J. M. Roig-Juñent y (Directores). Editorial INSUE - UNT, San Miguel de Tucumán, Argentina. Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales.

- St-Onge, G., y Ferreyra, G. A. 2018. From the guest editors: Introduction to the special issue on the Gulf of San Jorge (Patagonia, Argentina). *Oceanography*, 31: 14-15. JSTOR.
- Stewart, J. R., Gast, R. J., Fujioka, R. S., Solo-Gabriele, H. M., Meschke, J. S., Amaral-Zettler, L. A., Del Castillo, E., *et al.* 2008. The coastal environment and human health: Microbial indicators, pathogens, sentinels and reservoirs. *Environmental Health*, 7: 1-14.
- Stewart, J. R., Fleming, L. E., Fleisher, J. M., Abdelzaher, A. M., y Lyons, M. M. 2011. Waterborne Pathogens. In *Marine pollution and human health*, p. 168. Ed. R. E. Hester y R. M. Harrison. Royal Society of Chemistry.
- Stewart, P. 1994. Environmental Requirements of the Blue mussel (*Mytilus edulis*) in Eastern Canada and Its Response to Human Impacts. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2004: 41.
- Storero, L. P., Ocampo Reinaldo, M., Narvarte, M. A., y Iribarne, O. O. 2020. Predation and interaction strength of octopuses and sea stars on different functional groups of the rocky intertidal shores of the Patagonian coast. *Aquatic Ecology*, 54: 193-203.
- Streitenberger, M. E., y Baldini, M. D. 2010. Deterioro de un área recreacional por efectos del volcado de líquidos cloacales. *Revista Argentina de Microbiología*, 42: 307-310.
- Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. 2003. Desarrollos de niveles guías nacionales de calidad de agua ambiente correspondientes a *Escherichia coli*/Enterococcus. República Argentina.
- Suchanek, T. H. 1978. The ecology of *Mytilus edulis* L. in exposed rocky intertidal communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 31: 105-120. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0022098178901399>.
- Sueiro, M. C., Bortolus, A., y Schwindt, E. 2011. Habitat complexity and community composition: relationships between different ecosystem engineers and the associated macroinvertebrate assemblages. *Helgoland Marine Research*, 65: 467-477. <http://link.springer.com/10.1007/s10152-010-0236-x>.
- Sures, B. 2001. The use of fish parasites as bioindicators of heavy metals in aquatic ecosystems: A review. *Aquatic Ecology*, 35: 245-255.
- Suter, G. 2001. Applicability of indicator monitoring to ecological risk assessment. *Ecological Indicators*, 1: 101-112. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X01000115>.
- Sylwan, C. A. 2001. Geology of the Golfo San Jorge Basin, Argentina *Geología de la Cuenca del Golfo San Jorge. Journal of Iberian Geology*, 27: 123-157.
- Terlizzi, A., Bevilacqua, S., Fraschetti, S., y Boero, F. 2003. Taxonomic sufficiency and the increasing insufficiency of taxonomic expertise. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 556-561.
- Terlizzi, A., Scuderi, D., Fraschetti, S., y Anderson, M. J. 2005. Quantifying effects of pollution on biodiversity: A case study of highly diverse molluscan assemblages in the Mediterranean. *Marine Biology*, 148: 293-305.
- Tokeshi, M. 1995. Polychaete abundance and dispersion patterns in mussel beds: a non-trivial «infaunal» assemblage on a Pacific South American rocky shore. *Marine Ecology Progress Series*, 125: 137-147. <http://www.int-res.com/abstracts/meps/v125/p137-147/>.

- Torres, A. I., Gil, M. N., y Esteves, J. L. 2004. Nutrient uptake rates by the alien alga *Undaria pinnatifida* (Phaeophyta) (Nuevo Gulf, Patagonia, Argentina) when exposed to diluted sewage effluent. *Hydrobiologia*, 520: 1-6. <http://link.springer.com/10.1023/B:HYDR.0000027686.63170.6c>.
- Torres, A. I., Gil, M. N., Amín, O. A., y Esteves, J. L. 2009. Environmental characterization of a eutrophicated semi-enclosed system: Nutrient budget (Encerrada bay, Tierra del Fuego Island, Patagonia, Argentina). *Water, Air, and Soil Pollution*, 204: 259-270.
- Torres, A. I., Papparazzo, F. E., Williams, G. N., Rivas, A. L., Solís, M. E., y Esteves, J. L. 2018. Dynamics of macronutrients in the San Jorge Gulf during spring and summer. *Oceanography*, 31: 25-32. JSTOR.
- Trevathan-Tackett, S. M., Sherman, C. D. H., Huggett, M. J., Campbell, A. H., Laverock, B., Hurtado-McCormick, V., Seymour, J. R., *et al.* 2019. A horizon scan of priorities for coastal marine microbiome research. *Nature Ecology and Evolution*, 3: 1509-1520. Springer US. <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-019-0999-7>.
- Tsuchiya, M., y Nishihira, M. 1985. Islands of *Mytilus edulis* as a habitat for small intertidal animals: effect of island size on community structure. *Marine Ecology Progress Series*, 25: 71-81.
- Tsuchiya, M., y Nishihira, M. 1986. Islands of *Mytilus edulis* as a habitat for small intertidal animals: effect of *Mytilus* age structure on the species composition of the associated fauna and community organization. *Marine Ecology Progress Series*, 31: 171-178. Inter-Research Science Center. <http://www.jstor.org/stable/24817573>.
- Underwood, A. J., y Peterson, C. H. 1988. Towards an ecological framework for investigating pollution. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 227-234.
- Underwood, A. J. 1994. On beyond BACI: Sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, 4: 3-15.
- Underwood, A. J., y Chapman, M. G. 1996. Subtidal assemblages on rocky reefs at a cliff-face sewage outfall (North Head, Sydney, Australia): What happened when the outfall was turned off? *Marine Pollution Bulletin*, 33: 293-302.
- Underwood, A. J. 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge university press.
- Underwood, A. J. 2000. Experimental ecology of rocky intertidal habitats: what are we learning? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250: 51-76. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022098100001799>.
- UNEP. 2006. Marine and Coastal Ecosystems and Human Well-Being: *A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment*. 76 pp.
- United States Environmental Protection Agency. 2012. 2012 *Recreational Water Quality Criteria*. Epa-820-F-12-061: 1-69.
- Usach, N., y Freddo, B. 2015. Crecimiento de una ciudad dispersa: análisis y reflexiones del caso de la ciudad de Comodoro Rivadavia. *ICT-UNPA*: 219-243.
- Vallarino, E. A. 2002. "La comunidad bentónica intermareal de *Brachidontes rodriguezii* (D'Orb.) y su relación con el efluente cloacal de la ciudad de Mardel Plata (380 S). 0-188 pp.

- Vallarino, E. A., Rivero, M. S., Gravina, M. C., y Elías, R. 2002. The community-level response to sewage impact in intertidal mytilid beds of the Southwestern Atlantic, and the use of the Shannon index to assess pollution. *Revista de biología marina y oceanografía*, 37: 25-33.
- Vallarino, E. A., y Elias, R. 2006. A paradox in intertidal mussel beds of the SW Atlantic: increased diversity and reduced variability associated with sewage pollution. *Current trends in ecology*, 1: 77-91.
- Vallarino, E. A., Garaffo, G. V., Jaubet, M. L., Sánchez, M. A., Rivero, M. S., y Elías, R. 2014. Response of mussel population to sewage-impact in rocky-stony shore. *Thalassas*, 30: 51-56.
- Verga, R. N., Tolosano, J. A., Cazzaniga, N. J., Epulef, M., y Gil, D. G. 2018. Estructura de tallas de *Perumytilus purpuratus* (Bivalvia: Mytilidae) y su relación con el vertido de efluentes urbanos en el Golfo San Jorge. X Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar. XVII coloquio Nacional de Oceanografía. 30 de julio al 3 de agosto de 2018- FCEyN-UBA-Buenos Aires, Argentina.
- Verlecar, X. N., Pereira, N., Desai, S. R., y Jena, K. B. 2006. Marine pollution detection through biomarkers in marine bivalves. *Current science*, 1153-1157.
- Vignesh, S., Muthukumar, K., y Arthur James, R. 2012. Antibiotic resistant pathogens versus human impacts: A study from three eco-regions of the Chennai coast, southern India. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 790-800. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.015>.
- Vijapure, T., y Sukumaran, S. 2019. Optimization of the taxonomic resolution of an indicator taxon for cost-effective ecological monitoring: Perspectives from a heterogeneous tropical coastline. *Journal of Environmental Management*, 247: 474-483. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.154>.
- Vinagre, P. A., Pais-Costa, A. J., Gaspar, R., Borja, Á., Marques, J. C., y Neto, J. M. 2016. Response of macroalgae and macroinvertebrates to anthropogenic disturbance gradients in rocky shores. *Ecological Indicators*, 61: 850-864. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.038>.
- Vinuesa, J. H., Varisco, M. A., y Balzi, P. 2013. Feeding strategy of early juvenile stages of the southern king crab *Lithodes santolla* in the San Jorge Gulf, Argentina. *Revista de biología marina y oceanografía*, 48: 353-363.
- Von Glasow, R., Jickells, T. D., Baklanov, A., Carmichael, G. R., Church, T. M., Gallardo, L., Hughes, C., et al. 2013. Megacities and large urban agglomerations in the coastal zone: Interactions between atmosphere, land, and marine ecosystems. *Ambio*, 42: 13-28.
- Wang, J. D., Solo-Gabriele, H. M., Abdelzaher, A. M., y Fleming, L. E. 2010. Estimation of enterococci input from bathers and animals on a recreational beach using camera images. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1270-1278. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.03.016>.
- Warwick, R. M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology: International Journal on Life in Oceans and Coastal Waters*, 92: 557-562.
- Warwick, R. M., Pearson, T. H., y Ruswahyuni. 1987. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. *Marine Biology*, 95: 193-200.

- Warwick, R. M., Platt, H. M., Clarke, K. R., Agard, J., y Gobin, J. 1990. Analysis of macrobenthic and meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Hamilton Harbour, Bermuda. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 138: 119-142.
- Warwick, R. M., y Clarke, K. R. 1991. A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 71: 225–244.
- Warwick, R. M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: Pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology*, 18: 63-80.
- Warwick, R. M., y Clarke, K. R. 1993. Comparing the severity of disturbance; a meta-analysis of marine macrobenthic community data. *Marine Ecology Progress Series*, 92: 221-231.
- Warwick, R. M., y Clarke, K. R. 1994. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology*, 118: 739-744. <http://link.springer.com/10.1007/BF00347523>.
- Warwick, R. M., Clarke, K. R., y Somerfield, P. J. 2008. k-Dominance Curves. *Encyclopedia of Ecology*: 2055-2057.
- Weis, J. S. J. S. 2014. *Physiological, developmental and behavioral effects of marine pollution*. 1-452 pp. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-6949-6>.
- Wetley, D. S. 1983. Geographic Limits and Local Zonation: The Barnacles *Semibalanus* (*Balanus*) and *Chthamalus* in New England Biological Laboratory. *Biological Bulletin*, 165: 330-341. <http://www.jstor.org/stable/1541373>.
- Wetley, D. S. 1984. Sun and Shade Mediate Competition in the Barnacles *Chthamalus* and *Semibalanus*: A Field Experiment. *Biological Bulletin*, 167: 176-185. <http://www.jstor.org/stable/1541346>.
- WHO. 2003. *Guidelines for safe recreational water*. Vol 1. Coastal and Fresh Waters. Geneva, 1: 219. World Health Organization, Geneva. http://www.who.int/water_sanitation_health/Recreational_waters/Annapolis.pdf.
- Wieters, E. A., McQuaid, C., Palomo, G., Pappalardo, P., y Navarrete, S. A. 2012. Biogeographical Boundaries, Functional Group Structure and Diversity of Rocky Shore Communities along the Argentinean Coast. *PLoS ONE*, 7: e49725. <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0049725>.
- Wu, J., Long, S. C., Das, D., y Dorner, S. M. 2011. Are microbial indicators and pathogens correlated? A statistical analysis of 40 years of research. *Journal of Water and Health*, 9: 265-278.
- WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de la UNESCO). 2019. Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019: No dejar a nadie atrás. París, UNESCO. 213 pp. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367304?locale=en>.
- Yadav, R. K., Goyal, B., Sharma, R. K., Dubey, S. K., y Minhas, P. S. 2002. Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and ground water—A case study. *Environment International*, 28: 481-486.

- Yorio, P., Quintana, F., Dell'arciprete, P., y González-Zevallos, D. 2010. Spatial overlap between foraging seabirds and trawl fisheries: implications for the effectiveness of a marine protected area at Golfo San Jorge, Argentina. *Bird Conservation International*, 20: 320-334.
- Zaixso, H. E., y Pastor, C. T. 1977. Observaciones sobre la ecología de los mitílidos de la ría Deseado. I. Distribución y análisis biocenótico. *Ecosur*, 4, 1-46.
- Zaixso, H. E., Boraso de Zaixso, A. L., Pastor de Ward, C. T., Lizarralde, Z. I., Dadón, J., y Galván, D. 2015. *Comunidades Biológicas y Geología* (V. II). In *La zona costera patagónica argentina: comunidades biológicas y geología*, 1a ed., Universitaria de la Patagonia –EDUPA, Comodoro Rivadavia. 244 pp.
- Zaixso, H. E., y Boraso de Zaixso, A. L. 2015. *La zona costera patagónica argentina: comunidades biológicas y geología*, 1a ed., Universitaria de la Patagonia –EDUPA, Comodoro Rivadavia. 244 pp.
- Zbawicka, M., Trucco, M. I., y Wenne, R. 2018. Single nucleotide polymorphisms in native South American Atlantic coast populations of smooth shelled mussels: hybridization with invasive European *Mytilus galloprovincialis*. *Genetics Selection Evolution*, 50: 5. <https://gsejournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s12711-018-0376-z>.

Anexo I

Relevamiento de efluentes urbanos de la ciudad de Comodoro Rivadavia

Tabla 1. Arroyos y canales. PTP = Planta de tratamiento primario.

Referencia	Estructura	Sustrato final	Longitud	Características Generales
1	Arroyo La Mata Cauce natural: arena	Arena - HMS	0	Olor cloacal leve. Restos de basura arrastrada por el cauce del arroyo.
2	Arroyo Belgrano Cauce natural: arena – canto rodado – PTP	Canto rodado - HMS	0	Olor cloacal intenso. Presencia de materia orgánica, detergentes, solidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
3	Canal Petroquímica-Km8 Cauce de arena – PTP	Canto rodado - arena	0	Presencia de materia orgánica, detergentes, solidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal. Intenso olor cloacal.
4	Canal Petroquímica 2 - Km8 Cauce de arena–	Canto rodado - arena	0	Sin presencia de solidos suspendidos visibles. Coloración verde turbio sin olor perceptible.
5	Canal Restinga Alí Cauce de arena	Arena	0	Presencia de materia orgánica, detergentes, solidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal. Aspecto turbio. Intenso olor cloacal.
6	Canal calle Roberto Julio Canal de concreto a cielo abierto, con tapas de cloacas.	Canto rodado - HMS	0	Sin presencia de solidos suspendidos visibles. Aspecto turbio. Con leve olor cloacal
7	Caleta Córdova Norte Cauce arena – Cámara séptica que desemboca sobre canal.	Arena/canto rodado -HMS	0	Arroyo sin presencia de solidos suspendidos ni olor cloacal.
8	Lixiviado 1 Depresión sobre línea de costa	Arena/canto rodado - HMS	0	Escorrentía con intenso olor putrefacto. Aspecto marrón turbio con exceso de basura plastica.
9	Lixiviado 2 sobre acantilado	Arena/canto rodado - HMS	0	Escorrentía con intenso olor putrefacto. Aspecto marrón turbio con exceso de basura plastica.

Tabla 2. Emisarios de corto alcance que escurren hacia el mar. PTP = Planta de tratamiento primario.

Referencia	Estructura	Sustrato final	Longitud	Características Generales
1	Dalle Mura Metal y concreto. Difusores de caudal en el extremo final. PTP	Restinga - HMM - HMI	520	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, sólidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
2	Las Torres Metal y concreto	Restinga - HMM	230	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, sólidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
3	Calle Moreno Metal con bases de concreto.	Restinga - HMM	160	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, sólidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
4	Calle los Marineros Metal, caño semi-enterrado	Restinga - HMM	100	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, sólidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
5	Calle Roberto Julio Metal con bases de concreto.	Restinga - HMM	160	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, sólidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.

Tabla 3. Desagües Pluvio-cloacales de gran caudal. PTP = Planta de tratamiento primario.

Referencia	Estructura	Sustrato final	Longitud	Características Generales	
1	Polonia-Fortunato Carante	Concreto	Arena - - HMS	0	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, solidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
2	Ramos Mejía	Concreto	Arena - - HMS	0	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, solidos suspendidos, elementos de higiene personal.
3	Ceferino Namuncurá y Av. Ducós	Concreto	Arena - restinga - HMS	0	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, solidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
4	Colector Las Torres	Metal sobre muro de contención	Canto rodado - HMS	0	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, solidos suspendidos, aceites, elementos de higiene persona.
5	Socios Fundadores	Metal sobre muro de contención	Escombros - restinga - HMS	0	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, solidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
6	Mitre 1 y 2	Metal, dos caños sobre muro de contención	Restinga - HMS	0	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, solidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
8	Escuela Biología Marina (BM)	Caño de fibrocemento	Canto rodado - HMS	0	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, solidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
9	M. Quintana	Concreto.	Canto rodado - arena - HMS	0	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, solidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
10	M. Quintana 2	Caño PVC - estructura de concreto.	Arena - Canto rodado - HMS	0	Leve olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, solidos suspendidos, aceites.
11	Hospital Alvear	Estructura fibrocemento.	Contención de roca - restinga - HMS	0	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, solidos suspendidos, aceites, elementos de higiene del hospital.

12	Km 4 – Barrio Walmart	Dos caños metálicos semienterrado en la arena.	Arena - canto rodado - HMS	0	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, sólidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
13	Tapa de Cloaca Km 5	Estructura de concreto a 10 m dentro del intermareal.	canto rodado - arena - HMS	0	Intenso olor cloacal. Aspecto limpio (posiblemente filtrado por el canto rodado).
14	Desagüe cloacal km 5	Estructura de fibrocemento	canto rodado - restinga - HMS	0	Intenso olor cloacal. Aspecto turbio. Presencia de materia orgánica, detergentes, sólidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
15	Restinga Ali-calle Pérez Galdos	Caño de PVC cubierto por gavión de contención	sobre gavión - arena - HMS	0	Intenso olor cloacal. Aspecto limpio (posiblemente filtrado por los gaviones)

Tabla 4. Desagües Pluvio-cloacales de bajo caudal.

1	Colector Roca	Estructura de PVC sobre estructura de concreto.	Muro de contención - arena - HMS	0	Caudal bajo con intenso olor cloacal, de aspecto turbio con presencia de materia orgánica, sólidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
2	Colector EEUU-Casimiro Sziapelis	Estructura de concreto.	Escombros de contención - Restinga - HMS	0	Caudal bajo con leve olor cloacal y presencia de aceites.
3	Colector 25 de mayo	Caño metálico que desemboca sobre estructura de concreto.	Restinga - HMS	0	Caudal bajo con intenso olor cloacal, aspecto turbio y coloración marrón. Presencia de materia orgánica, detergentes, sólidos suspendidos.
4	Av. Ducós y Pellegrini	Caño metálico sobre muro de contención	Restinga - HMS	0	Caudal muy bajo con leve olor cloacal.
5	Colector Pellegrini	Estructura de concreto	Restinga - HMS	0	Caudal muy bajo con intenso olor cloacal.
6	Colector Monumento Malvinas	Caño metálico sobre contención de concreto.	Canto rodado	0	Caudal muy bajo con intenso olor cloacal que desemboca sobre la línea de costa.
7	Playa de tanques 3	Estructura de PVC con rupturas.	Canto rodado - HMS	0	Caudal muy bajo con leve olor cloacal que desemboca sobre la línea de costa.
8	M. Quintana 3	Estructura de plástico cubierta de concreto.	Contención de Roca-restinga - HMS	0	Caudal bajo con intenso olor cloacal, de aspecto turbio con presencia de materia orgánica, detergentes, sólidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
9	Mariano de Vedia	Estructura de PVC cubierta de concreto.	contención de Roca-restinga - HMS	0	Caudal muy bajo con leve olor cloacal.
10	Hospital Alvear 2	Tres caños metálicos contenidos en muro de contención.	contención de Roca-restinga - HMS	0	Caudal muy bajo con leve olor cloacal que desemboca sobre la línea de costa.
11	Esc 302- Dr. A. Rebello	Caño de PVC contenida en muro de concreto.	arena-restinga - HMS	0	Caudal muy bajo con leve olor cloacal. Sin presencia de materia orgánica aparente
12	Club Náutico YPF	Caño de PVC contenida en murallón de concreto.	Arena HMS	0	Caudal muy bajo con leve olor cloacal. Sin presencia de materia orgánica aparente

13	Desagüe Usina - Km 5	Caño de PVC.	Canto rodado - restinga HMS	0	Caudal bajo con intenso olor cloacal, de aspecto turbio con presencia de materia orgánica, detergentes, sólidos suspendidos, aceites, elementos de higiene personal.
14	Calle Larreguy - Km 8	Caño de PVC.	Arena - HMS	0	Caudal muy bajo con leve olor cloacal. Sin presencia de materia orgánica aparente
15	Caleta Córdova -Feria de comidas	Caño metálico que desemboca sobre línea de costa	Restinga - HMS	0	Sin presencia de sólidos suspendidos visibles. Aspecto turbio, leve olor cloacal.

Tabla 5. Desagües Pluviales.

1	Pluvial - Av. Ducós-Shopping 1	metal sobre muro de contención	Restinga - HMS	0	sin caudal
2	Pluvial - Av. Ducós-Shopping 2	Metal sobre muro de contención	Restinga - HMS	0	sin caudal
3	Colector Las Torres 2	Caño metálico sobre muro de contención	Canto rodado - HMS	0	sin caudal
4	Colector calle 9 de julio	Estructura circular de concreto que descarga sobre escombros	Restinga - HMS	0	sin caudal
5	Colector Puerto	Estructura circular metálica que desemboca sobre línea de costa	Restinga - HMS	0	sin caudal
6	Chalet Huergo	Caño metálico sobre rocas de contención	contención de Roca-restinga - HMS	0	sin caudal
7	Playa de tanques	Estructura circular metálica que desemboca sobre estructura de concreto sobre línea de costa	Canto rodado - HMS	0	sin caudal
8	Playa de tanques 2	Estructura de fibrocemento que desemboca sobre la línea de costa	Canto rodado - HMS	0	sin caudal
9	Pluvial - Km 4	Estructura de concreto de forma rectangular que desemboca sobre la línea de costa.	Canto rodado - HMS	0	sin caudal
10	Pluvial2 - Km 4	Estructura circular metálica que desemboca sobre línea de costa	Canto rodado - HMS	0	sin caudal
11	Pluvial - Km 5	Estructura metálica que desemboca en línea de costa	Canto rodado - HMS	0	sin caudal
12	Pluvial2 - Km 5	Estructura metálica que desemboca en línea de costa	Canto rodado - HMS	0	sin caudal

Anexo II

Regresiones lineales para el cálculo de pesos secos de *Perumytilus purpuratus*

Tabla 1. Regresión entre la talla medida en milímetros (Ta) y el Peso seco medido en gramos (Ps): $\text{Log}_{10}(\text{Ps}) = a * \text{Log}_{10}(\text{Ta}) - b$.
 LT (La Tranquera) y MQ (Punta Maqueda); PT (El Puerto) y SM (Stella Maris). HMS: Horizonte mesolitoral superior; HMM: Horizonte mesolitoral medio; HMI: Horizonte mesolitoral inferior; HIS: Horizonte infralitoral superior.

Sitio	Horizonte	a	b	r ²
LT	HMS	2,4902	4,791	0,8858
	HMM	2,76552	5,0028	0,875
	HMI	2,94894	5,16906	0,941
	HIS	3,43134	5,76799	0,958
MAQ	HMS	-	-	-
	HMM	2,3063	4,5804	0,8644
	HMI	2,50435	4,5665	0,9179
	HIS	2,50435	4,5665	0,9179
PT	HMS	2,0249	4,158	0,6679
	HMM	2,0249	4,158	0,6679
	HMI	2,572193	4,7537	0,78441
	HIS	2,572193	4,7537	0,78441
SM	HMM	2,7100	4,900	0,715687
	HMI	2,435061	4,63745	0,84465
	HIS	2,435061	4,63745	0,84465



Universidad Nacional
de la Patagonia
San Juan Bosco



CIT GOLFO SAN JORGE



INSTITUTO DE DESARROLLO COSTERO
DR. H.C. HÉCTOR E. ZAIXSO

<http://www.unp.edu.ar/idc/>

Contacto: Romynv@gmail.com

