MESA
BIODIVERSIDAD

Biodiversidad
y cambio climático en Chile:
Evidencia científica
para la toma de decisiones

Capítulo 3

Acuicultura, pesca y biodiversidad en ecosistemas costeros de Chile

Capítulo 3

Acuicultura, pesca y biodiversidad en ecosistemas costeros de Chile

MESA
BIODIVERSIDAD

COMITÉ
CIENTÍFICO
DE CAMBIO
CLIMÁTICO

AUTORES

Coordinadores
Alejandro H. Buschmann[1,2,3] y Stefan Gelcich[4,5]

Coautores
Patricio Díaz[1,2,3], Rodrigo Estévez[4,5], María C. Hernández González[1,2,3], Nelson Lagos[6,7], Marco Lardies[8], María José Martínez-Harms[4,5], Sandra V. Pereda[1,2,3], José Pulgar[9]

1 Universidad de Los Lagos
2 Centro de Investigación y Desarrollo de Recursos y Ambientes Costeros (Centro i –mar)
3 Centro de Biotecnología y Bioingeniería (CeBiB)
4 Pontificia Universidad Católica de Chile
5 Center for Applied Ecology and Sustainability (CAPES)
6 Universidad Santo Tomás
7 Centro de Investigación e Innovación para el Cambio Climático (CiiCC)
8 Universidad Adolfo Ibáñez
9 Universidad Andrés Bello

Edición: Cartógrafo.cl SpA
Diseño: www.negro.cl
Foto portada: Unsplash

Citar como:
Buschmann, A. H, S. Gelcich, P. Díaz, R. Estévez, M. C. Hernández González, N. Lagos, M. Lardies, M. J. Martínez-Harms, S. V. Pereda y J. Pulgar (2019). «Acuicultura, pesca y biodiversidad en ecosistemas costeros de Chile». En P. A. Marquet *et al.* (editores), *Biodiversidad y cambio climático en Chile: Evidencia científica para la toma de decisiones*. Informe de la mesa de Biodiversidad. Santiago: Comité Científico COP25; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación.

PROCESO

Este informe ha sido mandatado por la mesa Biodiversidad, una de las siete mesas que integran el Comité Científico COP25. Es un esfuerzo de revisión y síntesis preliminar enfocado en el tema de biodiversidad, y es complementario a otros esfuerzos, como por ejemplo al informe Propuestas para la actualización del Plan de Adaptación en Pesca y Acuicultura de la mesa Océanos del Comité Científico COP25.

AGRADECIMIENTOS

El Comité Científico COP25 agradece al Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación, al Ministerio del Medio Ambiente, a la Comisión Económica para América Latina y el Caribe, y a la Unión Europea por el apoyo en distintas etapas del trabajo del Comité, las mesas y submesas.

Los contenidos de este documento son de exclusiva responsabilidad de los autores y no representan necesariamente a sus universidades o centros de investigación de afiliación, ni a las instituciones aquí mencionadas.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

Resumen ejecutivo 6

Acuicultura 6

Pesca. 7

Introducción 9

Acuicultura y biodiversidad 10

Desarrollo de la acuicultura en Chile 10

Impactos ambientales de la acuicultura en Chile 12

Acuicultura y biodiversidad 12

Acuicultura y cambio climático 14

Recomendaciones 15

Pesca y biodiversidad 16

Situación global: Pesquerías y biodiversidad marina 16

Situación local: Afrontando el problema entre pesca
y biodiversidad a través del manejo ecosistémico 18

Situación local: Áreas de manejo y explotación
de recursos bentónicos y servicios ecosistémicos 18

Recomendación: AMERB y conservación
de la biodiversidad 21

Situación local: Creación de los comités de manejo
para administrar las áreas libres de pesca 22

Recomendaciones Planes de manejo y biodiversidad. 23

Recomendaciones generales 25

Referencias. 26

FIGURAS

Figura 1. (A) Desembarque de peces, invertebrados y algas producidas por prácticas de acuicultura en Chile durante la última década (2008-2017). (B) Cambio en el nivel de producción para peces, invertebrados y algas durante la última década. 11

Figura 2. Producción (porcentaje y toneladas) por acuicultura para diferentes especies de (A) peces, (B) invertebrados y (C) algas, durante 2017.. 11

Figura 3. (A) Representación de la relación de respuesta de cada servicio ecosistémico. (B) Distribución del número de estudios que aborda la provisión de servicios ecosistémicos en las AMERB desde 1998 hasta 2017 y (C) los servicios ecosistémicos específicos. 20

Figura 4. (A) Esquema conceptual ilustrando como sindicatos de pescadores artesanales acuerdan asignar parte de sus AMERB como una AMP no-extractiva. (B) Un sistema de vigilancia con video se utiliza para monitorear la zona no extractiva. 21

TABLA

Tabla 1: Ejemplos de recomendaciones clave para el proceso de evaluación temprana de la implementación de políticas de planes de manejo.. 24

Resumen ejecutivo

Los ecosistemas marinos y su biodiversidad asociada proporcionan una amplia variedad de bienes y servicios ecosistémicos. Una proporción importante de la población mundial vive y depende de las zonas costeras y sus recursos; por lo tanto, la pérdida de servicios ecosistémicos puede traer importantes consecuencias para el bienestar humano.

Este informe se focaliza en un análisis de la relación entre acuicultura, pesca y biodiversidad. Se hace hincapié en recomendaciones para asegurar la implementación efectiva de modelos institucionales que aseguren la sostenibilidad de las actividades productivas considerando el cuidado de la biodiversidad en Chile.

ACUICULTURA

Sin lugar a duda, la acuicultura posee impactos ambientales y afecta la biodiversidad no solo bajo las instalaciones de producción, sino que también ecosistemas de ríos y cuencas con consecuencias aún no cuantificadas en su globalidad. No obstante, los efectos a mayor escala espacial y la acumulación de efectos en el tiempo tampoco han sido debidamente documentados. También es necesario abordar los efectos ambientales de otras actividades de acuicultura (p. ej., producción de mejillones y algas) que han recibido menor atención (para el cultivo de algas en condiciones suspendidas, se han indicado leves efectos ambientales, pero es necesario evaluar otras variables que no están establecidas en las actuales regulaciones). Por ello, conocer las reales y complejas interacciones de la acuicultura como un conjunto sobre los ecosistemas costeros, es un gran desafío, necesario de implementar pronto, y para lo cual se hacen las siguientes recomendaciones:

1. Instalar un sistema de monitoreo biológico-ambiental-productivo, con bases de datos abiertas y transparentes para mantener y generar un sistema de alertas tempranas.
2. Mantener un sistema de regulaciones adaptativo, abierto a cambios de acuerdo con la información científica y técnica que se vaya generando.
3. Las regulaciones de las diferentes actividades de acuicultura (salmones, mejillones, algas), deben contar con variables físicas y biológicas distintivas, que consideren cómo estas interactúan con el ambiente, pero al mismo tiempo, que entreguen un marco de evaluación del ecosistema más allá de los efectos de las zonas licenciadas, toda vez que muchos impactos de la acuicultura abarcan efectos en zonas espacialmente más grandes.
4. Generar modelos matemáticos con el fin de contextualizar los hallazgos científicos particulares, así como, marcos predictivos para la región y según el tipo de acuicultura.
5. Desarrollar modelos productivos que mitiguen los impactos ambientales de la acuicultura y que tengan además una mayor capacidad de adaptación a las condiciones que el cambio climático impondrá en la costa de Chile.
6. Diseñar estrategias de restauración activa de áreas impactadas por la salmonicultura y de bancos naturales de moluscos que sustentan la mitilicultura y biodiversidad regional.

Todo lo anterior, debe estar en un contexto de manejo de información abierta y transparente, de modo de hacer diferentes tipos de evaluaciones independientes, que utilicen variados tipos de análisis para lograr establecer los verdaderos alcances ambientales que la acuicultura tiene sobre los ecosistemas costeros en escenarios de cambio climático.

PESCA

La sobreexplotación pesquera es reconocida como un problema ambiental y socioeconómico prioritario, que ha reducido la biodiversidad y modificado el funcionamiento de los ecosistemas marinos. Las actividades de pesca intensiva (p. ej., pesca de arrastre), además de perjudicar directamente la biodiversidad marina, puede modificar el hábitat bentónico y su estructura comunitaria, lo que impacta a complejos procesos ecosistémico de los océanos, y que a largo plazo afecta su sostenibilidad y resiliencia. El aumento de las concentraciones de gases de efecto invernadero también ha desencadenado una serie de cambios en el océano. El aumento de temperatura y la acidificación del océano tienen el potencial de afectar la distribución de especies e interrumpir el funcionamiento del ecosistema y los servicios que brinda a los seres humanos.

El efecto sinérgico entre sobreexplotación y cambio climático puede tener efectos graves sobre la captura, la biomasa disponible de recursos pesqueros y los retornos económicos, a menos que se adopten estrategias proactivas y adaptativas. En este contexto, hay consenso en que la urgencia fundamental radica en abordar fallas de gestión ambiental o de gobernanza ambiental, enfatizando la importancia de establecer una institucionalidad que integre múltiples servicios ecosistémicos, a disposición de los usuarios y de los tomadores de decisión en el manejo de estos recursos. Es urgente concentrar los esfuerzos en fortalecer, evaluar e implementar mecanismos de manejo ecosistémico, el que incluye las interacciones entre los componentes del ecosistema, los humanos y los impactos acumulativos de múltiples actividades, promoviendo tanto la conservación como el uso sostenible de recursos.

En Chile, el modelo de gobernanza en la administración de los recursos pesqueros ha experimentado importantes transformaciones y existen elementos del enfoque ecosistémico que se están aplicando. En lo que sigue proponemos recomendaciones para asegurar la implementación efectiva del manejo ecosistémico a través de modificaciones del modelo institucional existente en Chile.

Áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos

La piedra angular de la gobernanza son las políticas pesqueras de áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos (AMERB) y de los planes de manejo pesquero. La evidencia científica señala que las AMERB tienen el potencial de sustentar la biodiversidad marina y todas las diferentes tipologías de servicios de los ecosistemas cuando se aplican adecuadamente. Sin embargo, la sola existencia de la política de área de manejo no garantiza la prestación sustentable de servicios ecosistémicos. Esto dependerá de la forma en que la política continúe siendo implementada, operacionalizada, aplicada y adaptada a los nuevos desafíos planteados por los mercados y a los distintos forzantes del cambio global como es el cambio climático y la acidificación del océano. Es clave apoyar a comunidades locales de pescadores en el cuidado de las áreas que administran, además de crear capacidades para el desarrollo de nuevas iniciativas de negocios asociadas a los múltiples servicios ecosistémicos que proveen las áreas. Muchas AMERB han fallado o podrían fallar en su implementación cuando se enfrentan a forzantes del cambio global, porque no entendemos suficientemente las condiciones socioeconómicas locales y las teleconexiones a escala global, que permiten una adaptación exitosa de la política de áreas de manejo. Un modelo interesante que hoy se encuentra bajo consideración y análisis, que podría incrementar el potencial de las áreas de manejo en términos de conservación de la biodiversidad, se refiere al establecimiento de las zonas no extractivas (de veda) dentro de una porción de estas. Estudios iniciales de casos pilotos para probar esta alternativa se han desarrollado con resultados preliminares prometedores, sin embargo, es importante investigar las formas en que el modelo puede ser institucionalizado y así como los modelos de negocios asociados a los servicios ecosistémicos que producen estas áreas.

Planes de manejo

La implementación de los planes de manejo por parte de los comités de manejo ha sido estudiada por varios autores mediante una evaluación temprana llevada a cabo a través de entrevistas, talleres individuales y síntesis de actas e informes existentes. Se han identificado los principales desafíos para la correcta implementación de la política de la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA, Ley N°18892) orientada al manejo ecosistémico como: (a) la correcta instalación del nuevo modelo institucional, lo que requiere generar confianza entre los actores y asegurar los recursos presupuestarios y capacidades humanas necesarias, y (b) la plena incorporación del enfoque ecosistémico a dicho modelo, lo que requiere participación y representatividad adecuada de los actores y mejores procesos de producción e integración de conocimiento científico, burocrático y local.

Dentro de las recomendaciones principales se encuentra: (a) Otorgar mayor acceso a la información a todos los actores interesados en el plan de manejo, y adoptar mejores prácticas de transparencia y en general procesos de estandarización y mejoras de acceso a la información de relevancia. (b) Asignar recursos presupuestarios y capacidades humanas suficientes para que las autoridades pesqueras puedan asumir adecuadamente el rol que le asigna el nuevo modelo. (c) Asegurar que los actores privados cuenten con medios e incentivos suficientes para participar en los comités científicos y de manejo. (d) Asegurar la participación y adecuada representatividad de todos los actores claves en los comités de manejo pesquero, composición que debería poder variar de un comité a otro. (e) Asegurar que los comités de manejo puedan generar conocimientos en forma autónoma, en particular en materias económicas y sociales, potenciando el rol de la unidad de análisis sectorial de la Subsecretaría de Pesca (SUBPESCA) como también la posibilidad de co-integrar distintos tipos de conocimientos en el proceso de elaboración, implementación y revisión de los planes de manejo pesquero. El enfoque de manejo ecosistémico establece lineamientos generales para el desarrollo de la actividad pesquera que considera dimensiones socioeconómicas, ecológicas y de biodiversidad. De esta forma, la implementación nacional y regional del manejo ecosistémico está determinada por la capacidad y la coordinación intersectorial y la integración de múltiples actores y sus respectivos conocimientos en pro de la sostenibilidad, al respecto un punto clave el conocimiento acabado de la diversidad de condiciones físico-biológicas donde se requiere implementar el manejo. Instancias nacionales para el establecimiento de agendas políticas, como lo son los programas de gobierno, las políticas nacionales y los planes estratégicos debiesen indicar claramente en qué nivel y de qué forma se pueden introducir los diferentes elementos del manejo ecosistémico en la gestión marina. Esto debe incluir aspectos relacionados con la coordinación interinstitucional y la coherencia normativa entre diferentes cuerpos legales.

Introducción

Por mandato de la mesa Biodiversidad, una de las siete mesas que integran el Comité Científico COP25, se solicitó llevar a cabo un análisis de la situación global y nacional, e identificación de brechas de política pública en dos ámbitos: la relación entre acuicultura y biodiversidad, y la relación entre pesca y biodiversidad. Estos temas, aunque relacionados, son tratados en forma independiente en el presente informe.

Lo que aquí se presenta debe ser entendido como un esfuerzo de revisión y síntesis de la información que es preliminar y complementaria a otros esfuerzos (Yáñez *et al*., 2018), y que esperamos sirva como punto de partida para posteriores informes que mejoren y construyan sobre el que aquí se presenta. Este informe pretende ser un complemento, enfocado en el tema de biodiversidad, a los informes elaborados por la mesa Océanos. Nuestra premisa principal se basa en que fomentar la sustentabilidad y resiliencia de los sistemas socioecológicos, pasa por generar políticas proactivas que permitan realizar una gestión integral de la biodiversidad y establezcan una gobernanza eficiente, eficaz y transparente.

En Chile, la pesca y la acuicultura constituyen una actividad económica relevante, cuyo aporte se estima en un 1 % del Producto Interno Bruto (PIB), alcanzando el 8.0 % de las exportaciones nacionales en 2016. Dicha actividad económica se desarrolla a lo largo de toda la costa chilena, alrededor de 4200 kilómetros lineales y más de 80 000 kilómetros de borde costero, y constituye una fuente importante de empleo regional. En conjunto, ambos subsectores generan alrededor de 150 000 empleos directos e indirectos, incluyendo entre otros a tripulantes, armadores, trabajadores en centros de cultivos y plantas de proceso, buzos y recolectores. La pesca y acuicultura son actividades que se sustentan y que generan impactos en la biodiversidad de Chile. En este estudio, se sintetiza información sobre los efectos de la pesca y acuicultura sobre la biodiversidad, haciendo hincapié en las recomendaciones para asegurar la implementación efectiva de modelos institucionales, que aseguren la sostenibilidad de las actividades productivas considerando el cuidado de la biodiversidad en Chile. El presente informe se divide en dos grandes secciones, una orientada a la acuicultura y otra a la pesca.

Acuicultura y biodiversidad

La acuicultura es la actividad productora de alimento para el ser humano que más rápido crecimiento tiene en la actualidad (Henriksson *et al.,* 2018) y parece ser la única forma de poder resolver el problema de la sobrepesca y el acceso de la población a esa fuente de proteína. Sin embargo, la acuicultura como todo sistema de producción de alimento es también un importante agente que interviene en la acción del cambio climático y por ello su desarrollo debe enfrentar el desafío de la mitigación de sus propios impactos ambientales (Springmann *et al.,* 2018).

Una mirada con mayor detalle del tipo de organismos que se utilizan en acuicultura y que explican su actual desarrollo, muestra que este está basado principalmente en la producción de algas y secundariamente en peces e invertebrados herbívoros u omnívoros como carpas (Chopin *et al*., 2008).

Sin embargo, en Chile, la producción está basada principalmente en organismos carnívoros como son los salmonídeos, actividad que para su mantención genera una presión por recursos naturales. Por ello se ha demostrado desde hace tiempo que la huella de producción de estos organismos genera diversos, complejos e importantes efectos sobre el medio ambiente (Folke *et al*., 1998). Incluso sistemas de cultivo que permiten contener la descarga de desechos pueden tener efectos ambientales mayores debido a una creciente demanda de energía e insumos para su producción (Ayer & Tyedmers, 2008). Por ello, el desarrollo de una acuicultura basada en organismos que no permiten reducir la demanda de recursos no ayudará necesariamente a dar un mayor grado de sustentabilidad a esta industria, y requiere de incentivos adecuados para mejorar la eficiencia de uso de recursos y protección ambiental (Troell *et al*., 2014).

Como se desprende del párrafo anterior, no todos los organismos que se cultivan en sistemas acuáticos tienen los mismos efectos ambientales, los tipos de impactos son variables, así como también la magnitud de estos. Además del tipo de organismo, las escala e intensidad de cultivo (extensivo o pequeña escala a intensivo o escala comercial), ambiente utilizado (bahías cerradas o mar abierto), las tecnologías de producción usadas, así como las prácticas y estrategias productivas, implican impactos ambientales también de diferente magnitud.

Para llevar a cabo una evaluación sobre la sustentabilidad de la acuicultura en Chile se realizará una evaluación de los aspectos científicos más relevantes que el tema tiene. Para ello basado en la "Web of Knowledge" se levantará información existente y se analizará el estado del conocimiento científico sobre el impacto ambiental de la acuicultura sobre la biodiversidad en un marco de cambio climático.

DESARROLLO DE LA ACUICULTURA EN CHILE

Durante 2017, Chile produjo más de 880 000 toneladas de salmonídeos. De ellos, el Salmón del Atlántico fue la especie que presentó los mayores desembarques (Figura 1). Durante la última década y luego de la caída de la producción por la crisis del virus ISA, la producción de salmonídeos aumentó en 254 000 toneladas y fue el sector acuícola de mayor crecimiento (29.7 % en una década), seguido de los mitílidos con 338 000 toneladas (Figura 2). El desarrollo del cultivo de este bivalvo fue de casi el 50 % en la última década. Por otra parte, la producción del alga productora de agar *Agarophyton chilensis* (solo muy recientemente denominada *Gracilaria chilensis*) por acuicultura tuvo una disminución en la última década, tendencia que no ha sido contrarrestada por la implementación de la ley de incentivo a su cultivo (Figura 1).

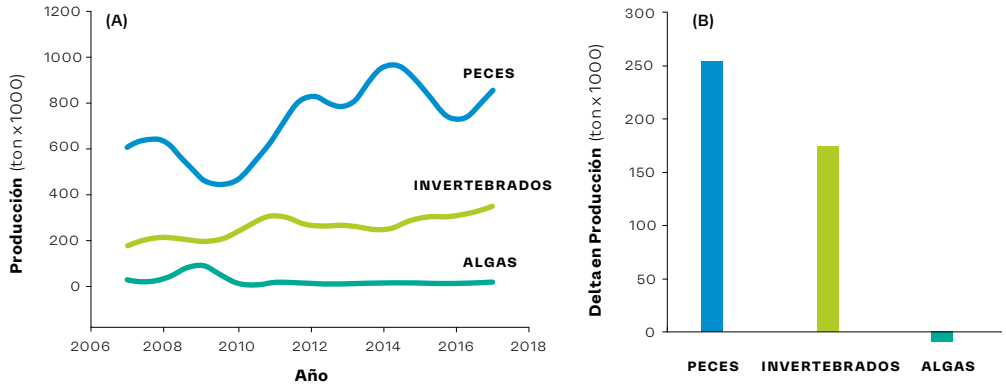

Figura 1. (A) Desembarque de peces, invertebrados y algas producidas por prácticas de acuicultura en Chile durante la última década (2008-2017). (B) Cambio en el nivel de producción para peces, invertebrados y algas durante la última década. Fuente: SERNAPESCA, 2017.

Otro aspecto que parecen insinuar las estadísticas de producción de Chile es que se está frente a un proceso de diversificación (Figura 1). Además del salmón del Atlántico, del salmón Pacífico, trucha, choritos (mejillón chileno) y del alga *Agarophyton* o pelillo, hoy Chile cuenta con pequeñas producciones de varios peces marinos como Corvina, Turbot y Vidriola, así como ostiones, ostras, abalones y otras especies de bivalvos y además microalgas (Figura 2). La consolidación de estos productos alternativos llama la atención de que potencialmente se está diversificando la producción. No obstante, el crecimiento está puesto en organismos carnívoros y mejillones y la producción de algas es marginal, seguramente manteniéndose regulaciones inapropiadas, inclusive considerando la ley de incentivo al cultivo de algas que no logran que esta actividad productiva se desarrolle (Buschmann *et al.,* 2013). Teniendo estas estadísticas en cuenta, el desarrollo basado solo en producción animal tiene también consecuencias ambientales (Ver Buschmann *et al.,* 2008), lo cual se discutirá más adelante en este informe.

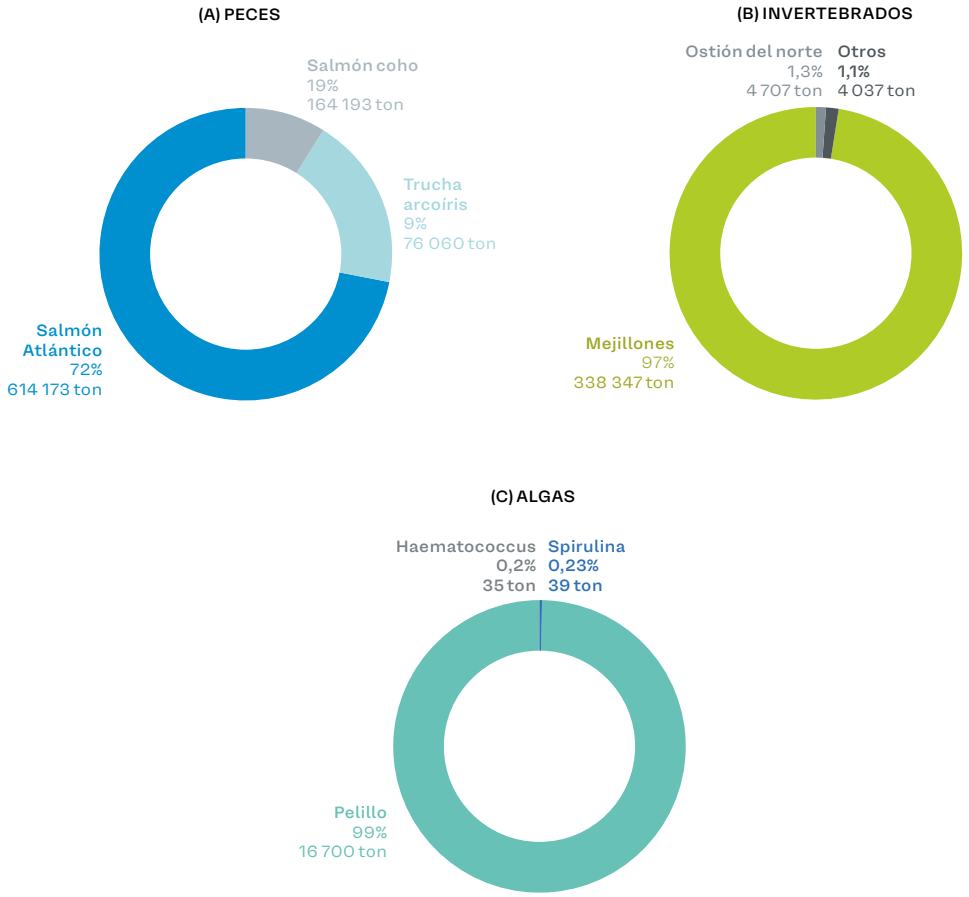

Figura 2. Producción (porcentaje y toneladas) por acuicultura para diferentes especies de (A) peces, (B) invertebrados y (C) algas, durante 2017. Fuente: SERNAPESCA, 2019.

IMPACTOS AMBIENTALES DE LA ACUICULTURA EN CHILE

En general, la acuicultura genera diversos efectos ambientales en sistemas costeros. La principal atención la ha generado la producción de especies carnívoras como los salmonídeos que eliminan desechos orgánicos (principalmente fecas y residuos de alimento no ingerido) e inorgánicos al ecosistema (metabolitos de excreción como amonio) (Buschmann *et al.,* 2009). Además de estos efectos ambientales, esta industria produce polución biológica al existir escapes de peces que depredan sobre la fauna nativa y es responsable de la invasión del salmón Chinook en el sur-austral de Chile e incluso en la Patagonia Argentina, así como un flujo de patógenos y parásitos con consecuencias ambientales desconocidas en nuestras costas (Buschmann *et al.,* 2006). Por otra parte, la acuicultura utiliza varios tipos de productos químicos (p. ej., antiparasitarios, antibióticos, antifúngicos) que tienen consecuencias sobre las especies en producción, las especies nativas, efectos ambientales, e incluso riesgos sobre la población humana (*v.g.,* Cabello *et al.*, 2013; Urbina *et al.,* 2019). Es por ello, que el desarrollo de la salmonicultura tiene como uno de sus grandes desafíos, además de resolver cuestiones como los recursos utilizados para su alimentación y de salud animal, variadas y complejos impactos ambientales y de conservación de ecosistemas costeros (Buschmann & Muñoz, 2019).

Los aspectos ambientales asociados al desarrollo de la industria de mejillones (choritos) ha recibido una menor atención, debido a que hoy tenemos el marco regulatorio que generó la industria de salmonídeos, la percepción de la sociedad y la evidencia científica que señala que sus efectos ambientales son de magnitud menor que el de especies consumidoras como los salmonídeos y, en general, porque se percibe como una industria de menor tamaño donde participan pequeños emprendedores.

Finalmente, como estos organismos no requieren de alimento exógeno, en los sistemas costeros no tenemos el efecto de consumo de recursos y aún no hay evidencias de impactos más allá de la zona de cultivo. No obstante, los organismos filtradores como mejillones también canalizan y concentran materia orgánica localmente, lo que genera un incremento en los niveles de enriquecimiento orgánico en sedimentos y, por lo tanto, son un elemento que debe recibir mayor atención.

En adición, el manejo de los organismos incrustantes no está reglamentado como en la salmonicultura y su desprendimiento de los sistemas de producción, también contribuye a la acumulación adicional de materia orgánica bajo los sistemas de cultivo; además, se ha determinado que dependiendo de la escala de producción y de los patrones de circulación de las masas de agua, los organismos filtradores pueden disminuir la disponibilidad de fitoplancton por consumo y afectar el acceso de alimento para el zooplancton, lo que impacta en el resto de la cadena trófica marina. Por ello, el cultivo de mejillones tampoco es una actividad totalmente inocua para el medio ambiente y sus efectos ambientales no han sido estudiados en Chile. Estas actividades en general no usan productos químicos ni farmacéuticos para controlar patógenos, lo que sumaría en menores niveles de impacto ambiental.

ACUICULTURA Y BIODIVERSIDAD

Recientemente, se ha visualizado que los efectos ambientales de las actividades de acuicultura ocurren a corta y a larga distancia (km) con impactos regionales (Weitzman *et al.,* 2019). Dentro de los primeros, se encuentran aquellos que ocurren bajo las balsas jaula principalmente por acumulación de materia orgánica. En Chile, se ha determinado que bajos los sitios de cultivo, se vislumbra un significativo aumento del carbono (C), fósforo (P) y Nitrógeno (N) asociado con una disminución de la biodiversidad de macroinvertebrados (Soto & Norambuena, 2004). Bajo las balsas jaula, ocurren varias alteraciones adicionales a los cambios de la macroinfauna que van desde cambios biogeoquímicos en los sedimentos (Ver Figura 2 en Buschmann *et al.*, 2008), la disminución de la diversidad bacteriana (Hornick & Buschmann, 2018), acumulación de metales pesados como cobre (Buschmann & Fortt, 2005) y medicamentos como antibióticos (Buschmann *et al.*, 2012). Todas estas alteraciones ambientales producen que la biodiversidad bentónica en los centros de cultivo disminuya significativamente, desde valores de riqueza de especies promedio de 7.8 (con máximos superiores a 20) a valores de 3.5 (Soto & Norambuena, 2004).

Sin embargo, los efectos descritos en el párrafo anterior ya no se pueden observar a una distancia de 100 m del sitio de cultivo, por lo cual los efectos serían más bien locales. Se puede indicar que los efectos de patógenos, la introducción de especies exóticas, el enriquecimiento de nutrientes por productos de excreción inorgánicos (especialmente N), los impactos en las tramas tróficas y, por último, el depósito de basura, podrían difundirse e impactar en una región más amplia. En la costa de Chile, se ha determinado que la excreción de productos nitrogenados por actividades de salmonicultura de pequeña escala (<500 ton), podrían determinar

una exacerbación del crecimiento de algas al menos hasta 500 m de la unidad productiva (Troell *et al.,* 1997). No obstante, si esta actividad aumenta a niveles comerciales (< 1500 ton), el efecto de permitir un aumento del crecimiento de algas puede llegar al menos hasta unos 1.5 km (Abreu *et al.,* 2007). Si los centros de cultivo están a 3 km de distancia uno de otros, junto con la presencia de mitílidos que también aportan N inorgánico, es posible tener casi un continuo en el espacio de niveles de N incrementados, induciendo fenómenos masivos de eutroficación, tal como lo sugieren Buschmann *et al.* (2006) para la zona de Chiloé con datos para una zona con alta carga de acuicultura. Pero no solo N parece ser el problema a larga distancia, también se ha visualizado que residuos antibióticos pueden aparecer en lugares apartados (hasta 7 km) del centro de salmonicultura más cercano (Buschmann *et al.,* 2012). Recientemente, se ha demostrado los riesgos potenciales del uso masivo y recurrente de antiparasitarios usados por la industria salmonera (Urbina *et al.,* 2019). Estos efectos, pueden trascender en el control biológico del fitoplancton, al afectar poblaciones de organismos zooplanctívoros, e incluso a larvas de poblaciones de artrópodos de importancia comercial como jaibas, cangrejos y centollas. En otras regiones, ya se ha demostrado como el uso de antiparasitarios en acuicultura pueden pasar por los diferentes niveles de una trama trófica, llegando a ser acumulados en invertebrados marinos (Wang *et al*., 2019).

Es necesario documentar también los efectos a escala regional que el escape de salmones y la introducción del salmón chinook ha tenido como consecuencia de las prácticas de acuicultura (Ver revisión de Niklitschek *et al*., 2013). Como cada uno de los cambios ambientales descritos ha afectado la dinámica de poblaciones y las interacciones de organismos ecológicamente relevantes de la zona austral es aún desconocida (Quiñones *et al.,* 2019). Más adelante enfocaremos la discusión de cómo estos cambios son incluso más complejos de comprender dentro de un contexto de cambio climático.

Las actuales regulaciones ambientales requieren determinar los niveles de impacto biológico en los sitios de acuicultura. No obstante, como estos efectos a mayor escala geográfica afectan la biodiversidad de las zonas costeras requieren ser aún estudiados para verificar las consecuencias ambientales que la acuicultura tiene sobre la biodiversidad en el sur de Chile. Recientemente y siguiendo esta misma línea argumental, se ha indicado que al menos 10 líneas de investigación son requeridas para poder comprender los impactos que la acuicultura está causando en el sur de Chile (Quiñones *et al*., 2019):

1. Determinar impactos de residuos de alimento y fecas a una escala espacial amplia y verificar efectos ambientales de ellos acumulativos en el tiempo.
2. Desarrollar modelos de capacidad de carga para la promoción de una acuicultura sustentable.
3. Estudiar los efectos de la acuicultura sobre la generación de crecimiento de floraciones algales nocivas (FAN).
4. Profundizar los estudios sobre impactos del uso de antibióticos sobre la fauna aledaña a los centros de cultivo.
5. Profundizar los estudios de los impactos de uso de antiparasitarios sobre la fauna aledaña a los centros de cultivo.
6. Estudiar los efectos de uso de compuestos anti-incrustantes en sistemas de acuicultura.
7. Estudiar el efecto del uso de desinfectantes sobre la fauna aledaña a los centros de cultivo.
8. Estudiar el impacto de salmones escapados sobre la fauna aledaña a los centros de cultivo.
9. Estudiar el impacto de acuicultura sobre mamíferos marinos, aves y tiburones.
10. Estudiar los impactos de acuicultura en cuerpos de agua dulce.

Sin embargo, a estos aspectos hay que agregar otros temas que han sido poco abordados, tales como la basura inorgánica (plásticos) (*v.g.,* Hinojosa & Thiel, 2009), los efectos indirectos de enfermedades y parásitos, potencialmente transferidos desde los peces en cultivo a organismos silvestres, entre algunas otras problemáticas ambientales. Es necesario abordar las interacciones entre sistemas productivos, tales como salmones, mejillones y algas, los que comparten el ecosistema y sobre los cuales desconocemos las complejas interacciones que pueden existir al ser co-cultivados en un mismo cuerpo de agua. Finalmente, es necesario desarrollar estrategias que se enfoquen a restaurar en forma activa los impactos ya observados de la salmonicultura sobre los patrones de biodiversidad local y regional del sur de Chile.

ACUICULTURA Y CAMBIO CLIMÁTICO

Recientemente, Soto *et al*. (2019) describieron los principales ejes de vulnerabilidad que tiene la salmonicultura en Chile asociado al cambio climático. Usando una herramienta de evaluación de riesgo ambiental semi-cuantitativa y basada en antecedentes climáticos, oceanográficos e hidrológicos, Soto et al. (2019), determinaron que los riesgos de la salmonicultura en Chile están asociados a florecimientos de algas nocivas, enfermedades que podrían estar asociadas a variables de cambio climático, y por cambios ambientales en la temperatura, salinidad y disminución del oxígeno disuelto en la columna de agua. La reducción de las precipitaciones, junto con el incremento de la temperatura del mar y aire, se ven como una de las amenazas ambientales más relevantes que pueden influir en los aportes de agua dulce a los fiordos y canales en las regiones de Los Lagos y en Aysén (Garreaud *et al*., 2013; Garreaud, 2018). En Magallanes, el modelo predice un cierto aumento de las precipitaciones con un leve incremento de la temperatura.

A pesar de estas predicciones existe aún un alto nivel de incertidumbre. ¿Cómo influirán los cambios de variables ambientales en las respuestas de organismos ecológicamente relevantes (p. ej., plancton)? No existe respuesta para esta pregunta en la actualidad. A modo de ejemplo, si disminuye el aporte de ríos al sistema de fiordos y canales, el ingreso relativo de sílice también disminuirá y podría cambiar la abundancia relativa de diatomeas por otro tipo de microalgas. Este tipo de cambios han sido observados en otros sistemas productivos del mundo, como son las rías gallegas del noroeste de España, donde un debilitamiento en la intensidad de la surgencia ha generado cambios en la comunidad fitoplanctónica caracterizados por aumento de dinoflagelados (principalmente, especies nocivas) y disminución de diatomeas (Pérez *et al*., 2011). Estos cambios pueden traer diferentes efectos a las tramas tróficas y composición de los organismos asociados. Preguntas como estas, claramente requieren de programas de seguimiento que van más allá de los programas de monitoreo de mareas rojas que hoy se lleva a cabo en esta macrorregión. En este contexto, aún con muchas variables de respuestas desconocidas, Soto *et al*. (2019) indicaron que se debe reducir la vulnerabilidad de esta región disminuyendo la concentración de la producción por acuicultura en cada comuna y como ello tiene consecuencias económicas se debe apostar a una matriz acuícola más diversificada. La diversificación acuícola debe ir acompañada de un sistema de monitoreo trasparente y accesible, que tenga alarmas tempranas para las diferentes zonas de acuicultura.

Por otra parte, parece imprescindible que la diversificación de la industria acuícola vaya acompañada de un modelo estratégico de desarrollo de la acuicultura, que permita mitigar sus impactos ambientales como se ha demostrado en países como China, donde el desarrollo de la acuicultura es masivo (Yang *et al*., 2015; Xiao *et al.,* 2017). Estos sistemas de co-cultivo podrían ser altamente relevante para mantener una producción sostenible en un escenario de acidificación de los océanos como proponen Fernández *et al.* (2019). Desde esta perspectiva, el desarrollo de cultivo intensivo, por ejemplo, de mitílidos en el mar interior de Chiloé, se torna todo un desafío en escenarios de cambio ya que aunque se han identificado potenciales refugios a la acidificación costera donde los organismos calcificadores podrían construir adecuadamente sus exoesqueletos de carbonato (*v.g.,* Yévenes *et al*., 2019), el aumento de temperatura y derretimiento de glaciares (Vargas *et al.,* 2017) podrían desafiar este proceso de calcificación por el cual crecen los mitílidos y otros invertebrados. El exoesqueleto calcáreo de estos invertebrados es un biomaterial cuyo componente principal (95 %) es carbonato de calcio ($CaCO_3$). Así, sumado a la explotación de bancos naturales durante los últimos 20 años, el crecimiento en producción de la industria mitilicultora ha implicado la extracción progresiva y proporcional de carbonato desde el océano, depositándolo en el sistema terrestre.

Es necesario establecer el potencial desbalance que la acuicultura está generando entre los procesos de calcificación y disolución del carbonato que da origen y sustentabilidad a los bancos naturales y la diversidad asociada a estos (Gutiérrez *et al.,* 2003). La formación y disolución del carbonato de calcio de las valvas de mitílidos depende de su estado de saturación en el agua de mar o parámetro omega (ff): a valores de ff<1 el carbonato de calcio se disuelve en los iones constituyentes (calcio: Ca^{2+} y carbonato: CO_3^{2-}). En zonas de bajo pH ácido, como fiordos estuarios con aporte de agua dulce, es posible registrar valores de ff<1 (Alarcón *et al.,* 2015, Vargas *et al.,* 2017) lo cual facilita la disolución del carbonato de calcio y el ion carbonato liberado aumenta la alcalinidad del océano, amortiguando el descenso en pH o bien disponible para ser reciclado en la calcificación y crecimiento de nuevos individuos (Waldbusser *et al*., 2013).

Lo anterior sugiere un rol fundamental de los organismos calcificadores en la estabilización de la capacidad búfer del océano costero frente a procesos de acidificación y su disponibilidad es crucial para facilitar la calcificación y crecimiento de organismos calcificadores, con implicancias en la producción de semillas y adultos que sustentan a la miticultura. Por lo tanto, la sostenibilidad del cultivo masivo de mitílidos en el sur de Chile y su interacción con los patrones de distribución y abundancia de invertebrados calcificadores que

cohabitan en la región, dependerá de la incorporación dentro de su modelo de gestión, prácticas como la economía circular y la asignación de nociones de valor ecológico al carbonato de calcio de las valvas y no como un desecho de la industria. Sin embargo, este tipo de prácticas requieren de la revisión de los reglamentos y normativas que definen la disposición de las valvas de carbonato de la acuicultura. Es urgente desarrollar estudios enfocados en establecer las formas que debiese disponerse el retorno o reciclaje de este biomaterial al hábitat natural y las consecuencias esperadas en la estructuración de bancos de mitílidos y ostras (*v.g.,* Powell *et al*., 2007; Waldbusser *et al*., 2013) y su impacto en la biodiversidad como ingenieros ecosistémicos (Gutiérrez *et al.,* 2003).

RECOMENDACIONES

Sin lugar a duda, la salmonicultura posee impactos ambientales y afecta la biodiversidad bajo las instalaciones de producción (*v.g.,* Soto & Norambuena, 2004; Hornick & Buschmann, 2018). No obstante, los efectos a mayor escala espacial y la acumulación de efectos en el tiempo no han sido debidamente documentados. En este contexto, es necesario abordar los efectos ambientales de otras actividades de acuicultura como la producción de mejillones y algas, las cuales han recibido menor atención (para el cultivo de algas en condiciones suspendidas se han indicado leves efectos ambientales, pero es necesario evaluar otras variables que no están contempladas en las actuales regulaciones, Buschmann *et al.*, 2013, 2014). Por ello, el conocer las reales y complejas interacciones de la acuicultura como un conjunto sobre los ecosistemas costeros, es un desafío mayor que requiere de una implementación urgente y para ello se hacen las siguientes recomendaciones:

- Instalar un sistema de monitoreo biológico-ambiental-productivo, con bases de datos abiertas y transparentes para mantener y generar un sistema de alertas tempranas.
- Mantener un sistema de regulaciones adaptativo, abierto a cambios de acuerdo con la información científica y técnica que se vaya generando.
- Considerar las variables distintivas en las regulaciones de las diferentes actividades de acuicultura (salmones, mejillones, algas), las cuales tengan en cuenta cómo diferentes actividades de cultivo interactúan con el ambiente. Al mismo tiempo, deben entregar un marco de evaluación del ecosistema más allá de los efectos de las zonas licenciadas, toda vez que muchos impactos abarcan efectos en zonas espacialmente más grandes.
- Generar modelos matemáticos con el fin de contextualizar los hallazgos científicos particulares y crear marcos predictivos para la región.
- Desarrollar modelos productivos que mitiguen los impactos ambientales y tengan una mayor capacidad de adaptación a las condiciones que el cambio climático impondrá a la acuicultura en la costa de Chile.
- Determinar objetivamente zonas de alta productividad ambiental, que permitan ya sea disminuir o prevenir el impacto de actividades asociadas a la acuicultura.
- Diseñar estrategias de restauración activa de áreas impactadas por la salmonicultura y de bancos naturales de moluscos que sustentan la mitilicultura y biodiversidad regional.

Todo lo anterior, debe estar en un contexto de manejo de información abierta y transparente, de modo que se puedan hacer diferentes tipos de cuantificaciones independientes y mediante el uso de variados tipos de análisis, para lograr establecer los verdaderos alcances ambientales que la acuicultura tiene sobre los ecosistemas costeros.

Pesca y biodiversidad

SITUACIÓN GLOBAL: PESQUERÍAS Y BIODIVERSIDAD MARINA

Si bien se ha prestado gran atención a la disminución de la biodiversidad terrestre, es evidente que también han habido cambios sustanciales en la biodiversidad marina (Myers & Worm, 2003). Los ecosistemas marinos y su biodiversidad asociada proporcionan una amplia variedad de bienes y servicios ecosistémicos (Worm *et al.,* 2006). Además, una proporción importante de la población mundial vive cerca de la costa; por lo tanto, la pérdida de servicios ecosistémicos, como el control de inundaciones y la protección de las costas, puede traer consecuencias importantes para el bienestar humano (Adger *et al.*, 2005; Danielsen *et al*., 2005).

Aunque las extinciones marinas se registran más lentamente a escala global (Dulvy *et al*., 2003), los ecosistemas regionales como las comunidades de peces costeros (Jackson *et al.*, 2001) y oceánicos (Worm *et al*., 2005) están sufriendo extinciones locales, padeciendo cambios en su estructura de tamaño y perdiendo grupos funcionales completos. Los cambios en la biodiversidad marina son causados directamente por estresores como el cambio climático, la sobre-explotación de los recursos marinos, la contaminación y la destrucción del hábitat, o indirectamente por las perturbaciones relacionadas con la acidificación del océano (Bertness *et al.,* 2001; Jackson *et al.*, 2001; Dulvy *et al.*, 2003; Pandolfi *et al*., 2003; Worm *et al.*, 2005; Lotze *et al*., 2006).

Dentro de estos estresores, la sobre-explotación ocasionada por la pesca comercial tiene un profundo efecto en los ecosistemas marinos y en su biodiversidad (Thrush & Dayton, 2002; Worm *et al.*, 2009). La sobreexplotación pesquera es reconocida como un problema ambiental y socioeconómico prioritario que ha reducido la biodiversidad y modificado el funcionamiento de los ecosistemas marinos (Jackson *et al.*, 2001; Lotze *et al.*, 2006; Worm et *al*., 2006). La disminución generalizada y el colapso de las principales poblaciones de peces han generado preocupación global por los efectos de la sobreexplotación pesquera en estas comunidades (Myers & Worm, 2003).

Los datos históricos de los ecosistemas costeros sugieren que las pérdidas de grandes peces depredadores, así como de mamíferos, han sido especialmente pronunciadas y han precipitado cambios marcados en la estructura y función los ecosistemas marinos (Steneck & Carlton, 2001). Sin embargo, las tendencias actuales, así como las futuras, siguen siendo controversiales para la pesca mundial (Worm *et al*., 2006; Hilborn, 2007; Murawski *et al*., 2007). En este contexto la pesca de arrastre, representa una de las prácticas de pesca que más afectan la biodiversidad en los océanos del mundo (Trenkel *et al.*, 2019). Las redes de arrastre están diseñadas para atrapar especies-objetivo económicamente valiosas y son operadas desde barcos mecanizados (Kumar & Deepthi, 2006).

Como una pesca móvil no selectiva, la red de arrastre de fondo recoge todos los organismos a su paso y la captura incidental de especies que no son el objetivo de la pesca comercial (*by-catch*), se ha convertido en una preocupación importante a nivel mundial (Pusceddu *et al.,* 2014). Por ejemplo, la pérdida de grandes especies de vertebrados marinos, que tienen poco o ningún valor comercial, como las tortugas marinas, las aves marinas y los mamíferos marinos, han centrado la atención en los impactos ecológicos de la captura incidental en las pesquerías mundiales (Lewison *et al.,* 2004).

La pesca de arrastre además tiene una gran cantidad de impactos en el fondo marino, incluido el empobrecimiento del *stock*, las alteraciones de la morfología del fondo marino, la re-suspensión de sedimentos y el aumento de la turbidez del agua del fondo, la mortalidad del epibentos, y la alteración de los ciclos de nutrientes y la biodiversidad bentónica (Thrush & Dayton 2002; Pusceddu *et al*., 2014). Por ejemplo, el estudio

de Pusceddu *et al.* (2014) muestra que la pesca de arrastre en fondos blandos de aguas profundas, altera fuertemente las características bioquímicas del sedimento y reduce la diversidad de especies y la abundancia de organismos meiofaunales (animales de tamaño 40–500 ×m), en particular, los nematodos (Pusceddu *et al*., 2014). Los pequeños animales de sedimentos fangosos, también se ven afectados por el arrastre de fondo por lo que probablemente, ningún hábitat sea inmune a los impactos de la pesca de arrastre (Watling, 2014). El equipo de arrastre de alta mar es grande y pesado, y genera turbulencias que se manifiestan en grandes columnas de sedimentos en fondos arenosos o fangosos haciendo surcos en el sedimento que pueden durar mucho tiempo (Watling, 2014). Un estudio realizado por Puig *et al.* (2012) estableció que los lodos del fondo re-suspendidos por la actividad de arrastre, podían ser transportados a largas distancias, lo que afectaba drásticamente la topografía del fondo y más aún la heterogeneidad del hábitat en el área donde la pesca de arrastre era frecuente.

A medida que las pesquerías de las plataformas continentales se han explotado (Pauly, 2007), la búsqueda de especies comercialmente valiosas, se ha trasladado fuera de la plataforma continental. Este fenómeno resulta en el agotamiento de las reservas de aguas profundas y también con consecuencias para el bentos (Watling, 2014).

Actividades de pesca comercial intensiva, además de ser perjudiciales para la biodiversidad marina, modificar el hábitat bentónico y la estructura de la comunidad, afectan a su vez a los complejos procesos ecosistémico de los océanos, lo que a largo plazo afecta la sostenibilidad de la pesca marina (Pusceddu *et al*., 2014). Las perturbaciones de arrastre modifican los procesos de producción bentónica (Jennings *et al.,* 2001), la tasa y la magnitud de la regeneración de nutrientes (Dounas *et al*., 2007) y puede causar impactos a largo plazo en los flujos de nutrientes de sedimentos (Olsgard *et al*., 2008).

El aumento de las concentraciones de gases de efecto invernadero, también ha desencadenado una serie de cambios físico-químicos en el océano. Las capas superiores del océano se han calentado en los últimos 100 años. Además, se han descrito, un conjunto de cambios abióticos adicionales en los ecosistemas marinos, incluido el aumento del nivel del mar (Rahmstorf *et al*., 2007), tormentas más intensas (Knutson *et al*., 2010) y cambios en la fuerza del viento y los patrones de surgencia (Bakun & Weeks, 2004), que afectarán la biodiversidad en los océanos. Además del calentamiento, el aumento de las concentraciones de CO_2 antropogénico en la atmósfera ha llevado a la acidificación de los océanos: el pH de las capas superficiales del océano ha disminuido en aproximadamente 0,02 unidades de pH por década desde el período preindustrial (Doney *et al*., 2009). Los impactos de la pesca y estos cambios en las condiciones químicas del océano, en conjunto, tienen el potencial de afectar todos los niveles de organización biológica e interrumpir el funcionamiento del ecosistema y los servicios que brindan para los humanos.

En un trabajo reciente, Gaines *et al.* (2018) analizan las implicancias del cambio climático sobre las pesquerías, señalando que el efecto sinérgico de sobreexplotación y cambio climático puede tener efectos graves efectos sobre la captura, la biomasa disponible y los retornos económicos a menos que se adopten estrategias proactivas y adaptativas. En un trabajo complementario, Sumaila *et al*. (2019) señalan que mitigar emisiones en consonancia con el Acuerdo de París, "muy por debajo de 2 °C y hacer todos los esfuerzos para limitarlo a 1.5 °C" , trae efectos muy positivos a las pesquerías en términos de biomasa, captura y retornos económicos.

Reconociendo que tanto en Chile como en el mundo, las causas de la situación de sobreexplotación de los recursos pesqueros, y su relación con los impactos del cambio climático, son complejas y diversas, hay consenso en que la urgencia fundamental radica en abordar fallas de gestión ambiental o de gobernanza ambiental, enfatizando la importancia de establecer una institucionalidad que integre múltiples servicios ecosistémicos, a los usuarios y a los tomadores de decisión en el manejo de estos recursos (Plan de Adaptación al Cambio Climático para Pesca y Acuicultura, 2015). Es urgente concentrar los esfuerzos en fortalecer, evaluar e implementar mecanismos de manejo ecosistémico. En este sentido, resulta clave la detección e identificación de zonas de alta productividad, las cuales han demostrado tener un fuerte impacto sobre especies explotadas (Baku *et al*., 2015; Santos *et al*., 2018; Teixeira *et al*., 2016). El conocer la extensión geográfica, así como la variación espacial y temporal de las zonas de alta productividad permitirían comprender de mejor manera las variaciones en la diversidad costera, e incrementar esfuerzos de manera direccionada para el manejo ecosistémico, en un océano cada vez más estresado.

SITUACIÓN LOCAL: AFRONTANDO EL PROBLEMA ENTRE PESCA Y BIODIVERSIDAD A TRAVÉS DEL MANEJO ECOSISTÉMICO

Los recursos hidrobiológicos son por naturaleza de libre acceso, esto es, están disponibles en el mar para cualquiera, por lo que ha sido necesario, tanto en Chile como en el resto del mundo, generar regulaciones que limiten la actividad extractiva de los actores interesados para evitar la sobreexplotación mediante distintos instrumentos y la creación de institucionalidad pública *ad hoc*. Dichas regulaciones no siempre han resultado exitosas en lograr su objetivo, como es evidente al ver qué tanto a nivel mundial como en Chile, una parte importante de los recursos pesqueros está sobreexplotada e incluso colapsada. Durante la última década, las discusiones de política ambiental a nivel mundial han alentado cada vez más un enfoque ecosistémico para la gestión de los océanos.

El enfoque ecosistémico es una estrategia integral para el manejo de los recursos naturales. Lo "ecosistémico" se refiere a considerar todos los recursos vivos y no vivos para el manejo de un sistema determinado (Gelcich *et al.,* 2009). La aproximación ecosistémica se basa en la aplicación del método científico y la integración de diferentes tipos de conocimiento, para evaluar las interacciones entre los componentes del sistema y los impactos acumulativos que múltiples actividades antrópicas producen. La diversidad cultural de los sistemas sociales se reconoce como un componente integrante del ecosistema. Es decir, el enfoque ecosistémico propone una mirada amplia para su aplicación en la administración de las pesquerías. Por lo tanto, no se circunscribe al estudio de las interacciones entre los organismos en un ecosistema determinado.

Si bien no hay una sola definición para enfoque ecosistémico (Long *et al.,* 2015, para diferentes definiciones), la mayoría de ellas enfatizan que es un enfoque integrado que considera los vínculos entre recursos vivos y no vivos, lo que implica el manejo de especies, otros servicios naturales y los humanos como componentes del ecosistema (Defeo & Castilla, 2005). El mérito general del enfoque ecosistémico es que incluyen las interacciones entre los componentes del ecosistema, los humanos y los impactos acumulativos de múltiples actividades, y promueven ambos la conservación y el uso sostenible de los recursos (Arkema *et al.,* 2006).

Actualmente, el enfoque ecosistémico domina la visión de organizaciones globales. Organismos de Naciones Unidas como la Organización para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés) han establecido una serie de recomendaciones y buenas prácticas para la implementación de manejo ecosistémico. El Convenio sobre la Diversidad Biológica, por ejemplo, desarrolló 12 principios claves para la implementación del enfoque ecosistémico. Estos principios claves también están presentes en la mayoría de las *metas de Aichi*, suscritas por la conferencia de las partes de la Convención para la Diversidad Biológica. De hecho, la *meta de Aichi* número 6 establece explícitamente que: "para el 2020 todos los *stocks* de peces e invertebrados y las plantas acuáticas se gestionan y cosechan de forma sostenible, legalmente y aplicando enfoques basados en ecosistemas, para evitar la sobrepesca" (https://www.cbd.int/sp/targets/default.shtm). Esta meta fue reconocida y formalmente ratificada por 198 países como una forma clave de avanzar hacia la sostenibilidad de pesquerías, incluyendo la protección de la biodiversidad y las necesidades de los humanos.

En Chile, el modelo de gobernanza en la administración de los recursos pesqueros ha experimentado importantes transformaciones a partir de 1990 (Gelcich *et al.,* 2010) y actualmente existen diversos elementos del enfoque ecosistémico que se están aplicando. Así, el problema público que se aborda en este informe es el de sintetizar información y proponer recomendaciones para asegurar la implementación efectiva del manejo ecosistémico a través de modificaciones del modelo institucional existente en Chile. La piedra angular utilizada en este informe son las políticas pesqueras para AMERB y los planes de manejo pesquero. Para ello se identifican avances, problemas y desafíos que han enfrentado los actores públicos y privados que forman parte de este sistema social, ecológico y complejo, y se generan recomendaciones para el mejoramiento de la implementación de modelos institucionales específicos y de aplicación del enfoque ecosistémico en general.

SITUACIÓN LOCAL: ÁREAS DE MANEJO Y EXPLOTACIÓN DE RECURSOS BENTÓNICOS Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

En 1991, Chile emprendió una transformación de gobernanza, que dio como resultado una política territorial de co-manejo de las pesquerías artesanales bentónicas chilenas, conocido como régimen de AMERB, incorporado en la LGPA (Gelcich *et al.,* 2005a). El Reglamento de Áreas de Manejo (Decreto Supremo N°355, 1995) define dicho régimen como la asignación de áreas costeras delimitadas para su manejo y explotación a organizaciones formales de pescadores artesanales. De acuerdo a esta ley, la SUBPESCA, como ente administrativo, tiene la autoridad legal para asignar derechos de acceso exclusivo a las organizaciones de pesca-

dores artesanales para la recolección sostenible de recursos bentónicos (Castilla *et al.,* 1998). La SUBPESCA condiciona tal asignación, a que la organización de pescadores y una entidad de asesoría técnica acreditada (universidades o empresas consultoras), desarrollen en conjunto estudios técnicos. A partir de 2013, había más de 750 AMERB, que representan > 1100 km^2, decretados a las organizaciones de pescadores en todo el territorio continental de Chile (Gelcich *et al.,* 2017). Esta gran red de AMERB, establecida desde hace más de 20 años, coloca a Chile a la vanguardia de la implementación de enfoques basados en los derechos para la pesca en pequeña escala.

Sin embargo, aun cuando la red de AMERB resulta un paso significativo en el co-manejo y protección de la biodiversidad, aun no existen criterios objetivos para la asignación de las zonas geográficas donde las unidades de AMERB son instaladas.

La política de AMERB permitió una transformación a escala nacional hacia una gobernanza más participativa para el sector de pesca artesanal (Gelcich *et al.,* 2005b). Sin embargo, lograr esta transformación fue más complejo que simplemente cambiar la legislación o introducir nuevas restricciones en el uso de los recursos. La red de AMERB comprende esencialmente una gran cantidad de áreas de manejo establecidas por numerosas asociaciones de pescadores, a lo largo de un amplio rango geográfico, bajo un solo instrumento de política (Gelcich *et al.,* 2010). Esta red sirve como base para integrar el conocimiento de la implementación de políticas de co-manejo sobre múltiples servicios ecosistémicos marinos. La investigación sobre el funcionamiento y la implementación de AMERB ha estado en curso durante los últimos 20 años, sobre la base de estudios de casos que sugieren resultados mixtos y heterogéneos (Gelcich *et al*., 2006; Gelcich *et al.*, 2010; Aburto *et al*., 2013; Molina *et al*., 2014).

La política de AMERB tiene el potencial de suministrar múltiples servicios ecosistémicos tanto para la producción de alimentos como para la conservación de la biodiversidad (Gelcich *et al.,* 2019). Una reciente revisión sistemática de literatura (Gelcich *et al.,* 2019) evalúo las implicaciones de más de 25 años de establecer una política de AMERB sobre múltiples servicios ecosistémicos. Los resultados de esta síntesis (Figura 3) muestran que las AMERB tienen el potencial de sustentar la biodiversidad y todas las diferentes tipologías de servicios de los ecosistemas cuando se aplican adecuadamente. La investigación sobre servicios ecosistémicos de provisión son los más frecuentes; sin embargo, los servicios ecosistémicos culturales han ido ganando terreno con estudios que evalúan el papel del liderazgo, las sanciones y el capital social en la determinación de los resultados de la aplicación de la política de áreas de manejo. Los resultados sugieren que las AMERB pueden desempeñar un papel importante en la creación de condiciones sociales y ecológicas propicias para el co-manejo de múltiples servicios ecosistémicos marinos. Si bien esto es alentador, existe un sesgo hacia resultados positivos y pocos estudios que abordan los aspectos negativos de las AMERB para identificar, en el futuro, las limitaciones de su desarrollo y evolución (Aburto & Stotz 2013; Gelcich *et al.,* 2006).

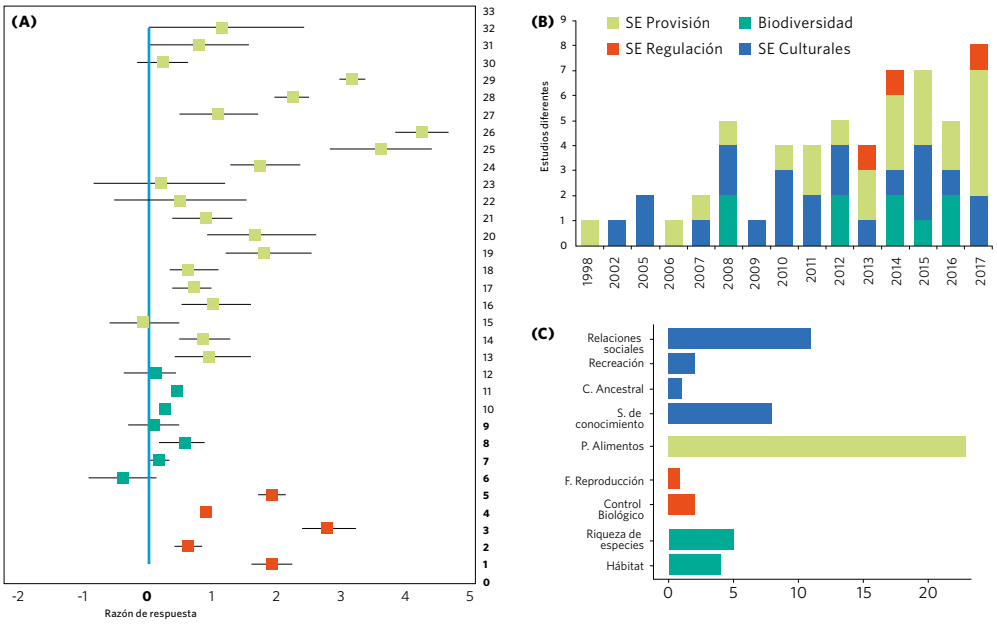

Figura 3. (A) *Representación de la razón de respuesta de cada servicio ecosistémico (provisión, regulación y biodiversidad) para la submuestra de estudios que cuantificaron la provisión de servicios dentro y fuera del AMERB (n = 13). (B) Distribución del número de estudios que aborda la provisión de servicios ecosistémicos en las AMERB desde 1998 hasta 2017. (C) Servicios ecosistémicos específicos (Adaptación de la síntesis de Gelcich *et al.* (2019), con los datos publicados por Martínez-Harms, 2018).

*Para cada estudio, las razones de respuesta son calculadas como el logaritmo natural de la razón entre los valores promedios de un determinado servicio ecosistémico en un AMERB (numerador) y en una zona de libre acceso (denominador). Valores positivos (negativos) indican que el servicio ecosistémico es mayor (menor) en un AMERB. Se considera la razón de respuesta significativamente diferente a cero cuando el intervalo de confianza no incluye el valor cero. Consulte en Martínez-Harms (2018) y Gelcich *et al.* (2019) para ver la lista completa de documentos incluidos en este análisis.

La síntesis de los estudios que han estudiado AMERB (Gelcich *et al.*, 2019) muestra que la mayor parte de la investigación científica se ha realizado en AMERB que están en pleno funcionamiento, con programas de monitoreo y vigilancia. En la costa chilena, el 40 % de las AMERB están inactivas o actualmente abandonadas (Gelcich *et al.*, 2017), por lo que estas áreas podrían no potenciar la provisión de servicios ecosistémicos culturales o de otro tipo. Este sesgo hacia AMERB totalmente operativas plantea la necesidad de abordar la investigación sobre factores determinantes de AMERB no funcionales y abandonadas, ya que podrían estar señalando problemas futuros en el sistema que deben abordarse con urgencia. Adaptar un análisis de lugares exitosos/no-exitosos (*brightspots/darkspots*) podría ser un camino particularmente novedoso. Los análisis de este tipo denominados análisis de desviación positiva se centran en aprender de las anomalías. Recientemente, se han utilizado para abordar problemas de conservación marina en los arrecifes de coral (Cinner *et al.,* 2016). Desde una perspectiva ambiental, los *brighspots* son lugares donde los ecosistemas están sustancialmente en mejor estado y los *darkspots* en peor condición de lo esperado, dadas las condiciones ambientales y los factores socioeconómicos a los que están expuestos (Bennett *et al.,* 2016; Cinner *et al.,* 2016). La investigación sobre *darkspots* podría ser clave para identificar las características socioecológicas que son restricciones para el desarrollo de AMERB y ayudar a identificar qué tipo de intervenciones son necesarias para abordar estas limitaciones. Un estudio pionero en esta dirección ha comenzado a explorar el porqué los pescadores dejan de cuidar sus AMERB (Davis *et al.,* 2017).

Resultados de múltiples estudios (sintetizados en Gelcich *et al.,* 2019) hacen hincapié en que la sola existencia de la política de AMERB no garantiza la prestación sustentable de servicios ecosistémicos. Esto dependerá de la forma en que la política continúe siendo implementada, operacionalizada, aplicada y adaptada a los nuevos desafíos planteados por los mercados y los distintos forzantes del cambio global como es el cambio climático y la acidificación del océano. Muchas AMERB han fallado o podrían fallar en su implementación cuando se enfrentan a forzantes del cambio global, porque no entendemos suficientemente las condiciones socioeconómicas locales y las teleconexiones a escala global, que permiten una adaptación exitosa de la política de áreas de manejo (Morrison, 2017; Oberlack *et al.,* 2018).

Es primordial una mejor comprensión de los cambios en el largo plazo para permitir analizar la evolución de los sistemas de gobernanza, incluida la aparición de nuevos espacios de gobernanza y la terminación de otros. Se necesita con urgencia una investigación sobre los efectos de los forzantes de cambio global y la incertidumbre de estos efectos sobre las AMERB, para anticipar resultados no deseados y adaptarse. Sin embargo, estos temas han sido hasta el momento muy poco estudiados. En este sentido, resulta clave la detección e identificación de zonas de alta productividad, conocer la extensión geográfica, y si la variación espacial y temporal de las zonas de alta productividad permitirá comprender de mejor manera las variaciones en la cosecha que se observa en las AMERB; de manera de establecer políticas de manejo diferencial para aquellas

AMERB localizadas en zonas de alta y baja productividad natural. El reconocer la importancia de forzantes como la productividad y la temperatura y como impactan la diversidad y producción ha sido descrito como un desafío mayor para los próximos años (Carr *et al.,* 2018).

RECOMENDACIÓN: AMERB Y CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Un modelo interesante que hoy se encuentra bajo consideración y análisis, que podría incrementar el potencial de las AMERB en términos de conservación de la biodiversidad, se refiere al establecimiento de las zonas no extractivas (de veda) dentro de una porción de un AMERB (Gelcich & Donlan, 2015). Estudios iniciales de casos pilotos para probar esta alternativa se han desarrollado con resultados preliminares prometedores (Sorice *et al*., 2019).

La idea de evitar la extracción en Áreas Marinas Protegidas (AMP) creadas dentro de las AMERB, se asocia a que los beneficios en biodiversidad resultantes pueden proporcionar una fuente de ingresos complementarios para los pescadores, a cambio de acciones de gestión que promueven beneficios comprobados para la biodiversidad. Al mismo tiempo, se estaría promoviendo la pesca sustentable (Gelcich & Donlan 2015; Figura 4).

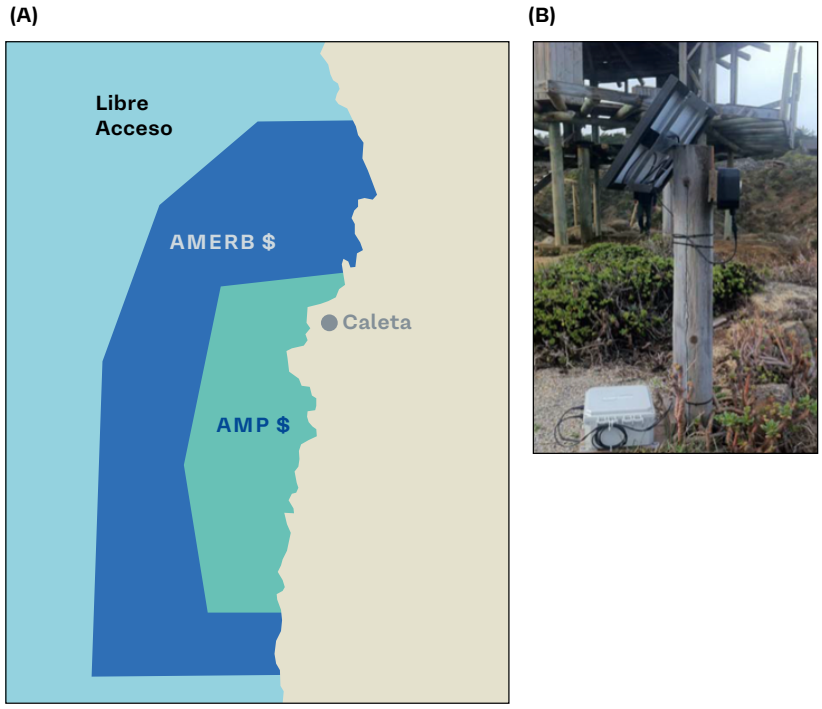

Figura 4. (A) Esquema conceptual ilustrando cómo sindicatos de pescadores artesanales acuerdan asignar parte de sus AMERB como una AMP no-extractiva. Los sindicatos acuerdan llevar acabo vigilancia. En retribución, los sindicatos reciben un pago anual para compensar los costos de oportunidad y los beneficios en biodiversidad creados como resultado de la zona no extractiva.
(B) Un sistema de vigilancia con video se utiliza para monitorear la zona no extractiva.

Dependiendo de cómo se establezcan los planes de incentivos para incrementos en biodiversidad dentro de las AMERB, a través del establecimiento de zonas no extractivas, esta puede llegar a ser una medida rentable para los pescadores artesanales. El modelo tiene el potencial de permitir al menos dos innovaciones en el modelo de negocios que podrían mejorar los medios de subsistencia de la pesca con beneficios para la biodiversidad. En primer lugar, los resultados de las prácticas de conservación (incrementos en biodiversidad) podría ser comercializado y vendido como créditos de biodiversidad para empresas que deseen compensar los impactos de sus acciones (Gelcich *et al.,* 2011). Actualmente, existen impactos marinos y costeros en el sector público y privado de Chile, lo que crea oportunidades para desarrollar estos programas de compensación de biodiversidad marina. De hecho, se han modificado recientemente aspectos importantes de la política de evaluación de impacto ambiental en Chile para permitir la compensación de impactos fuera de áreas directas de influencia de proyectos. Además, hay que considerar que dicha compensación está en proceso de revisión dentro del marco de la ley que crea el servicio de biodiversidad y sistema nacional de áreas protegidas. En segundo lugar, los beneficios de la biodiversidad de las AMERB podrían ser integrados y agregar

valor a sus productos marinos, en mercados emergentes sustentables. Por ejemplo, productos marinos que certifiquen beneficios para la biodiversidad en su gestión, denominados BIO+ (Gelcich & Donlan, 2015). Ambas alternativas se basan en que las AMERB cumplan con requisitos básicos de gestión y capital social (Sorice *et al*., 2019). El desarrollar la iniciativa de crear zonas de protección de la biodiversidad en AMERB requiere, además, la construcción de plataformas de aprendizaje, a través de pruebas experimentales de colaboración, donde los pescadores, gestores y científicos pueden construir el conocimiento necesario para diseñar un sistema escalable.

En definitiva, crear formas auxiliares de conservación basadas en las AMERB para aumentar la integración entre pesca y biodiversidad y así aumentar la escala de conservación de la biodiversidad marina, requerirá de una comprensión de la respuesta de la biodiversidad, el desarrollo de estrategias de financiamiento que deben adaptarse a las realidades locales, la comprensión de la demanda por beneficios en biodiversidad y las respuestas en el comportamiento de los pescadores. Para esto serán fundamentales nuevos enfoques de investigación interdisciplinarios basados en el enfoque ecosistémico que consideren por primera vez, las variaciones de forzantes ambientales, tales como la productividad, un factor relevante en el funcionamiento de los organismos.

SITUACIÓN LOCAL: CREACIÓN DE LOS COMITÉS DE MANEJO PARA ADMINISTRAR LAS ÁREAS LIBRES DE PESCA

A partir del año 2013, se realizan cambios a la LGPA. Uno de los aspectos incorporados se refiere a los comités de manejo para la administración de áreas libres de pesca (Gelcich *et al.,* 2019; Reyes *et al.,* 2017). Los comités de manejo administran la extracción de un recurso (o un grupo de recursos relacionados) en áreas de libre acceso histórico (bentónicos, crustáceos, peces pelágicos y demersales). Por lo tanto, se diferencian de las AMERB que establecen zonas de uso exclusivo para una organización de pescadores artesanales.

Los comités de manejo incorporan a los pescadores artesanales e industriales en el establecimiento de medidas de administración. En las pesquerías bentónicas se incorpora a representantes de pescadores artesanales, de las plantas procesadoras, de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura y de la Capitanía de Puerto correspondiente. En las pesquerías de peces demersales y pelágicos se incluyen representantes de la pesca industrial en los comités de manejo.

Un elemento central de los cambios establecidos en la LGPA es la creación de los comités científicos. Los comités científicos funcionan como organismos asesores para la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura en temas de interés científico para el manejo de las pesquerías. Los representantes para cada comité científico son designados por el Ministerio de Economía, previa convocatoria pública. Estos comités deben determinar, entre otras medidas, el estado de situación de la pesquería, la determinación de los puntos biológicos de referencia y el rango dentro del cual se debe fijar la cuota de captura. Este rango de captura deberá mantener o llevar la pesquería al rendimiento máximo sostenible.

Para la implementación del comité de manejo, la LGPA señala la incorporación del enfoque ecosistémico y el principio precautorio como conceptos guía. Sin embargo, la FAO en su revisión de la LGPA, considerando acuerdos y buenas prácticas internacionales para la sustentabilidad y buena gobernanza del sector pesquero, señala consideraciones relevantes al respecto.

Una observación relevante se refiere al alcance del concepto de enfoque ecosistémico pesquero incluido en la LGPA, el cual no señala explícitamente consideraciones de orden social, económico y ecológico como parte del enfoque ecosistémico. Estas últimas consideraciones son reconocidas por los instrumentos o cuerpos regulatorios internacionales. Por lo tanto, el informe FAO (2016) recomienda ampliar el concepto de ecosistema incluido en la LGPA, incluyendo las dimensiones sociales, económicas e institucionales, y considerando mecanismos para la participación social y el co-manejo pesquero.

En la actualidad se han constituido 32 comités de manejo, de los cuales 16 corresponden a recursos bentónicos: Comité de crustáceos demersales, Comité de crustáceos y especies asociadas de Juan Fernández e islas Desventuradas, Comité de la pesquería de crustáceos bentónicos de la provincia de Chiloé, Comité de algas pardas Arica y Parinacota, Comité de algas pardas Tarapacá, Comité de algas pardas Antofagasta, Comité de algas pardas Atacama, Comité del recurso huiro flotador de Bahía Chasco, Comité de algas pardas Coquimbo, Comité del Golfo de Arauco para las pesquerías de huepo, navajuela y taquilla, Comité de Bahía de Corral para las pesquerías de huepo, navajuela, Comité de juliana, Comité de macha en la región de Los Lagos, Comité de recursos bentónicos de zona común de extracción de la bahía de Ancud, Comisión manejo pesque-

rías bentónicas de la Zona Contigua, Comité de manejo de recursos bentónicos de la región de Magallanes y Antártica Chilena, Comité de centolla y centollón de la región de Magallanes y Antártica Chilena, Comité de pulpo del sur, Comité de jaibas y centollas de la región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo.

Adicionalmente, se han constituido 16 comités de manejo para peces pelágicos y demersales: Comité de la sardina austral, Comité de la anchoveta y sardina común, Comité de la anchoveta y sardina española XV-II, Comité de la anchoveta y sardina III-IV, Comité del bacalao de profundidad, Comité de congrio dorado Unidad de Pesquería Norte, Comité congrio dorado Unidad de Pesquería Sur, Comité de manejo jibia, Comité de jurel, Comité de manejo merluza común, Comité de merluza de cola, Comité de merluza del sur, Comité de merluza de tres aletas, Comité de raya volantín y raya espinosa.

Los comités de manejo son mandatados a elaborar un plan de manejo para administrar la pesquería. Este plan de manejo establece reglas de operación para alcanzar un rendimiento óptimo de la pesquería, sin alcanzar niveles de sobreexplotación. Las principales acciones contenidas en los planes de manejo se relacionan con establecer reglas que norman el acceso y extracción del recurso en cuestión, a través de estrategias de control y monitoreo, capacitación, investigación, entre otras acciones. En particular, un plan de manejo debe contener una identificación de los recursos involucrados, una caracterización de la flota y de los actores; objetivos y metas para alcanzar y mantener un rendimiento máximo sostenible, estrategias para lograr los objetivos (incluyendo medidas de administración y acuerdos de interacción entre los actores), criterios de evaluación, estrategias de contingencia y requerimientos de investigación.

Los comités de manejo se constituyen e institucionalizan como espacios colectivos en el dominio en la esfera pública. Los actores involucrados son convocados a tomar decisiones con respecto al manejo ecosistémico de un recurso pesquero. Esta política constituye una estrategia de descentralización de la administración de los recursos pesqueros en Chile, y otorga autonomía a las organizaciones de pescadores artesanales en las decisiones de manejo según recursos y áreas geográficas. El sistema de comités de manejo promueve una forma de gobierno policéntrico, constituyendo unidades operativamente autónomas para el manejo de un recurso marino determinado. Como se señaló, esta tendencia hacia un modelo policéntrico en la administración de los recursos marinos refuerza un proceso iniciado en 1997 con el establecimiento de las primeras AMERB.

RECOMENDACIONES PLANES DE MANEJO Y BIODIVERSIDAD

La implementación de los planes de manejo por parte de los comités de manejo ha sido estudiada por varios autores mediante una evaluación temprana llevada a cabo a través de entrevistas, talleres individuales y síntesis de actas e informes existentes (Reyes-Mendy *et al*., 2017; Estévez & Gelcich, 2019; Gelcich *et al*., 2019). Estos autores han identificado los principales desafíos para la correcta implementación de la política de la LGPA orientada al manejo ecosistémico como: (a) la correcta instalación del nuevo modelo institucional, lo que requiere generar confianza entre los actores y asegurar los recursos presupuestarios y capacidades humanas necesarias, y (b) la plena incorporación del enfoque ecosistémico a dicho modelo, lo que requiere participación y representatividad adecuada de los actores y mejores procesos de producción e integración de conocimiento científico, burocrático y local.

Las recomendaciones principales apuntan a cambios en la gestión pública, reglamentarias o legales y son las siguientes (Ver recomendaciones adicionales en Tabla 1):

- Otorgar mayor acceso a la información a todos los actores interesados en el plan de manejo, y adoptar mejores prácticas de transparencia y en general procesos de estandarización y mejoras de acceso a la información de relevancia.
- Asignar recursos presupuestarios y capacidades humanas suficientes para que la SUBPESCA pueda asumir adecuadamente el rol que le asigna el nuevo modelo y los actores privados cuenten con medios e incentivos suficientes para participar en los comités científicos y de manejo.
- Asegurar la participación y adecuada representatividad de todos los actores claves en los comités de manejo pesquero, composición que debería poder variar de un comité a otro, incorporar a la Dirección General del Territorio Marítimo y Marina Mercante de Chile (DIRECTEMAR) y crear una categoría de miembros no permanentes.
- Asegurar que los comités de manejo puedan generar conocimientos en forma autónoma, en particular en materias económicas y sociales, potenciando el rol de la unidad de análisis sectorial de SUBPESCA como también la posibilidad de co-integrar distintos tipos de conocimientos en el proceso de elaboración, implementación y revisión de los planes de manejo pesquero.

Requerimiento de cambio	Recomendaciones
Reforma Legal	Comités de manejo, artículos 8, 9 bis y 9 A › Permitir algún grado de flexibilidad en el número de representantes del sector pesquero de acuerdo con las necesidades de cada pesquería o pesquerías. › Incluir a la DIRECTEMAR. › Incluir una categoría de miembros no-permanentes para resolver necesidades específicas. › Agregar representantes de Universidades o centros de investigación que reciben fondos públicos como miembro permanente. › Proveer de recursos monetarios para asegurar la participación de representantes artesanales. Comités científicos, artículo 155 › Mejorar incentivos económicos para asegurar la participación de los "mejores" científicos. › Cambiar incompatibilidades que afectan oportunidades laborales de científicos ex post.
Reglamentos	Establecer que el comité de manejo y comité científico deben juntarse regularmente para intercambiar información y mejorar análisis (DS N° 95-2013 y DS N° 77-2013 y sus modificaciones).
Gestión	Subsecretaría de Pesca › Apoyar los procedimientos para la elección de representantes artesanales en comité de manejo. › Crear perfiles laborales para todos los representantes de gobierno en los comités de manejo. › Entrenar a representantes de los comités de manejo. › Asignar recursos a comités de manejo para consultorías en aspectos sociales y económicos. › Fortalecer la "Unidad de análisis pesquero" como apoyo al trabajo del comité de manejo. › Sistematizar y validar el conocimiento local de pescadores artesanales para el trabajo del comité de manejo. › Elaborar un manual de procedimientos internos para el trabajo del comité de manejo. Ministerio de Economía › Establecer reglas de gestión de base de datos para Instituto de Fomento Pesquero, incluyendo acceso público a la información. › Asegurar recursos financieros y humanos para que la subsecretaría pueda cumplir con nuevas obligaciones.

Tabla 1: Ejemplos de recomendaciones clave para el proceso de evaluación temprana de la implementación de políticas de planes de manejo (adaptado de Gelcich *et al.*, 2019; Reyes *et al.*, 2017).

Recomendaciones Generales

El enfoque de manejo ecosistémico establece lineamientos generales para el desarrollo de la actividad pesquera que considera dimensiones socioeconómicas, ecológicas y de biodiversidad. De esta forma, la implementación nacional y regional del manejo ecosistémico está determinada por la capacidad y la coordinación intersectorial y la integración de múltiples actores y sus respectivos conocimientos en pro de la sostenibilidad. Instancias nacionales para el establecimiento de agendas políticas, como lo son los programas de gobierno, las políticas nacionales y los planes estratégicos debiesen indicar claramente en qué nivel y de qué forma se pueden introducir los diferentes elementos del manejo ecosistémico en la gestión marina. Esto debe incluir aspectos relacionados con la coordinación interinstitucional y la coherencia normativa entre diferentes cuerpos legales.

La firma de tratados internacionales por parte de Chile, su presencia en la OCDE y la reciente evaluación de la FAO sobre la Ley de Pesca de Chile han colocado efectivamente la implementación del manejo ecosistémico en la vanguardia de discusiones orientadas al desarrollo pesquero inclusivo y con foco en mantener la biodiversidad y los servicios ecosistémicos del océano. Chile ahora debería establecer claramente la agenda de manejo ecosistémico, además de una definición y visión nacional de esta aproximación, con la que se convoque a políticos y funcionarios de diferentes agencias del Estado, así como aprovechar las habilidades de los actores locales. Tal compromiso permitiría avances hacia el manejo ecosistémico y estimulará la investigación innovadora. Algunos puntos claves a considerar para la legítima implementación de estos modelos se relacionan con que las intervenciones de políticas públicas, orientadas al manejo ecosistémico deben asegurar los recursos humanos, integración interinstitucional y recursos financieros necesarios para su correcta implementación.

Además, se necesita una mejor comprensión del impacto de las intervenciones de conservación para que se pueda focalizar de mejor manera la asignación de fondos y así potenciar los resultados para la biodiversidad. Esto se puede lograr construyendo una base de información clara sobre las cuales las intervenciones funcionen y luego traducir la evidencia a otros contextos para diseñar intervenciones futuras efectivas. En un contexto político, este tipo de análisis requiere la consideración de las preferencias y respuestas humanas a las regulaciones e incentivos que no pueden ser capturados solo por los estudios de impacto ecológico.

REFERENCIAS

Abreu, H., Varela, D.A., Henríquez, L., Villarroel, A., Yarish, C., I Sousa-Pinto, I.Buschman, A.H. (2007). Traditional vs. integrated Multi-Trophic Aquaculture of *Gracilaria chilensis* C. J. Bird, J. McLachlan & E. C. Oliveira: Productivity and physiological performance. *Aquaculture* 293: 211-220.

Aburto, J., Gallardo, G., Stotz, W., Cerda, C., Mondaca-Schachermayer, C., Vera, K. (2013). Territorial user rights for artisanal fisheries in Chile - intended and unintended outcomes. *Ocean & Coastal Management* 71: 284-295.

Aburto, J., Stotz, W. (2013). Learning about TURFs and natural variability: Failure of surf clam management in Chile. *Ocean & Coastal Management* 71: 88–98.

Adger W.N., Hughes, T.P., Folke, C., Carpenter, S.R., Rockström, J. (2005). Social-Ecological Resilience to Coastal Disasters. *Science* 309: 1036.

Alarcón, E., Valdes, N., Torres, R. (2015). Saturación del carbonato de calcio en un área de cultivo de mitílidos en el Seno Reloncaví, Patagonia norte, Chile. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 43: 277-281

Arkema, K.K., Abramson, S.C., Dewsbury, B.M. (2006). Marine ecosystem-based management: from characterization to implementation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 525–532.

Ayer, N.W.Y., Tyedmers, P.H. (2008). Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. *Journal of Cleaner Production* 17: 362-373.

Bakun, A., Weeks, S.J. (2004). Greenhouse gas buildup, sardines, submarine eruptions and the possibility of abrupt degradation of intense marine upwelling ecosystems. *Ecology Letters* 7: 1015–1023.

Bakun, A., Black, B. A., Bograd, S. J., García-Reyes, M., Miller, A.J., Rykaczewski, R. R., Sydeman, W. J. (2015). Anticipated effects of climate change on coastal upwelling ecosystems. *Current Climate Change Report* 1: 85–93.

Bennett, E.M., Solan, M., Biggs, R., McPhearson, T., Norström, A.V., Olsson, P., Pereira. L., Peterson, G.D., Raudsepp Hearne, C., Biermann, F., Carpenter, S.R., Ellis, E.C., Hichert, T., Galaz, V., Lahsen, M., Milkoreit, M., Martin López, B., Nicholas, K.A., Preiser R., Vince, G., Vervoort, J.M., Xu, J. (2016). Bright spots: seeds of a good Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment* 14:441-448.

Berteness, M., Gaines, S., Hay, Mark. (2001). *Marine Community Ecology*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachussets.

Buschmann, A.H., Fortt, A. (2005). Efectos ambientales de la acuicultura intensiva y alternativas para un desarrollo sustentable. Ambiente y Desarrollo 21: 58-64.

Buschmann, A.H., Muñoz J.L.P. (2019). Challenges for Future Salmonid Farming. In Cochran, J. Kirk; Bokuniewicz, J. Henry; Yager, L.P., (eds.) *Encyclopedia of Ocean Sciences*, 3rd Edition. vol. 2, pp. 313-319, Elsevier.

Buschmann, A.H., Riquelme, V.A., Hernández-González, M.C., Varela, D., Jiménez, J.E., Henríquez, L.A., Vergara, P.A., Guíñez, R., Filún, L. (2006). A review of the impacts of salmon farming on marine coastal ecosystems in the southeast Pacific. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1338-1345.

Buschmann, A.H., Hernández-González, M.C., Aranda, C., Chopin, T., Neori, A., Halling, C., Troell, M. (2008). Mariculture waste management. In S. Jorgensen & B Fath, (Editor-in-Chief), Ecological Engineering. Vol. 3, *Encyclopedia of Ecology*, 5 vols. pp. 2211-2217, Oxford: Elsevier

Buschmann, A.H., Cabello, F., Young, K., Carvajal, J., Varela, D.A., Henríquez, L. (2009). Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: Analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. *Coastal and Ocean Management* 52: 243-249.

Buschmann, A.H., Tomova, A., López, A., Maldonado, M.A., Henríquez, L.A., Ivanova, L., Cabello, F. (2012). Salmon aquaculture and antimicrobial resistance in the marine environment. *PLoS ONE* 7: e42724

Buschmann, A.H., Stead, R.A., Hernández-González, M.C., Pereda, S.V., Paredes, J.E., Maldonado, M.A. (2013). Un análisis crítico sobre el uso de macroalgas como base para una acuicultura sustentable. *Revista Chilena de Historia Natural* 86: 251-264.

Buschmann, A.H., Prescott, S., Potin, P., Faugeron, S., Vásquez, J.A., Camus, C., Infante, J., Hernández-González, M.C., Gutiérrez, A., Varela, D.A. (2014). The status of kelp exploitation and marine agronomy, with emphasis on *Macrocystis pyrifera*, in Chile. *Advances in Botanical Research*, 71: 161-188

Carr, L., Gittman, R.K., Bruno, J. (2018). Temperature influences herbivory and algal biomass in the Galápagos Island. *Frontiers Marine Science* 5: 279.

Castilla, J.C., Manriquez, P.H., Alvarado, J., Rosson, A., Pino, C., Espoz, C., Soto, R., Oliva, D., Defeo, O. (1998). Artisanal" Caletas" as units of production and co-managers of benthic invertebrates in Chile. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 125: 407-413.

Cabello, F.C., Godfrey, H.P., Tomova, A., Ivanova, L., Dölz, H., Millanao, A., Buschmann, A.H. (2013). Antimicrobial use in aquaculture re-examined: its relevance to antimicrobial resistance and to animal and human health. *Environmental Microbiology* 15: 1917-1942.

Chopin, T., Robinson, S. M. C., Troell, M., Neori, A., Buschmann, A. H, Fang, J. (2008). Multitrophic Integration for Sustainable Marine Aquaculture. In Jørgensen S.E., B.D. Fath (Editor-in-Chief), Ecological Engineering. Vol. 3, *Encyclopedia of Ecology*, 5 vols. pp. 2463-2475, Oxford: Elsevier.

Cinner, J., Huchery, C., MacNeil, M. *et al.* (2016). Bright spots among the world's coral reefs. *Nature* 535: 416.

REFERENCIAS

Danielsen, F., Sørensen, M.K., Olwig, M.F., Selvam, V., Parish, F., Burgess, N.D., Hiraishi, T., Karunagaran, V.M., Rasmussen, M.S., Hansen, L.V., Quarto, A., Suryadiputra, N. (2005). The Asian Tsunami: A Protective Role for Coastal Vegetation. *Science* 310:643.

Davis, K.J., Kragt, M.E., Gelcich, S., Burton, M., Schilizzi, S., Pannell, D.J. (2017). Why are fishers not enforcing their marine user rights? *Environmental & Resource Economics* 67: 661-68f.

Defeo, O., Castilla. J.C. (2005). More than one bag for the world fishery crisis and keys for co-management successes in selected artisanal Latin American shellfisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15:265–283.

Dounas, C., Davies, I., Triantafyllou, G., Koulouri, P., Petihakis, G., Arvanitidis, C., Sourlatzis, G., Eleftheriou, A. (2007). Large-scale impacts of bottom trawling on shelf primary productivity. *Continental Shelf Research* 27: 2198-2210.

Dulvy, N.K., Sadovy, Y., Reynolds, J.D. (2003). Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries* 4: 25-64.

Estévez, R.A., Gelcich, S. (2019). Espacios de acción colectiva y transformaciones en la gobernanza de los recursos pesqueros: hacia un manejo democrático y deliberativo. En: Ruiz M, Oyanedel R, Monteferri B. (eds.). *Mar, Costas y Pesquerías: Una Mirada Comparativa desde Chile, México y Perú*. Sociedad Peruana de Derecho Ambiental, Lima, Perú, pp. 187-200.

FAO (2016). *Asistencia para la revisión de la Ley General de Pesca y Acuicultura, en el marco de los instrumentos, acuerdos y buenas prácticas internacionales para la sustentabilidad y buena gobernanza del sector pesquero* http://www.subpesca.cl/portal/616/articles-94917_informe_final.pdf .

Fernández, P.A., Leal, P.P., Henríquez, L.A. (2019). Co-culture in marine farms: macroalgae can act as chemical refuge for shell-forming molluscs under an ocean acidification scenario. *Phycologia* 58: 542-551.

Folke, C., Kautsky, N., Berg, H., Jansson, A., Troell, M. (1998). The ecological footprint concept for sustainable seafood production: a review. *Ecological Applications* 8: S63-S71.

Garreaud, R., López, P., Minvielle, M., Rojas, M. (2013). Large scale control on the Patagonia climate. *Journal of Climate* 26: 215– 230.

Garreaud, R. (2018). Record-breaking climate anomalies lead to severe drought and environmental disruption in Western Patagonia in 2016. *Climate Research* 74: 217–229.

Gaines, S.D., Costello, C., Owashi, B., Mangin, T., Bone, J., García Molinos, J., Burden, M., C.V., Kleisner, K.M., Ovando, D. (2018). Negative Effects of Climate Change. *Science Advances* 4: eaao1378.

Gelcich, S., Donlan, C.J. (2015). Incentivizing biodiversity conservation in artisanal fishing communities through territorial user rights and business model innovation. *Conservation Biology* 29: 1076-1085.

Gelcich, S., Cinner, J., Donlan, C., Tapia-Lewin, S., Godoy, N., Castilla, J.C. (2017). Fishers' perceptions on the Chilean coastal TURF system after two decades: problems, benefits, and emerging needs. *Bulletin of Marine Science* 93: 53-67.

Gelcich, S., Edwards-Jones, G., Kaiser, M., Castilla, J.C. (2006). Co-management policy can reduce resilience in traditionally managed marine ecosystems. *Ecosystems* 9: 951-966.

Gelcich, S., Edwards-Jones, G., Kaiser, M.J. (2005a). Importance of attitudinal differences among artisanal fishers toward co-management and conservation of marine resources. *Conservation Biology* 19: 865-875.

Gelcich, S., Edwards-Jones, G., Kaiser, M.J., Watson, E. (2005b). Using discourses for policy evaluation: The case of marine common property rights in Chile. *Society & Natural Resources* 18: 377-391.

Gelcich, S. *et al.* (2009). Marine ecosystem-based management in the Southern Cone of South America: Stakeholder perceptions and lessons for implementation. *Marine Policy* 33: 801-806.

Gelcich, S., Hughes, T.P., Olsson, P., Folke, C., Defeo, O., Fernández, M., Foale, S., Gunderson, L.H., Rodríguez-Sickert, C., Scheffer, M., Steneck, R.S., Castilla, J.C. (2010). Navigating transformations in governance of Chilean marine coastal resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 16794-16799.

Gelcich, S., Martínez-Harms, M.J., Tapia-Lewin, S., Vasquez-Lavin, F., Ruano-Chamorro, C. (2019). Comanagement of small-scale fisheries and ecosystem services. *Conservation Letters* 12: e12637.

Gutiérrez, J.L., Jones, C.G., Strayer, D.L., Iribarne, O.O. (2003). Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats. *Oikos* 101:79–90

Henriksson, P.J.G., Rico, A., Troell, M., Klinger, D., Buschmann, A.H., Saksida, S., Chadag, M.V., Zhang, W. (2018). Unpacking factors influencing antimicrobial use in global aquaculture and their implication for management — a review from a systems perspective. *Sustainability Science* 15: 1105-1120.

Hilborn, R. (2007). Reinterpreting the State of Fisheries and their Management. *Ecosystems* 10: 1362-1369.

Hinojosa, I.A., Thiel, M. (2009). Floating marine debris in fjords, gulfs, and channels of southern Chile. *Marine Pollution Bulletin* 58: 341- 350.

Hornick, K., Buschmann, A.H. (2018). Insights into diversity and metabolic function of bacterial communities in sediments from Chilean salmon aquaculture sites. *Annals of Microbiology* 68: 63–77.

Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H. *et al.* (2001). Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science* 293: 629-637.

Jennings, S., Dinmore, T.A., Duplisea, D.E., Warr, K.J., Lancaster, J.E. (2001). Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology* 70: 459-475.

Kumar, A.B., Deepthi, G. (2006). Trawling and by-catch: Implications on marine ecosystem. *Current Science* 90: 922-931.

REFERENCIAS

Knutson, T.R. *et al.* (2010). Tropical cyclones and climate change. *Nature Geoscience* 3.3: 157.

Lewison, R.L., Crowder, L.B., Read, A.J., Freeman, S.A. (2004). Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 598-604.

Long, R.D. Charles, A., Stephenson, R.L. (2015). Key principles of marine ecosystem-based management. *Marine Policy* 57:53–60.

Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B.C. (2006). Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science* 312: 1806.

Martínez-Harms, M. (2018). *Data for: Co-management of small-scale fisheries and ecosystem services in Mendeley Data v2, editor*. Mendeley Data v2.

Molina, P., Ojeda, F.P., Aldana, M., Pulgar, V.M., García-Huidobro, M.R., Pulgar, J. (2014). Spatial and temporal variability in subtidal macroinvertebrates diversity patterns in a management and exploitation area for benthic resources (MEABRs). *Ocean & Coastal Management* 93: 121-128.

Morrison, T.H. (2017). Evolving polycentric governance of the Great Barrier Reef. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114: E3013.

Murawski, S., Methot, R., Tromble, G. (2007). Biodiversity loss in the ocean: How bad is it? *Science* 316: 1281.

Myers, R.A., Worm, B. (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423: 280-283.

Niklitschek, E., Soto, D., Lafon, A. Molinet, C., Toledo, P. (2013). Southward expansion of the Chilean salmon industry in the Patagonian Fjords: main environmental challenges. *Reviews in Aquaculture*, 4: 1-24.

Oberlack, C., Boillat, S., Brönnimann, S., Gerber, J-D., Heinimann, A., Ifejika Speranza, C., Messerli, P., Rist, S., Wiesmann, U. (2018). Polycentric governance in telecoupled resource systems. *Ecology and Society* 23: 16.

Olsgard, F., Schaanning, M.T., Widdicombe, S., Kendall, M.A., Austen, M.C. (2008). Effects of bottom trawling on ecosystem functioning. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366: 123-133.

Pandolfi, J.M., Bradbury, R.H., Sala, E. Hughes, T.P., Bjorndal, K.A., Cooke, R.G., Mcardle, D., Mcclenachan, L., Newman, M.J.H., Paredes, G. Warner, R.R., Jackson, J.B.C. (2003). Global Trajectories of the Long-Term Decline of Coral Reef Ecosystems. *Science* 301: 955.

Pauly, D. (2007). The Sea Around Us Project: documenting and communicating global fisheries impacts on marine ecosystems. *AMBIO: a Journal of the Human Environment* 36: 290-295.

Pérez, F., Padín, X.A., Pazos, Y., Gilcoto, M., Cabanas, J.M., Pardo, P.C., Doval, M.D., Farina-Bustos, L. (2010). Plankton response to weakening of the Iberian coastal upwelling. *Global Change Biology* 16: 1258–1267.

Puig, P., Canals, M., Company, J.B., Martín, J., Amblas, D., Lastras, G., Palanques, A., Calafat, A.M. (2012). Ploughing the deep sea floor. *Nature* 489: 286.

Pusceddu, A., Bianchelli, S., Martín, J., Puig, P., Palanques, A., Masqué, P., Danovaro, R. (2014). Chronic and intensive bottom trawling impairs deep-sea biodiversity and ecosystem functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 8861.

Rahmstorf, S. *et al.* (2007). Recent climate observations compared to projections. Science 316.5825: 709-709.

Reyes-Mendy, F., Gelcich, S., Ríos, M. (2017). Problemas globales, respuestas locales: planes de manejo como articuladores de un sistema de gobernabilidad policéntrica de los recursos pesqueros, Capítulo IV. En: *Propuestas para Chile: Concurso Políticas Públicas/*2016. Irarrázaval I., Piña E., Letelier M. (eds). Santiago, pp. 121-155.

Quiñones, R., Fuentes, M., Montes, R.M. Soto, D., León-Muñoz, J.(2019). Environmental issues in Chilean salmon farming: a review. *Reviews in Aquaculture* 11: 375-402.

Santos, A.M.P., Nieblas, A.E., Verley, P., Teles-Machado, A., Bonhommeau, S., Lett, C., Garrido, S., Peliz, A. (2018). Sardine (Sardina pilchardus) larval dispersal in the Iberian upwelling system, using coupled biophysical techniques. *Progress Oceanography* 162: 83–97.

Powell, E.N., Klinck, J.M. (2007). Is oyster shell a sustainable estuarine resource? *Journal Shellfish Research* 26:181–194.

SERNAPESCA (2017). *Anuarios estadísticos de pesca y acuicultura*. http://www.sernapesca.cl/informes/estadisticas

Sorice, M.G., Donlan, C.J., Boyle, K.J., Xu, W., Gelcich, S. (2018). Scaling participation in payments for ecosystem services programs. *PLoS ONE* 13: e0192211-e0192211.

Soto, D., Norambuena, F. (2004). Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile; a large-scale mensurative experiment. *Journal of Applied Ichthyology* 20: 493–501.

Soto, D., León-Muñoz, J., Dresder, J., Luengo, C., Tapia, F.J., Garreaud, R. (2019). Salmon farming vulnerability to climate change in southern Chile: understanding the biophysical, socioeconomic and governance links. *Reviews in Aquaculture* 11: 354-374.

Springmann, M., Clark, M., Mason-D'croz, D., Wiebe, K., Bodirsky, B.L., Lassaletta, L., de Vries, W., Vermeulen, S.J., Herrero, M., Carlson, K.M., Jonell, M., Troell, M., DeClerck, F., Gordon, L.J., Zurayk, R., Scarborough, P., Rayner, M., Loken, B., Fanzo, J., Godfray, J.C.J., Tilman, D., Rockström, J., Willett, W. (2018). Options for keeping the food system within the environmental limits. *Nature* 562: 519-524.

Steneck, R., Carlton J.T. (2001). Human Alterations of Marine Communities. In Bertness, S., Gaines, S., Hay, (eds.), *Marine Community Ecology*. pp 445-468. Sinauer Association.

Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (Ministerio de Economía, Fomento y Turismo) y el Departamento de Cambio Climático (Ministerio del Medio Ambiente) (2015). *Plan de Adaptación al Cambio Climático para Pesca y Acuicultura*. 39 pp.

REFERENCIAS

Sumaila, U.R., Travis C.T., Lam, V.W.Y., Cheung, W.W.L., Bailey, M., Cisneros-Montemayor, A.M., Chen, O.L., Gulati, S.S. (2019). Benefits of the Paris Agreement to Ocean Life, Economies, and People. *Science Advances* 5: eaau3855.

Teixeira, C.M., Gamito, R., Leitão, F., Murta, A.G., Cabral, H.N., Erzini, K., Costa, M.J. (2016). Environmental influence on commercial fishery landings of small pelagic fish in Portugal. *Regional Environmental Change* 16: 709–716.

Thrush, S.F., Dayton, P.K. (2002). Disturbance to marine benthic babitats by trawling and dredging: Implications for marine biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 449-473.

Trenkel, V., Vaz, S., Albouy, C., Amour, A.B., Duhamel, E., Laffargue, P., Romagnan, J., Simon, J., Lorance, P. (2019). We can reduce the impact of scientific trawling on marine ecosystems. *Marine Ecology Progress Series 609*: 277-282.

Troell, M., Halling, C., Nilsson, A., Buschmann, A.H., Kautsky, N., Kautsky, L. (1997). Integrated open sea cultivation of Gracilaria chilensis (Gracilariales, Rhodophyta) and salmons for reduced environmental impact and increased economic output. *Aquaculture,* 156: 45-62.

Troell, M., Naylor, R.L., Beveridge, M., Tyedmers, P.H., Folke, C. Arrow, K.J., Barrett, S., Crépin, A.-S., Ehrlich, P.R., Gren, A., Kautsky, N., Levin, S.A., Nyborg, K., Österblom, H., Polasky, S., Scheffer, M., Walker, B.H., Xepapedas, T., de Zeeuw, A. (2014). Does aquaculture add resilience to the global food system? *PNAS* 111: 13257-13263.

Urbina, M.A., Cumillaf, J.P., Paschke, K., Gebauer, P. (2019). Effects of pharmaceuticals used to treat salmon lice on non-target species: Evidence from a systematic review. *Science of Total Environment* 649: 1124-1136.

Vargas, C.A., Lagos, N.A., Lardies, M.A., Duarte, C., Manríquez, P.H., Aguilera V.M., Broitman, B., Widdicombe, S., Dupont, S. (2017). Species-specific responses to ocean acidification should account for local adaptation and adaptative plasticity. *Nature Ecology & Evolution* 1: 0084

Waldbusser, G.G., Brunner, E.L., Haley, B.A., Hales, B., Langdon, C.J., Prahl, F.G. (2013). A developmental and energetic basis linking larval oyster shell formation to acidification sensitivity. *Geophysical Research Letters* 40: 2171-2176.

Wang, D., Han, B., Li, S., Cao, Y., Du, X., Lu, T. (2019). Environmental fate of the anti-parasitic ivermectin in an aquatic micro-ecological system after a single oral administration. *PeerJ* 7: e7805.

Watling, L. (2014). Trawling exerts big impacts on small beasts. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 8704.

Weitzman, J., Steeves, L., Bradford, J., Figueira, R. (2019). Far-field and near-field effects of marine aquaculture. En: World Seas. An Environmental Evaluation. C. Sheppard (ed.), Volume III, *Environmental Issues and Environmental Impacts*. Academic Press, London, pp. 197-220.

Worm, B., Sandow, M., Oschlies, A., Lotze, H.K., Myers, R.A. (2005). Global Patterns of Predator Diversity in the Open Oceans. *Science* 309: 1365.

Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont,N., Duffy, J.M., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi,S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., Watson, R. (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314:787.

Worm, B., Hilborn, R., Baum, J.K. *et al.* (2009). Rebuilding Global Fisheries. *Science* 325:578.

Yang, Y., Liu, Q., Chai, Z., Tang, Y. (2015). Inhibition of marine coastal bloom-forming phytoplankton by commercial cultivated *Gracilaria lemanaeformis* (Rhodophyta). *Journal Applied Phycology* 27: 2341-2352.

Yáñez, E., Lagos., N.A., Norambuena, R., Silva, C., Leterier, J., Muck, K.-P., San Martín G., Benítez, S., Broitman, B.R., Contreras, H., Duarte, C., Gelcich, S., Labra., F.A., Lardies, M., Manríquez, P.H., Quijón, P.A., Ramajo, L., González, E., molina, R., Gómez, A., Soto, L., Montecino, A., Barbieri, M.A., Plaza, F., Sánchez, F., Aranis, A., Bernal, C., Böhm, G. (2018). Impacts of climate change on Marine Fisheries and Aquaculture in Chile. En: B.F. Phillips, M. Pérez-Ramírez (eds.). *Climate Change Impacts on Fisheries and Aquaculture: A Global Analysis*, Volume I, First Edition. John Wiley & Sons Ltd., pp. 239-332.

Yévenes, M.A., Lagos, N.A, Farías, L., Vargas, C.A. (2019). Greenhouse gases, nutrients and the carbonate system in the Reloncaví Fjord (Northern Chilean Patagonia): Implications on aquaculture of the mussel, Mytilus chilensis, during an episodic volcanic eruption. *Science of the Total Environment* 669: 49–61.

Xiao, X., Agusti, S., Lin, F., Li, K., Pan, Y., Yu, Y., Zheng, Y., Wu, Y, Wu, J., Duarte, C. (2017). Nutrient removal from Chinese coastal waters by large-scale seaweed aquaculture. *Scientific Reports* 7: 46613.