



REGISTRO DE DOCUMENTO EXTERNO N° : 04121/2024
VALPÁRAISO, 29/07/2024 17:38:21

A: MONICA JIMENA CATRILAO CACERES
PROFESIONAL
UNIDAD DE RECURSOS BENTONICOS

DE: ADMINISTRATIVO
UNIDAD DE OFICINA DE PARTES Y ARCHIVO

Mediante el presente, remito a usted antecedentes que se indican:

- SE ADJUNTA ACTA N° 2-2024
- INFORME TECNICO 02-2024 Veda Extractiva para los Recursos Huiro Negro, Huiro Palo y Huiro Flotador Region Arica y Parinacota, Tarapacá y Antofagasta
- INFORME TECNICO 03-2024 Renovación Veda Extractiva para los Recurso Huiro Palo Region Atacama
- INFORME TECNICO 04-2024 Renovación Veda Extractiva para los Recurso Huiro Negro Region Coquimbo
- INFORME TECNICO 05-2024 Veda Extractiva para los Recurso Huiro Flotador Region de Magallanes y la Antartica Chilena

Ingresado en plataforma CEROPAPEL con el N° 9136-2024 de expediente.
Saluda atentamente a Ud.,

CECILIA MARGOT ARRIAGADA INOSTROZA
ADMINISTRATIVO
UNIDAD DE OFICINA DE PARTES Y ARCHIVO

DATOS DOCUMENTO EXTERNO

FECHA DOCUMENTO: 29/07/2024
NÚMERO DOCUMENTO: 02
EMITIDO POR: SE ADJUNTA ACTA N° 2-2024 / INFORME TECNICO 02-03-04-05 COMITE CIENTIFICO TECNICO DE RECURSOS BENTONICOS (CCTB)
CIUDAD: VALPÁRAISO
TIPO DE DOCUMENTO EXTERNO: ACTAS

COMITE CIENTIFICO TECNICO BENTONICO

INFORME TECNICO CCT-BENTONICO N°05/2024

NOMBRE: VEDA EXTRACTIVA PARA EL HUIRO FLOTADOR *Macrocystis pyrifera* EN LA REGION DE MAGALLANES Y LA ANTARCTICA CHILENA.

1. OBJETIVO

Analizar los antecedentes técnicos que sustentan la renovación de la veda extractiva para el recurso huiro flotador *Macrocystis pyrifera* en el área marítima de la Región de Magallanes y la antártica chilena.

2. ANTECEDENTES

Para fundamentar la veda extractiva, se entregan antecedentes de investigaciones desarrolladas en la Región de Magallanes y Antártica Chilena para bosques marinos de *Macrocystis pyrifera* complementaria a la incluidas previamente (Inf. Téc. R. Pesq. N°102/2022¹ SUBPESCA), que compiló la información para justificar la veda extractiva para el período 2022-2024.

2.1. Estimaciones de biomasa

Existe escasa información de la estimación de densidad y biomasa de *M. pyrifera* en la Región de Magallanes. Al respecto, Mansilla *et al.* (2007, 2008) estudio 9 praderas de *M. pyrifera*, ubicadas en distintos puntos de la Región de Magallanes, donde se monitoreo estacionalmente aspectos reproductivos, comunidad asociada y aspectos poblacionales, entre otros.

La biomasa húmeda promedio vario estacionalmente con máximos de biomasa observados tanto en verano ($15,77 \pm 1,89 \text{ kg m}^{-2}$), como en invierno ($10,8 \pm 1,08 \text{ kg m}^{-2}$), respectivamente. Incluyendo las localidades ubicadas en el extremo sur de la Región de Magallanes (B. Tekenika, B. Orange y P. Toro) y del extremo norte de la región (Isla Tamar). También hubo cambios estacionales significativos de la biomasa en cada población monitoreada (Tabla 1).

Las poblaciones ubicadas en los sectores del extremo sur (Bahía Tekenika, Bahía Orange, Puerto Toro) presentaron una mayor densidad (entre 2 y 7 ind m^{-2}) en verano, mientras que las poblaciones de los canales (Isla London, Seno Duntze, Isla Carlos III y Bahía el Águila), la densidad de individuos fue menor pero similar en todas las estaciones del año, sugiriendo estabilidad anual, con desprendimientos de frondas y plantas durante marejadas.

¹ Informe Técnico contiene descripción de la especie, distribución y parámetros poblacionales, antecedentes ecológicos, del recurso y de la pesquería, así como desembarques históricos.

En general, las plantas en las poblaciones ubicadas en los límites sur (Bahía Tekenika, Bahía Orange y Puerto Toro) y norte (Isla Tamar), presentan mayor biomasa y talla (longitud total) que el resto. Coincidentemente estarían influenciadas por aguas oceánicas, pero a la vez desprotegidas de tempestades. En cambio, el desprendimiento disminuyó en Bahía el Aguila (población del interior del estrecho de Magallanes) fue mínima en otoño. Las plantas varadas, son adultos tempranos y no juveniles o plantas adultas y/o senescentes.

Tabla 1. Biomasa Húmeda promedio de *Macrocystis pyrifera* ($\text{kg m}^{-2} \pm \text{err. std}$) y promedio estacional de 9 poblaciones estudiadas (kg m^{-2} , N=906).

Localidades	Primavera		verano		otoño		Invierno	
	media (kg/m^2)	$\pm \text{err.}$	media (kg/m^2)	$\pm \text{err.}$	media (kg/m^2)	$\pm \text{err.}$	media (kg/m^2)	$\pm \text{err.}$
I. Tamar			24,10	5,12	13,85	2,83	9,18	2,07
B. Águila	2,51	0,45	2,10	0,55	1,51	0,32	3,71	0,78
I. Carlos III	4,27	0,93	4,07	0,69	4,75	0,81	3,17	0,55
S. Duntze	2,70	0,70	2,58	0,64	2,58	0,72	3,01	0,77
I. London	2,90	0,89	2,08	0,77	2,53	0,92	2,64	0,74
C. Olla	4,04	0,92						
B. Tekenika			53,72	12,34			26,42	4,43
B. Orange			13,12	3,95			13,28	3,91
P. Toro			27,94	5,00			24,97	3,97
Promedio estacional (kg/m^2)	3,28	0,36	15,77	1,89	5,04	0,72	10,80	1,08

A las poblaciones se les estimo la biomasa total (standing stock) y la biomasa cosechable (standing crop); no obstante, la biomasa cosechable se estima del dosel flotante, sin comprometer los estipes de las frondas, necesarias para garantizar la persistencia de estructuras reproductivas alojadas en la zona basal de la planta, las que podrían sostener el normal funcionamiento reproductivo de las praderas (Tabla 2).

Tabla 2. Estimación de la biomasa total (standing stock) y biomasa cosechable (standing crop) expresada en toneladas para las poblaciones de *M. pyrifera* en las localidades estudiadas en la Región de Magallanes.

Praderas	Superficie pobl. muestreada (m^2)	Primavera 2006		Verano 2007		Otoño 2007		Invierno 2007	
		Standing stock	Standing crop	Standing stock	Standing crop	Standing stock	Standing crop	Standing stock	Standing crop
I. Parlamento	15.860	107,4	21,5	a	a	393,3	78,7	72,0	14,4
Isla Tamar	59.417	352,9	70,6	1431,9	286,4	822,9	164,6	545,4	109,1
B. Aguila	84.751-219.230	763,0	152,6	638,4	127,7	459,0	91,8	1127,8	225,6
I. Carlos III	293.587	1253,6	250,7	1194,9	239,0	1394,5	278,9	930,7	186,1
S. Duntze	856	2,3	0,5	2,2	0,4	2,2	0,4	2,6	0,5
I. London	74.230	629,4	125,9	451,5	90,3	549,1	109,8	573,0	114,6
C. Olla	4.858-14.010	76,2	15,2	b	b	a	a	c	c
B. Tekenika	158.562-34.263	a	a	10358,6	2071,7	3750,1	750,1	5094,4	1018,9
B. Orange	28.206	a	a	370,1	74,0	2472,5	494,5	374,6	74,9
P. Toro	47.224	a	a	1319,4	263,9	4718,1	943,6	1179,2	235,8

NOTA: **a:** malas condiciones climáticas; **b:** excesiva tasa de sedimentación y **c:** congelamiento de poblaciones.

Una evaluación directa realizada para estimar la potencial actividad extractiva de huiro flotador en Magallanes sugiere una biomasa explotable de (Mansilla *et al.* 2008):

- a) Estrecho de Magallanes costa Noroeste (desde Bahía el Águila hasta Río Seco) (46.300 t)
- b) Estrecho de Magallanes costa Sureste (desde Bahía Gente Grande hasta Porvenir) (37.500 t)
- c) Canal Magdalena y Canal Gabriel (18.750 t)
- d) Sector Seno Otway (8.375 t)
- e) Sector Paso Tamar (37.200 t)

Además, al sur de la región, cerca de Puerto Williams en el canal Beagle, las poblaciones previamente caracterizadas, disponen de una biomasa de 43.700 t.

2.2. Relación con pesquerías bentónicas

2.2.1. Erizo rojo *Loxechinus albus*

Dayton (1985) señaló que la distribución y abundancia de *Macrocystis* está determinada por la disponibilidad de sustrato rocoso adecuado, la competencia interespecífica con *Lessonia flavicans*, el corte por algas a la deriva y el asentamiento de bivalvos en las frondas, el grado de exposición a las olas, el pastoreo del erizo *L. albus* e, indirectamente, los efectos de la pesca humana de *Loxechinus*. Dayton (1985) documentó que *M. pyrifera* es sobrepastoreada por *L. albus*; aunque, en otras áreas *L. albus* habita en bajas densidades o está ausente sin afectar a la población de *M. pyrifera*, como sugieren otros autores (Castilla & Moreno 1982, Castilla 1985, Santelices & Ojeda 1984a y Vásquez *et al.* 1984). Además, Dayton (1985) afirmó que *L. albus* controla la abundancia de *M. pyrifera* en sitios expuestos al oleaje y que su efecto regulador disminuye a medida que la intensidad del oleaje también lo hace.

Vásquez & Bushman (1997) sugieren que los erizos de mar sólo desempeñan un papel importante en condiciones ambientales duras con fuertes tormentas, escasos nutrientes y temperaturas cálidas (Harrold & Reed 1985). En cambio, los ambientes protegidos al oleaje tienen poblaciones perennes de *M. pyrifera* (North 1971, Rosenthal *et al.* 1974, Gerard 1976, Kirkwood 1977, Dayton *et al.* 1984, Druehl & Wheeler 1986).

El comportamiento de forrajeo de *L. albus* está influido principalmente por la intensidad del oleaje y la disponibilidad de alimento (Dayton 1985). El erizo rojo aumenta su distribución en zonas expuestas al oleaje. La disponibilidad de algas pardas es un factor que influye en el comportamiento de los erizos de mar y, en algunos casos, en la formación de los frentes de pastoreo de erizos de mar, independientemente de la densidad (Lawrence 1975, Harrold & Reed 1985, Harrold & Pearse 1987). Las algas a la deriva son abundantes en zonas con bosques de huiro flotador (Castilla & Moreno 1982, Dayton 1985), pero los erizos rojos no suelen ser muy abundantes; pero, están cerca de la fuente de alimento (Castilla & Moreno 1982, Santelices & Ojeda 1984b). En áreas protegidas, la deriva de algas pardas es abundante, pero *L. albus* es a menudo raro (Vásquez *et al.* 1984); mientras que en las áreas donde son abundantes, *L. albus* forrajea activamente (Dayton 1985).

Dayton (1985) planteó la hipótesis de que la baja disponibilidad de larvas es un factor importante relacionado con la abundancia relativamente baja de la población de *L. albus* en Tierra del Fuego. Estos hábitats están influenciados por la Corriente Circumpolar Antártica (CCA) y la única fuente de larvas de *L. albus* procede del archipiélago del Cabo de Hornos. Suponiendo que las larvas de *L. albus* pasan cuatro o más semanas en el plancton (como otros equinoideos), la CCA arrastraría a las larvas, y el único reclutamiento en estos hábitats provendría de remolinos o zonas donde las larvas quedan atrapadas (Dayton 1985).

En el hemisferio norte, la abundancia de erizos de mar es regulada por depredadores como las nutrias marinas (Estes & Palmisano 1974, Dayton 1975), peces y/o langostas (Mann 1977, Tegner & Dayton 1981, Cowen 1983), cangrejos (Kitching & Ebling 1961, Bernstein *et al* 1983), o asteroides (Mauzey *et al* 1968, Paine & Vadas 1969, Rosenthal & Chess 1972). Sin embargo, no existe ningún depredador de erizos de mar eficiente en las comunidades de algas *M. pyrifera* del sur de Chile (Castilla y Moreno 1982, Castilla 1985). Aparentemente, los depredadores más conspicuos de erizos de mar son dos asteroideos: *Meyenaster gelatinosus*, abundante sólo al norte del Golfo de Penas (Dayton 1985), y *Cosmasterias lurida*, que es el principal depredador de *M. pyrifera* en Puerto Toro en el sur de Chile (Vásquez & Castilla 1984, Castilla 1984, Castilla 1985). Aunque, *L. albus* y otros de erizos de mar fueron muy raros en la dieta de *Cosmasterias lurida* (Vásquez & Castilla 1984).

El erizo rojo *L. albus* tiene comportamientos de defensa eficaces, y *Meyenaster* sólo reduce las densidades de *L. albus* en cantos rodados aislados (Dayton *et al* 1977). Cuando los peñascos están aislados y son grandes, este fenómeno puede hacer que *M. pyrifera* se libere de la depredación del erizo rojo y forme un bosque marino.

El erizo rojo *L. albus*, es una especie conspicua en los bosques marinos, consumiendo principalmente trozos de frondas a la deriva, sin afectar significativamente el reclutamiento o supervivencia de juveniles de *M. pyrifera* (Castilla y Moreno 1982). Además, el reclutamiento de *M. pyrifera* está determinado principalmente por la presencia del dosel adulto más que por los herbívoros (Santelices y Ojeda 1984). No obstante, el erizo rojo es una especie que estructura los ensambles de macroalgas, debido a que en el pastoreo ingiere algas e invertebrados sésiles, modificando la riqueza de especies, la diversidad y la dominancia en la comunidad (Dürr 2003).

En la Región de Magallanes, desde 1990, la pesquería de erizo rojo ha mantenido el desembarque en niveles cercanos a 10.000 t, con años que ha superado 20.000 t. En este contexto, el esfuerzo pesquero ha mermado drásticamente las poblaciones de erizo en las zonas cercanas a centros poblados. Es factible que la disminución de la abundancia de erizo rojo por pesca tenga efectos en las comunidades de invertebrados bentónicos asociadas a los bosques de huiro flotador en Magallanes.

Algunas especies de interés comercial (e.g., erizos, centolla, centollón) no fueron observados durante la evaluación directa de poblaciones de *M. pyrifera*; sin embargo, cabe mencionar que, en estudios previos, los equinodermos fueron abundantes en las frondas de huiro flotador, sugiriendo que las larvas y juveniles de estos recursos usan este hábitat por un período de tiempo muy breve (Mansilla, 2008). En el bosque de

M. pyrifera en Puerto Toro, por ejemplo, al menos 4 especies de erizos ocupan diferentes hábitats (Vásquez *et al*, 1997).

La abundancia de erizos fue escasa en Caleta la Olla; mientras que, la mayor abundancia de erizos fue registrada en Monson, Puerto Toro y Tekenika, pero solo fue posible determinar el Índice Gonado Somático (IGS) en otoño. En general el IGS varía entre localidades, posiblemente por el desfase entre meses en la recolección de individuos (Mansilla 2008).

El análisis del contenido estomacal de *Loxechinus albus* mostró que tanto los organismos provenientes de Parlamento (norte), Punta Arenas (centro) y Puerto Toro (sur) consumen preferentemente algas pardas Laminariales; oscilando entre 60 y 100% (Mansilla 2008).

2.2.2. Centolla *Lithodes santolla*

La recolección de *Lithodes santolla* en Karukinka y Bahía Parry, mostró diferencias en la estructura de talla predominando los juveniles (< 80mm LC) en Karukinka y adultos jóvenes (> 70mm LC) en Bahía Parry. El análisis del contenido estomacal de *L. santolla* mostró que el 48% de los ítems correspondió a macroalgas (Mansilla 2008).

En Bahía Steamer, Estrecho de Magallanes, se estudiaron los patrones de distribución espacial de juveniles de centolla *L. santolla* a fines de invierno y comienzo de la primavera del año 2006 en plantas de huiro flotador *M. pyrifera*. Se observaron densas agregaciones de juveniles de centolla (34–75 mm LC), en áreas específicas de la bahía donde había bosques marinos. La abundancia varió entre 2 y 70 ind·m⁻². La mayor abundancia se detectó en discos de fijación con diámetros >15 cm, con abundantes estipes y esporofilas, con una proporción de 1:1 en la abundancia de machos y hembras de centolla (Cárdenas *et al* 2007).

Así, el huiro flotador proporciona un refugio sombreado en diferentes momentos del día a las agregaciones de centolla, preferentemente al mediodía y en la mañana (Dew 1990). Aunque, no hubo observaciones nocturnas. Las agregaciones en los bosques marinos empiezan a finales del invierno (septiembre), al igual que en otros litódidos en otras latitudes (Powell & Nickerson, 1965; Stevens *et al*, 1993). No obstante, el fenómeno de agregación de litódidos en los bosques marinos de Magallanes requieren de estudio a distintas escalas de tiempo (e.g., día, meses, estaciones, años), para describir adecuadamente este comportamiento.

2.3. Normativa asociada al recurso

Medida de Administración	Decreto / Resolución	Detalle
Nómina de Pesquerías Artesanales	Res. Ex. N°3115/2013 y sus modificaciones	No incorpora la especie <i>M. pyrifera</i> lo que implica que no se considera un recurso pesquero sujeto a explotación para nuevos agentes extractivos.
Cierre del RPA	Res. N°835/2021	Como una medida precautoria, pese a que la especie no es considerada como recurso, no permite la posibilidad de ingreso

		de nuevas inscripciones en el Registro Pesquero Artesanal hasta el año 2026.
Comité de Manejo	Res. Ex. N°58/2021	Designación de miembros Titulares y suplentes del sector privado del Comité de Manejo de Recursos Bentónicos. Región de Magallanes y Antártica chilena que definió como una de las especies principales de protección a <i>M. pyrifera</i> .
Veda extractiva	D. Ex. N°42/2022	Establece veda extractiva para el recurso en todo el litoral de la Región de Magallanes y antártica chilena por un plazo de 2 años (vigencia hasta el 12/Oct/2024).
Plan de Manejo	Pendiente	Propuesta de Plan de Manejo en elaboración

En este contexto, actualmente se está elaborando un Plan de Manejo, que contempla la implementación de una veda extractiva de *Macrocystis* como una medida de administración fundamental en la Región de Magallanes y Antártica Chilena, de carácter obligatorio y cuyo objetivo es propender a la conservación de la especie y los ecosistemas asociados.

2.4. Persistencia de bosques de *M. pyrifera* en la Región de Magallanes y resistencia a variaciones generadas por el Cambio Climático

Durante los últimos 50 años se estima que el cambio climático ha provocado un declive mundial de los bosques marinos de huiro flotador (*M. pyrifera*) en torno al 38%; aunque, gracias a las particulares condiciones en los fiordos y canales de la costa de la Patagonia chilena se han transformado en un refugio climático para este ecosistema (Palacios *et al* 2021).

En el fiordo Yendegaia, Canal Beagle, se evaluó la capacidad de adaptación que muestran los bosques de huiro flotador al cambio climático, específicamente optimizando la captación de luz disponible para realizar fotosíntesis (Palacios *et al* 2021).

En el Glaciar German y Glaciar Bernal, en fiordo de las montañas en la Ecorregión Subantártica Magallánica (MSE), factores locales generan condiciones ambientales durante la estación estival, típica de un sistema estuarino influenciado por glaciares (e.g., variaciones de salinidad, temperatura, turbidez, sedimentación, heterogeneidad del sustrato), modificando los patrones de diversidad y los procesos ecológicos a diferentes escalas espaciales. Esta condición local modifica la composición y estructura de las comunidades, aumentando la variabilidad a escala espaciales más pequeñas (Bahamonde *et al* 2022). Los patrones comunitarios observados en las comunidades bentónicas someras constituyen una línea de base para la evaluación de procesos ecológicos a distintas escalas espaciales en gradientes ambientales influenciados por glaciares en el MSE. Además, evidencia los efectos del retroceso glaciar y su influencia en las comunidades bentónicas someras en el escenario de cambio global. Finalmente, destaca la necesidad de replicar el diseño en otros lugares, para verificar si el patrón observado sólo ocurre en el fiordo de Montañas o es común dentro del MSE (Bahamonde *et al*. 2022).

Además, el huiro flotador presenta una alta plasticidad ecofisiológica en la MSE, habitando ambientes heterogéneos, típicos de los sistemas de fiordos y canales en Magallanes. En varias localidades (e.g., Bahía Posesión, Seno Skyring, Seno Otway, Puerto del Hambre), se realizaron estacionalmente mediciones abióticas (i.e., salinidad, temperatura, luz PAR), de parámetros fotosintéticos, pigmentos y fecundidad de esporofilos (Marambio *et al* 2023). Hubo diferencias significativas entre estaciones, localidad y profundidad. En general, cada población de huiro flotador mostró diferentes procesos de foto aclimatación, según condiciones locales (e.g., salinidad, ciclos de marea), reflejado en los valores de fotosíntesis, pigmentación y fecundidad del huiro flotador. Por lo tanto, deben considerarse las características locales de cada población para promover su sostenibilidad al cambio climático (Marambio *et al* 2023).

Los resultados del estudio sugieren que las poblaciones de huiro flotador *M. pyrifera* en la MSE están experimentando procesos de aclimatación local que les permiten prosperar en un amplio espectro de condiciones ambientales, modificando la eficiencia fotosintética, potencial reproductivo, entre otras (Marambio *et al* 2023). Complementariamente, este estudio destaca que: (1) la explotación de algas pardas en la costa chilena y el desplazamiento hacia el sur de la actividad pesquera, constituyen una amenaza constante para los bosques marinos australes; y, (2) es relevante generar información de línea base para la toma de decisiones, por ejemplo, al momento de levantar la veda², o para apoyar la sustentabilidad de estos ecosistemas marinos que actúan como centinelas del cambio climático (Marambio *et al* 2023).

Los principales impulsores de cambios esperados en la distribución, a escala mundial, para predecir la idoneidad futura del hábitat de huiro flotador *M. pyrifera*, fueron analizados usando modelos de distribución de especies (SDM), bajo diferentes escenarios de cambio climático en las costas del Pacífico sudoriental. Los resultados indican que la temperatura mínima de la superficie del mar fue la variable que mejor explica la distribución global del hábitat adecuado para *M. pyrifera* (González-Aragón *et al* 2024). Bajo los diferentes escenarios de cambio climático, siempre se observó una disminución del hábitat adecuado en latitudes bajas, mientras que se detectó un aumento en otras regiones, sobre todo en latitudes altas.

A lo largo del Pacífico sudoriental, bajo el escenario RCP8.5³, se sugiere una pérdida de hábitat en la costa de Perú y hasta Atacama en Chile. Además, el modelo predice una pérdida total de hábitat en el norte de Chile, donde las poblaciones naturales de algas pardas están sometidas a explotación. El modelo aplicado predice pérdida de idoneidad del hábitat alrededor de la costa mundial, impactando la biodiversidad marina y el funcionamiento de los ecosistemas costeros. En consecuencia, los cambios en la idoneidad del hábitat son un presagio de enormes impactos masivos en los sistemas socio-ecológicos del Pacífico Sudoriental (González-Aragón *et al* 2024).

² D. Ex. N°42/2022 que establece la veda extractiva por 2 años (vigencia hasta el 12/10/2024).

³ El escenario RCP8.5 considera un incremento sostenido para fines del siglo XXI, representando el escenario más desfavorable posible en términos de emisiones.

De acuerdo a lo anterior, los bosques marinos serán afectados por el cambio climático, pero en latitudes altas la persistencia del alga obedecería a una relación neutral con la Temperatura Superficial del Mar (TSM). Así, los bosques marinos de huiro flotador *M. pyrifera* en los canales y fiordos del sur de Chile persisten, sugiriendo una hipótesis que manifiesta la resiliencia de los bosques marinos de huiro flotador en la Región de Magallanes (Mora-Soto *et al* 2021).

La diversidad y estructura genética (i.e., marcadores microsatelitales), sugieren desplazamientos históricos en el área de distribución e identifican las regiones de refugio para *M. pyrifera* determinadas mediante modelo de distribución de especies (SDM) desde el último máximo glacial (LGM) hasta la actualidad (Assis *et al* 2023). El área geográfica del estudio consideró la distribución de *M. pyrifera*, desde Alaska hasta Baja California Sur (México) -hemisferio norte-, y desde Perú hasta Tierra de Fuego (Argentina), así como Sudáfrica, Australia, Nueva Zelanda y las islas subantárticas -hemisferio sur-.

Se definieron seis grupos genéticos significativamente diferenciados, donde el nivel de diversidad genética coincide con efectos climáticos del pasado. Al combinar modelos de distribución teóricos independientes con datos genéticos empíricos, se demostró cómo los cambios de distribución en el pasado (hace unos 20 Kyr hasta la actualidad) dieron forma a regiones de refugio en ambos hemisferios (e.g., Islas del Canal de California, Perú), donde *M. pyrifera* conservó una diversidad genética mayor y única, y cómo importantes expansiones posglaciares dejaron cerca del 40% de la distribución muestreada con una diversidad reducida homogénea. Los patrones genéticos muestran, además, que el hemisferio norte presenta una diversidad genética y un número de alelos particulares significativamente mayores, respaldando la hipótesis del origen ancestral hemisférica (Assis *et al* 2023).

La tolerancia térmica estimada para huiro flotador oscila entre 2°C y 24°C, concordando en gran medida con estudios fisiológicos empíricos; que junto con, la conservación del nicho en ambos hemisferios proporcionó un fuerte apoyo a los modelos. A pesar de la concordancia general encontrada entre los hábitats adecuados previstos, y los registros de presencia determinados, la ausencia de *M. pyrifera* en hábitats con condiciones favorables puede obedecer a otras variables no consideradas (e.g., disponibilidad de sustrato rocoso, competencia interespecífica, condiciones de luz limitadas, potencial de dispersión restringido) (Assis *et al* 2023).

Las poblaciones de huiro flotador en regiones como la Patagonia y las islas subantárticas pudieron contraerse o extinguirse alcanzando un 56% de contracción LGM, y hoy muestran una diversidad genética reducida. No obstante, la comparación de la diversidad entre lugares/grupos genéticos debe considerar otros factores además de los posibles cambios de hábitat en el tiempo. Por ejemplo, la persistencia críptica en aguas profundas más frías o en estadios microscópicos (e.g., gametofitos) podrían haber contrarrestado las pérdidas genéticas y salvaguardado la diversidad única observada. En este contexto, se prevé que los escenarios de cambio climático desplacen la isoterma de 24°C que corresponde a la tolerancia térmica de la especie hacia regiones polares (Assis *et al* 2023).

Las islas subantárticas podrían haber sido colonizadas por dispersión de huiro flotador desde Tierra del Fuego y/o islas Malvinas; contrastando con el sur de Chile, donde la dispersión podría haber sido

obstaculizada por una barrera entre esta zona y Tierra del Fuego. Así, las divisiones genéticas observadas en ambos hemisferios son corroboradas por estudios previos, y refuerzan el papel de las corrientes oceanográficas y la discontinuidad del hábitat en la conformación de la estructura genética de *M. pyrifera* (Assis *et al* 2023). La división de la Corriente Circumpolar Antártica en la corriente de Humboldt, hacia el norte, y la corriente del Cabo de Hornos, hacia el sur, forma una barrera a los 42°S que coincide con la división observada entre la Patagonia y el norte de Chile (Grupo 5 y Grupo 6, según modelo).

Las discontinuidades genéticas en esta región también se asociaron a efectos fundadores durante la colonización posglaciar de la Patagonia para varias especies de macroalgas, invertebrados y vertebrados. En tanto, la subdivisión de Perú puede ser el resultado de la discontinuidad del hábitat conformada por extensas playas arenosas, o por la corriente de Humboldt, altamente advectivo, que promueve el transporte mar adentro, generando así una barrera de conectividad para las poblaciones costeras (Assis *et al* 2023). En cambio, la dispersión conjunta a grandes distancias debe de ser un proceso poco frecuente, pero crucial para la colonización de hábitats desocupados tras eventos glaciares. Juntos, estos procesos dieron forma a linajes genéticos disjuntos a distancias cortas (de decenas a cientos de km), lo que les confiere un mayor valor de conservación frente a futuros cambios climáticos, sobre todo si se tiene en cuenta la posible pérdida de alelos únicos en los márgenes del área de distribución a bajas latitudes y los múltiples servicios ecosistémicos que proporcionan los bosques marinos (Assis *et al* 2023).

Estos antecedentes, en general, refuerzan la necesidad de explorar los servicios ecosistémicos de los bosques de huiro flotador, no solo los servicios de provisión que ofrecen las poblaciones de algas pardas nacionales sino también otros de no-uso (e.g., secuestrador de CO₂, estructurador de comunidades, reserva genética, entre otros).

3. APOYO A LA MEDIDA DE VEDA EXTRACTIVA

3.1. Apoyo de la Pesca Artesanal Regional

De acuerdo al Inf. Téc. R. Pesq. N°102/2022 de la SubPesca, desde el año 2006, en la Región de Magallanes y Antártica Chilena se establecieron instancias de trabajo público-privado para alcanzar acuerdos de gobernabilidad a las principales pesquerías artesanales regionales.

En el año 2013, cuatro organizaciones de pescadores artesanales de tierra del Fuego, se opusieron a la iniciativa de explotación del recurso huiro flotador *M. pyrifera* en la comuna de Porvenir, posición compartida por la mayoría de la pesca artesanal regional. En virtud de dicho requerimiento y con motivo de la elaboración de la nómina de pesquerías artesanales, se decidió institucionalmente no incorporar al huiro flotador *M. pyrifera* como un recurso pesquero para la Región de Magallanes y Antártica Chilena, lo que implicó que no fuera factible inscribirla en el Registro Pesquero Artesanal (Res. N°3115/2013).

El Comité de Manejo de las Pesquerías de Recursos Bentónicos de la Región de Magallanes y Antártica Chilena (CMRRBB; Res. N°2656/2016; renovado por Res. N°58/2021), solicita formular una estrategia de

administración pesquera que asegure la preservación del huiro flotador *M. pyrifera*. Así, el CMRRBB en el año 2021 recomendó establecer una veda extractiva para huiro flotador en la región (Inf. Téc. R. Pesq. N°102/2022; D. Ex. N°42/2022).

Actualmente, el Comité de Manejo de Centolla y Centollón de la Región de Magallanes y Antártica Chilena (CMCC; Res. N°1979/2016; renovado por Res. N°1814/2021) junto con CMRRBB, considerando que la vigencia de la veda extractiva establecida expira con fecha 12 de octubre, solicitan renovar la medida de veda extractiva para huiro flotador por un periodo de 10 años. Ambos comités, justifican esta medida para dar continuidad a la protección de una especie fundamental para el sector artesanal por los servicios ecosistémicos que entrega; además del rol que cumplen los bosques marinos en la contención del cambio climático, aportando a la captura de CO₂. Además, el CMCC indica que, entendiendo la importancia ecológica trascendental de los bosques de *M. pyrifera* en la salud de otras pesquerías relevantes para la región, sugiere extender la veda de manera indefinida en el maritorio de Magallanes.

3.2. Apoyo de la comunidad científica internacional

La realización del Primer Encuentro y Curso en español de Mapeadores de macroalgas, realizado en Punta Arenas entre el 3 y 5 de abril de 2024, en el Centro de Investigación Dinámica de Ecosistemas Marinos de Altas Latitudes (IDEAL) de la Universidad Austral de Chile (UACH), contó con 30 asistentes de forma presencial de Chile, México, Argentina, Perú, Estados Unidos, Australia y España y más de 60 participantes de forma online.

En este encuentro, se resaltó la importancia de unir esfuerzos para proteger los ecosistemas de algas pardas, redactando una carta donde expresaron su compromiso e instan a los distintos gobiernos a priorizar la conservación de los bosques de marinos. Considerando que los bosques de macroalgas en Latinoamérica representan el 40% de la cobertura global, y sólo menos del 1% se encuentran en Áreas Marinas Protegidas, especialmente en Argentina y Chile.

La carta plantea tres ejes de acción. A) Proteger eficientemente el 30% de los bosques de macroalgas en las políticas ambientales de Latinoamérica; B) Establecer figuras de protección para especies que están amenazadas por la extracción directa y la crisis climática; y C) Identificar y proteger los bosques de macroalgas persistentes y resilientes.

3.3. Proyecto de Ley

La Diputada Javiera Morales Alvarado (28° Distrito Punta Arenas), el 12 de diciembre de 2023, ingresó una moción parlamentaria para la tramitación de Proyecto de Ley que modifica la Ley N°18.892, General de Pesca y Acuicultura, para regular la extracción de algas pardas en las regiones de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo y de Magallanes y de la Antártica Chilena (Boletín N°16485-21). Esta iniciativa se sustenta en la necesidad de contar con una normativa que aborde expresamente la importancia de los bosques de algas pardas, contemplando la prohibición permanente de su explotación por criterios de

sustentabilidad a largo plazo, además de contar con mayor fiscalización. Actualmente, dicho proyecto se encuentra en su Primer Trámite Constitucional (Cámara Diputados/as).

3.4 Medidas vigentes

El Huiro flotador *M. pyrifera* no es considerada una pesquería en Magallanes (Efecto de Res. N°3115/2013 y modificaciones); además, está vigente el cierre del RPA hasta marzo de 2026 (Res. N°835/2021), y hay una veda extractiva de huiro flotador vigente hasta el 12 de octubre de 2024 (D. Ex. N°42/2024).

4. RECOMENDACIÓN

Considerando la aplicación del criterio precautorio instruido por la normativa vigente, se recomienda establecer una veda extractiva para el recurso huiro flotador *Macrocystis pyrifera*, en todo el litoral marítimo de la Región de Magallanes y Antártica Chilena por un plazo de 10 años.

Dicha medida considerará la prohibición de la remoción activa del recurso y de la recolección de alga varada, así como su comercialización, transporte, procesamiento, elaboración, transformación y almacenamiento de la misma especie y de los productos derivados de ella.

La medida propuesta NO considera excepción alguna por lo que aplica en todo el litoral de la región cualquiera sea la figura jurídica o régimen de administración. Por lo tanto, la prohibición de realizar actividades de remoción directa de huiro flotador y la recolección de alga varada, en toda el área marítima de la Región de Magallanes incluye las Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB), los Espacios Costeros Marinos para Pueblos Originarios (ECMPO) y las Áreas Marinas Protegidas (AMP).

En base a los antecedentes generales, el CCTB resalta la necesidad de establecer una red de monitoreo que permita hacer análisis de biodiversidad y observar la dinámica ecosistémica tan singular que tiene Magallanes y Antártica Chilena.

Además, considerando que actualmente existe una serie de investigadores/as que están realizando de forma independiente estudios en la región, el CCTB sugiere que se evalúe la posibilidad de realizar coordinaciones y alianzas entre investigadores/as e instituciones que disponen de recursos, con el propósito de implementar un programa de seguimiento de poblaciones de *Macrocystis pyrifera* en la región de Magallanes y Antártica Chilena y sumar esfuerzos para disponer de antecedentes en diferentes ámbitos que orienten la toma de decisiones sobre el huiro flotador y los ecosistemas que sustenta.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Assis, J., F. Alberto, E. Macaya, N. Castilho, S. Faugeron, G. Pearson, L. Ladah, D. Reed, P. Raimondi, A. Mansilla, P. Brickle, G. Zuccarello & E. Serrão. 2023. Past climate-driven range shifts structuring intraspecific biodiversity levels of the giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) at global scales. 2023. Scientific Reports (2023) 13:12046 | <https://doi.org/10.1038/s41598-023-38944-7>.
- Bernstein, B.B., S.C. Schoeter & K.H. Mann. 1983. Sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) aggregating behaviour investigated by a subtidal multifactorial experiment. Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science 40: 1975–1986.
- Cárdenas C. A., J. I. Cañete, S. Oyarzún & A. Mansilla. 2007. Podding of juvenile king crabs *Lithodes santolla* (Molina, 1782) (Crustacea) in association with holdfasts of *Macrocystis pyrifera* (Linnaeus) C. Agardh, 1820. Investigaciones Marinas 35(1): 105–110.
- Castilla, J.C. & C.A. Moreno. 1982. Sea urchins and *Macrocystis pyrifera*: An experimental test of their ecological relations in southern Chile. In: Lawrence JM (Ed): 257–263. International Echinoderm Conference. A.A. Balkema Rotterdam.
- Castilla, J.C. 1985. Food webs and functional aspects of the kelp, *Macrocystis pyrifera*, community in the Beagle Channel, Chile. In: Siegfried WR, Condry PR & Laws PR (Eds): 408–414. Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs.
- Cowen, R.K. 1983. The effect of sheephead (*Semicossyphus pulcher*) predation on red sea urchin (*Strongylocentrotus franciscanus*) populations: An experimental analysis. Oecologia 58: 249–255.
- Dayton, P.K. 1975. Experimental studies of algal canopy in a sea otter-dominated kelp community at Amchitka Island Alaska. Fishery Bulletin 73: 230–237.
- Dayton, P.K., R.J. Rosenthal, L.C. Mahan & T. Antezana, 1977. Population structure and foraging biology of the predaceous Chilean asteroid *Meyenaster gelatinosus* and the escape biology of its prey. Marine Biology 39: 361–370.
- Dayton, P.K., V. Currie, T. Gerrodette, B.D. Keller, R. Rosenthal & D. Van Tresca. 1984. Path dynamics and stability of some Californian kelp communities. Ecological Monographs 54: 253–289.
- Dayton, Paul K. 1985. Ecology of Kelp Communities. Annual Review of Ecology and Systematics, Vol. 16 (1985), pp. 215–245
- Dew, C.B. 1990. Behavioral ecology of podding red king crab *Paralithodes camtschatica*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 47: 1944–1958.
- Druehl, L.D. & W.N. Wheeler. 1986. Population biology of *Macrocystis integrifolia* from British Columbia, Canada. Marine Biology 90: 173–179.
- Dürr, S. 2003. Factors influencing Structure and Dynamics of Subtidal Assemblages on Walls at a South Eastern Australian Rocky Reef. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel 97 pp.
- Estes, J.A. & J.F. Palmisano. 1974. Sea otter: their role in structuring nearshore communities. Science 185: 1058–1060.
- Gerard, V. A. 1976. Some aspects of material dynamics and energy flow in a kelp forest in Monterrey Bay, California. Ph.D. Thesis, University of California, Santa Cruz. 185 pp.
- González-Aragón, D., M. Rivadeneira, C. Lara, F. Torres, J. Vásquez & B. Broitman. 2024. A species distribution model of the giant kelp *Macrocystis pyrifera*: Worldwide changes and a focus on the Southeast Pacific. Ecology and Evolution. 2024; 14: e10901. <https://doi.org/10.1002/ece3.10901>

- Harrold, C. & D.C. Reed. 1985. Food availability, sea urchin grazing and kelp forest community structure. *Ecology* 66: 1160–1169.
- Harrold, C. & J.S. Pearse. 1987. The ecological role of echinoderms in kelp forest. In Jangoux M & Lawrence J (eds). *Echinoderm Studies 2*: 137–233. AA Balkema Publishers, Rotterdam.
- Kirkwood, P.D. 1977. Seasonal patterns in the growth of the giant kelp *Macrocystis pyrifera*. Ph.D. Thesis, California Institute of Technology, Pasadena, California. 139 pp.
- Kitching, J.A. & F.J. Ebling. 1961. The ecology of Lough Ine. XI. The control of algae by *Paracentrotus lividus* Echinoidea. *Journal of Animal Ecology* 30: 373–383.
- Lawrence, J.M. 1975. On the relationships between marine plants and sea urchin. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 13: 213–286.
- Mann, K.H. 1977. Destruction of kelp-beds by sea urchins: a cyclical phenomenon or irreversible degradation? *Helgolander wiss Merresunters* 30: 455–467.
- Mansilla, A., M. Avila, M. Palacios, N. Navarro, J. Cáceres, S. Oyarzún, I. Cañete, C. Cárdenas y M. González. 2007. Informe Final Proyecto FIP N°2005–44 “Bases Biológicas para el Manejo de Macroalgas Pardas en la XII Región”, 352 pp + anexos.
- Mansilla, A., M. Avila, N. Navarro, J. Cáceres, M. Palacios, I. Cañete, S. Oyarzún, C. Cárdenas, M. González. M. Santana, J. Vásquez y S. Abades, 2008. Informe de Final Estudio FONDEMA Código BIP N°30060262–0 “Diagnóstico Bases Biológicas Explotación Sustentable *Macrocystis pyrifera*, (Huiro), XII Región”. 345 pp + Anexos.
- Marambio J, Rodríguez, J.P., Rosenfeld, S., Méndez, F., Ojeda, J., Ocaranza, P., Bischof, K. and Mansilla, A. 2023. New ecophysiological perspectives on the kelp *Macrocystis pyrifera*: generating a basis for sustainability in the sub-Antarctic region. *Front. Mar. Sci.* 10:1222178. doi: 10.3389/fmars.2023.1222178
- Mauzey, K.P., C. Birkeland & P.K. Dayton. 1968. Feeding behaviour of asteroids and escape responses of their prey in the Puget Sound regions. *Ecology* 49: 603–619
- Mora-Soto, A., A. Capsey, A. Friedlander, M. Palacios, P. Brewin, N. Golding, P. Dayton, B. Van Tussenbroek, A. Montiel, W. Goodell, C. Velasco-Charpentier, T. Hart, E. Macaya, A. Pérez-Matus y M. Macías-Fauria. 2021. One of the least disturbed marine coastal ecosystems on Earth: Spatial and temporal persistence of Darwin’s sub-Antarctic giant kelp forests. *Journal of Biogeography*. 2021; 48: 2562–2577.
- North, W.J. 1971. Introduction. In North WJ (ed). *The biology of giant kelp beds (Macrocystis) in California*: 1–37. Nova Edvigia 32
- Paine, R.T. & R.L. Vadas. 1969. The effects of grazing by sea urchins, *Strongylocentrotus* spp, on benthic algal populations. *Limnology and Oceanography* 14:710–719.
- Palacios, M., D. Osman, J. Ramírez, P. Huovinen & I. Gómez. 2021. Photobiology of the giant kelp *Macrocystis pyrifera* in the land-terminating glacier fjord Yendegaia (Tierra del Fuego): A look into the future? *Science Direct, Science of The Total Environment*, Volume 751, 10 January 2021, 141810.
- Powell, G.C. & R.B. Nickerson. 1965. Reproduction of king crabs, *Paralithodes camtschaticus* (Tilesius). *J. Fish. Res. Board Can.*, 22 (1): 101–111.
- Rosenthal, R.J. & J.R. Chess. 1972. A predator-prey relationship between the leather star (*Dermasterias imbricata*) and the purple urchin (*Strongylocentrotus purpuratus*). *Fishery Bulletin* 70: 205–216.

- Rosenthal, R.J., W.O. Clarke & P.K. Dayton. 1974. Ecology and natural history of a stand of giant kelp, *Macrocystis pyrifera* off Del Mar, California. *Fishery Bulletin* 72: 670-684.
- Santelices B. & F.P. Ojeda. 1984a. Effect of canopy removal on the understory algal community structure of coastal forest of *Macrocystis pyrifera* from southern South America. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 14: 175-183.
- Santelices, B. & F.P. Ojeda. 1984 b. Recruitment, growth, and survival of *Lessonia nigrescens* (Phaeophyta) at various tidal level in exposed habitats of central Chile. *Marine Ecology Progress Series* 19: 73-82.
- Stevens, B.G., W.E. Donaldson, J.A. Haaga & J.E. Munk. 1993. Morphometry and maturity of paired Tanner crab, *Chionoecetes bairdi* (Decapoda: Majidae), from shallow-and deepwater environments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 1504-1516.
- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (Subpesca). 2022. Veda extractiva para el recurso huiro flotador (*Macrocystis pyrifera*) en el área marítima de la Región de Magallanes y Antártica Chilena. *Inf. Téc. (R.Pesq.)* N°102/2022, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Valparaíso 22 pp. + Anexos.
- Tegner, M.J. & P.K. Dayton. 1981. Population structure, recruitment and mortality of two sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus* and *S. purpuratus*) in a kelp forest. *Marine Ecology Progress Series* 5: 255-268
- Vásquez, J., J.C. Castilla & B. Santelices. 1984. Distributional patterns and diets of four species of sea urchin in a giant kelp forest (*Macrocystis pyrifera*) of Puerto Toro, Navarino Island, Chile. *Marine Ecology Progress Series* 19: 55-63
- Vásquez, J.A. & J.C. Castilla. 1984. Some aspects of the biology and trophic range of *Cosmasterias lurida* at Puerto Toro, Chile. *Medio Ambiente (Chile)* 7: 47-51.
- Vásquez, J. & A. Buschmann. 1997. Herbivore-kelp interactions in Chilean subtidal communities: a review. *Revista Chilena Historia Natural* 70: 41-52.