

Una revisión de los efectos de los cambios ambientales antropogénicos en las interacciones tróficas de cuatro ecosistemas marinos entre los 45° y 62° S

TOMÁS I. MARINA¹ & LEONARDO A. SARAVIA^{1,2}

1. <https://orcid.org/0000-0002-9203-7411>

2. <https://orcid.org/0000-0002-7911-4398>

OPEN ACCESS

Recibido:

08/12/2022

Revisado:

19/12/2022

Aceptado:

20/12/2022

Publicado en línea:

30/12/2022

Coeditora:

Dra. Juliana Giménez

ISSN 0718-686X



RESUMEN

Los efectos ocasionados por los cambios ambientales antropogénicos en las comunidades de los ecosistemas marinos han sido y siguen siendo motivo de diversas líneas de investigación. En los últimos años se ha evidenciado la importancia de considerar las interacciones tróficas para comprender mejor los efectos de dichos cambios en los ecosistemas marinos. En este trabajo de revisión nos propusimos resumir el estado de conocimiento sobre las interacciones tróficas y los principales efectos de los cambios ambientales antropogénicos para cuatro ecosistemas marinos del Atlántico Sudoccidental y la Antártida. Estos ecosistemas son: Golfo San Jorge (45° - 47° S, 65° - 68° O), Área Marina Protegida Namuncurá - Banco Burdwood (54° S, 59° O), Canal Beagle (54° S, 68° O) y Caleta Potter (62° S, 58° O). Además, proponemos perspectivas de investigación para mejorar la comprensión acerca de cómo las perturbaciones ambientales antropogénicas afectan la compleja red de interacciones presa-depredador que ocurren en cada uno de los ecosistemas marinos de las regiones Atlántico Sudoccidental y Antártida.

Palabras clave: interacciones tróficas, cambios ambientales, cambios antropogénicos, ecosistema marino, Atlántico Sudoccidental, Antártida.

A review on effects of anthropogenic environmental changes on trophic interactions in four marine ecosystems between 45° and 62°S

Contribución de los autores:

T.I.M.: ideó y escribió la primera versión del artículo,

L.A.S.: revisó y contribuyó a mejorar el artículo.

Financiamiento:

Proyecto de Investigación Plurianual "¿Cuáles son los efectos de los cambios ambientales antropogénicos en las interacciones tróficas de las comunidades de los ecosistemas marinos en el gradiente latitudinal Atlántico Sudoccidental - Antártida?" (cód. 11220210100907CO).

Declaración de competencia de intereses:

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

ABSTRACT

The effects caused by anthropogenic environmental changes in the communities of marine ecosystems have been and continue to be the subject of various lines of research. In recent years, the importance of considering trophic interactions to better understand the effects of these changes on marine ecosystems has become evident. In this review paper we summarize the state of knowledge on trophic interactions and the main effects of anthropogenic environmental changes in four marine ecosystems from the Southwest Atlantic and the Antarctic. These ecosystems are: San Jorge Gulf (45° - 47° S, 65° - 68° 39' W), Namuncurá Marine Protected Area - Burdwood Bank (54° S, 59° W), Beagle Channel 40 (54° S, 68° W) and Potter Cove (62° S, 58° W). In addition, we propose research perspectives to improve the understanding of how anthropogenic environmental disturbances affect the complex network of predator-prey interactions that occur in each of the marine ecosystems of the Southwest Atlantic and Antarctic regions.

INTRODUCCIÓN

Las redes ecológicas están compuestas por un conjunto de especies y conexiones que representan las interacciones y los flujos de energía; también pueden representar grupos funcionales y flujos de materia en un sistema. Particularmente, una red ecológica describe las interacciones entre especies en una comunidad y hábitat determinados. En los ecosistemas ocurren interacciones de diferentes tipos: tróficas (de alimentación), mutualistas (de provisión de alimento y refugio), competitivas (de interferencia en la utilización de los recursos comunes), entre otras. Esta aproximación al estudio de las comunidades como una red de múltiples interacciones es una herramienta de análisis que ayuda a revelar no sólo la estructura y estabilidad sino las propiedades dinámicas y energéticas de un ecosistema (Belgrano *et al.* 2005). Los modelos tróficos de redes complejas pueden ser útiles para evitar el reduccionismo de analizar solo las especies que se suponen importantes y/o con las interacciones de mayor flujo relativo, lo que trae como consecuencia una descripción sesgada e incompleta del sistema en estudio. Al incorporar la mayor parte de las interacciones es posible capturar fenómenos emergentes imposibles de predecir **cuándo** se utilizan modelos de pocas especies (Hagstrom & Levin 2017). Esto proporciona una perspectiva de sistemas complejos para investigar los fenómenos ecológicos y para analizar los efectos del cambio climático global y las perturbaciones antropogénicas en los ecosistemas marinos (Pascual & Dunne 2005).

El estudio de la complejidad, estructura y estabilidad de las redes tróficas utilizando la teoría de redes comenzó en la década de 1970 con el análisis de comunidades terrestres y dulceacuícolas (May 1973; Cohen & Stephens 1978; Pimm 1980; Briand & Cohen 1987). Durante esta época, el físico australiano Robert M. May sugirió, de manera teórica, que existía una relación entre complejidad, analizada mediante la conectividad ($C = L/S^2$ donde L es el número de interacciones y S es el número de especies), y estabilidad en redes tróficas con estructura aleatoria: a mayor complejidad, menor estabilidad (May 1973). Con el advenimiento de redes tróficas empíricas de mayor resolución, es decir mayor representación de especies biológicas que de grupos funcionales agregados y, por ende, complejidad, la hipótesis sobre la relación entre complejidad y estabilidad comenzó a ser objeto de debate (Martínez 1993; Hall & Raffaelli 1997; Jacquet *et al.* 2016). Actualmente, los estudios de redes tróficas se centran en el análisis de la estructura y su influencia en el funcionamiento y estabilidad de los ecosistemas (e.g. Stouffer & Bascompte 2011; Marina *et al.* 2018a; Marina *et al.* 2018b; Landi *et al.* 2018). En este sentido, existe evidencia de correlación entre ciertas propiedades estructurales y la respuesta de las redes tróficas a cambios de diverso origen afectando, en última instancia, la estabilidad de la red (Stouffer & Bascompte 2011; Johnson *et al.* 2014; Borrelli *et al.* 2015).

En particular, las contribuciones realizadas con respecto a la complejidad, estructura y estabilidad de las redes tróficas marinas utilizando el enfoque de redes complejas se concentran en algunos ecosistemas. Los ecosistemas marinos más estudiados en este sentido son: el Mar Báltico (Yletyinen *et al.* 2016; Kortsch *et al.* 2021; Tomczak *et al.* 2022), el Mar de Barents (Olivier & Planque 2017), el intermareal rocoso de Chile (Pérez-Matus *et al.* 2017) y algunas regiones **costeras antárticas y pelágicas del Océano Austral** (Jacob *et al.* 2011; Ortiz *et al.* 2017; Rossi *et al.* 2019; McCormack *et al.* 2020). A modo de resumen, estos trabajos dan evidencia de la existencia de una compleja red de interacciones tróficas con características estructurales particulares en cada sistema estudiado. Sin embargo, se pueden destacar algunas generalidades para las redes

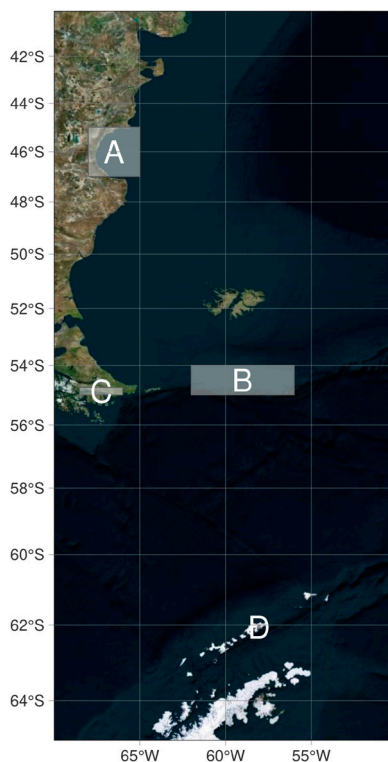
tróficas marinas: 1) distribución asimétrica de las interacciones, es decir que la mayoría de las especies están poco conectadas mientras que una minoría concentra las interacciones; 2) alto porcentaje de especies omnívoras (> 40 %); y 3) organización en módulos, donde un subgrupo de especies está más conectado entre sí que con el resto de las especies de la red. En su mayoría, estos avances fundamentales en el conocimiento de la ecología trófica de los ecosistemas se han realizado utilizando redes tróficas cualitativas, donde solo la presencia/ausencia de la interacción se tuvo en cuenta para la construcción y análisis de la red.

A lo largo de las regiones del Atlántico Sudoccidental y la Antártida se han realizado diversas investigaciones que han abordado aspectos de la ecología trófica enfocándose en la descripción de ciertas relaciones presa-depredador de interés (e.g. Pasotti *et al.* 2015; Riccialdelli *et al.* 2017, 2020; Barrera-Oro *et al.* 2019). La mayoría de estos estudios analizan las interacciones tróficas considerando especies de una comunidad en particular (aves y mamíferos marinos, peces, especies bentónicas, macroalgas), mientras que en aquellos casos en los que la totalidad de los niveles tróficos fue estudiada la resolución taxonómica fue baja (i.e. grupos a niveles de clase, orden, familia). En este contexto, existen investigaciones en áreas particulares de las regiones mencionadas donde sí se ha considerado la totalidad de las especies y sus interacciones tróficas. Dichas áreas forman parte de las "áreas geográficas prioritarias" de Pampa Azul, que es una iniciativa interministerial del gobierno de Argentina que articula acciones de investigación científica, desarrollo tecnológico e innovación para proporcionar bases científicas a las políticas oceánicas nacionales, incluyendo el fortalecimiento de la soberanía nacional sobre el mar, la conservación, así como el uso sostenible de los bienes marinos, incluida la creación y gestión de áreas marinas protegidas (<https://www.pampazul.gob.ar>).

Uno de los cambios ambientales más importantes en los ecosistemas marinos de altas latitudes es el aumento de la temperatura superficial media del agua (Bulgin *et al.* 2020; Gutt *et al.* 2021), registrándose incrementos de hasta 1°C en los últimos 50 años (Meredith & King 2005). Uno de los principales efectos directos sobre las especies marinas es el aumento de la demanda metabólica (Brown *et al.* 2004) y el cambio de distribución de las especies, que trae como consecuencia extinciones y/o invasiones locales particularmente en los ecosistemas de aguas templado-frías (e.g. Kortsch *et al.* 2015; McCarthy *et al.* 2019). Por otro lado, uno de los cambios antropogénicos históricamente determinantes para la estructura y funcionamiento de los ecosistemas marinos ha sido y es la actividad pesquera (Halpern *et al.* 2007). Además del efecto directo sobre la biomasa de la especie objetivo de la pesca, se ha evidenciado que las pesquerías alteran la dieta y preferencia de los depredadores mediante la captura incidental y/o el descarte (Funes *et al.* 2019).

El presente trabajo de revisión tiene como objetivo general evidenciar el estado de conocimiento de los efectos de los cambios ambientales antropogénicos sobre las interacciones tróficas de cuatro ecosistemas marinos en el Atlántico Sudoccidental -y la Antártida (45° S - 62° S): Golfo San Jorge, Área Marina Protegida Namuncurá - Banco Burdwood, Canal Beagle y Caleta Potter (Antártida) (Fig. 1).

Fig. 1. Mapa que muestra los cuatro ecosistemas marinos analizados. A: Golfo San Jorge, B: AMP Namuncurá - Banco Burdwood, C: Canal Beagle, D: Caleta Potter (Antártida).



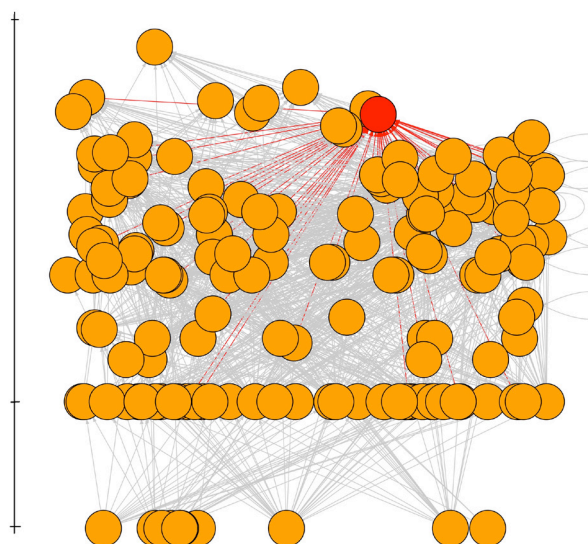
Cambios ambientales antropogénicos en el Atlántico Sudoccidental y la Península Antártica

Los efectos de los cambios ambientales antropogénicos en los ecosistemas del Atlántico Sudoccidental, particularmente del Mar Argentino, y la Península Antártica han sido estudiados principalmente con foco en una única especie o en un grupo reducido de especies de interés (e.g. Sahade *et al.* 2015; Almandoz *et al.* 2019; Dans *et al.* 2021; Fioramonti *et al.* 2022). Además, el análisis de estos efectos sobre las interacciones tróficas se acota a ciertas relaciones presa-depredador de interés, e investigaciones que consideren la totalidad de la red compleja de interacciones tróficas no existen para algunos ecosistemas ~~del Atlántico Sudoccidental y la Península Antártica~~. A continuación, se describe el estado de conocimiento sobre estos temas para cuatro ecosistemas marinos.

Situación en el Golfo San Jorge

El ecosistema más boreal considerado es el Golfo San Jorge (GSJ), entre latitudes 45o a 47o S y longitudes 65o a 68o O. El conocimiento de este ecosistema ha crecido en los últimos años gracias a los diversos estudios surgidos del Grupo de Trabajo Golfo San Jorge (Dans *et al.* 2021). El GSJ es un área particularmente productiva del Mar Argentino. Consiste en una cuenca semicerrada de aproximadamente 230 km de apertura latitudinal y con aproximadamente 150 km de ancho longitudinal. Dada la importante productividad primaria, varias especies de mamíferos marinos, aves marinas, peces y crustáceos se solapan, formando agregaciones reproductivas,

Fig. 2. Representación gráfica de la red trófica del Golfo San Jorge mostrando el efecto de la pesca en color rojo (especie trófica "pesca" y sus interacciones). Ordenada verticalmente por nivel trófico. Modificado de Funes et al. (2022).



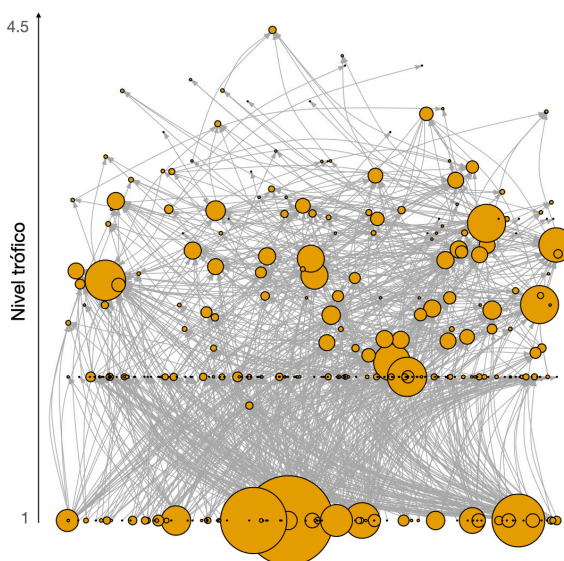
de cría y de alimentación (Yorio 2009). Por la importancia de las poblaciones del sistema, se han creado áreas protegidas y/o de manejo pesquero con distintas restricciones (Góngora *et al.* 2012). El GSJ es un área clave de alimentación, reproducción y cría para las principales pesquerías de Argentina, sustentando principalmente dos pesquerías de arrastre de fondo: la pesquería del langostino patagónico *Pleoticus muelleri* Bate, 1888 y la de la merluza común, *Merluccius hubbsi* Marini, 1933 (Góngora *et al.* 2012; Lovrich 2014). Estas pesquerías se han desarrollado por más de 30 años, y varias especies han mostrado alteraciones en sus dietas, como por ejemplo especies carroñeras incorporando ítems del descarte pesquero.

La primera descripción y de alta resolución taxonómica de las interacciones tróficas del GSJ ha sido publicada recientemente, y caracteriza la red trófica de dicho ecosistema con más de 160 especies y casi 1000 interacciones presa-depredador (Funes 2020). Las especies que se destacan como importantes en la estructura de la red y aumentan la eficiencia energética del ecosistema conectando los niveles tróficos basales (productores primarios) y tope (depredadores) son los crustáceos *Pleoticus muelleri* y *Munida gregaria* Fabricius, 1793, de posiciones tróficas intermedias. La inclusión del efecto de la pesca sugiere cambios esenciales en las interacciones entre las especies, donde la merluza común adquiere relevancia como especie clave. Además, el efecto de la pesca genera cambios en la estructura y funcionamiento del ecosistema: mayor proporción de especies omnívoras, disminución en el nivel trófico medio y menor estabilidad del sistema (Funes *et al.* 2022) (Fig. 2).

Situación en el AMP Namuncurá - Banco Burdwood

El Área Marina Protegida (AMP) Namuncurá - Banco Burdwood, centrada en 54°S y 59°O, es la primera área oceánica protegida dentro de la Zona Económica Exclusiva de Argentina creada en el año 2013 mediante la promulgación de la Ley 26.785. Es reconocida como un área subantártica de importancia ecológica (Schejter *et al.* 2016). El conocimiento sobre la estructura trófica y la dinámica de las comunidades bentónicas y pelágicas del ecosistema del AMP está

Fig. 3. Representación gráfica de la red trófica del Área Marina Protegida Namuncurá - Banco Burdwood. El diámetro de los círculos (especies) es relativo a la cantidad de interacciones. Ordenada verticalmente por nivel trófico. Modificado de Marina (2021).



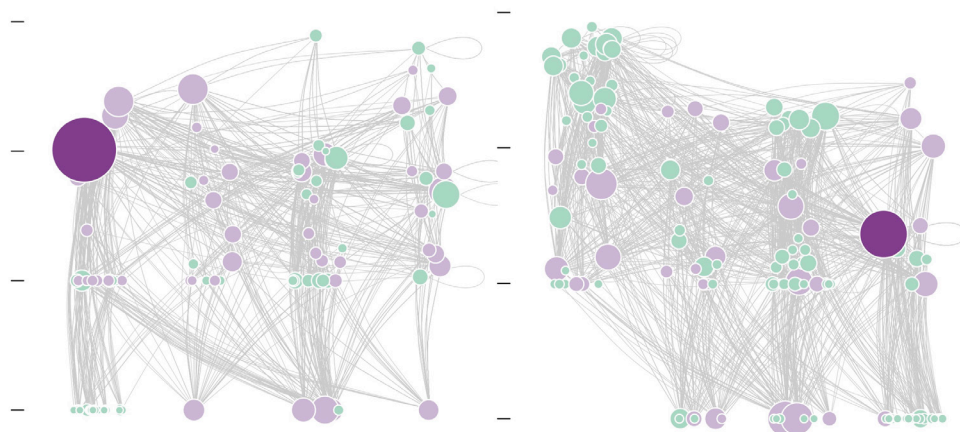
siendo estudiado mediante diferentes enfoques por el Grupo de Trabajo Banco Burdwood. Entre la fauna bentónica se han reportado especies de alta vulnerabilidad: briozoos, poríferos y tunicados (Falabella 2017) y en sus taludes corales de aguas frías. Estos grupos son importantes indicadores del estado del ecosistema debido a que son formadores de estructuras, a su sensibilidad a la pesca de arrastre de fondo y a los muy lentos tiempos de recuperación luego de un evento de perturbación (Falabella 2017).

Las investigaciones en el AMP han hecho foco en etapas y especies claves del ecosistema (García Alonso *et al.* 2018; Schejter *et al.* 2020) y a nivel de la red trófica a escala local como regional (Ricciardelli *et al.* 2020). Recientemente se ha propuesto que el ecosistema está regulado por especies de nivel trófico intermedio que ejercen un control de tipo wasp-waist (o cintura de avispa) (Padovani *et al.* 2012; Arkhipkin & Laptikhovsky 2013; Ricciardelli *et al.* 2020). Una de estas especies es la sardina fueguina *Sprattus fuegensis* Jenyns, 1842. De un modo similar, el pez bento-pelágico *Patagonotothen ramsayi* Regan, 1913, constituye la segunda especie considerada wasp-waist, de gran abundancia regionalmente y en el sector, y dado su comportamiento bento-pelágico puede funcionar como un enlace importante entre las redes pelágicas y bentónicas (Arkhipkin & Laptikhovsky 2013; Ricciardelli *et al.* 2020). Análisis preliminares muestran que la red trófica del AMP está compuesta por de 361 especies tróficas, es decir que existen nodos de la red definidos a diferentes resoluciones taxonómicas, y más de 1300 interacciones (Marina 2021) (Fig. 3). En términos de cantidad de interacciones se destacan los peces bento-pelágicos *Dissostichus eleginoides* Smitt, 1898 y *Patagonotothen guntheri* Normal, 1937 y el anfípodo *Themisto gaudichaudii* Guérin, 1825.

Situación en el Canal Beagle

El Canal Beagle es un ecosistema marino subpolar único que conecta los océanos Pacífico y Atlántico. Está amenazado por actividades antropogénicas como la introducción de especies

Fig. 4. Representación gráfica de las redes tróficas de Caleta Potter (izquierda) y Canal Beagle (derecha), resaltando la especie clave (ver texto). Ordenadas verticalmente por nivel trófico. Los colores indican diferentes roles topológicos de las especies (ver detalles en Rodríguez et al. (2022). Modificado de Rodríguez et al. (2022)



exóticas (e.g., invasión del salmón chinook: Fernández *et al.* (2010), Riva Rossi *et al.* (2012)), niveles crecientes de contaminación en las zonas urbanas costeras. (e.g., descargas de aguas residuales: Gil *et al.* (2011), Biancalana & Torres (2011)), e incluso la pesca artesanal de especies económicamente importantes (e.g., centollas: Lovrich (1997)). Las consecuencias ecológicas de estas amenazas son poco conocidas, pero la reciente invasión del salmón chinook (Fernández *et al.* 2010) podría constituir una gran amenaza para la biodiversidad y la estructura del ecosistema en los ecosistemas marinos costeros del Canal Beagle.

La primera aproximación de la complejidad de las relaciones presa-depredador en el Canal fue realizada por Riccialdelli *et al.* (2017). Los autores sugieren al menos cuatro fuentes principales de energía para el ecosistema: fitoplancton pelágico, algas bentónicas y detritos marinos y terrestres. También identificaron cuatro niveles tróficos en la red trófica y mostraron que los consumidores que ocupan niveles tróficos similares dependen de diferentes fuentes de producción. Recientemente, Rodríguez *et al.* (2022) **construyó y analizó**, mediante la aproximación de redes complejas, la red trófica del Canal Beagle. Aquí mostraron que la red se compone de 145 especies y más de 1100 interacciones, donde las especies de niveles tróficos intermedios son las dominantes. Particularmente, **Munida gregaria** surge como una especie importante para el mantenimiento de la conectividad de la red. En comparación con una red trófica antártica (Caleta Potter), el Canal mostró un mayor número de especies tróficas (principalmente debido a una mayor riqueza de peces), casi el doble de interacciones, mayor nivel trófico medio y mayor porcentaje de especies omnívoras. Además, los análisis de estabilidad sugieren valores menores y alta sensibilidad a la pérdida de especies muy conectadas y especies generalistas. Sin embargo, el alto grado de omnivoría y modularidad (formación de subgrupos de especies) sugieren plasticidad para adaptarse a los cambios antes de colapsar (Fig. 4).

Situación en Caleta Potter (Antártida)

Caleta Potter es un fiordo antártico de 4 km de largo y 2,5 km de ancho, localizado en la Isla 25 de Mayo (**62o S, 58o O**). Una región somera (< 30 m) separa el fiordo en zonas interna y externa. La caleta interna, de menor profundidad, está caracterizada por fondos blandos, mientras que la caleta externa (100 m) se compone de fondos rocosos. Las costas rocosas de la Caleta están colonizadas por altas biomásas de macroalgas (Quartino *et al.* 2005), mientras

Tabla 1. Resumen del estado de conocimiento de las interacciones tróficas y las principales perturbaciones ambientales antropogénicas en los ecosistemas marinos analizados.

Ecosistema	Lat./Lon.	Conocimiento trófico	Perturbaciones	Referencias
Golfo San Jorge	45o - 47o S / 65o - 68o O	Complejidad, estructura de red trófica; efecto de pesquerías sobre estabilidad	Pesquerías	Dans <i>et al.</i> 2021; Funes <i>et al.</i> 2022
AMPN-BB	54o S / 59o O	Interacciones tróficas aisladas; especies clave; red trófica preliminar	Microplásticos; Mercurio	Schejter <i>et al.</i> 2020; Riccialdelli <i>et al.</i> 2020
Canal Beagle	54o S / 68o O	Complejidad, estructura y estabilidad de red trófica; especies clave	Microplásticos; eutrofización	Riccialdelli <i>et al.</i> 2020; Rodríguez <i>et al.</i> 2022
Caleta Potter	62o S / 58o O	Complejidad, estructura y funcionamiento de red trófica; efecto de extinciones (simuladas) sobre estabilidad	Aumento de temperatura; partículas en suspensión	Sahade <i>et al.</i> 2015; Marina <i>et al.</i> 2018; Cordone <i>et al.</i> 2018; Rodríguez <i>et al.</i> 2022

que la caleta interna está densamente habitada por especies bentónicas filtradoras (Tatián *et al.* 2004). Esta conjunción de hábitats hace de este fiordo un ecosistema de alta biodiversidad.

En los últimos años se han llevado a cabo diversas investigaciones que caracterizan la complejidad, estructura y funcionamiento de la red trófica en este ecosistema antártico (Cordone *et al.* 2018, 2020; Marina *et al.* 2018b; Rodríguez *et al.* 2022). La misma se compone de más de 100 especies tróficas y 600 interacciones. Las especies que dominan en número de interacciones pertenecen a niveles tróficos intermedios, siendo la más representativa *Notothenia coriiceps* Richardson, 1844, un pez demersal. Particularmente el estudio de Cordone *et al.* (2018) sugiere que la red trófica de Caleta Potter es robusta a los cambios en las especies de macroalgas hasta un alto umbral de estrés, a partir del cual se espera que los efectos negativos se propaguen al resto de las especies de la red provocando su colapso. En comparación con la red trófica del Canal Beagle, descrita en la sección anterior, Rodríguez *et al.* (2022) sugirió que la red de Caleta Potter es menos compleja pero más estable en el sentido de que su probabilidad de recuperación luego de una perturbación (ambiental o antropogénica) es mayor (Fig. 4).

La tabla 1 resume el estado de conocimiento trófico y las perturbaciones ambientales antropogénicas para cada una de los ecosistemas marinos descritos anteriormente.

Perspectivas a futuro

En conclusión, los cuatro ecosistemas marinos analizados se caracterizan por redes tróficas complejas en términos de la cantidad de especies e interacciones presa-depredador. En todos los casos el principal interrogante aún abierto es cómo se verá afectada la estructura, el funcionamiento y la estabilidad de la red frente a efectos de cambios ambientales antropogénicos

que están ocurriendo actualmente en las diferentes áreas. Considerando solo los cambios antropogénicos, el ecosistema del Golfo San Jorge es el más perturbado (actividades pesqueras desde hace décadas). Por otro lado, si consideramos solo cambios ambientales (cambio climático global), el ecosistema de Caleta Potter es el más afectado por el hecho de ser un ecosistema antártico (Gutt et al. 2021).

Proponemos las siguientes perspectivas como ejes de investigación para mejorar la comprensión de los efectos de los cambios ambientales antropogénicos en los ecosistemas marinos de las regiones del Atlántico Sudoccidental y la Antártida:

1. Incluir información sobre la intensidad de interacción

En las últimas décadas se ha puesto énfasis en el rol que cumple la intensidad de interacción como un aspecto fundamental para mejorar la comprensión de la estructura de las redes tróficas y su influencia en la estabilidad en ecosistemas sometidos a perturbaciones de diverso origen (Neutel et al. 2007; Shurin et al. 2012; Nilsson & McCann 2016; Kortsch et al. 2021). Sin embargo, la mayoría de los estudios de simulación de efectos de cambios ambientales antropogénicos realizados en redes tróficas empíricas de alta resolución utilizan redes cualitativas, es decir que solo tienen en cuenta la presencia/ausencia de las interacciones y no su intensidad (Dunne et al. 2002; Byrnes et al. 2007; Eklöf et al. 2013; Cordone et al. 2018). Por otro lado, aquellos estudios que estiman la intensidad de interacción entre las especies, obteniendo redes tróficas cuantitativas, sugieren que el rol de las interacciones débiles o de menor intensidad relativa es esencial para proveer estabilidad a la red (Emmerson & Yearsley 2004; Bascompte et al. 2005; van Altena et al. 2016).

2. Evaluar la posibilidad de cambios de régimen

Con el advenimiento de ecosistemas marinos sometidos a múltiples perturbaciones simultáneamente (aumento de temperatura, pesquerías) (Dans et al. 2021; Gutt et al. 2021), es posible que se desencadenen cambios de régimen o de estructura en el entramado de múltiples interacciones tróficas. Un cambio de régimen en un ecosistema puede definirse como la ocurrencia de cambios relativamente abruptos entre estados persistentes que pueden presentarse en un sistema complejo (deYoung et al. 2008). Generalmente estos cambios se producen a nivel local pero pueden propagarse espacialmente hasta comprender regiones extensas (Eklöf et al. 2020). La conexión **entre** los cambios de régimen entre diferentes áreas puede darse debido a la dispersión de especies. Si los organismos se dispersan entre áreas locales, el cambio debería comenzar en las áreas donde los sistemas están más cerca de los umbrales de transición, propagándose gradualmente hacia otras áreas como un efecto dominó (Leemput et al. 2015). La mayor interconexión entre cambios de régimen fue encontrada en ecosistemas marinos en estudios que involucran comunidades de macroalgas, fenómenos de **eutroficación** o el colapso de pesquerías (Rocha et al. 2018). Dada la conectividad entre las áreas (Franco et al. 2018; Matano et al. 2019), es de sumo interés realizar un análisis regional sobre la posible presencia de cambios de régimen locales y su conexión a nivel regional.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos el esfuerzo y dedicación de las personas que han llevado adelante las investigaciones que nos han permitido realizar esta revisión. TIM y LAS agradecen el subsidio otorgado recientemente por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET, Argentina). Esto nos permitirá generar nuevo conocimiento sobre los efectos de los cambios ambientales antropogénicos en las redes tróficas de diferentes ecosistemas marinos del Atlántico Sudoccidental y la Península Antártica.

LITERATURA CITADA

- Almandoz, G.O., Cefarelli, A.O., Diodato, S., Montoya, N.G., Benavides, H.R., Carignan, M., & Hernando, M. (2019). Harmful Phytoplankton in the Beagle Channel (South America) as a Potential Threat to Aquaculture Activities. *Marine Pollution Bulletin*, 145: 105–117. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.026>.
- Arkhipkin, A., & Laptikhovsky, V. (2013). From Gelatinous to Muscle Food Chain: Rock Cod *Patagonotothen* Ramsay Recycles Coelenterate and Tunicate Resources on the Patagonian Shelf. *Journal of Fish Biology*, 83(5): 1210–20. <https://doi.org/10.1111/jfb.12217>.
- Bascompte, J., Melián, C.J., & Sala, E. (2005). Interaction Strength Combinations and the Overfishing of a Marine Food Web. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(15): 5443–47. <https://doi.org/10.1073/pnas.0501562102>.
- Barrera-Oro, E., Moreira, E., Seefeldt, M.A., Valli Francione, M., & Quartino, M.L. (2019). The importance of macroalgae and associated amphipods in the selective benthic feeding of sister rockcod species *Notothenia rossii* and *N. coriiceps* (Nototheniidae) in West Antarctica. *Polar Biology*, 42(2): 317–334.
- Belgrano, A., Scharler, U.M., Dunne, J., & Ulanowicz, R.E. (2005). *Aquatic Food Webs: An Ecosystem Approach* (1a edn.). Oxford, England: Oxford Editorial.
- Biancalana, F., & Torres, A.I. (2011). Variations of Mesozooplankton Composition in a Eutrophicated Semi-Enclosed System (Encerrada Bay, Tierra Del Fuego, Argentina). *Brazilian Journal of Oceanography*, 59(2): 195–99. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592011000200008>.
- Borrelli, J.J., Allesina, S., Amarasekare, P., Arditi, R., Chase, I., Damuth, J., & Holt, R.D. (2015). Selection on Stability Across Ecological Scales. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(7): 417–25. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.05.001>.
- Briand, F., & Cohen, J. (1987). Environmental Correlates of Food Chain Length. *Science*, 238(4829): 956–960. <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.3672136>.
- Brown, J.H., Gillooly, J.F., Allen, A.P., Savage, V.M., & West, G.B. (2004). Toward a Metabolic Theory of Ecology. *Ecology*, 85(7): 1771–89. <https://doi.org/10.1890/03-9000>.
- Bulgin, C.E., Merchant, C.J., & Ferreira, D. (2020). Tendencies, Variability and Persistence of Sea Surface Temperature Anomalies. *Scientific Reports*, 10(1): 7986. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64785-9>.
- Byrnes, J.E., Reynolds, P.L., & Stachowicz, J.J. (2007). Invasions and Extinctions Reshape Coastal Marine Food Webs. *PLOS ONE*, 2(3): e295. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000295>.
- Cohen, J.E., & Stephens, D.W. (1978). *Food Webs and Niche Space* (1a edn.). Princeton, USA: Princeton University Press.
- Cordone, G., Marina, T.I., Salinas, V., Doyle, S.R., Saravia, L.A., & Momo, F.R. (2018). Effects of Macroalgae Loss in an Antarctic Marine Food Web: Applying Extinction Thresholds to Food Web Studies. *PeerJ*, 6: e5531. <https://doi.org/10.7717/peerj.5531>.
- Cordone, G., Salinas, V., Marina, T.I., Doyle, S.R., Pasotti, F., Saravia, L.A., & Momo, F.R. (2020). Green Vs Brown Food Web: Effects of Habitat Type on Multidimensional Stability Proxies for a Highly-Resolved Antarctic Food Web. *Food Webs*, 25: e00166. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2020.e00166>.
- Dans, S.L., Cefarelli, A.O., Galván, D.E., Góngora, M.E., Martos, P., Varisco, M.A., Alvarez Colombo, G.L., ... & Zárate, M.D.

- (2021). El Golfo San Jorge como área prioritaria de investigación, manejo y conservación en el marco de la Iniciativa Pampa Azul. *Investigación y Ciencia*, 71: 21–43.
- deYoung, B., Barange, M., Beaugrand, G., Harris, R., Perry, R.I., Scheffer, M., & Werner, F. (2008). Regime Shifts in Marine Ecosystems: Detection, Prediction and Management. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(7): 402–9. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.008>.
- Dunne, J.A., Williams, R.J., & Martinez, N.D. (2002). Network Structure and Biodiversity Loss in Food Webs: Robustness Increases with Connectance. *Ecology Letters*, 5(4): 558–67. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00354.x>.
- Eklöf, A., Tang, S., & Allesina, S. (2013). Secondary Extinctions in Food Webs: A Bayesian Network Approach. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(8): 760–70. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12062>.
- Eklöf, J.S., Sundblad, G., Erlandsson, M., Donadi, S., Hansen, J.P., Eriksson, B.K., & Bergström, U. (2020). A Spatial Regime Shift from Predator to Prey Dominance in a Large Coastal Ecosystem. *Communications Biology*, 3(1): 1–9. <https://doi.org/10.1038/s42003-020-01180-0>.
- Emmerson, M., & Yearsley, J.M. (2004). Weak Interactions, Omnivory and Emergent Food-Web Properties. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 271(1537): 397–405. <https://doi.org/10.1098/rspb.2003.2592>.
- Falabella, V. (2017). Área Marina Protegida Namuncurá-Banco Burdwood. *Contribuciones Para La Línea de Base y El Plan de Manejo* (1a edn.). Jefatura de Gabinete de Ministros. Buenos Aires, Argentina.
- Fernández, D.A., Ciancio, J., Ceballos, S.G., Riva-Rossi, C., & Pascual, M.A. (2010). Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*, Walbaum 1792) in the Beagle Channel, Tierra Del Fuego: The Onset of an Invasion. *Biological Invasions*, 12(9): 2991–97. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9731-x>.
- Fioramonti, N.E., Ribeiro Guevara, S., Becker, Y.A., & Riccialdelli, L. (2022). Mercury Transfer in Coastal and Oceanic Food Webs from the Southwest Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 175: 113365. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113365>.
- Franco, B.C., Palma, E.D., Combes, V., Acha, E.M., & Saraceno, M. (2018). Modeling the Offshore Export of Subantarctic Shelf Waters From the Patagonian Shelf. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 123(7): 4491–4502. <https://doi.org/10.1029/2018JC013824>.
- Funes, M. (2020). Efectos de La Pesca de Arrastre Sobre La Estructura Trófica Del Norte Del Golfo San Jorge. Tesis de doctorado. Puerto Madryn, Argentina: Universidad Nacional San Juan Bosco.
- Funes, M., Marinao, C., & Galván, D.E. (2019). Does Trawl Fisheries Affect the Diet of Fishes? A Stable Isotope Analysis Approach. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 55(4): 327–43. <https://doi.org/10.1080/10256016.2019.1626381>.
- Funes, M., Saravia, L.A., Cordone, G., Iribarne, O.O., & Galván, D.E. (2022). Network Analysis Suggests Changes in Food Web Stability Produced by Bottom Trawl Fishery in Patagonia. *Scientific Reports*, 12(1): 10876. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-14363-y>.
- García Alonso, V.A., Brown, D., Martín, J., Pájaro, M., & Capitanio, F.L. (2018). Seasonal Patterns of Patagonian Sprat *Sprattus fuegensis* Early Life Stages in an Open Sea Sub-Antarctic Marine Protected Area. *Polar Biology*, 41(11): 2167–79. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2352-z>.
- Gil, M.N., Torres, A.I., Amin, O., & Esteves, J.L. (2011). Assessment of Recent Sediment Influence in an Urban Polluted Subantarctic Coastal Ecosystem. Beagle Channel (Southern Argentina). *Marine Pollution Bulletin*, 62(1): 201–7. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.10.004>.
- Góngora, M.E., González-Zevallos, D., Pettovello, A., & Mendiá, L. (2012). Caracterización de Las Principales Pesquerías Del Golfo San Jorge Patagonia, Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(1): 1–11.
- Gutt, J., Isla, E., Xavier, J.C., Adams, B.J., Ahn, I., Cheng, C.-H., Colesie, C., ... & Wall, D.H. (2021). Antarctic Ecosystems in Transition Life Between Stresses and Opportunities. *Biological Reviews*, 96(3): 798–821. <https://doi.org/10.1111/brv.12679>.
- Hagstrom, G.I., & Levin, S.A. (2017). Marine Ecosystems as Complex Adaptive Systems: Emergent Patterns, Critical Transitions, and Public Goods. *Ecosystems*, 20(3): 458–76. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0114-3>.

- Hall, S.J., & Raffaelli, D.G. (1997). Food Web Patterns: What Do We Really Know? In A.C., Gange & V.K. Brown (Eds.), *Multitrophic Interactions in Terrestrial Systems* (pp. 395–417). Blackwells.
- Halpern, B.S., Selkoe, K.A., Micheli, F., & Kappel, C.V. (2007). Evaluating and Ranking the Vulnerability of Global Marine Ecosystems to Anthropogenic Threats. *Conservation Biology*, 21(5): 1301–15. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00752.x>.
- Jacob, U., Thierry, A., Brose, U., Arntz, W.E., Berg, S., Brey, T., Fetzer, I., ... & Dunne, J.E. (2011). The Role of Body Size in Complex Food Webs: A Cold Case. *Advances in Ecological Research*, 45:181–223. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-386475-8.00005-8>.
- Jacquet, C., Moritz, C., Morissette, L., Legagneux, P., Massol, F., Archambault, P., & Gravel, D. (2016). No Complexity stability Relationship in Empirical Ecosystems. *Nature Communications*, 7(1): 12573. <https://doi.org/10.1038/ncomms12573>.
- Johnson, S., Dominguez-Garcia, V., Donetti, L., & Muñoz, M.A. (2014). Trophic Coherence Determines Food-Web Stability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(50): 17923–28. <https://doi.org/10.1073/pnas.1409077111>.
- Kortsch, S., Frelat, R., Pecuchet, L., Olivier, P., Putnis, I., Bonsdorff, E., Ojaveer, H., ... & Nordström, M.C. (2021). Disentangling Temporal Food Web Dynamics Facilitates Understanding of Ecosystem Functioning. *Journal of Animal Ecology*, 90(5): 1205–16. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13447>.
- Kortsch, S., Primicerio, R., Fossheim, M., Dolgov, A.V., & Aschan, M. (2015). Climate Change Alters the Structure of Arctic Marine Food Webs Due to Poleward Shifts of Boreal Generalists. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1814): 20151546. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1546>.
- Landi, P., Minoarivelo, H.O., Brännström, Å., Hui, C., & Dieckmann, U. (2018). Complexity and Stability of Adaptive Ecological Networks: A Survey of the Theory in Community Ecology. In P. Mensah, D. Katerere, S. Hachigonta & A. Roodt (Eds.), *Systems Analysis Approach for Complex Global Challenges* (pp. 209–48). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71486-8_12.
- Leemput, I.A., van Nes, E.H., & Scheffer, M. (2015). Resilience of Alternative States in Spatially Extended Ecosystems. *PLOS ONE*, 10(2): e0116859. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116859>.
- Lovrich, G. (2014). Línea de Base Sobre Las Unidades Ecológicas Del Mar Argentino y Sus Pesquerías Asociadas. Informe elaborado en el marco de la etapa de preparación del proyecto de inversión GEF/FAO. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.20638.59201>.
- Lovrich, G.A. (1997). La Pesquería Mixta de Las Centollas *Lithodes Santolla* y *Paralomis Granulosa* (Anomura: Lithodidae) En Tierra Del Fuego, Argentina. *Investigaciones Marinas*, 25: 41–57. <https://doi.org/10.4067/S0717-71781997002500004>.
- Marina, T.I. (2021). La Red Trófica Del AMP: Base de Datos y Resultados Preliminares. Taller Científico AMP Namuncurá – Banco Burdwood.
- Marina, T.I., Saravia, L.A., Cordone, G., Salinas, V., Doyle, S.R., & Momo, F.R. (2018a). Architecture of Marine Food Webs: To Be or Not Be a ‘Small-World’. *PLOS ONE*, 13(5): e0198217. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198217>.
- Marina, T.I., Salinas, V., Cordone, G., Campana, G., Moreira, E., Deregibus, D., Torre, L. ... & Momo, F.R. (2018b). The Food Web of Potter Cove (Antarctica): Complexity, Structure and Function. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 200: 141–51. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.10.015>.
- Martinez, N.D. (1993). Effects of Resolution on Food Web Structure. *Oikos*, 66(3): 403–12. <https://doi.org/10.2307/3544934>.
- Matano, R.P., Palma, E.D., & Combes, V. (2019). The Burdwood Bank Circulation. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 124(10): 6904–26. <https://doi.org/10.1029/2019JC015001>.
- May, R. (1973). *Stability and Complexity in Model Ecosystems* (1a edn.). Princeton, USA: Princeton University Press.
- McCarthy, A.H., Peck, L.S., Hughes, K.A., & Aldridge, D.C. (2019). Antarctica: The Final Frontier for Marine Biological Invasions. *Global Change Biology*, 25(7): 2221–41. <https://doi.org/10.1111/gcb.14600>.
- McCormack, S.A., Melbourne-Thomas, J., Trebilco, R., Blanchard, J.L., & Constable, A. (2020). Alternative Energy Pathways in Southern Ocean Food Webs: Insights from a Balanced Model of Prydz Bay, Antarctica. *Deep Sea Research*

- Part II: Topical Studies in Oceanography, 174: 104613. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2019.07.001>.
- Meredith, M.P., & King, J.C. (2005). Rapid Climate Change in the Ocean West of the Antarctic Peninsula During the Second Half of the 20th Century. *Geophysical Research Letters*, 32(19). <https://doi.org/10.1029/2005GL024042>.
- Neutel, A.-M., Heesterbeek, J.A.P., van de Koppel, J., Hoenderboom, G., Vos, A., Kaldewey, C., Berendse, F., & de Ruiter, P.C. (2007). Reconciling Complexity with Stability in Naturally Assembling Food Webs. *Nature*, 449(7162): 599–602. <https://doi.org/10.1038/nature06154>.
- Nilsson, K.A., & McCann, K.S. (2016). Interaction Strength Revisited clarifying the Role of Energy Flux for Food Web Stability. *Theoretical Ecology*, 9(1): 59–71. <https://doi.org/10.1007/s12080-015-0282-8>.
- Olivier, P., & Planque, B. (2017). Complexity and Structural Properties of Food Webs in the Barents Sea. *Oikos*, 126(9): 1339–46. <https://doi.org/10.1111/oik.04138>.
- Ortiz, M., Hermosillo-Núñez, B., González, J., Rodríguez-Zaragoza, F., Gómez, I., & Jordán, F. (2017). Quantifying Keystone Species Complexes: Ecosystem-based Conservation Management in the King George Island (Antarctic Peninsula). *Ecological Indicators*, 81: 453–60. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.016>.
- Padovani, L.N., Viñas, M.D., Sánchez, F., & Mianzan, H. (2012). Amphipod-Supported Food Web: *Themisto Gaudichaudii*, a Key Food Resource for Fishes in the Southern Patagonian Shelf. *Journal of Sea Research*, 67(1): 85–90. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2011.10.007>.
- Pascual, M., & Dunne, J.A. (2005). *Ecological Networks: Linking Structure to Dynamics in Food Webs* (1a edn.). Oxford, USA: Oxford University Press.
- Pasotti, F., Saravia, L.A., De Troch, M., Tarantelli, M.S., Sahade, R., & Vanreusel, A. (2015). Benthic trophic interactions in an Antarctic shallow water ecosystem affected by recent glacier retreat. *PLOS ONE*, 10(11), e0141742.
- Pérez-Matus, A., Ospina-Alvarez, A., Camus, P.A., Carrasco, S.A., Fernández, M., Gelcich, S., Godoy, N. ... & Navarrete, S.A. (2017). Temperate Rocky Subtidal Reef Community Reveals Human Impacts Across the Entire Food Web. *Marine Ecology Progress Series*, 567: 1–16. <https://doi.org/10.3354/meps12057>.
- Pimm, S.L. (1980). Properties of Food Webs. *Ecology*, 61(2): 219–25. <https://doi.org/10.2307/1935177>.
- Quartino, M.L., Zaixso, H.E., & Boraso de Zaixso, A.L. (2005). Biological and environmental characterization of marine macroalgal assemblages in Potter Cove, South Shetland Islands, Antarctica. *Botanica Marina*, 48(3): 187–197.
- Ricciardelli, L., Becker, Y.A., Fioramonti, N.E., Torres, M., Bruno, D.O., Raya Rey, A., & Fernández, D.A. (2020). Trophic Structure of Southern Marine Ecosystems: A Comparative Isotopic Analysis from the Beagle Channel to the Oceanic Burdwood Bank Area Under a Wasp-Waist Assumption. *Marine Ecology Progress Series*, 655: 1–27. <https://doi.org/10.3354/meps13524>.
- Ricciardelli, L., Newsome, S.D., Fogel, M.L., & Fernández, D.A. (2017). Trophic Interactions and Food Web Structure of a Subantarctic Marine Food Web in the Beagle Channel: Bahía Lapataia, Argentina. *Polar Biology*, 40(4): 807–21. <https://doi.org/10.1007/s00300-016-2007-x>.
- Riva Rossi, C.M., Pascual, M.A., Aedo Marchant, E., Basso, N., Ciancio, J.E., Mezga, B., Fernández, D.A., & Ernst-Elizalde, B. (2012). The Invasion of Patagonia by Chinook Salmon (*Oncorhynchus Tshawytscha*): Inferences from Mitochondrial DNA Patterns. *Genetica*, 140(10): 439–53. <https://doi.org/10.1007/s10709-012-9692-3>.
- Rocha, J.C., Peterson, G., Bodin, Ö, & Levin, S. (2018). Cascading Regime Shifts Within and Across Scales. *Science*, 362(6421): 1379–83. <https://doi.org/10.1126/science.aat7850>.
- Rodríguez, I.D., Marina, T.I., Schloss, I.R., & Saravia, L.A. (2022). Marine Food Webs Are More Complex but Less Stable in Sub-Antarctic (Beagle Channel, Argentina) Than in Antarctic (Potter Cove, Antarctic Peninsula) Regions. *Marine Environmental Research*, 174: 105561. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105561>.
- Rossi, L., Caputi, S., Calizza, E., Careddu, G., Oliverio, M., Schiaparelli, S., & Costantini, M.L. (2019). Antarctic Food Web Architecture Under Varying Dynamics of Sea Ice Cover. *Scientific Reports*, 9(1): 12454. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-48245-7>.
- Sahade, R., Lagger, C., Torre, L., Momo, F.R., Monien, P., Schloss, I., Barnes, D.K.A., ... & Abele, D. (2015). Climate Change and Glacier Retreat Drive Shifts in an Antarctic Benthic Ecosystem. *Science Advances*, 1(10): e1500050. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500050>.

- Schejter, L., Genzano, G., Gaitán, E., Perez, C.D., & Bremec, C.S. (2020). Benthic Communities in the Southwest Atlantic Ocean: Conservation Value of Animal Forests at the Burdwood Bank Slope. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(3): 426–39. <https://doi.org/10.1002/aqc.3265>.
- Schejter, L., Rimondino, C., Chiesa, I., Díaz de Astarloa, J.M., Doti, B., Elias, R., Escolar, M. ... & Bremec, C.S. (2016). Namuncurá Marine Protected Area: An Oceanic Hot Spot of Benthic Biodiversity at Burdwood Bank, Argentina. *Polar Biology*, 39(12): 2373–86. <https://doi.org/10.1007/s00300-016-1913-2>.
- Shurin, J.B., Clasen, J.L., Greig, H.S., Kratina, P., & Thompson, P.L. (2012). Warming Shifts Top-down and Bottom-up Control of Pond Food Web Structure and Function. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367(1605): 3008–17. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0243>.
- Stouffer, D.B., & Bascompte, J. (2011). Compartmentalization Increases Food-Web Persistence. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(9): 3648–52. <https://doi.org/10.1073/pnas.1014353108>.
- Tatian, M., Sahade, R., & Esnal, G. B. (2004). Diet components in the food of Antarctic ascidians living at low levels of primary production. *Antarctic Science*, 16(2), 123–128.
- Tomczak, M.T., Müller-Karulis, B., Blenckner, T., Ehrnsten, E., Eero, M., Gustafsson, B., Norkko, A., Otto, S.A., Timmermann, K., & Humborg, C. (2022). Reference State, Structure, Regime Shifts, and Regulatory Drivers in a Coastal Sea over the Last Century: The Central Baltic Sea Case. *Limnology and Oceanography*, 67(S1): S266–84. <https://doi.org/10.1002/lno.11975>.
- van Altena, C., Hemerik, L., & de Ruiter, P.C. (2016). Food Web Stability and Weighted Connectance: The Complexity-Stability Debate Revisited. *Theoretical Ecology*, 9(1): 49–58. <https://doi.org/10.1007/s12080-015-0291-7>.
- Yletyinen, J., Bodin, Ö., Weigel, B., Nordström, M.C., Bonsdorff, E., & Blenckner, T. (2016). Regime Shifts in Marine Communities: A Complex Systems Perspective on Food Web Dynamics. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283 (1825): 20152569. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2569>.
- Yorio, P. (2009). Marine Protected Areas, Spatial Scales, and Governance: Implications for the Conservation of Breeding Seabirds. *Conservation Letters*, 2(4): 171–78. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00062.x>.

Apéndice: Afiliación declarada por cada uno de los autores

Número afiliación	Nombre de la institución y/o organización Afiliación
1	Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET), Ushuaia, Argentina. ✉
2	Universidad Nacional de Tierra del Fuego (UNTdF), Ushuaia, Argentina.

Autor	Afiliación
T. Marina	1
L. Saravia	1, 2