



INFORME FINAL

Evaluación directa de macroalgas / impacto de la extracción sobre la comunidad bentónica, I Región.

FIPA N° 2014-15 / Abril 2017



INFORME FINAL

Evaluación directa de macroalgas / impacto de la extracción sobre la comunidad bentónica, I Región.

FIPA N° 2014-15 / Abril 2017

REQUIRENTE

**FONDO DE INVESTIGACIÓN PESQUERA
Y ACUICULTURA, FIPA**

Presidente Consejo de Investigación
Pesquera y Acuicultura
Pablo Berzaluce Maturana

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP

Director Ejecutivo
Leonardo Núñez Montaner

Jefe División Investigación en Acuicultura
Leonardo Guzmán Méndez

JEFE DE PROYECTO

Francisco Galleguillos Foix

AUTORES

Francisco Galleguillos Foix
Sandra Saavedra Muñoz
Denisse Torres Avilés
Javier Contreras Reyes
Helmo Pérez Aguilera
Mario Núñez Orellana
Christián Espinoza Alvarado
Luis Figueroa Fabrega
Luis Henríquez Antipa
Francisco Cárcamo Vargas



ÍNDICE GENERAL

	Página
ÍNDICE GENERAL	i
RESUMEN EJECUTIVO.	iii
PRESENTACIÓN DE AUTORES POR FUNCIÓN O TEMA DESARROLLADO ----	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
ÍNDICE DE TABLAS	xxi
ÍNDICE DE ANEXOS	xxx
1. ANTECEDENTES	1
2. OBJETIVOS	4
2.1 Objetivo general.....	4
2.2 Objetivos específicos	4
3. METODOLOGÍA	6
3.1 Objetivo específico N°1. Determinar y analizar la distribución espacio-temporal de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock) y biomasa cosechable (standing crop), de huiro negro, huiro palo y huiro, en toda el área de estudio	6
3.2 Objetivo específico N°2. Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro, en el área de estudio.	14
3.3 Objetivo específico N°3. Estimar la tasa de crecimiento, reclutamiento y mortalidad natural de huiro negro, huiro palo y huiro en una escala espacial y temporal dentro del área de estudio.	18
3.4 Objetivo específico N°4. Establecer un protocolo de muestreo que permita evaluar el efecto de la actividad extractiva del recurso huiro negro, huiro palo y huiro sobre las comunidades asociadas en el área de estudio.	23



3.5	Objetivo específico N°5. <i>Considerando los antecedentes de la pesquería y los resultados del proyecto, proponer e implementar un método de evaluación indirecta para cada especie de algas, que permita realizar proyecciones sobre los niveles de biomasa disponible y cosechable</i> -----	28
4.	RESULTADOS -----	34
4.1	Objetivo específico N°1. <i>Determinar y analizar la distribución espacio-temporal de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock) y biomasa cosechable (standing crop), de huiro negro, huiro palo y huiro, en toda el área de estudio</i> -----	34
4.2	Objetivo específico N°2. <i>Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro, en el área de estudio.</i> -----	70
4.3	Objetivo específico 3. <i>Estimar la tasa de crecimiento, reclutamiento y mortalidad natural de huiro negro, huiro palo y huiro en una escala espacial y temporal dentro del área de estudio.</i> -----	115
4.4	Objetivo específico N°4. <i>Establecer un protocolo de muestreo que permita evaluar el efecto de la actividad extractiva del recurso huiro negro, huiro palo y huiro sobre las comunidades asociadas en el área de estudio.</i> -----	131
4.5	Objetivo específico N°5. <i>Considerando los antecedentes de la pesquería y los resultados del proyecto, proponer e implementar un método de evaluación indirecta para cada especie de algas, que permita realizar proyecciones sobre los niveles de biomasa disponible y cosechable</i> -----	139
5.	ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS -----	142
6.	CONCLUSIONES -----	163
7.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS -----	165
	FIGURAS	
	TABLAS	
	ANEXOS	



RESUMEN EJECUTIVO

El presente Informe Final da cuenta de todas las actividades desarrolladas entre verano 2015 y verano 2016. Ellas consideraron actividades de coordinación y presentación de resultados (en Valparaíso y en Iquique), actividades de caracterización poblacional en 12 praderas de algas pardas (6 de huiro negro, 3 de huiro palo y 2 de huiro pato o canutillo) orientadas a determinar el standing stock (biomasa disponible) y standing crop (biomasa cosechable) de los recursos en las áreas de libre acceso de la zona de estudio. Para ello, fue necesario revalidar indicadores morfológicos que permitan estimar la biomasa individual de cada uno de los individuos de los recursos objetivo muestreados, para de esta forma poder estimar la biomasa disponible y cosechable en las praderas de los recursos objeto de este estudio. Los parámetros poblacionales de las praderas evaluadas, principalmente huiro negro, dan cuenta de praderas sometidas a una fuerte presión de extracción, propio de sectores ubicados en áreas de libre acceso. La biomasa cosechable bajo el criterio tradicional de plantas mayores a 20 cm de diámetro de disco es menor al 10% en todas las praderas de huiro negro analizadas, y si bien se simula un escenario de extracción con plantas mayores o iguales a 15 cm de diámetro de disco, que implica mayores fracciones de biomasa cosechable, se debe ser precavido en este escenario, dado que las praderas dentro de la zona de estudio se encuentran al borde de la explotación plena y con riesgo de sobre-explotación.

Se realizó una descripción pormenorizada de la pesquería de algas pardas para la zona de estudio, identificado principales áreas y volúmenes de extracción, comportamiento de los agentes extractores y caracterizando los componentes de la cadena de comercialización de algas pardas en la región de Tarapacá. La



estadística de desembarque no es una herramienta que permita definir el estado de explotación de los recursos en estudio.

Se instalaron y evaluaron resultados de experimentos orientados a determinar la tasa de crecimiento, reclutamiento y mortalidad de los recursos objetivo. En cuanto al crecimiento, los resultados de las experiencias mostraron mayor crecimiento en primavera/verano, similar a otros estudios desarrollados. De igual forma, el reclutamiento muestra más intensidad en período de primavera/verano, siempre y cuando haya liberación de sustrato primario.

Se instalaron y evaluaron resultados de experimentos para determinar el efecto de remoción de algas pardas sobre la macrobiota bentónica, postulándose en función de los resultados obtenidos otras especies como indicadores ecológicos para evaluar en efecto de remoción.

Se presentan los resultados de la implementación del modelo de evaluación indirecta de los recursos objetivo en el área de estudio (SHOT-1) con la data disponible.



PRESENTACIÓN DE AUTORES POR FUNCIÓN O TEMA DESARROLLADO

Autor	Temas y Actividades Desarrolladas
Sandra Saavedra Muñoz	Participación en campañas de terreno. Recopilación y procesamiento de información estadística pesquera asociada al desarrollo del objetivo específico 2
Denisse Torres Avilés	Participación en campañas de terreno. Recopilación de información relacionada a efectos de remoción y servicios ecosistémicos comprometidas en el desarrollo del objetivo específico 2
Javier Contreras Reyes	Tratamiento estadístico de datos. Validación de indicadores morfológicos. Estimación geoestadística de standing stock y standing crop. Desarrollo e implementación del modelo de evaluación indirecta a través de metodología SHOT-1.
Helmo Pérez Aguilera	Participación en campañas de terreno. Evaluación poblacional de praderas seleccionadas, evaluación de reclutamiento en praderas seleccionadas, coordinación de terrenos, montaje de experiencias de remoción de algas pardas
Mario Núñez Orellana	Recopilación de información relacionada a efectos de remoción y servicios ecosistémicos comprometidas en el desarrollo del objetivo específico 2
Christian Espinoza Alvarado	Desarrollo de productos SIG comprometidos en objetivo específico 2
Luis Figueroa	Análisis de información relacionada al objetivo 1
Luis Henríquez	Análisis de información relacionada al objetivo 4
Francisco Cárcamo	Análisis de información relacionada al objetivo 1 y 5
Francisco Galleguillos Foix	Participación en campañas de terreno. Evaluación poblacional de praderas seleccionadas, coordinación de terrenos, coordinación y elaboración de informes.



ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1. A: Diseño experimental para evaluar el efecto de remoción de individuos. B: Diseño experimental a ejecutar en cada pradera seleccionada. 0, 33 y 100% corresponden a los niveles de remoción experimental de individuos por tratamiento que se evaluarán en cada pradera.
- Figura 2. Esquema que indica la obtención de muestras de macrobiota interdiscos e intradiscos (según tipo de muestreo) para los diferentes niveles de remoción dentro de cada una de las praderas seleccionadas (6d= muestras obtenidas a través de cuadrantes destructivos; 15f= muestras obtenidas a través de cuadrantes fotográficos; 6 discos = obtención de 6 discos de fijación para caracterización de macrobiota interdiscos).
- Figura 3. Desembarque del recurso huiro negro en la región de Tarapacá (Fuente: Sernapesca).
- Figura 4. Desembarque del recurso huiro palo en la región de Tarapacá (Fuente: Sernapesca).
- Figura 5. Desembarque del recurso huiro pato o canutillo en la región de Tarapacá (Fuente: Sernapesca).
- Figura 6. Estructura de talla (basada en el diámetro de disco) para praderas de huiro negro en estudio (Pisagua, Punta Colorada y Punta Gruesa). En todos los gráficos, en el eje X se representan los rangos de talla (diámetro de disco, en cm).



- Figura 7. Estructura de talla (basada en el diámetro de disco) para praderas de huiro negro en estudio (Caramucho, Chanavaya y Chipana). En todos los gráficos, en el eje X se representan los rangos de talla (diámetro de disco, en cm).
- Figura 8. Variación temporal del diámetro de disco en praderas evaluadas de huiro negro.
- Figura 9. Variación temporal de la densidad en praderas evaluadas de huiro negro.
- Figura 10. Variación temporal de la biomasa en praderas evaluadas de huiro negro.
- Figura 11. Variación temporal del diámetro de disco en praderas evaluadas de huiro palo.
- Figura 12. Variación temporal de la densidad en praderas evaluadas de huiro palo.
- Figura 13. Variación temporal de la biomasa en praderas evaluadas de huiro palo.
- Figura 14. Relaciones morfométricas (diámetro de disco versus biomasa y largo, cm) y ajuste (en rojo) de regresión no-lineal para recurso Huiro Canutillo para la pradera San Marcos. Incluyen sus respectivos coeficientes de correlación (R^2).
- Figura 15. Relaciones morfométricas (diámetro de disco versus biomasa y largo, cm) y ajuste (en rojo) de regresión no-lineal para recurso Huiro Palo para las praderas Pta. Gruesa y Chanavaya. Incluyen sus respectivos coeficientes de correlación (R^2).
- Figura 16. Relaciones morfométricas (diámetro de disco versus biomasa y largo, cm) y ajuste (en rojo) de regresión no-lineal para recurso Huiro Negro



para las praderas Pta. Gruesa y Chanavaya. Incluyen sus respectivos coeficientes de correlación (R^2).

Figura 17. Variación espacio temporal de parámetros poblacionales de huiro negro en praderas evaluadas. Panel Superior: diámetro de disco. Panel Central: densidad. Panel Inferior: Biomasa promedio.

Figura 18. Variación espacio temporal de parámetros poblacionales de huiro palo en praderas evaluadas. Panel Superior: diámetro de disco. Panel Central: densidad. Panel Inferior: Biomasa promedio.

Figura 19. Determinación estacional del standing stock para las praderas evaluadas de huiro negro

Figura 20. Variación temporal del standing stock en las praderas evaluadas.

Figura 21. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m^2); para el recurso Huiro Negro, pradera Pisagua, estación otoño del año 2015.

Figura 22. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m^2); para el recurso Huiro Negro, pradera Pisagua, estación invierno del año 2015.

Figura 23. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m^2); para el recurso Huiro Negro, pradera Pisagua, estación primavera del año 2015.



- Figura 24. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Pisagua, estación verano del año 2016.
- Figura 25. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Punta Colorada, estación otoño del año 2015.
- Figura 26. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Punta Colorada, estación primavera del año 2015.
- Figura 27. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Punta Gruesa, estación verano del año 2015.
- Figura 28. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Punta Gruesa, estación otoño del año 2015.
- Figura 29. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el



recurso Huiro Negro, pradera Punta Gruesa, estación primavera del año 2015.

Figura 30. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Punta Gruesa, estación verano del año 2016.

Figura 31. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Caramucho, estación otoño del año 2015.

Figura 32. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Caramucho, estación invierno del año 2015.

Figura 33. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Caramucho, estación primavera del año 2015.

Figura 34. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Caramucho, estación verano del año 2016.



Figura 35. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Chanavaya, estación verano del año 2015.

Figura 36. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Chanavaya, estación otoño del año 2015.

Figura 37. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Chanavaya, estación primavera del año 2015.

Figura 38. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Chanavaya, estación verano del año 2016.

Figura 39. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Chipana, estación verano del año 2015.



- Figura 40. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Chipana, estación otoño del año 2015.
- Figura 41. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Chipana, estación primavera del año 2015.
- Figura 42. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Chipana, estación verano del año 2016.
- Figura 43. Determinación estacional del standing stock para las praderas evaluadas de huiro palo.
- Figura 44. Biomasa disponible (barras azules) y biomasa cosechable (barras rojas) para las praderas de huiro negro evaluadas en el presente estudio.
- Figura 45. Biomasa disponible (barras azules) y biomasa cosechable (barras rojas) para las praderas de huiro palo evaluadas en el presente estudio.
- Figura 46. Desembarque total anual de agentes extractores que declararon operación sobre el recurso huiro negro en la región de Tarapacá durante 2015 Datos se presentan separados por zona de operación. (Fuente: Sernapesca).



- Figura 47. Desembarque total anual de agentes extractores que declararon operación sobre el recurso huiro palo en la región de Tarapacá durante 2015 (Fuente: Sernapesca).
- Figura 48. Desembarque total anual de agentes extractores que declararon operación sobre el recurso huiro pato o canutillo en la región de Tarapacá durante 2015 (Fuente: Sernapesca).
- Figura 49. Desembarque total mensual de agentes extractores que declararon operación sobre el recurso huiro negro en la región de Tarapacá (Serie de tiempo 2010-2015. Fuente: Sernapesca).
- Figura 50. Desembarque total mensual de agentes extractores que declararon operación sobre el recurso huiro palo en la región de Tarapacá (Serie de tiempo 2010-2015. Fuente: Sernapesca).
- Figura 51. Desembarque total mensual de agentes extractores que declararon operación sobre el recurso huiro negro en la región de Tarapacá (Serie de tiempo 2010-2015. Fuente: Sernapesca).
- Figura 52. Proporción (hombre-mujer) de algueros dedicados a la extracción de huiro negro (A), huiro palo (B) y huiro canutillo (C), inscritos en el Plan de Manejo, durante el año 2015 en la región de Tarapacá.
- Figura 53. Estimación de CPUE promedio mensual para el año 2015 de algueros dedicados a la extracción de huiro negro. Círculos negros representan el promedio mensual para cada agente extractor. Círculos verdes representan el valor mínimo de captura para cada agente extractor. Círculos rojos representan el valor máximo de captura para cada agente extractor.



- Figura 54. Desembarque (ton) de algas pardas en la región de Tarapacá.
- Figura 55. Desembarque algas pardas, participantes Plan de manejo 2016, región de Tarapacá.
- Figura 56. Desembarque (ton) algas pardas por zona de extracción, periodo (2014-2016)
- Figura 57. Desembarque (t) de algas pardas por caleta en la región de Tarapacá. (A) Pisagua. (B) Caleta Riquelme. (C) Puerto Iquique. (D) Cavancho. (E) Playa Blanca. (F) Los Verdes. (G) Chanavayita. (H) Caramucho. (I) Cãñamo.
- Figura 57 (Continuación). Desembarque (t) de algas pardas por caleta en la región de Tarapacá. (J) Chanavaya. (K) Caleta Rio Seco. (L) Caleta San Marcos. (M) Chipana. (N) Otros sitios de desembarque.
- Figura 58. Caleta San Marcos, región de Tarapacá, con mayor desembarque de huiro y huiro palo.
- Figura 59. Proporción (mujer-hombre) del total de alqueros dedicados a la extracción de algas pardas en las dos caletas con mayor desembarque, caleta Pisagua (huiro negro) y caleta San Marcos (huiro palo y huiro) en la región de Tarapacá.
- Figura 60. Cadena de comercialización, algas pardas región de Tarapacá.
- Figura 61. Zonas de varadero históricas algas pardas, región de Tarapacá. Se muestra como ejemplo varadero de Punta Gruesa.
- Figura 62. Número de extractores inscritos en el Plan de Manejo, región de Tarapacá, por zona de extracción. Número de agentes extractores por



zona de extracción se separa por género. Se indican los volúmenes totales de extracción de algas pardas para el período 2015.

- Figura 63. Herramientas utilizadas para la colecta y carga de materia prima desde las playas de la región de Tarapacá.
- Figura 64. Paquetes o “atados” de alga seca, presentación del alga vendida en playa como “alga en rama”. A) Huiro negro, B) Huiro palo y C) Huiro canutillo.
- Figura 65. Transporte de materia prima desde la zona norte de la región de Tarapacá a Pisagua (puerto de desembarque principal de huiro negro). A) transporte alga picada en saco B) transporte alga seca en rama.
- Figura 66. Proceso de secado y picado de algas pardas en plantas de la región de Tarapacá.
- Figura 67. Presentación (calibres) de materia prima vendida por las plantas picadoras de la región de Tarapacá A) Huiro negro y B) Huiro palo.
- Figura 68. Infraestructura de plantas picadoras de algas pardas en la región de Tarapacá.
- Figura 69. Rótulo de sacos con alga parda desde plantas picadoras de la región de Tarapacá.
- Figura 70. Materia prima (M) y producción (P) en toneladas, para plantas picadoras (menor, mediano y mayor tamaño) de la región de Tarapacá.
- Figura 71. Ubicación de las principales plantas picadoras en la región de Tarapacá, por zona extracción.



- Figura 72. Exportación (cantidad, valor FOB) de alga seca (huairo negro, huairo palo y huairo) región de Tarapacá. Periodo 2010-2016.
- Figura 73. Clasificación de los servicios ecosistémicos. Fuente: Evaluación de los Ecosistemas del Milenio 2005.
- Figura 74. Tasa de crecimiento (promedio \pm d.e) para el diámetro del disco (barras azules) y largo total (barras naranja) en experimentos realizados en Pisagua para huairo negro. Mortalidad acumulada se indica en línea roja segmentada.
- Figura 75. Tasa de crecimiento (promedio \pm d.e) para el diámetro del disco (barras azules) y largo total (barras naranja) en experimentos realizados en Punta Gruesa para huairo negro. Mortalidad acumulada se indica en línea roja segmentada.
- Figura 76. Marcas plásticas tipo fichas de lotería implementadas en Experimento 3 de crecimiento en Chanavaya
- Figura 77. Tasa de crecimiento (promedio \pm d.e) para el diámetro del disco (barras azules) y largo total (barras naranja) en experimentos realizados en Chanavaya para huairo negro. Mortalidad acumulada se indica en línea roja segmentada.
- Figura 78. Tasa de crecimiento (promedio \pm d.e) para el diámetro del disco (barras azules) y largo total (barras naranja) en experimentos realizados para huairo palo. Mortalidad acumulada se indica en línea roja segmentada.
- Figura 79. Tasa de crecimiento (promedio \pm d.e) para el diámetro del disco (barras azules) y largo total (barras naranja) en experimento realizado para huairo canutillo. Mortalidad acumulada se indica en línea roja segmentada.



- Figura 80. Ubicación geográfica de varaderos identificados en la zona 1.
- Figura 81. Ubicación geográfica de varaderos identificados en la zona 2.
- Figura 82. Ubicación geográfica de varaderos identificados en la zona 3.
- Figura 83. Ubicación geográfica de varaderos identificados en la zona 4.
- Figura 84. Ubicación geográfica de varaderos identificados en la zona 5.
- Figura 85. Riqueza y Diversidad de especies ($H' \log$) para los recursos objeto de estudio pre y post tratamiento experimental.
- Figura 86. Ordenación de Coordenadas Principales (PCO) de la estructura comunitaria intra-discos de *Lessonia berteroa* para (A) antes de la remoción de individuos y (B) luego de 8 meses tras la remoción del 33% de los individuos (triángulos azules) y el control (triángulos amarillos). Coeficientes de correlación de M. Pearson ($r > 0.7$) son mostrados como vectores para las especies que se correlacionan mejor con los dos primeros componentes.
- Figura 87. Ordenación de Coordenadas Principales (PCO) de la estructura comunitaria intra-discos de *Lessonia trabeculata* para (A) antes de la remoción de individuos y (B) luego de 8 meses tras la remoción del 33% de los individuos (triángulos azules) y el control (triángulos amarillos). Coeficientes de correlación de M. Pearson ($r > 0.7$) son mostrados como vectores para las especies que se correlacionan mejor con los dos primeros componentes.
- Figura 88. Ordenación de Coordenadas Principales (PCO) de la estructura comunitaria intra-discos de *Macrocystis integrifolia* para (A) antes de la remoción de individuos y (B) luego de 8 meses tras la remoción del 33% de los individuos (triángulos azules) y el control (triángulos amarillos).



Coeficientes de correlación de M. Pearson ($r > 0.8$) son mostrados como vectores para las especies que se correlacionan mejor con los dos primeros componentes.

Figura 89. Ordenación de Coordenadas Principales (PCO) de la comunidad bentónicas asociada a *Lessonia berteroa* para (A) antes de la remoción de individuos y (B) luego de 8 meses tras la remoción del 33% de los individuos (triángulos azules), el 100% de los individuos (Círculos grises) y el control (triángulos amarillos). Coeficientes de correlación de M. Pearson ($r > 0.7$) son mostrados como vectores para las especies que se correlacionan mejor con los dos primeros componentes.

Figura 90. Ordenación de Coordenadas Principales (PCO) de la comunidad bentónicas asociada a *Lessonia trabeculata* para (A) antes de la remoción de individuos y (B) luego de 8 meses tras la remoción del 33% de los individuos (triángulos azules), el 100% de los individuos (Círculos grises) y el control (triángulos amarillos). Coeficientes de correlación de M. Pearson ($r > 0.7$) son mostrados como vectores para las especies que se correlacionan mejor con los dos primeros componentes.

Figura 91. Ordenación de Coordenadas Principales (PCO) de la comunidad bentónicas asociada a *Macrocystis integrifolia* para (A) antes de la remoción de individuos y (B) luego de 8 meses tras la remoción del 33% de los individuos (triángulos azules), el 100% de los individuos (Círculos grises) y el control (triángulos amarillos). Coeficientes de correlación de M. Pearson ($r > 0.8$) son mostrados como vectores para las especies que se correlacionan mejor con los dos primeros componentes.

Figura 92. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro negro, zona 1.



- Figura 93. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro negro, zona 3.
- Figura 94. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro negro, zona 4.
- Figura 95. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro negro, zona 5.
- Figura 96. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro palo, zona 1.
- Figura 97. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro palo, zona 3.
- Figura 98. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro palo, zona 4.
- Figura 99. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro palo, zona 5.
- Figura 100. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro negro – zona 1.
- Figura 101. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro negro – zona 3.
- Figura 102. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro negro – zona 4.
- Figura 103. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro negro – zona 5.



Figura 104. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro palo
– zona 1.

Figura 105. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro palo
– zona 3.

Figura 106. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro palo
– zona 4.

Figura 107. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro palo
– zona 5.



ÍNDICE DE TABLAS

- Tabla 1. Áreas de extracción de huiro negro. Se presentan los volúmenes de desembarque del recurso para la serie de tiempo 2007-2015. (Fuente: Sernapesca Región de Tarapacá).
- Tabla 2. Áreas de extracción de huiro palo. Se presentan los volúmenes de desembarque del recurso para la serie de tiempo 2007-2015. (Fuente: Sernapesca Región de Tarapacá).
- Tabla 3. Área de extracción de huiro pato o canutillo. Se presentan los volúmenes de desembarque del recurso para la serie de tiempo 2007-2015. (Fuente: Sernapesca Región de Tarapacá).
- Tabla 4. Puntos de geo-referenciación de las praderas seleccionadas y evaluadas a la fecha.
- Tabla 5. Fechas de realización de muestreo de caracterización poblacional de praderas en estudio.
- Tabla 6. Frecuencia absoluta, relativa y relativa acumulada para rangos de talla observados en las caracterizaciones poblacionales de huiro negro en Pisagua.
- Tabla 7. Parámetros poblacionales asociados a la caracterización estacional de praderas de huiro negro en el área de estudio.
- Tabla 8. Frecuencia absoluta, relativa y relativa acumulada para rangos de talla observados en las caracterizaciones poblacionales de huiro negro en Punta Colorada.



- Tabla 9. Frecuencia absoluta, relativa y relativa acumulada para rangos de talla observados en las caracterizaciones poblacionales de huiro negro en Punta Gruesa.
- Tabla 10. Frecuencia absoluta, relativa y relativa acumulada para rangos de talla observados en las caracterizaciones poblacionales de huiro negro en Caramucho.
- Tabla 11. Frecuencia absoluta, relativa y relativa acumulada para rangos de talla observados en las caracterizaciones poblacionales de huiro negro en Chanavaya.
- Tabla 12. Frecuencia absoluta, relativa y relativa acumulada para rangos de talla observados en las caracterizaciones poblacionales de huiro negro en Chipana.
- Tabla 13. Parámetros poblacionales asociados a la caracterización estacional de praderas de huiro palo en el área de estudio
- Tabla 14. Parámetros poblacionales asociados a la caracterización estacional de praderas de huiro canutillo en el área de estudio.
- Tabla 15. Parámetros de los ajustes de las regresiones. Resultados son agrupados por modelo y presentados por localidad, recurso y estación.
- Tabla 16. Biomasa Cosechable (Standing Crop), Biomasa Disponible (Standing stock) y proporción de la biomasa explotable para las praderas evaluadas en el estudio.
- Tabla 17. Tabla de ANOVA para comparación de descriptores poblacionales de los recursos en estudio.



- Tabla 18. Registro de Pescadores Artesanales (RPA), inscritos por caletas.
- Tabla 19. Registro de usuarios inscritos en Plan de Manejo región de Tarapacá. (Según R. Ex. N° 2304/2014).
- Tabla 20. Detalle por zona de operación del número de extractores inscritos en el plan de manejo de algas pardas con desembarques totales anuales de huiro negro mayores a 20 y 45 ton anuales. Entre paréntesis se expresa el porcentaje respecto del total de agentes extractores que operaron en cada zona (Fuente: Sernapesca 2015).
- Tabla 21. Desembarque total mensual del recurso huiro negro declarado por agentes extractores para la serie de tiempo 2010-2015. (Fuente: Sernapesca).
- Tabla 22. Desembarque total mensual del recurso huiro palo declarado por agentes extractores para la serie de tiempo 2010-2015. (Fuente: Sernapesca).
- Tabla 23. Desembarque total mensual del recurso huiro pato o canutillo declarado por agentes extractores para la serie de tiempo 2010-2015. (Fuente: Sernapesca).
- Tabla 24. Estimación de CPUE en relación al número de agentes extractores que formaliza volumen extraído de algas pardas.
- Tabla 25. Estimación de CPUE mensual en relación al número de agentes extractores que formaliza volumen extraído de algas pardas.
- Tabla 26. Número de intermediarios por zona de extracción, según plan de manejo algas pardas Tarapacá.



- Tabla 27. Materia prima y producción del total de plantas picadoras algas pardas, región de Tarapacá. Periodo 2011-2013.
- Tabla 28. Técnicas de valorización económica. Fuente: FIP 2005-22
- Tabla 29. Dimensiones estimadas basadas en métodos directos de valorización económica. Fuente: FIP 2005-22.
- Tabla 30. Tabla resumen método de valoración contingente de praderas de algas pardas III y IV regiones. Fuente: FIP 2005-22.
- Tabla 31. Estimación de reclutamiento estacional en las praderas de huiro negro.
- Tabla 32. Estimación de reclutamiento estacional en las praderas de huiro palo.
- Tabla 33. Fauna asociada a discos de fijación de *Lessonia berteroana* y *Lessonia trabeculata*. Se compara la presencia ANTES y DESPUES de la instalación de los tratamientos experimentales de remoción de 33% y 100.
- Tabla 34. Resumen del análisis de PERMANOVA de la comunidad intra-discos en praderas de *Lessonia berteroana*. El análisis compara la estructura comunitaria de parcelas experimentales al inicio del experimento y el efecto de la presión de cosecha entre parcelas sometidas posteriormente a 0% (Control) y 33% de remoción al final del período de estudio.
- Tabla 35. Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de las especies de comunidades intra-discos de *Lessonia berteroana* en condiciones iniciales (Pre-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similitud promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución



por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Tabla 36. Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de las especies de comunidades intra-discos de *Lessonia berteroana* en condiciones finales (Post-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similaridad promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Tabla 37. Resumen del análisis de PERMANOVA de la comunidad intra-discos en praderas de *Lessonia trabeculata*. El análisis compara la estructura comunitaria de parcelas experimentales al inicio del experimento y el efecto de la presión de cosecha entre parcelas sometidas posteriormente a 0% (Control) y 33% de remoción al final del período de estudio.

Tabla 38. Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de las especies de comunidades intra-discos de *Lessonia trabeculata* en condiciones iniciales (Pre-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similaridad promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Tabla 39. Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de las especies de comunidades intra-discos de *Lessonia trabeculata* en condiciones finales (Post-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron



con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similaridad promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Tabla 40. Resumen del análisis de PERMANOVA de la comunidad intra-discos en praderas de *Macrocystis integrifolia* El análisis compara la estructura comunitaria de parcelas experimentales al inicio del experimento y el efecto de la presión de cosecha entre parcelas sometidas posteriormente a 0% (Control) y 33% de remoción al final del período de estudio.

Tabla 41. Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de las especies de comunidades intra-discos de *Macrocystis integrifolia* en condiciones iniciales (Pre-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similaridad promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Tabla 42. Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de las especies de comunidades intra-discos de *Macrocystis integrifolia* en condiciones finales (Post-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similaridad promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.



- Tabla 43. Fauna asociada a los espacios entre discos de *Lessonia berteroana* (intermareal) y *Lessonia trabeculata* (submareal) en las localidades de Punta Gruesa y Chanavaya. Se compara la presencia ANTES y DESPUES de la instalación de los tratamientos experimentales de remoción de 33% y 100.
- Tabla 44. Resumen del análisis de PERMANOVA de la comunidad bentónicas asociado a praderas de *Lessonia berteroana*. El análisis compara la estructura comunitaria de parcelas experimentales al inicio del experimento y el efecto de la presión de cosecha entre parcelas sometidas posteriormente a 0% (Control), 33% y 100% de remoción al final del período de estudio.
- Tabla 45. Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de la comunidad betónica asociado a *Lessonia berteroana* en condiciones iniciales (Pre-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similaridad promedio; Sim/SD = Contribución promedio/desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.
- Tabla 46. Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de la comunidad betónica asociado a *Lessonia berteroana* en condiciones finales (Post-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similaridad promedio; Sim/SD = Contribución promedio/desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.



- Tabla 47. Resumen del análisis de PERMANOVA de la comunidad bentónicas asociado a praderas de *Lessonia berteroana*. El análisis compara la estructura comunitaria de parcelas experimentales al inicio del experimento y el efecto de la presión de cosecha entre parcelas sometidas posteriormente a 0% (Control), 33% y 100% de remoción al final del período de estudio.
- Tabla 48. Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de la comunidad betónica asociado a *Lessonia trabeculata* en condiciones iniciales (Pre-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similitud promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.
- Tabla 49. Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de la comunidad betónica asociado a *Lessonia trabeculata* en condiciones finales (Post-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similaridad promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.
- Tabla 50. Fauna asociada a los espacios entre discos de *Macrocystis integrifolia* en las localidades de Pisagua y San Marcos. Se compara la presencia ANTES y DESPUÉS de la instalación de los tratamientos experimentales de remoción de 33% y 100.



- Tabla 51. Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de la comunidad betónica asociado a *Macrocystis Integrifolia* en condiciones iniciales (Pre-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similaridad promedio; Sim/SD = Contribución promedio/desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.
- Tabla 52. Resumen del análisis de PERMANOVA de la comunidad bentónicas asociado a praderas de *Macrocystis integrifolia*. El análisis compara la estructura comunitaria de parcelas experimentales al inicio del experimento y el efecto de la presión de cosecha entre parcelas sometidas posteriormente a 0% (Control), 33% y 100% de remoción al final del período de estudio.
- Tabla 53. Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de la comunidad betónica asociado a *Macrocystis integrifolia* en condiciones finales (Post-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similaridad promedio; Sim/SD = Contribución promedio/desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.
- Tabla 54. Ajustes modelo SHOT-1 por recurso y zona.



ÍNDICE DE ANEXOS

- Anexo 1.** Acta Reunión de Coordinación Valparaíso (05/01/2015).
- Anexo 2.** Carta Gantt presentada en Oferta Técnica.
- Anexo 3.** Base de Datos Muestreos Poblacionales
- Anexo 4.** Base de datos utilizada para validación de indicadores morfométricos.
- Anexo 5.** Intermediarios Cadena Comercialización Plan Manejo Paldas Tarapacá-Base de datos desembarque 2012-2016.
- Anexo 6.** Base de datos para estimación de crecimiento y mortalidad.
- Anexo 7.** Base de datos de fauna dentro y entre discos.
- Anexo 8.** Base de datos para implementación de modelo SHOT-1.
- Anexo 9.** Registro fotográfico.
- Anexo 10.** Respuestas a observaciones del evaluador.



1. ANTECEDENTES

Las macroalgas marinas en Chile han sido utilizadas para ser exportadas principalmente como materia prima o productos elaborados por la industria local de alginatos, carragenanos y agar, y en menor grado, consumidas internamente como alimento humano. Sin embargo, durante los últimos años, el uso de estos recursos se ha diversificado hacia la alimentación de animales herbívoros de importancia económica, así como en potenciales usos como alimento humano de alto valor económico (Gutiérrez, 2001), abonos y potenciadores orgánicos agrícolas industrializados (Cruz, 2003) y sustituto proteico en bajas proporciones de alimentos de peces salmonídeos (Mansilla, 2001; Toledo, 2001), entre otros.

Junto a su creciente demanda e importancia económica, las algas poseen también importancia social, dado que su recolección es realizada por pescadores artesanales o alqueros y sus familias, quienes dependen total o parcialmente de estos recursos (Vásquez *et al.*, 2008).

Por otra parte, se conoce que varias especies de algas económicamente importantes, en especial las pardas, cumplen un rol como estructuradores de comunidades de invertebrados, no sólo por ser la base de cadenas tróficas bentónicas, sino además, porque constituyen hábitat, zonas de asentamiento larval o lugares de refugio para invertebrados marinos, algunos de los cuales también poseen importancia económica (Vásquez y Santelices, 1984; Vásquez, 1999; Cancino y Santelices, 1984; Vásquez *et al.*, 2001).



Durante los últimos años, la creciente demanda de algas pardas como materia prima para la producción del ficocoloide alginato y especialmente *Macrocystis* como alimento para invertebrados de importancia comercial, ha generado una fuerte presión de extracción en las poblaciones intermareales y submareales de algas pardas, en especial en la zona norte del país.

La extracción de algas pardas entre la XV y IV Regiones del país, constituye una actividad económica y social muy importante en el subsector pesquero artesanal, que se caracteriza por el uso intensivo de mano de obra de baja calificación y con escaso nivel de organización, por parte de los usuarios directos. De acuerdo a estadísticas oficiales de Sernapesca, la importancia de esta pesquería se localiza en el norte de Chile (XV a IV Regiones) y el 80% del desembarque lo representa el huiro negro. El Universo de pescadores autorizados para operar sobre el recurso algas pardas en la I Región es de aproximadamente 470 usuarios, habiendo posibilidades en el corto plazo de modificar la regulación vigente, lo que podría implicar un aumento de un 25% de los extractores autorizados a la fecha.

El estado del conocimiento sobre el recurso “algas pardas” en la I Región Tarapacá, desde el año 2002 a la fecha se ha construido en base a estudios desarrollados en el marco de proyectos apoyados por el Fondo de Investigación Pesquera (FIP), Programas de Investigación financiados por el Gobierno Regional (FIC), además de Pescas de Investigación requeridas por parte de Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (Dirección Zonal de Pesca XV, I y II regiones), los que han generado información que permitió construir el Plan de Manejo (Res. Ex. 3320 de 2013) y han permitido monitorear la operación y la cadena de comercialización asociada al recurso algas pardas en la región de Tarapacá. En la actualidad se desconoce el estado de las praderas naturales en la región, siendo la pesquería bentónica más importante y que sustenta económicamente a gran parte de los agentes extractores



en el territorio. El desarrollo del presente estudio ayudará, entre otros aspectos, a actualizar información clave requerida para el monitoreo de los indicadores del Plan de Manejo de Algas Pardas de la región de Tarapacá.

Actualmente, la administración pesquera ha desarrollado instrumentos para planificar y gestionar operacionalmente la pesquería de algas pardas, pero se requiere mayor investigación o una actualización periódica sobre la dinámica que presentan las praderas de algas pardas, los niveles de biomasa/ abundancia y los parámetros biológicos pesqueros que permitan realizar proyecciones sobre el estado de estas praderas en el corto, mediano y largo plazo, que sea consistente con el plan de manejo regional y que permita la sustentabilidad de los recursos de algas pardas y de la actividad productiva y comercial.



2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General

Determinar los niveles de abundancia y biomasa de los recursos *Lessonia berteroa* (huir negro), *Lessonia trabeculata* (huir palo) y *Macrocystis pyrifera* (huir flotador), en las zonas de distribución ubicadas en áreas de libre acceso, frente al litoral de la I Región de Tarapacá.

2.2. Objetivos Específicos

Objetivo específico N°1: Determinar y analizar la distribución espacio-temporal de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock) y biomasa cosechable (standing crop), de huir negro, huir palo y huir flotador, en toda el área de estudio.

Objetivo específico N°2: Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huir negro, huir palo y huir flotador, en el área de estudio.

Objetivo específico N°3: Estimar la tasa de crecimiento, reclutamiento y mortalidad natural de huir negro, huir palo y huir flotador en una escala espacial y temporal dentro del área de estudio.

Objetivo específico N°4: Establecer un protocolo de muestreo que permita evaluar el efecto de la actividad extractiva del recurso huir negro, huir palo y huir flotador sobre las comunidades asociadas en el área de estudio.



Objetivo específico N°5: Considerando los antecedentes de la pesquería y los resultados del proyecto, proponer e implementar un método de evaluación indirecta para cada especie de algas, que permita realizar proyecciones sobre los niveles de biomasa disponible y cosechable.



3. METODOLOGÍA

3.1. Objetivo específico Nº 1

Determinar y analizar la distribución espacio-temporal de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock) y biomasa cosechable (standing crop), de huiro negro, huiro palo y huiro flotador, en toda el área de estudio.

3.1.1 Selección, georreferenciación y delimitación praderas de huiro negro, huiro palo y huiro flotador dentro del área de estudio.

En base a los acuerdos logrados en la Reunión de Coordinación realizada en Valparaíso el 5 de enero de 2015 (**Anexo 1**), se modificó la metodología en lo relativo al número de praderas a seleccionar por recurso. La Oferta Técnica originalmente presentada y evaluada contemplaba la selección de sólo tres praderas por recurso (n=3 para huiro negro; n=3 para huiro palo y n=3 para huiro flotador) distribuidas en la zona de estudio, aspecto que finalmente fue modificado, seleccionándose 6 praderas para el recurso huiro negro (una por cada área de extracción contemplada en el Plan de Manejo, a excepción del área de extracción número 5, la que por su extensión consideró 2 praderas), mientras que para los recursos huiro palo y huiro flotador, se seleccionaron 3 praderas por recurso. Todas las praderas seleccionadas fueron georreferenciadas y delimitadas dentro del área de estudio (áreas de libre acceso de la Región de Tarapacá, preferentemente.)

En el caso de las praderas submareales (huiro palo y huiro flotador), la delimitación de la extensión geográfica (superficie) de las praderas a evaluar se realizó mediante buceo hooka. Por medio de boyarines en superficie y anclados en el fondo, se definieron los vértices de las praderas, lo que permitió calcular las dimensiones de



las mismas (largo, ancho, superficie). Cada punto que conforme el polígono se georreferenció con GPS (Garmin 76CSx, 8 canales). Dicha información será incorporó a un Sistema de Información Geográfica en formato FileGeodatabase de ArcGIS 9.3.1 en coordenadas geográficas y Datum WGS – 84 (WorldGeodeticSystem – 1984).

En el caso de praderas intermareales (huir negro), la georreferenciación se realizó directamente sobre las praderas. Para ello, mediante un GPS (Garmin modelo 76csx, 8 canales) se determinaron los vértices (punto inicial y final) que definieron el cinturón sobre el cual se extiende la zona de muestreo dentro de la pradera seleccionada.

Todos los vértices y otros atributos de las praderas seleccionadas contaron con identificadores (ID) para cada entidad o dato tabular, este será de carácter único e irrepetible en cada registro, con el cual se podrán realizar uniones y relaciones espaciales de información, la FileGeodatabase estará normalizada y estandarizada tanto en su parte tabular como espacial.

3.1.2 Caracterización poblacional de las praderas seleccionadas

3.1.2.1 Método de muestreo para praderas intermareales (recurso huir negro).

En el caso de las praderas con distribución intermareal (huir negro), se utilizó como unidad muestral un cuadrante de 1 m² de superficie. En cada una de las praderas de huir negro se utilizaron 50 cuadrantes como tamaño muestral, los que fueron distribuidos de manera paralela a la línea de costa. El total de cuadrantes (n=50) fue distribuido de forma homogénea y equidistante dentro del cinturón de huir



negro a evaluar en cada una de las praderas, procurando que cada uno de ellos estuviera separado del siguiente por una distancia mínima de 10 m, logrando de esta forma una cobertura mínima de muestreo dentro del cinturón a evaluar de 500 m. Además, los cuadrantes fueron dispuestos a través del centro del cinturón de huiro negro. Los muestreos fueron realizados con una frecuencia estacional, procurando ejecutarlos con la marea más baja posible dentro de cada período (estación) donde se fueron realizados los muestreos.

3.1.2.2 Método de muestreo para praderas submareales (recursos huiro palo y huiro flotador)

Para las praderas con distribución submareal (recursos huiro palo y huiro flotador), se utilizó como unidad muestral un cuadrante de 1 m² de superficie. En cada una de las praderas se utilizaron en cada muestreo un total de 51 cuadrantes, los que fueron distribuidos en al menos 3 transectos orientados de manera perpendicular a la línea de costa, abarcando así una fracción representativa de la pradera (tanto en superficie como distribución batimétrica). De esta forma, cada uno de los transectos (mínimo 3 por pradera submareal a evaluar) tuvo un total de 17 cuadrantes o unidades muestrales. Cada uno de los transectos tuvo una extensión mínima de 170 m, de manera que cada cuadrante dentro del transecto este separado de los otros por una distancia mínima de 10 m. En casos donde las praderas submareales a evaluar hayan tenido una distribución batimétrica que obligara al uso de transectos más largos a los previamente descritos (170 m), las unidades muestrales dentro de cada transecto (n=17) fueron distribuidas de manera equidistante a lo largo de esos transectos. Se procuró que los transectos a utilizar estén separados entre sí por una distancia mínima de 100 m. Los muestreos fueron realizados tratando de comprometer una frecuencia estacional. Vale la pena mencionar que dependiendo de la configuración espacial de la pradera (es decir la forma y extensión en superficie



del polígono), el número de transectos aumentó a 4, ya que por un requerimiento estadístico, al obtener una muestra más representativa del polígono que determina la distribución del recurso, la varianza asociada a la estimación de biomasa sería menor, por ende, menor el margen de error). De presentarse esta situación, el número de unidades muestrales (cuadrantes de 1m²) se fijó en 52, los que serán equitativamente distribuidos en los 4 transectos, con un mínimo de 13 cuadrantes por transecto. La distancia entre cuadrantes fue equidistante, de manera de representar adecuadamente la distribución batimétrica de estos recursos algales. En todos los transectos se registró la profundidad de inicio y la profundidad de fin, además, se registró para cada unidad muestral la profundidad a la cual se realizó.

3.1.2.3 Determinación de estructura de tallas

La estructura de tallas de las praderas de algas pardas seleccionadas fue estimada en cada muestreo en base a un muestreo poblacional no destructivo, tal como se describe en el punto 3.1.2.1 para el recurso huiro negro y en el punto 3.1.2.2 para los recursos huiro palo y huiro flotador. En cada una de las unidades muestrales (n= 50 a 52 cuadrantes dependiendo si el muestreo es intermareal o submareal, respectivamente), se midió el diámetro mayor del disco de fijación (en cm) de todos los individuos presentes en cada cuadrante. Esta información permitió caracterizar, mediante la estructura de tallas (basada en el diámetro del disco), el estado de condición de las praderas, pudiendo además esta información ser utilizada como un indicador poblacional que permita describir y comparar el grado de intervención de las praderas seleccionadas dentro del área de estudio (Objetivo Específico 2 del presente estudio). Por otra parte, la información obtenida permitirá determinar para cada pradera el rango de talla (diámetro de disco) dominante en cada una de ellas. Es bien conocido que el diámetro del disco es un buen predictor de biomasa y largo



total de la planta, especialmente en el caso de las algas pardas en la zona de estudio (ver como ejemplo Vásquez, 1991).

Por otro lado, a partir de la determinación del diámetro del disco basal, y utilizando como referencia indicadores morfológicos o relaciones morfométricas validadas y calculadas en base a un muestreo destructivo realizado para los recursos huero negro, huero palo y huero flotador en la zona de estudio, fue posible estimar el alto total (en cm) individual de cada planta. La validación de los indicadores morfológicos (diámetro basal del disco, tamaño de la planta entendido como largo total, biomasa húmeda total de la planta y sus respectivas relaciones), si bien no estaba considerada en la Oferta Técnica preliminarmente evaluada, fue calculada y validada recogiendo las observaciones sugeridas en la Reunión de Coordinación efectuada en Valparaíso y las realizadas en la Calificación Técnica del Primer Informe de Avance. A partir de las determinaciones directas de diámetro de disco se elaboraron histogramas de frecuencia para caracterizar cada una de las praderas seleccionadas en el presente estudio.

3.1.2.4 Determinación de la Densidad

En base a los datos provenientes de los muestreos descritos en los puntos precedentes (3.1.2.1 a 3.1.2.3 inclusive), se estimó la densidad promedio (ind/m²) de plantas o individuos en las praderas seleccionadas. Dado que en cada unidad muestreal (cuadrante) a evaluar se registró el diámetro mayor del disco de fijación de todos los individuos de un determinado cuadrante, esa información permitió estimar la densidad promedio de plantas o individuos para cada una de las praderas evaluadas dentro de la zona de estudio y su variación entre muestreos sucesivos.



3.1.2.5 Validación de indicadores morfológicos

Se efectuó un muestreo destructivo con el fin de obtener individuos que representen el espectro completo de tallas observadas en dos praderas por recurso algal objeto de estudio. Los individuos que se obtuvieron de dos praderas por recurso (huero negro, huero palo y huero flotador) dentro del área de estudio correspondieron a los que se sacaron durante la instalación de experimentos de remoción descritos en el punto 3.4 (Objetivo Específico 4), a fin de optimizar el trabajo en terreno y minimizar los efectos de remoción de plantas.

La totalidad de ejemplares obtenidos producto de la remoción de plantas en los tratamientos experimentales descritos en el punto 3.4 fueron llevados a tierra. Cada uno de los ejemplares fue medido considerando las siguientes variables:

- Diámetro mayor del grampón o disco de fijación (cm).
- Alto del grampón o disco de fijación (cm)
- Largo total (cm)
- Biomasa húmeda (kg).

El registro de datos fue procesado estadísticamente a fin de validar el indicador morfológico que mejor describa la relación talla-peso para cada una de las especies objeto de estudio. Este proceso de validación permitió estimar con un mayor grado de certeza la biomasa total por unidad muestral (cuadrante), la biomasa promedio para las praderas evaluadas durante un ciclo anual y la biomasa estimada para el rango de distribución de los recursos dentro de la zona de estudio.



3.1.2.6 Estimación de biomasa

En base a relaciones morfométricas (relación longitud – peso) que fueron recalculadas y validadas durante la ejecución del presente estudio, se pudo determinar la biomasa individual de cada planta contabilizada en cada uno los cuadrantes muestreados. La biomasa total por cuadrante fue obtenida a partir de la suma de las biomasa individuales (de cada planta) presentes en cada cuadrante. Con el total de cuadrantes muestreados para cada recurso y estación del año (n=50 a 52 dependiendo del tipo de muestreo), se calculó la biomasa disponible (standing stock) y cosechable (standing crop) para cada pradera evaluada en el presente estudio.

3.1.2.7 Estimación de standing stock y standing crop

Standing stock

Dada la estimación puntual de biomasa descrita en el punto anterior, se obtuvo una biomasa estimada por cuadrantes, así como densidad (número de plantas por cuadrante), promedio de diámetro de disco, y promedio de largo de la planta.

Dada la geo-referenciación de puntos asociados al perímetro de cada pradera, se procedió a utilizar el software Quantum GIS. Este permite trazar el polígono que cubre los puntos mencionados a través del plugin Points2One. Dado el polígono y el posterior dominio de la pradera, se calculó el área y el perímetro de la pradera asociados a los recursos submareales y, sólo el perímetro de los recursos intermareales, dado que sólo se utilizó un transecto o cinturón de cuadrantes. Para esto se consideró el criterio de utilizar 4 metros de ancho del cinturón, lo que



conlleva a obtener un área dada por multiplicar 4 veces el perímetro (o largo) del cinturón.

De esta forma, se realizó el cálculo del standing stock de la siguiente manera:

- a) Se consideró un área para extrapolar (cuadrantes a estimar) como la diferencia del área total con respecto al área formada por los transectos muestreados.
- b) Utilizando la distribución empírica de las observaciones asociadas (biomasa, densidad, diámetro de disco promedio) a cada cuadrante (no a cada planta), se realizó una simulación de tipo Montecarlo (MCMC) según el número de cuadrantes a estimar para calcular media y varianza y de esta forma, mantener la distribución dada por el muestreo.
- c) Considerando tanto los cuadrantes muestreados como los estimados, se procedió a calcular biomasa total disponible (standing stock), densidad promedio total, y diámetro de disco promedio de la pradera.

Notar que para el paso b), se consideró el supuesto de que la distribución del muestreo de los transectos se mantiene para el resto de la pradera (Guillera-Arroita *et al.*, 2011). Este es un supuesto importante en esta metodología, en donde para algunos casos puede no ser cierta, dado que la distribución espacial de las plantas es desconocida en el resto de la pradera. Sin embargo, el considerar un enfoque geoestadístico para este tipo de muestreo basado en transectos puede resultar erróneo, dado que la información de transectos no posibilita el cálculo de la función autocorrelograma, en el caso de que existiera autocorrelación espacial, dada por las variables en estudio (Dale y Fortin, 2009). Todos los análisis estadísticos fueron realizados a través del software R (R Development Core team, 2015).



3.2 Objetivo específico N° 2

Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro flotador, en el área de estudio.

Se realizó una revisión bibliográfica para recopilar y sistematizar la información disponible que permita analizar y determinar el status de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro en el área de estudio. Se emplearon medios de búsqueda en publicaciones científicas especializadas en la pesquería de algas pardas, además de informes técnicos realizados en el marco del Comité de Manejo de Algas Pardas de la Región de Tarapacá, base de datos históricos disponibles del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura e investigaciones realizadas por Universidades y Consultoras en los últimos años.

Luego de la revisión, se realizaron 2 mesas de trabajo con usuarios directos, técnicos e instituciones, cuyo objeto fue la evaluación de la información disponible (mesas de trabajo se realizaron en el contexto de la presentación de avances en el Comité de Manejo de Algas Pardas de Tarapacá). Esas mesas de trabajo permitieron a los participantes discutir sobre la evolución de la pesquería y los nuevos desafíos que ésta enfrenta, haciendo hincapié en los niveles de biomasa disponibles y cosechables, y cómo ellos se proyectan en el tiempo.

Las actividades que se abordaron en las mesas de trabajo estuvieron a responder los siguientes aspectos:

- i) Caracterización de usuarios y criterios de extracción.
- ii) Distribución del desembarque en la región.



- iii) Identificación, caracterización y distribución de los actores involucrados en la cadena de comercialización de algas pardas en la región.

i) Caracterización de usuarios y criterios de extracción.

Se cuantificó y caracterizó a los principales usuarios de estos recursos algales, analizando la forma, temporalidad y los criterios de extracción. Para esto, se realizaron reuniones con los usuarios (principalmente agentes extractores) de los recursos en estudio en las caletas donde, por estadística, se registraron los mayores volúmenes de desembarque. En estas reuniones, además se consultó a los agentes extractores respecto de su formalización en la extracción de algas pardas (con RPA, sin RPA, si forma parte de la nómina permitida para operar dentro del Plan de Manejo, etc.), para de esta forma poder estimar o determinar una proporción entre número real versus nominal (inscritos y autorizados para operar) de agentes extractores que operan en la pesquería de algas pardas en la Región de Tarapacá. Esta información sirvió para estimar la CPUE real por recurso objetivo y área de extracción, dado que se estima que el número de recolectores de algas pardas no se corresponde con los pescadores y recolectores que realmente están operando en la pesquería objeto de este estudio.

Posteriormente y en base a los datos proporcionados por el Servicio Nacional de Pesca, que dan cuenta del número de pescadores artesanales inscritos a diciembre de 2015 en el Registro Pesquero Artesanal (RPA) y que ejecutan labores de extracción de los recursos algas pardas, se elaboró un SIG que permita caracterizar la pesquería de estos recursos, desde el punto de vista de los agentes extractores, recursos objetivos, criterios de extracción y el tipo de arte utilizado.



ii) Distribución del desembarque en la región

Se determinó espacialmente dentro del área de estudio la ubicación de los principales puntos de desembarque de los recursos algales objeto de este estudio. Se analizó la procedencia y volúmenes de desembarque y su variación en el tiempo. Se caracterizaron las caletas que registraron los mayores volúmenes de desembarques (en base a la información disponible en Sernapesca) desde el punto de vista económico y social (número de habitantes, actividades económicas asociadas etc.). Para el desarrollo de esta actividad se tomó en consideración el Plan de Manejo de Algas Pardas de la región de Tarapacá, que describe 5 zonas de extracción, individualizadas en detalle en ese documento.

Se sostuvieron reuniones con personal Sernapesca (sección estadísticas) con el fin de conocer el proceso de manejo de la información de extracción de algas pardas desde los lugares de desembarque (caletas); esta interacción resultó relevante para entender de mejor forma los volúmenes de extracción que se reportan para la región.

La información relativa a las caletas con mayor desembarque, se incorporó a un Sistema de Información Geográfica en formato FileGeodatabase de ArcGIS 9.3.1 en coordenadas geográficas y Datum WGS – 84 (World Geodetic System – 1984).

iii) Identificación, caracterización y distribución de los actores involucrados en la cadena de comercialización de algas pardas en la región.

Para poder identificar, caracterizar y determinar la distribución espacial de los actores involucrados en la cadena de comercialización, se tomó la información



disponible de Sernapesca, además de la información entregada por los actores de los mismos niveles de la cadena de comercialización.

Una vez identificados y cuantificados los intermediarios, las plantas picadoras y otras actividades relacionadas al proceso de extracción, transporte y transformación de algas pardas, se realizaron entrevistas con dichos actores con el objeto de determinar: precio de playa (intermediario), el tamaño productivo de la empresa, precio de compra, precio de venta (en el caso de los intermediarios y plantas picadoras) y destino final del recurso (en el caso de plantas picadoras).

Complementariamente se realizaron encuestas en las campañas de terreno programadas para las evaluaciones de las praderas naturales. Estas encuestas tuvieron como objetivo recopilar información como las edades, género, registro en RPA, nivel educativo y permanencia en el recurso objetivo y criterio de extracción.

Una vez identificados los diferentes actores de la cadena de comercialización, fueron integrados al SIG con el objeto de representar espacialmente el posicionamiento de éstos y los volúmenes de producción de cada uno, además de la información comercial. Esto permitirá visualizar con claridad la situación de los usuarios en la Región.

En el caso de las empresas, se solicitó información de los volúmenes mensuales transados en Sernapesca, los cuáles fueron relacionados con los datos de desembarque obtenidos en este estudio.

En forma complementaria a lo propuesto en los Términos Técnicos de Referencia, y en base a los acuerdos tomados en la Reunión de Coordinación sostenida en Valparaíso (05 de enero de 2015), se abordarán en el desarrollo de este objetivo



específico 3 aspectos relacionados a la pesquería de algas pardas, dos de los cuales serán abordados a modo de reporte bibliográfico:

- Servicios Ecosistémicos de las algas pardas (reporte bibliográfico).
- Efectos de remoción en el largo plazo (reporte bibliográfico).
- Estimación del número de agentes extractores sin RPA y caracterización socio-económica de los agentes extractores formales y no formales.

3.3 Objetivo específico N° 3

Estimar la tasa de crecimiento, reclutamiento y mortalidad natural de huiro negro, huiro palo y huiro flotador en una escala espacial y temporal dentro del área de estudio.

Las experiencias para estimar la tasa de crecimiento y reclutamiento en los recursos huiro negro, huiro palo y huiro flotador, fueron desarrolladas en 3 praderas por recurso (n=3 para huiro negro; n=3 para huiro palo y n=3 para huiro). Las praderas en donde se desarrollaron estas experiencias coincidieron con algunas de las seleccionadas en el desarrollo del Objetivo Específico N° 1. Se puso énfasis en que la selección de dichas praderas diera cuenta de una eventual variabilidad geográfica de los parámetros a evaluar dentro del área de estudio. En ese sentido, se eligieron praderas ubicadas en las áreas de extracción 1, 3 y 5 definidas en el Plan de Manejo de Algas Pardas de la región de Tarapacá (acuerdo Reunión de Coordinación Valparaíso; 5 de enero de 2015).



Tasa de crecimiento

Para determinar la tasa de crecimiento de huiro negro, huiro palo y huiro flotador en las praderas a evaluar, se seleccionaron plantas en tres categorías de tallas: 10-30 cm; 70-90 cm y 140-160 cm. Dentro de cada categoría de talla se eligieron y marcaron 50¹ plantas con amarracables de color numerados, los que fueron fijados al estipe de cada planta. A cada planta seleccionada se le midió su longitud desde la base del disco de fijación hasta el ápice, además se midió el diámetro del disco, para tener una estimación del incremento de biomasa. Las mediciones se planificaron para ser realizadas bimensualmente, completando un total de cinco muestreos. Con los datos obtenidos se estimó el incremento en tamaño de cada planta y fue expresado como tasa de crecimiento diario en %, mediante el siguiente algoritmo:

$$Tc(\%) = \frac{\ln(L_2) - \ln(L_1)}{t_2 - t_1} \times 100$$

Donde:

- Tc = Tasa de crecimiento diario (%)
- L₁ = Longitud al tiempo t₁
- L₂ = Longitud al tiempo t₂
- T₂ = Tiempo final
- T₁ = Tiempo inicial

¹ Se modificó en relación a lo inicialmente propuesto en los TTR el número de plantas a marcar, de 10 a 50 por categoría, como parte de los acuerdos alcanzados en la Reunión de Coordinación efectuada en Valparaíso (05/01/2015).



Reclutamiento de huiro negro

El reclutamiento de huiro negro en la franja intermareal del litoral de la región de Tarapacá, está relacionado con la fenología reproductiva de la fase esporofito y fase gametofito. La fase esporofito (planta macroscópica y que se cosecha), forma y libera zoosporas las que al germinar genera la fase gametofito (que es filamentosa, microscópica y de difícil detección en el ambiente rocoso).

El reclutamiento de plántulas de huiro negro en el intermareal rocoso, fue observado y evaluado con la misma frecuencia señalada para estimar crecimiento, en las mismas tres praderas seleccionadas para este recurso. Para ello, se demarcaron tres áreas experimentales de 1 m² (cuadrantes fijos), las que fueron denudadas y posteriormente muestreadas bimensualmente. En los muestreos subsiguientes (meses 0, 2, 4, 6 y 8) se realizó un conteo y medición “in situ” de las plantas de huiro negro (fase esporofito únicamente²) en desarrollo presentes en cada cuadrante experimental (1 m²). En cada muestreo se determinó el número de plantas reclutadas por m². Como control de la experiencia de reclutamiento, se demarcaron dentro de las mismas praderas seleccionadas, tres áreas de 1 m², las que no fueron denudadas, para observar y comparar las variaciones en el número de plantas y su longitud.

Reclutamiento de huiro palo y huiro flotador

Se debe considerar a priori, que ambas especies presentan una distribución submareal, y dado ello se presentan mayores dificultades al momento del conteo y medición “in situ” de las plántulas que reclutan en un determinado espacio.

² A sugerencia del evaluador de la propuesta técnica.



Para realizar las observaciones y evaluar el reclutamiento de ambas especies, se procedió a instalar bimensualmente, 6 adocretos³ de 40 x 40 cm en un área de una pradera seleccionada de cada especie, previamente georreferenciada. Cada dos meses (a partir del inicio de la experiencia), se procedió a extraer de cada pradera los adocretos, en los que se evaluó la densidad de plántulas reclutadas y su tamaño. Al mismo tiempo, se instalaron nuevos adocretos para cada período, para evaluar el reclutamiento entre los muestreos sucesivos. Complementariamente, a partir de los muestreos de primavera 2015 y verano 2016, se incorporaron cuadrantes in situ (cuadrantes fijos), acogiendo las observaciones sugeridas en la calificación técnica.

Mortalidad natural

Para obtener una estimación de la mortalidad natural de cada especie en estudio dentro de las áreas de libre acceso del litoral de la Región de Tarapacá, se procedió a obtener información de pescadores artesanales de los lugares donde se observan altas varazones de huiros. Una vez obtenida esta información, se seleccionaron tres localidades de fácil acceso durante el tiempo de estudio y aledaños a una caleta para tener referencia de las varazones en el tiempo. En los lugares seleccionados se procedió a georreferenciar las áreas, para realizar las siguientes actividades experimentales:

- a) Experiencia de marcaje de plantas de huiro: Se marcaron con amarracables numerados, 150 plantas de las categorías “chicas” (< 20 cm de longitud total, n=50), “medianas” (entre 70 y 100 cm de longitud total, n=50) y grandes (> 150 cm de longitud total, n=50) para cada pradera y recurso en donde se

³ Se modificó el tamaño de los adocretos respecto de lo inicialmente indicado en los TTR, pasando de 25 x 25 a 40 x 40 cm, dado que los últimos son más estables y menos vulnerables a las corrientes de fondo en las praderas donde se evaluarán estos parámetros.



evalúe este parámetro. Se evaluó en cada muestreo el número de plantas marcadas que permanecen adheridas al sustrato, para cada recurso. Con ello, se estimó la mortalidad, que corresponde a la diferencia entre el número de plantas presentes al inicio de la experiencia y el número de plantas presentes al final del período de muestreo, expresada en porcentaje. Las plantas marcadas de esta experiencia fueron las mismas con las que se estimó la tasa de crecimiento descrita precedentemente.

- b) Estimación de biomasa varada de hueros. En las tres localidades seleccionadas, se estimó la biomasa de hueros varados. Una vez identificados los huerales varados (tendidos para su secado y posterior comercialización), se procedió a delimitar el área de la varazón, para posteriormente proceder a sub-muestrear dentro del área del huiral varado (tendido para secado) con 30 cuadrantes de 1 m². A partir de estas sub-muestras se estimó la biomasa promedio (kg/m²) de plantas varadas según especie y su respectiva medida de dispersión. La biomasa total de hueros varados fue extrapolada al área total de varamiento de algas.

Así la biomasa total del varamiento B_v , se obtendrá en forma simple como:

$$B_v = b * A \quad \text{donde } b = (1/n) * \sum b_i \quad i = 1, 2, \dots, n$$

A = superficie total del varamiento (m²)

b_i = biomasa registrada en cuadrante i (Kg)

b = biomasa media por unidad de área (Kg/m²)

n = tamaño muestral

Como medida de dispersión se usará la desviación estándar muestral.



3.4 Objetivo específico N°4

Establecer un protocolo de muestreo que permita evaluar el efecto de la actividad extractiva del recurso huiro negro, huiro palo y huiro flotador sobre las comunidades asociadas en el área de estudio.

Efecto de la remoción de algas pardas en la macrobiota intra e inter discos de fijación.

Se seleccionaron dos praderas de huiro negro (*Lessonia berteroana*), dos pradera de huiro palo (*Lessonia trabeculata*) y dos pradera de huiro flotador (*Macrocystis pyrifera*), praderas que según las bases técnicas deberían estar ubicados en áreas de libre acceso (ALA)⁴ dentro de la Región de Tarapacá. En cada una de estas praderas se realizó la remoción experimental del 0%, 33%⁵ y 100% de los individuos presentes en una superficie experimental de 10 m².⁶ (**Figura 1**).

A través de este diseño experimental (aproximación experimental manipulativa, que si bien tiene múltiples dificultades de ejecución, es la única que puede ser utilizada para determinar causa –efecto de los procesos ecológicos; e.g. Underwood, 2000; JEMBE 250:97-115), se evaluó el efecto del nivel de remoción (0, 33 y 100% de los individuos de cada tratamiento) sobre la comunidad asociada (macrobiota inter e intra discos de fijación), poniendo énfasis en determinar relaciones causa-efecto

⁴ En base a los acuerdos logrados en la Reunión de Coordinación realizada en Valparaíso (05/01/2015), se sube el n muestreal de una a dos praderas por recurso. En esta misma reunión de coordinación, se sugirió que estos experimentos fueran instalados dentro de AMERBs, lo que fue recogido y aceptado por esta unidad ejecutora, lo cual fue ejecutado de esa forma.

⁵ En la misma Reunión de Coordinación, se acuerda modificar el tratamiento experimental propuesto en los TTR (50% de remoción), por un tratamiento de 33% de remoción, para comprobar empíricamente los efectos de la medida administrativa de manejo de algas pardas propiciada por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura.

⁶ En la Reunión de Coordinación citada precedentemente, así como en las observaciones realizadas a la propuesta técnica por el evaluador, se sugiere que estas superficies de remoción sean ojalá cuadrados o círculos más que rectángulos, a fin de evitar el efecto de borde.



(remoción experimental de algas en este caso como causa) sobre la comunidad bentónica (macrobiota) asociada a estos recursos algales, tanto en los discos de fijación como en los espacios interdisco.

Este diseño experimental supone que las praderas a seleccionar tienen una densidad similar, de manera de no introducir ruidos experimentales al diseño. Sin embargo, para minimizar los riesgos estadísticos (pruebas de hipótesis) asociados al análisis posterior de los datos, se consideró un número suficiente de réplicas por cada tratamiento.

Una vez seleccionadas las praderas, se delimitaron en cada una de ellas tres superficies experimentales de 10 m² de superficie, y se asignó una por cada nivel de remoción experimental de individuos (0%, 33% y 100%). Dentro de cada una de estas superficies experimentales se obtuvieron 6 muestras de macrobiota bentónica interdiscos con **cuadrantes destructivos** y 15 muestras de macrobiota bentónica interdiscos con **foto cuadrante**, según el esquema de muestreos identificado en la **Figura 2**. Además, al inicio de la experiencia en los tratamientos de 33% de remoción y 100% de remoción, se obtuvieron de cada uno de ellos 6 discos de fijación de plantas presentes dentro de esas superficies.

Muestreo con **cuadrantes destructivos**: este muestreo consideró el uso de cuadrantes de 50 x 50 cm (0,25 m²), desde donde se colectó toda la meso fauna y algas erectas, la que fue extraída con la ayuda de una espátula y puestas en mallas de 1 mm de diámetro de poro. Las muestras fueron fijadas en alcohol al 70% para su posterior traslado al laboratorio. Esta metodología, permite un análisis detallado de la riqueza de especies, ya que se cuenta con especímenes en el laboratorio para una identificación morfológica exhaustiva. Además, permite la posibilidad de enviar ejemplares a expertos taxónomos en caso de dudas en la identificación de las



especies o análisis genético en el futuro. Esta metodología permitió cuantificar la densidad de organismos (o abundancia estandarizada), para realizar la estimación de índices univariados y multivariados de diversidad, los cuales serán calculados con el programa PRIMER (Clarke & Gorley, 2001).

Muestreo con foto-cuadrantes: este muestreo consideró el uso de cuadrantes de 50 x 50 cm (0,25 m²), de los cuales se obtiene una fotografía digital de alta resolución a una distancia, intensidad de luz y foco estandarizado mediante un marco de referencia (estructura metálica). Esta metodología permite el aumento del área muestreada para la cuantificación de las áreas de cobertura de especies sésiles, con la optimización de tiempo imprescindible en las tareas de monitoreo en zonas intermareales. Para el análisis de cobertura de especies en sustrato primario, las imágenes fotográficas fueron analizadas mediante el programa computacional, Coral Point Count with Excel extensions (CPCe 3.6) desarrollado por Kohler & Gill (2006). Las imágenes digitales se almacenaron en formato de archivo JPEG, bajo una matriz de puntos de 10 x 10 (100 puntos en total) la cual será superpuesta dentro de los límites del marco establecido sobre cada imagen a analizar. Una vez definidos los límites de las fotos y superpuesta la matriz de puntos uniformes, se identificarán visualmente las especies o el tipo de sustrato que yace bajo cada punto.

Tanto para el muestreo con cuadrantes destructivos como fotográficos, las unidades muestrales (cuadrantes) fueron dispuestos al azar, entre los discos de fijación de los individuos presentes dentro de cada una de las superficies de remoción experimental (10 m² de superficie).

Antes de la remoción de individuos dentro de las superficies experimentales correspondientes a los tratamientos 33 y 100% de remoción en cada pradera, se estableció a través de un muestreo (destructivo y fotográfico) en el tratamiento 0% de



remoción la condición basal o inicial (tiempo 0) de la macrobiota inter discos en cada pradera. Luego de obtenidas las muestras correspondientes al tiempo 0 en cada pradera, se removieron el 0, 33 o 100% de los individuos de cada superficie experimental de remoción en cada pradera. Considerando que las praderas seleccionadas deberán presentar patrones similares de densidad, los criterios de remoción de individuos fueron similares entre sí, es decir, se procurará remover los individuos de mayores dimensiones en cada tratamiento experimental.

Seis discos de fijación obtenidos desde los individuos que estaban presentes dentro de las superficies experimentales 33 y 100% de remoción, sirvieron para caracterizar la condición inicial (riqueza, biodiversidad, etc.) de la macroinfauna intra - discos asociada a cada una de las praderas seleccionadas. Se analizaron 6 discos de fijación provenientes de esos tratamientos experimentales por pradera seleccionada (Ver esquema de obtención de muestras en **Figura 2**). El análisis de la fauna intra-discos será realizado según la metodología descrita por Vásquez *et al.* (2001). Se consideró el tamaño del disco (diámetro del disco, en cm) como una covariable de la diversidad asociada ellos.

Transcurridos 8-9 meses desde la instalación de los experimentos y la caracterización de la macrobiota bentónica inter discos descrita como “tiempo 0”, se realizó un muestreo en cada pradera seleccionada para el desarrollo de este objetivo específico. Se consideró el mismo tipo de muestreos (cuadrantes destructivos y fotográficos), unidades muestrales y tratamiento de las muestras descrito con anterioridad (**Figura 2**), lo que permitió determinar el efecto (bajo un enfoque de experimento manipulativo de corto plazo) de diferentes niveles de remoción en las praderas seleccionadas sobre la diversidad y abundancia de la macrobiota bentónica entre y dentro de los discos de fijación de cada recurso algal.



Análisis de similitud: estadística multivariada

A partir de los datos de abundancias de especies en los espacios entre-discos, se calculará una matriz de disimilitud utilizando el Índice de Bray - Curtis. Este índice ha sido recomendado para análisis comunitario, debido principalmente a que no es afectado por valores nulos ni por especies raras. Para visualizar similitudes en la biota, se efectuará un análisis de ordenamiento del tipo escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS). La transformación o estandarización de los datos previo al cálculo de los coeficientes de disimilitud, fue evaluada dependiendo de la naturaleza de los mismos (i.e. frecuencia de especies raras especies y obtención de un muestreo balanceado).

La evaluación de las condiciones iniciales de las comunidades dentro de los discos adhesivos de algas pardas (de aquí en adelante comunidad intra-discos) fue hecha comparando la abundancia de especies en discos tomados al azar ($n = 6$) desde las parcelas que fueron sometidas posteriormente a 33% y 100% de la remoción. El efecto de la presión de explotación en la estructura comunitaria intra-discos fue determinado usando el tratamiento de 33% de remoción de individuos vs. el control (0% de remoción). Adicionalmente, la evaluación inicial de la comunidad y el efecto de diferentes presiones de explotación sobre la estructura comunitaria fuera de los discos (de aquí en adelante comunidad bentónica) fue llevada a cabo comparando las parcelas de 0% (Control), 33% y 100% de remoción antes y después de la aplicación de los tratamientos. Los datos fueron transformados con raíz cuadrada para homogeneizar la contribución de especies raras o demasiado abundantes (Clarke *et al.* 2006).

El efecto entre tratamientos de cosecha al inicio y al final del experimento se llevará a cabo mediante PERMANOVA. Las diferencias significativas entre grupos serán evaluadas con análisis pareados a posteriori. Adicionalmente se efectuará un análisis



de los puntos de quiebre de la similitud (SIMPER) entre factores, para determinar aquellas especies que contribuyen de mayor manera a las disimilitudes de abundancia entre comunidades. Para visualizar los patrones comunitarios antes y después de la remoción y la variación de la estructura comunitaria se usará un ordenamiento de componentes principales (PCO) en donde la contribución de cada especie a las variaciones observadas en la estructura comunitaria será calculada usando coeficientes de Correlación de M. Spearman, $r > 0.7$) y mostrados mediante vectores en los diagramas de ordenamiento de componentes principales. Todos los análisis de similitud se llevarán a cabo usando el paquete estadístico PRIMER v.6.0.

3.5 Objetivo específico N°5

Considerando los antecedentes de la pesquería y los resultados del proyecto, proponer e implementar un método de evaluación indirecta para cada especie de algas, que permita realizar proyecciones sobre los niveles de biomasa disponible y cosechable.

Para dar cumplimiento a este objetivo específico, se realizó una recopilación y sistematización de estudios realizados hasta la fecha, respecto de las macroalgas pardas, los que posteriormente fueron integrados con información obtenida desde este mismo estudio con otros estudios y/o investigaciones similares.

Al respecto, y considerando la escasa disponibilidad de estimaciones indirectas de la abundancia/biomasa de los recursos estudiados, así como por la ausencia de indicadores de CPUE se optó por un modelo de evaluación alternativo llamado “Método SHOT-1” (Shepherd, 1991).



Modelo SHOT-1

Mediante la aplicación de un Análisis de Reducción de Stock (Stock Reduction Analysis, SRA; Kimura & Tagart, 1982; Kimura *et al.*, 1984) con reclutamiento proporcional, se buscará implementar un método de evaluación indirecta para cada especie de macroalga que permita realizar proyecciones de corto y mediano plazo. Al respecto, se asume que el reclutamiento es constante dado que no se cuenta con estimaciones directas (o indirectas) del reclutamiento, salvo aquellas que serán realizadas en este estudio pero que, al igual que con las estimaciones directas de biomasa, adolece de falta de complementariedad temporal con la serie de desembarques.

Shepherd (1991) propuso un modelo auto-regresivo simple que describe la evolución de un stock de un año al siguiente, y que ha sido aplicado por MacLennan *et al.* (1992), a través de la relación:

$$B_t = hB_{t-1} + wR_{t-1} \quad (1)$$

donde B es la biomasa del stock explotado, t es el año, R es el reclutamiento (a la fracción explotada del stock), en número; h es el factor “hang-over”, definido como:

$$h = e^{(G-Z)}$$

que representa la proporción (en peso) del stock explotado que sobrevive hasta el año siguiente (dada la mortalidad natural y por pesca ambas en conjunto, Z). Este factor puede variar cada año, puede ser asumido constante para toda la serie de



años evaluado (generalmente para series cortas) o constante en distintos períodos cuando hay cambios en la intencionalidad de pesca o patrones de explotación.

La principal ventaja de este modelo es que se ajusta a las capturas observadas dada la estimación previa de la tasa de explotación para la serie de años de capturas o algunos años y/o estimaciones directas de la abundancia/biomasa del recurso en alguno de los años de la serie. Otra de las ventajas, es que permite estimar la biomasa explotable al principio del año siguiente al último valor de captura observada.

En base al modelo (1), y asumiendo que el factor hang-over puede ser asumido constante, en ese caso es válido pensar que el modelo propuesto puede ser reducido a uno de tipo autoregresivo de orden 1, AR (1), con intercepto α y covariable R (ver por ejemplo Box & Jenkins, 1976), de la forma

$$B_t = \alpha + \phi B_{t-1} + \psi R_{t-1} \quad t = 1, \dots, n, \quad (2)$$

para una muestra de tamaño n , y en donde los parámetros ϕ y ψ son estimados a partir del método de máxima verosimilitud asumiendo una distribución gaussiana. Se impone la condición de que $|\phi| < 1$, es decir, el parámetro está dentro del círculo unitario de forma de garantizar que el modelo (2) sea estacionario (débil) y pueda predecir. Tomar en cuenta que si se asume un reclutamiento constante en el tiempo, implicaría que esta variable no aportaría al modelo nueva información, y por lo tanto, se estaría tratando una multicolinealidad en el modelo (2).

Luego, nos interesa encontrar la estimación de biomasa dada por:



$$\hat{B}_t = \hat{\alpha} + \hat{\phi} \hat{B}_{t-1} + \hat{\psi} R_{t-1} + \varepsilon_t \quad (3)$$

donde ε_t es un ruido aleatorio gaussiano con media cero y varianza σ^2 . En caso que para una serie de tiempo se desconozca el reclutamiento R , la estimaci3n en (3) queda reducida simplemente a un modelo AR(1) con intercepto:

$$\hat{B}_t = \hat{\alpha} + \hat{\phi} \hat{B}_{t-1} + \varepsilon_t$$

Posterior al ajuste, testeamos significancia de los par3metros estimados $\hat{\alpha}$, $\hat{\phi}$ y $\hat{\psi}$ usando el estadístico T:

$$T = \frac{\hat{\theta}}{\sqrt{\text{Var}(\hat{\theta})}}$$

y su respectivo valor p dado por: $1 - P(|T|)$, donde la probabilidad P corresponde a la distribuci3n Student-t con grados de libertad dada por $n - k$, donde k es el n3mero de par3metros estimados en (3), en nuestro caso $k = 3$.

Luego, realizamos los siguientes test de diagn3sticos de residuos:

- Se graficar3n las autocorrelaciones (ACF) de los residuos, considerando el test dado en a). ACF de los residuos ε_t est3 dada por:

$$\rho(\varepsilon_t, \varepsilon_{t-h}) = \frac{\sum_{i=h+1}^n \varepsilon_i \varepsilon_{i-h}}{\sum_{i=1}^n \varepsilon_i^2}$$



- b) Test de Box-Ljung (Ljung & Box, 1978): nos permite detectar si para un cierto rezago en el tiempo, el residuo es ruido blanco (es no correlacionado con su pasado dado por el rezago) con un 95% de confianza. Esto se graficará mediante las bandas de confianza. El estadístico del test está dado por:

$$Q(h) = n(n+2) \sum_{i=1}^h \frac{\rho(y_t, x_{t-i})^2}{n-i}$$

el cual es aproximado por una distribución chi-cuadrado con h grados de libertad, χ_h^2 , para muestras pequeñas. En cada ACF, los peaks son comparados con una banda de confianza del 95% calculada por $\pm z_{1-\alpha/2} \sqrt{1/n}$, donde $z_{1-\alpha/2}$ denota el cuantil normal estandarizado relacionado a un nivel de confianza $\alpha = 0.05$.

- c) Test de normalidad (Jarque & Bera, 1987): usando un nivel de confianza del 95%, testamos si los residuos siguen una distribución gaussiana.

Para estos pasos, se utilizó la implementación dada por Contreras-Reyes & Palma (2013) en el software R (R Development Core Team, 2014).

Software, tratamiento y uso de datos.

Para los pasos recién mencionados, se utilizó la implementación dada por Contreras-Reyes & Palma (2013) en el software R (R Development Core Team, 2014). Los ajustes del modelo SHOT-1 están en el código fuente en el mismo software.

Los datos comprometidos fueron proporcionados por Sernapesca (2005-2016) y fueron considerados de forma mensual para proporcionar un mayor tamaño muestral al



modelo SHOT-1. Estos corresponden a los desembarques en playa. La información de reclutamiento fue levantada durante el desarrollo del objetivo 3 (Período 2015-2016) y por el Proyecto Seguimiento Biológico Pesquero y Evaluación Económica, como insumo para Plan De Manejo de la Pesquería de Algas Pardas I Región, 2013-2014 (Período 2014).



4. RESULTADOS

La descripción de los resultados será hecha según las actividades por objetivo específico comprometidas en la Carta Gantt presentada en la Oferta Técnica o TTR del presente estudio (**Anexo 2**).

4.1 Objetivo específico N° 1

Determinar y analizar la distribución espacio-temporal de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock) y biomasa cosechable (standing crop), de huiro negro, huiro palo y huiro flotador, en toda el área de estudio.

4.1.1 Reconocimiento e identificación principales praderas en ALA.

En relación a las campañas de terreno efectuadas para el levantamiento de esta información, se realizaron 8 campañas de terreno. Las primeras dos campañas permitieron prospectar la totalidad de la zona de estudio, junto con identificar y seleccionar las principales praderas de algas pardas que han sido monitoreadas durante el presente proyecto. El detalle de las campañas realizadas se indica en el siguiente cuadro:

Número campaña	Fecha Inicio	Fecha Término
1	19-01-2015	03-02-2015
2	13-03-2015	01-04-2015
3	13-04-2015	25-04-2015
4	26-05-2015	16-06-2015
5	19-07-2015	03-08-2015
6	24-09-2015	10-10-2015
7	29-11-2015	06-12-2015
8	11-01-2016	29-01-2016



Las actividades de reconocimiento e identificación de las praderas consideraron actividades de prospección directa a los sitios sugeridos tanto por agentes extractores locales como por los profesionales de la Dirección Zonal de Pesca y Acuicultura de las regiones XV, I y II a cargo del seguimiento y validación del Plan de Manejo de Algas Pardas; así como también la realización de entrevistas presenciales y contactos telefónicos, principalmente con pescadores artesanales locales, logrando identificar otros sitios de explotación, principalmente asociados a praderas ubicadas al norte de Iquique y hasta el límite administrativo con la Región de Arica y Parinacota.

4.1.2 Identificación de áreas de extracción de algas pardas en ALA

El levantamiento de información asociado a esta actividad se ha sustentado en la información disponible en Sernapesca, para toda el área de estudio. Para el recurso huiro negro, la actividad extractiva se refleja a lo largo de toda la costa de la Región de Tarapacá, desde Pisagua como punto de desembarque en la zona norte de la región hasta Chipana por el sur.

La **Tabla 1** y **Figura 3** resumen las estadísticas de desembarque de los sitios para los cuales se dispone de información de huiro negro. Los datos muestran los desembarques registrados desde 2007 hasta 2015, y las localidades se han ordenado geográficamente de norte a sur. Los datos indicaron que Caleta Pisagua fue el sitio que concentró la mayoría de la actividad extractiva (medida como desembarque) del recurso huiro negro, con un total acumulado oficialmente declarado de 26.665,9 ton húmedas. Este punto de desembarque mostró un aumento sostenido en el desembarque desde 2009, alcanzando el máximo en el año 2013, con 4.370,6 ton húmedas, cifra que disminuye significativamente los años siguientes, llegando en 2015 a 3.091 ton húmedas. El punto de desembarque que



le siguió a Pisagua fue Caramucho, que registró 7.583,1 ton húmedas. El volumen total de desembarque registrado en Caramucho para la ventana de tiempo analizada representó sólo un 34,6% del total desembarcado en Pisagua, y mostró fluctuaciones anuales dentro de la serie de tiempo analizada, con máximos en 2007 y 2014 (1172 y 1510 ton húmedas, respectivamente). Más atrás, se ubicaron los puntos de desembarque de Río Seco (6.185,3 toneladas húmedas) y San Marcos (5.812,5 ton húmedas) totales dentro de la serie de tiempo analizada. Ambas localidades mostraron máximos de biomasa desembarcada en 2013, con 1251 y 1391 ton húmedas respectivamente. Desembarques totales acumulados de alrededor de 4.000 ton húmedas se registraron en las caletas de Los Verdes, Chanavayita y Chipana. Todas las demás caletas para las cuales se cuenta con registros oficiales acumularon dentro de la serie de tiempo analizada desembarques menores a 2.000 ton húmedas. Levantamiento de información en terreno, datos obtenidos desde otras consultorías realizadas en el área de estudio e información proporcionada en la Dirección Zonal de Pesca de las regiones XV, I y II, nos reveló que el gran volumen desembarcado en Pisagua se extrae desde zonas colindantes ubicadas al norte y sur de dicha caleta, específicamente en Caleta Chica y Junín, respectivamente.

En relación al recurso huiro palo, las estadísticas de desembarque disponibles en Sernapesca se resumen en la **Tabla 2** y **Figura 4**. El mayor volumen total desembarcado para este recurso objetivo, dentro de la serie de tiempo 2007 – 2015, se ubicó en dos polos de la región de Tarapacá: Caleta San Marcos (960,9 ton húmedas) y Pisagua (754,5 ton húmedas). Le siguió Chipana (681,3 ton húmedas). Los puntos de desembarque correspondientes a Caramucho y Río Seco también registraron un volumen significativo de desembarque total entre 2007 y 2015, con 495,3y 497,9ton húmedas, respectivamente. En la zona centro de la región de Tarapacá, las caletas de Playa Blanca (234,3ton húmedas) y Los Verdes (379,3 ton



húmedas) registraron volúmenes significativos de desembarque (total) de huiro palo para la serie de tiempo analizada. Los demás puntos tuvieron desembarques menores a 100 ton húmedas. Llama la atención que en las localidades que mostraron mayor desembarque total dentro de la serie de tiempo analizada, los mayores desembarques anuales se produjeron entre 2009 y 2011, a excepción de San Marcos que también registró volúmenes significativos en 2013 y 2014.

Finalmente, en relación al recurso huiro flotador, las estadísticas de desembarque disponibles en Sernapesca se resumen en la **Tabla 3** y **Figura 5**. La tendencia en la extracción del recurso huiro flotador indicó que las principales áreas de extracción se localizan en la zona sur de la región de Tarapacá. El volumen total desembarcado para la serie de tiempo 2007-2015 (2015 datos preliminares no oficializados) mostró el valor máximo en caleta San Marcos, con 1.283,4 ton húmedas, seguido de caleta Chipana (843,2 ton húmedas) y caleta Rio Seco (198,9 ton húmedas). En el extremo norte de la región de Tarapacá, caleta Pisagua mostró un volumen mucho menor a las localidades descritas en la zona sur, con sólo 96,3 ton húmedas totales dentro de la serie de tiempo 2007-2015. El resto de las localidades donde se registró desembarque de este recurso objetivo, mostraron volúmenes menores o iguales a 50 toneladas húmedas, como es el caso de caleta Caramucho. Esta información es descrita con mayor profundidad en resultados del objetivo específico 2.

4.1.3 Selección y geo-referenciación de praderas a evaluar

El proceso de reconocimiento e identificación de las principales praderas y áreas de extracción condujo a la selección y georreferenciación de las praderas por áreas o zonas de extracción definidas en el Plan de Manejo de Algas Pardas de la región de Tarapacá. A modo referencial, se indican en el siguiente cuadro las praderas seleccionadas para este estudio, ordenadas de norte a sur por área de extracción,



localidad y recurso objetivo. Se indican para cada una coordenadas referenciales (centroide) del polígono de localizaci3n en cada pradera.

Área de Extracci3n	Localidad	Recurso Objetivo	Latitud S	Longitud W
1	Pisagua	Huiro negro	19°37'37.06"	70°12'23.64"
		Huiro palo	19°37'24.85"	70°12'19.86"
		Huiro flotador	19°37'34.70"	70°12'25.85"
2	Punta Colorada	Huiro negro	20°02'48.96"	70°07'41.10"
3	Punta Gruesa	Huiro negro	20°21'55.22"	70°10'57.55"
		Huiro palo	20°21'53.78"	70°11'10.11"
4	Caramucho	Huiro negro	20°39'51.55"	70°11'13.36"
5	Chanavaya	Huiro negro	20°52'55.72"	70°08'26.07"
		Huiro palo	20°56'14.58"	70°07'41.87"
	San Marcos	Huiro flotador	21°06'56.04"	70°07'35.67"
	Chipana	Huiro negro	21°20'29.88"	70°05'47.87"

La geo-referenciaci3n detallada de las praderas seleccionadas se presenta en la **Tabla 4**.

4.1.4 Caracterizaci3n de cada pradera seleccionada

Las fechas de realizaci3n de muestreos poblacionales y/o actividades relacionadas a la instalaci3n y control de experimentos que consideraban actividades de campo y que est3n asociados a los diferentes objetivos específcos se indican en la **Tabla 5**. En t3rminos metodol3gicos, la caracterizaci3n de las praderas de algas pardas se llev3 a cabo seg3n lo descrito en los puntos 3.1.2.1 a 3.1.2.4 previamente detallados en la secci3n Metodologí, tanto para praderas de huiro negro, huiro palo y huiro flotador. Los datos considerados en esta secci3n se presentan en el **Anexo 3**



Análisis para validar el tamaño muestral (Power Analysis)

El análisis de la probabilidad de encontrar diferencias en los parámetros poblacionales evaluados en este estudio (densidad, tamaño del diámetro del disco, biomasa promedio) de individuos entre las poblaciones de *Lessonia berteroana*, dado el diseño experimental indicado en la oferta técnica (6 Localidades; 4 Temporadas; 50 muestras por localidad) sugiere que con un efecto de variación mediano (= 0.25) y alto (= 0.50) entre poblaciones, el tamaño total de la muestra debería alcanzar entre 400 y 109 muestras respectivamente. Por otro lado, si la variación en la densidad de individuos entre las poblaciones del área de estudio es baja (= 0.1) el tamaño total de la muestra debería alcanzar los 2.450 cuadrantes, lo cual representa un esfuerzo de muestreo demasiado elevado. Las poblaciones muestreadas (Pisagua, Punta Colorada, Punta Gruesa, Caramucho, Chanavaya y Chipana) corresponden a praderas que actualmente se encuentran en régimen de explotación, en donde se ha determinado que el efecto sobre la biomasa disponible puede disminuir hasta en 65% comparado con áreas de acceso restringido (Vega *et. al.*, 2014). Con esto en mente, el tamaño de la posible variación en la densidad de parámetros poblacionales ha sido establecido en 0.5, lo que determina un número mínimo de cuadrantes a usar entre todas las praderas de 109. De acuerdo al diseño experimental propuesto, en cada temporada la comparación entre poblaciones fue realizada con un tamaño total de alrededor de 300 muestras lo cual asegura un poder estadístico de 0.85 es adecuado para determinar variaciones en la densidad de individuos entre las poblaciones del área de muestreo

Los resultados descritos a continuación se presentan por recurso y sitio de estudio (sitios de estudio ordenados latitudinalmente), procurando realizar una comparación temporal (estacional) cuando sea posible en cada sitio de estudio.



Huiro negro

Pisagua

Para esta localidad y recurso se realizaron cuatro caracterizaciones poblacionales, correspondientes a las estaciones de otoño, invierno y primavera del 2015, más verano de 2016. Los resultados de las evaluaciones poblacionales indicaron una tendencia muy similar en cuando a la estructura de tallas observada (**Figura 6**). En todos los muestreos predominaron en la población plantas menores a 20 cm de diámetro de disco: individuos menores a 20 cm de diámetro de disco representan el 98,40% (otoño 2015); 96,33% (invierno 2015), 90,71% (primavera 2015) y 93,25% (verano 2016) (Ver frecuencia relativa acumulada en **Tabla 6**). En todos los muestreos realizados en esta pradera, el rango de tallas dominante fue de plantas entre 5 y 10 cm de diámetro de disco: en el muestreo de otoño 2015, ese rango de tallas representó el 39,95% de la población muestreada; en el muestreo de invierno 2015, ese rango representó el 41,43% de la población muestreada, mientras que en primavera 2015 ese rango de tallas representó el 28,29% de la población muestreada. En verano de 2016, el rango de talla de plantas con diámetro de disco entre 5 y 10 cm representó el 28,54% de la población muestreada. La alta frecuencia absoluta de plantas con diámetro de disco entre 5 y 10 cm en los muestreos de otoño e invierno de 2015 podría haber representado un indicador de eventos de reclutamiento para esta población, lo que sin embargo no se tradujo en una mayor representación de cohortes con diámetro de disco mayor a 10 cm en las estaciones de primavera 2015 y verano 2016. El diámetro promedio observado de los discos de fijación aumentó progresivamente, desde $9,1 \pm 1,9$ cm (prom \pm d.e.) en otoño 2015 a $10,0 \pm 2,7$ cm en invierno 2015, hasta llegar a $12,1 \pm 4,4$ cm en primavera 2015. Entre las estaciones de otoño, invierno y primavera de 2015 se registraron diferencias estadísticamente significativas (Tukey $p < 0,05$) En verano 2016 este



parámetro bajo a $11,2 \pm 4,3$ cm (**Tabla 7, Figura 8**), valor que es estadísticamente significativo en comparación a la estación de primavera 2015 (Tukey $p < 0,05$). El largo estimado de las plantas de huiro negro en esta localidad varió de una forma similar a lo descrito para el diámetro medio observado: pasó de $110,8 \pm 17,4$ cm (prom \pm d.e.) en otoño a $118,4 \pm 24,5$ cm en invierno, para aumentar a $137,0 \pm 39,5$ cm en primavera, bajando a $129,4 \pm 38,2$ cm en verano de 2016 (**Tabla 7**). La densidad promedio observada aumentó desde $8,8 \pm 4,1$ ind/m² (prom \pm d.e.) en el muestreo de otoño a $11,4 \pm 5,5$ ind/m² en el muestreo de invierno 2015, registrándose diferencias estadísticamente significativas entre ambas estaciones (Tukey $p < 0,05$), pero bajó a $9,3 \pm 5,2$ ind/m² en el muestreo de primavera 2015. Valores muy similares se observaron en verano de 2016 ($9,2 \pm 3,8$ ind/m²). Las densidades observadas en primavera 2015 y verano 2016 son estadísticamente similares entre sí, y menores a la observada en invierno 2015 (Tukey $p < 0,05$) (**Tabla 7, Figura 9**). La biomasa estimada en esta pradera (kg/m²) mostró un incremento significativo entre estaciones al comparar otoño, invierno y primavera 2015 (Tukey $p < 0,05$), alcanzando el valor máximo en esa última estación, para caer leve pero significativamente hacia verano 2016 (Tukey $p < 0,05$). (**Tabla 7, Figura 10**).

Punta Colorada

Para esta localidad y recurso se realizaron muestreos en otoño y primavera de 2015. La estructura poblacional del muestreo de otoño mostró una pradera dominada por tallas pequeñas, donde el rango de tallas más frecuente fue de plantas entre 5 a 10 cm de diámetro de disco, con un 39,34% de los ejemplares muestreados. En el muestreo de primavera, el rango de tallas más frecuente dentro de la población fueron plantas entre 10 y 15 cm de diámetro de disco, con un 29,08% de la población. En ambos muestreos, los cuatro rangos de tallas que agrupan a individuos menores a



20 cm de diámetro de disco representaron el 95,08% (otoño 2015) y 83,66% (primavera 2015) de la población analizada, respectivamente (**Figura 6, Tabla 8**). El diámetro promedio observado de los discos de fijación varió significativamente desde $9,5 \pm 4,5$ cm (promedio \pm d.e) en otoño a $13,8 \pm 4,4$ cm en primavera (Tukey $p < 0,05$) (**Tabla 7, Figura 8**). El largo estimado de las plantas en esta localidad varió de forma similar a lo descrito para el diámetro medio observado: pasó de $113,7 \pm 40,5$ cm en otoño a $152,3 \pm 39,3$ cm en primavera (**Tabla 7**). La densidad promedio observada aumentó desde $3,7 \pm 1,2$ ind/m² en el muestreo de otoño a $6,1 \pm 1,7$ ind/m² en el muestreo de primavera 2015, sin diferencias significativas entre ambas estaciones (Tukey $p > 0,05$) (**Tabla 7, Figura 9**). La biomasa también aumentó significativamente al comparar el muestreo de otoño ($5,6 \pm 7,4$ kg/m²) con primavera 2015 ($22,9 \pm 18,1$ kg/m²) (Tukey $p < 0,05$) (**Figura 10**).

Punta Gruesa

En este sitio de estudio se realizaron cuatro caracterizaciones poblacionales, (verano, otoño y primavera 2015 – verano 2016). En el muestreo de verano 2015 fue más frecuente observar en la población plantas cuyos diámetros de disco fluctuaron entre 15 y 20 cm de diámetro de disco, con un 24,29% del total muestreado. En el muestreo de otoño 2015, se observó un cambio hacia una mayor representatividad de plantas aún más pequeñas (entre 10 y 15 cm de diámetro de disco), con un 25,95% del total de plantas muestreadas. En primavera 2015 volvieron a ser plantas entre 15 y 20 cm de diámetro de disco las que representaron mayoritariamente a la población muestreada, con un 24,83% del total (**Figura 6, Tabla 9**), pero en verano 2016 nuevamente plantas entre 10 y 15 cm de diámetro de disco fueron las que se encuentran con mayor frecuencia en la población (21,90%). En verano 2015, un 64,76% de la población estuvo representada por plantas que en conjunto son menores a 20 cm de diámetro de disco, mientras que



en otoño 2015 aumentan las plantas con diámetros de disco menores a 20 cm, representando el 83,59% de la población. En primavera 2015, plantas menores a 20 cm de diámetro de disco representaron el 80,00% de la población. Finalmente, en verano 2016 el conjunto de plantas con diámetro de disco menor a 20 cm representaron el 76,80% de la población (Ver columna Frecuencia relativa acumulada, **Tabla 9**). El diámetro promedio observado de los discos de fijación disminuyó significativamente de $18,3 \pm 4,7$ cm en verano 2015 a $14,0 \pm 4,1$ cm en otoño 2015 (Tukey $p < 0,05$). En primavera 2015 y verano 2016 esta variable se estabilizó en $15,8 \pm 5,3$ cm y $15,3 \pm 4,7$ cm respectivamente (**Tabla 7, Figura 8**) y para ambas estaciones esta variable no es estadísticamente diferente al observado en otoño 2015 (Tukey $p > 0,05$). El largo estimado de las plantas de huiro negro en esta localidad fue de $192,6 \pm 42,1$ cm en verano 2015, bajando a $153,9 \pm 36,3$ cm en otoño 2015, para repuntar a $170,6 \pm 47,6$ cm en primavera. En verano 2016 este parámetro poblacional cae levemente en comparación a la estación anterior, llegando a $166,0 \pm 41,5$ cm (**Tabla 7**). La densidad promedio observada aumentó progresivamente entre muestreos: $4,2 \pm 2,1$ ind/m² en el muestreo de verano 2015; $5,2 \pm 2,3$ ind/m² en el muestreo de otoño 2015, aumentó nuevamente a $5,8 \pm 2,3$ ind/m² en el muestreo de primavera 2015, para llegar a $6,1 \pm 2,5$ ind/m² en el muestreo de verano 2016 (**Tabla 7, Figura 9**), sin embargo, sólo son estadísticamente diferentes los valores registrados en verano y otoño 2015 (Tukey $p < 0,05$). Los valores de biomasa promedio estimados para esta pradera (kg/m²) fueron los más altos entre las praderas evaluadas de este recurso. Entre verano 2015 y otoño 2015, se produjo una disminución significativa de la biomasa promedio (cayó de $24,9 \pm 12,7$ kg/m² a $17,7 \pm 10,4$ kg/m²) (Tukey $p < 0,05$), sin embargo la biomasa en las siguientes estaciones controladas aumentó, aunque no de manera estadísticamente significativa, a cerca de 26 kg/m² (**Tabla 7, Figura 10**).



Caramucho

Para esta localidad se desarrollaron evaluaciones poblacionales en las estaciones de otoño, invierno y primavera 2015 además de verano de 2016. En otoño 2015 el rango de talla más frecuente dentro de la población fue el de plantas entre 10 y 15 cm de diámetro de disco, con un 30,21%. En invierno 2015 fue más frecuente observar en la población plantas más pequeñas en comparación al otoño: plantas entre 5 y 10 cm de diámetro de disco son las más abundantes (28,21%). En primavera 2015 se acentuó la tendencia observada en invierno, ya que aumentó la proporción de plantas entre 5 y 10 cm de diámetro de disco a un 36,33% de la población. En verano de 2016 se acentuó en la población la tendencia a encontrar plantas pequeñas: en esa evaluación poblacional se observaron prácticamente en igual proporción plantas con diámetro de disco entre 0 y 5 cm (26,34%); entre 5 y 10 cm (26,61%) y entre 10 y 15 cm (24,46%). En los muestreos de otoño, invierno y primavera de 2015, el conjunto de plantas con diámetros de disco menores a 20 cm representó el 87,5; 83,33 y 96,40 % de la población, respectivamente (**Figura 7, Tabla 10**), tendencia que disminuyó levemente en verano de 2016, donde el conjunto de plantas con diámetro de disco menores a 20 cm representó el 91,94% del total de la población. El diámetro promedio observado del disco de fijación disminuyó de $14,2 \pm 4,4$ cm en otoño 2015 a $14,0 \pm 6,7$ cm en invierno de 2015, sin diferencias significativas entre ambas estaciones. En primavera 2015 se observó una disminución significativa de esta variable en comparación a la estación anterior ($10,1 \pm 3,5$ cm) (Tukey $p < 0,05$), aumentando levemente en verano de 2016 ($11,4 \pm 4,5$ cm), sin registrarse diferencias significativas entre ambas estaciones. (**Tabla 7, Figura 8**). El largo estimado de las plantas de huiro negro en esta localidad fue de $137,0 \pm 28,4$ cm en otoño 2015, bajando a $135,1 \pm 43,3$ cm en invierno 2015. En primavera, el largo estimado de las plantas fue aún más bajo, llegando a $110,5 \pm$



22,4 cm, pero subió levemente hacia verano de 2016 ($118,4 \pm 28,8$ cm) (**Tabla 7**). La densidad promedio observada aumentó desde $4,8 \pm 2,2$ ind/m² en el muestreo de otoño 2015 a $5,6 \pm 2,8$ ind/m² en el muestreo de invierno 2015, se mantuvo alrededor de aquel valor en el muestreo de primavera 2015 ($5,6 \pm 3,1$ ind/m²), sin diferencias significativas entre esas estaciones (Tukey $p > 0,05$). En verano de 2016 la densidad promedio observada subió a $7,5 \pm 3,8$ ind/m² (**Tabla 7, Figura 9**), siendo estadísticamente mayor a la registrada en primavera 2015 (Tukey $p < 0,05$). La biomasa (kg/m²) mostró una tendencia errática e inesperada, ya que en otoño de 2015 fue $11,3 \pm 6,7$ kg/m², valor menor al registrado en invierno de ese mismo año ($15,1 \pm 10,5$ kg/m²), registrándose diferencias estadísticamente significativas entre ambas estaciones (Tukey $p < 0,05$). En primavera de 2015, la biomasa bajó significativamente en comparación a invierno 2015 ($7,1 \pm 5,1$ kg/m²; Tukey $p < 0,05$) para recuperarse y aumentar significativamente en verano de 2016 ($13,2 \pm 9,6$ kg/m²; Tukey $p < 0,05$) (**Tabla 7, Figura 10**)

Chanavaya

En este sitio de estudio se realizaron cuatro caracterizaciones poblacionales del recurso objetivo; en verano, otoño y primavera de 2015, además de verano de 2016. En verano y otoño 2015 fue más frecuente observar en la población plantas cuyos diámetros de disco entre 10 y 15 cm de diámetro de disco, con un 30,71% y 25,34% del total de la población muestreada, respectivamente. En primavera esta condición cambió drásticamente, siendo más frecuente observar dentro de la población plantas entre 0-5 cm de diámetro de disco, con un 55,45% del total de plantas, condición que se mantuvo en verano de 2016, donde plantas pequeñas (entre 0 y 5 cm de diámetro de disco) representaron el 54,98% de la población. Entre el muestreo de verano 2015 hasta el muestreo de verano del año siguiente, el conjunto de plantas menores a 20 cm de diámetro de disco aumentó progresivamente,



representando un 82,57 % de la población en verano 2015, un 87,33% de la población en otoño 2015, un 91,14% de la población en primavera 2015 hasta que llegó a un 96,91% de la población en verano de 2016 (**Figura 7, Tabla 11**). El diámetro promedio observado de los discos de fijación de las plantas disminuyó progresiva y significativamente entre muestreos, pasando de $15,8 \pm 5,4$ cm en verano 2015 a $14,1 \pm 4,7$ cm en otoño, en primavera de 2015 cayó a $9,7 \pm 6,1$ cm y llegó finalmente a $8,2 \pm 4,9$ cm en verano 2016 (Tukey $p < 0,05$ en todas las comparaciones pareadas) (**Tabla 7, Figura 8**). El largo promedio observado de las plantas de huiro negro registró una tendencia similar a la observada en el diámetro promedio del disco de fijación: disminuyó progresivamente entre muestreos. Se registró un largo promedio de $147,4 \pm 35,0$ cm en verano 2015, bajó a $136,3 \pm 30,3$ cm en otoño 2015. En primavera 2015, el largo estimado de las plantas fue aún más bajo, llegó a $107,8 \pm 39,5$ cm, para finalmente en verano de 2016 registrar un valor de $98,3 \pm 31,5$ cm (**Tabla 7**). La densidad promedio observada aumentó significativamente desde $4,8 \pm 2,6$ ind/m² en el muestreo de verano 2015 a $5,8 \pm 4,2$ ind/m² en el muestreo de otoño 2015, aumentando en primavera a $8,8 \pm 5,6$ ind/m² (sin ser este incremento estadísticamente significativo), para caer finalmente en verano de 2016 a $5,8 \pm 3,1$ ind/m², siendo este valor significativamente menor al registrado en la estación anterior, Tukey $p < 0,05$) (**Tabla 7, Figura 9**). La biomasa (kg/m²) descendió suavemente entre el muestreo de verano 2015 ($13,6 \pm 8,8$ kg/m²) y el muestreo de primavera 2015 ($11,9 \pm 11,3$ kg/m²), pero en verano 2016 se constató una caída abrupta de esta variable ($4,6 \pm 4,0$ kg/m²), siendo estadísticamente significativa respecto de las estaciones anteriormente muestreadas (Tukey $p < 0,05$) (**Tabla 7, Figura 10**).



Chipana

En este sitio de estudio se realizaron cuatro caracterizaciones poblacionales del recurso objetivo: en verano, otoño y primavera de 2015, además de verano de 2016. En verano y otoño 2015 fue más frecuente observar en la población plantas con diámetro de disco entre 0 y 5 cm, presentando ese rango de tallas una frecuencia de 32,96 y 35,90 % respectivamente. En primavera 2015, el rango de talla representativo de la población cambió levemente en comparación a las estaciones anteriores: fueron plantas entre 5 y 10 cm de diámetro de disco las más frecuentes (29,01 % de la población) (**Figura 7, Tabla 12**) En verano de 2016 fue más frecuente observar en la población plantas con diámetro de disco entre 10 y 15 cm (27,53%). En todos los muestreos del año 2015, el conjunto de plantas con diámetro menor a 20 cm fue sobre el 80% de la población observada, a excepción del muestreo de verano de 2016 en donde plantas menores a 20 cm de diámetro de disco representaron menos del 80% de la población (Ver columna frecuencia relativa acumulada, **Tabla 12**). El diámetro promedio del disco de fijación en verano 2015 fue de $14,2 \pm 5,1$ cm, valor que disminuyó levemente en otoño 2015 a $13,2 \pm 7,2$ cm, sin diferencias significativas entre ambas estaciones (Tukey $p > 0,05$). En primavera 2015 el diámetro promedio del disco de fijación cayó a $11,8 \pm 6,0$ cm, sin embargo en verano 2016 el valor de este parámetro subió a $15,5 \pm 4,9$, siendo significativamente mayor al registrado en la estación anterior (Tukey $p < 0,05$) (**Tabla 7, Figura 8**). El largo estimado de las plantas de huiro negro registró una tendencia similar a la observada en el diámetro promedio del disco de fijación, disminuyendo progresivamente entre muestreos: es así como se registró un largo promedio de $136,8 \pm 32,9$ cm en verano 2015, bajó a $130,3 \pm 46,7$ cm en otoño 2015. En primavera 2015, el largo estimado de las plantas fue aún más bajo y llegó a $121,6 \pm 38,6$ cm, pero subió en verano de 2016 a $145,4 \pm 31,9$ cm (**Tabla 7**). La densidad promedio observada bajo de $7,8 \pm 4,9$ ind/m² en el muestreo de verano 2015 a $3,9 \pm 1,9$ ind/m² en el



muestreo de otoño 2015, aumentó significativamente en primavera a $6,5 \pm 3,2$ ind/m² (Tukey $p < 0,05$) y se mantuvo alrededor de ese valor en verano de 2016 ($6,3 \pm 3,6$ ind/m²) (**Tabla 7, Figura 9**). La biomasa mostró una tendencia a valores más altos en las estaciones de verano muestreadas (2015 y 2016) en comparación a otoño y primavera 2015, en donde ambos registros de biomasa promedio son estadísticamente similares (Tukey $p > 0,05$) (**Tabla 7, Figura 10**)

Huiro palo

Pisagua

Para el recurso huiro palo en Pisagua se realizaron tres caracterizaciones poblacionales, en otoño, invierno y primavera de 2015. En todos los muestreos se observó diferencias en el tamaño promedio del disco de fijación de las plantas entre los transectos. En relación al total de cuadrantes muestreados en las diferentes estaciones, se observó que el diámetro promedio del disco se incrementó ($13,9 \pm 7,4$ cm en otoño a $16,0 \pm 8,3$ en invierno de 2015), pero cayó a $12,3 \pm 4,0$ en el muestreo de primavera 2015 (**Figura 11, Tabla 13**), siendo todos estos registros estadísticamente diferentes entre sí (Tukey $p < 0,05$). El largo promedio de las plantas (considerando el total de cuadrantes muestreados) se comportó de la misma manera que el diámetro promedio del disco, aumentó de $151,6 \pm 55,8$ cm en otoño 2015 a $167,6 \pm 62,5$ cm en invierno 2015, pero cayó a $139,8 \pm 30,4$ en primavera 2015. La densidad promedio de plantas por metro cuadrado fue de alrededor de 5 para los muestreos de otoño e invierno ($5,8 \pm 2,3$ ind/m² y $5,1 \pm 2,0$ ind/m², respectivamente), siendo estos valores estadísticamente similares entre sí (Tukey $p > 0,05$), mientras que en el muestreo de primavera aumentó de manera significativa esta variable a $7,3 \pm 3,5$ ind/m² (**Figura 12, Tabla 13**) (Tukey $p < 0,05$). La biomasa promedio (kg/m²) fue de $7,7 \pm 6,1$ kg/m² en otoño 2015, valor que se



incrementó a $13,9 \pm 4,3$ kg/m² en invierno 2015 para caer nuevamente a $7,7 \pm 5,6$ kg/m² en primavera 2015 (**Figura 13, Tabla 13**), siendo todos estos registros estadísticamente diferentes entre sí (Tukey $p < 0,05$)

Punta Gruesa

Para el recurso huairo palo en Punta Gruesa se realizaron tres caracterizaciones poblacionales, en verano, otoño y primavera de 2015. Si bien en todos los muestreos se observó diferencias en el tamaño promedio del disco de fijación de las plantas entre los transectos, los valores fluctuaron en un rango estrecho (mínimo 11,7 a máximo 14,5 cm de diámetro de disco, considerando todos los muestreos realizados a la fecha). En relación al total de cuadrantes muestreados en las diferentes estaciones, se observó que el diámetro promedio del disco desciende entre muestreos: pasó de $13,9 \pm 6,7$ cm en verano a $13,0 \pm 5,6$ cm en otoño y llegó a $12,2 \pm 5,1$ cm en el muestreo de primavera (**Figura 11, Tabla 13**), sin embargo las diferencias observadas entre las estaciones muestreadas no son significativas (Tukey $p > 0,05$). El largo promedio de las plantas (considerando el total de cuadrantes muestreados) se comportó de la misma manera que el diámetro promedio del disco, disminuyó de $151,6 \pm 50,5$ cm en verano a $144,7 \pm 42,3$ cm en otoño y llegó a $138,9 \pm 38,6$ cm en primavera. La densidad promedio de plantas por metro cuadrado, al contrario de las otras variables, se incrementó de manera significativa entre muestreos (considerando todos los cuadrantes muestreados): en verano la densidad fue de $2,9 \pm 0,8$ ind/m², aumentó a $3,9 \pm 1,9$ ind/m² en otoño y alcanzó $8,0 \pm 5,6$ ind/m² en primavera (**Figura 12, Tabla 13**) (Tukey $p < 0,05$). La biomasa promedio (kg/m²) bajó levemente al comparar los muestreos de verano y otoño 2015 ($4,5 \pm 4,1$ v/s $4,2 \pm 2,9$ kg/m²), pero se incrementa casi al doble en el muestreo de primavera 2015 (**Figura 13, Tabla 13**), sin embargo para esta variable



y pradera no se detectaron diferencias significativas entre las estaciones evaluadas (Tukey $p > 0,05$).

Chanavaya

Para el recurso huairo palo en Chanavaya se realizaron tres caracterizaciones poblacionales, en verano, otoño y primavera de 2015. Si bien en todos los muestreos se observó diferencias en el tamaño promedio del disco de fijación de las plantas entre los transectos, los valores tendieron a ser mayores al comparar los muestreos de verano y otoño con el muestreo de primavera. En relación al total de cuadrantes muestreados en las diferentes estaciones, se observó que el diámetro promedio del disco de fijación en el muestreo de verano fue de $15,8 \pm 6,3$ cm, valor que descendió leve pero significativamente en el muestreo de otoño ($14,1 \pm 5,1$ cm) (Tukey $p < 0,05$), para alcanzar en primavera el valor más bajo: $12,3 \pm 5,9$ cm (**Figura 11, Tabla 13**), sin diferencias significativas respecto de la estación de otoño 2015 (Tukey $p > 0,05$). El largo promedio de las plantas (considerando el total de cuadrantes muestreados) no registró grandes variaciones entre muestreos ($223,9 \pm 6,1$ cm en verano; $222,3 \pm 4,9$ cm en otoño y $220,5 \pm 5,6$ cm en primavera). La densidad promedio de plantas por metro cuadrado, al contrario de las otras variables, se incrementó significativamente al comparar el muestreo de verano ($3,6 \pm 1,0$ ind/m²) y otoño ($6,0 \pm 4,4$ ind/m²) (Tukey $p < 0,05$), pero en primavera alcanzó el valor más bajo de las estaciones analizadas ($3,0 \pm 3,2$ ind/m²), siendo esta diferencia significativa respecto de la estación anteriormente muestreada (Tukey $p < 0,05$) (**Figura 12, Tabla 13**). La biomasa promedio se incrementó significativamente desde $8,7 \pm 5,2$ kg/m² en verano 2015 a $10,7 \pm 7,9$ kg/m² en otoño 2015 (Tukey $p < 0,05$), cayendo luego a $6,1 \pm 6,1$ kg/m² en primavera 2015, sin registrarse diferencias significativas respecto de la estación anterior evaluada (Tukey $p > 0,05$). (**Figura 13, Tabla 13**)



Huiro flotador

Pisagua

Para el recurso huiro flotador se realizaron evaluaciones poblacionales sólo en Pisagua, donde se llevaron a cabo tres caracterizaciones poblacionales, en otoño, invierno y primavera de 2015. Si bien en todos los muestreos se observaron diferencias en el tamaño promedio del disco de fijación de las plantas entre los transectos, los valores tendieron a aumentar al comparar los muestreos de otoño, invierno y primavera. En relación al total de cuadrantes muestreados en las diferentes estaciones, se observó que el diámetro promedio del disco de fijación en el muestreo de otoño es de $11,8 \pm 4,3$ cm, valor que aumentó en el muestreo de invierno a $14,5 \pm 2,8$ cm, hasta que en primavera alcanzó el valor más alto ($16,0 \pm 4,2$ cm). El largo promedio de las plantas (considerando el total de cuadrantes muestreados) también aumentó entre muestreos ($341,7 \pm 59,2$ cm en otoño; $379,5 \pm 38,9$ cm en invierno y $399,3 \pm 57,6$ cm en primavera). La densidad promedio de plantas por metro cuadrado se incrementó al comparar entre el muestreo de otoño ($2,1 \pm 1,1$ ind/m²) e invierno ($8,7 \pm 4,7$ ind/m²), pero en primavera bajó a $6,6 \pm 3,8$ ind/m²). La biomasa promedio (kg/m²) se incrementó fuertemente al comparar el muestreo de otoño 2015 ($1,0 \pm 0,7$ kg/m²) con los muestreos de invierno y primavera 2015 ($5,7 \pm 2,8$ y $5,7 \pm 3,1$ kg/m², respectivamente) (**Tabla 14**).

4.1.5 Validación de indicadores morfológicos

En base al muestreo descrito en el punto 3.1.2.5, se construyeron diferentes modelos de regresión para poder determinar el mejor indicador morfológico que permita estimar la biomasa individual de cada uno de los recursos objetivos. La base



de datos utilizada para la validación de los indicadores morfométricos se encuentra disponible en el **Anexo 4**. Un resumen de los datos con los que se construyeron los modelos de regresión se indican en el siguiente cuadro:

Localidad, Punta Gruesa ; Recurso, Huiro negro								
n	Largo máx (cm)	Largo mín (cm)	DIÁMETRO disco máx (cm)	DIÁMETRO disco mín (cm)	h disco máx (cm)	h disco mín (cm)	Peso máx (kg)	Peso mín (kg)
122	250	9	24	1	10	1	9,91	0,001
Localidad, Punta Gruesa ; Recurso, Huiro palo								
n	Largo máx (cm)	Largo mín (cm)	DIÁMETRO disco máx (cm)	DIÁMETRO disco mín (cm)	h disco máx (cm)	h disco mín (cm)	Peso máx (kg)	Peso mín (kg)
135	251	10	31	1	23	1	7,36	0,003
Localidad, Chanavaya; Recurso Huiro negro								
n	Largo máx (cm)	Largo mín (cm)	DIÁMETRO disco máx (cm)	DIÁMETRO disco mín (cm)	h disco máx (cm)	h disco mín (cm)	Peso máx (kg)	Peso mín (kg)
144	446	29	36	3	22	1	27	0,04
Localidad, Chanavaya; Recurso Huiro palo								
n	Largo máx (cm)	Largo mín (cm)	DIÁMETRO disco máx (cm)	DIÁMETRO disco mín (cm)	h disco máx (cm)	h disco mín (cm)	Peso máx (kg)	Peso mín (kg)
133	316	127	35	8	19	3	12,9	0,6
Localidad, San Marcos; Recurso Huiro flotador								
n	Largo máx (cm)	Largo mín (cm)	DIÁMETRO disco máx (cm)	DIÁMETRO disco mín (cm)	h disco máx (cm)	h disco mín (cm)	Peso máx (kg)	Peso mín (kg)
133	610	90	24	6	6	1	2,88	0,12

Para cada uno de estos set de datos, se construyeron los siguientes modelos:

- Modelo 1: Logaritmo Biomasa individual v/s Logaritmo diámetro disco.
- Modelo 2: Biomasa individual v/s Volumen planta
- Modelo 3: Biomasa individual v/s Volumen planta + volumen disco
- Modelo 4: Logaritmo Biomasa individual v/s Logaritmo largo total.



Estas últimas relaciones, están dadas por las siguientes expresiones:

$$(1) \log(B_i) = \log \alpha + \beta \log(D_i)$$

$$(2) B_i = \alpha + \beta V_i,$$

$$(3) B_i = \alpha + \beta V_i + \gamma U_i,$$

$$(4) \log(B_i) = \log \alpha + \beta \log(L_i),$$

Donde:

B_i = biomasa individual

D_i = diámetro de disco individual

V_i = volumen individual dado por $V_i = L_i \pi (D_i / 2)^2$

L_i = largo total individual

U_i = volumen del disco individual dado por $U_i = K_i \pi (D_i / 2)^2$, $i = 1, \dots, n$.

En todos los recursos y localidades, los modelos de regresión construidos indicaron que el mejor indicador morfológico predictor de biomasa fue el diámetro del disco (modelo (1)). En la localidad de Punta Gruesa, tanto en recurso huiro negro como en huiro palo, la biomasa individual de cada planta pudo ser estimada a través del diámetro de disco, con coeficientes de determinación (r^2) 0,90 y 0,81, respectivamente. En la localidad de Chanavaya, para el recurso huiro negro también fue posible estimar de mejor forma la biomasa individual de las plantas a través de la medición del diámetro del disco, con un coeficiente de determinación del modelo (r^2) de 0,75. Para el recurso huiro palo, si bien el diámetro de disco también es un buen predictor de biomasa, ($r^2 = 0,49$; $p < 0,01$) el bajo coeficiente de determinación



del modelo podría estar explicado por la ausencia de plantas pequeñas (< 100 cm) obtenidas en esta localidad. Un modelo alternativo para este recurso y pradera podría ser el modelo de regresión Biomasa individual v/s Volumen planta + volumen disco. Para el recurso huiro flotador, el análisis morfométrico se hizo en base a ejemplares colectados en la localidad de San Marcos. Los resultados indican que la variable diámetro de disco es que la predice de mejor forma la biomasa individual de los ejemplares: si bien el modelo es significativo ($p < 0,01$), el coeficiente de determinación es bajo ($r^2 = 0,30$). Los ajustes en las curvas de correlación, para cada localidad y recurso se presentan en las **Figuras 14 a 16**.

Los parámetros estimados para el modelo (1), con el diámetro de disco como mejor predictor morfométrico de biomasa, por localidad y recurso, su significancia y los valores calculados de los coeficientes de determinación (r^2) se presentan en la **Tabla 15**.

Variación espacio temporal de los principales parámetros poblacionales de los recursos en estudio

En el caso de huiro negro (**Figura 17**), para la variable **diámetro promedio del disco de fijación** (cm) no se puede determinar una tendencia latitudinal de aumento o disminución de esta variable, ni tampoco un comportamiento temporal (estacional) uniforme para todas ellas. Sin embargo, al interior de algunas praderas, como Pisagua, Punta Colorada, Punta Gruesa y Chipana, se observó que el diámetro de disco tuvo una tendencia a ser mayor en períodos de primavera/verano en comparación a otoño/invierno. Las praderas de Caramucho y Chanavaya mostraron tendencias completamente opuestas a lo descrito para las otras praderas: en el caso de Caramucho, el diámetro del disco fue menor en períodos de primavera/verano en comparación a otoño/invierno, y en el caso de la pradera de Chanavaya, se



registró una disminución significativa de esta variable a través de las estaciones donde se levantó esta información. Pisagua mostró valores promedio estacionales menores a todas las otras praderas evaluadas, en comparación a Punta Gruesa en donde se observó una tendencia a que el promedio estacional de esta variable fuera mayor al observado en las otras praderas para la misma estación. La variable **densidad** (ind/m²) al ser comparada entre praderas, muestra que en Pisagua se registraron los valores promedio estacional más altos en comparación a las otras praderas evaluadas. Hacia el sur, las praderas de Punta Colorada, Punta Gruesa y Caramucho registraron promedios estacionales menores a los registrados en Pisagua. Dentro de ellas y a través de las diferentes evaluaciones se observó una tendencia hacia una mayor densidad en períodos de primavera/verano en comparación a otoño/invierno, a excepción de las praderas de Chanavaya y Chipana. La variable **biomasa promedio** (kg/m²) mostró una tendencia hacia valores más altos en primavera/verano en las praderas de Pisagua, Punta Colorada, Punta Gruesa y Chipana. Por el contrario, en Caramucho se registraron biomásas promedio similares en invierno 2015 y verano 2016, y en Chanavaya se observó una tendencia hacia la baja entre las estaciones muestreadas durante el período de estudio, siendo el valor más bajo el registrado en verano 2016. Se observó una tendencia a que la biomasa estacional promedio fuera mayor en la pradera de Punta Gruesa, al comparar con los registrados en otras praderas evaluadas. Los valores más bajos de biomasa promedio estacional se registraron en las praderas de Caramucho y Chanavaya.

En el recurso huiro palo (**Figura 18**) no se advierte una tendencia temporal o espacial en la variable **diámetro promedio del disco de fijación**. Dentro de cada pradera evaluada, esta variable se comportó diferente a las demás praderas evaluadas. En Pisagua, por ejemplo, el diámetro del disco de las plantas fue menor en primavera en comparación a otoño e invierno del mismo período. En Punta



Gruesa, la variable no mostró diferencias estadísticamente diferentes entre estaciones, mientras que en Chanavaya, el diámetro de disco de las plantas fue mayor en verano en comparación a otoño y primavera del mismo año. La **densidad de plantas** en Pisagua tiende a ser estable en las estaciones de otoño e invierno 2015, y aumenta significativamente hacia primavera de ese año. En Punta Gruesa, se observó valores promedio bajos de densidad en las estaciones de verano 2015 y otoño 2015, registrando un alza sólo en primavera de ese mismo año, sin embargo, todos los valores son estadísticamente diferentes. En Chanavaya sólo se registra un alza de la densidad en otoño 2015 en comparación al verano y primavera del mismo año. La variable **biomasa promedio** no mostró una tendencia clara dentro ni entre praderas y estaciones, ya que hay una gran variabilidad entre estaciones dentro de una misma pradera. En Pisagua por ejemplo, se observó un incremento de la biomasa promedio entre otoño e invierno, pero luego una caída significativa de la biomasa promedio en primavera de ese año. En Punta Gruesa, por el contrario, se observó un aumento de la biomasa promedio entre verano 2015 y primavera 2015, sin ser este aumento estadísticamente significativo. Finalmente, en Chanavaya, se observó un incremento de la biomasa promedio en otoño 2015 en comparación a verano 2015, pero en primavera la biomasa promedio cae, aunque de manera no significativa.

Finalmente, para el recurso huairo canutillo, no es posible establecer comparaciones espaciales, ya que sólo fue posible evaluar una pradera. Las variaciones temporales para las praderas evaluadas se muestran en la **Tabla 14**



4.1.6 Estimación de biomasa disponible (Standing stock) y biomasa cosechable (Standing crop) para las praderas evaluadas.

a. Standing stock

Huiro negro

Los indicadores morfológicos obtenidos del ajuste de los datos de la pradera de Pta. Gruesa fueron usados para la estimación de biomasa y estructura de talla (largo total) de esa pradera, así como también para Pta. Colorada y Pisagua. Por otro lado, los indicadores morfológicos obtenidos del ajuste de los datos de la pradera de Chanavaya fueron usados para la estimación de biomasa y estructura de tallas (largo total) de sí misma, y también para las praderas de Caramucho y Chipana.

Durante la estación de verano 2015, sólo fue posible realizar el muestreo en 3 de las 6 praderas previstas. La biomasa total en estas praderas fluctuó entre un mínimo de 267.075,8 kg para la pradera de Chanavaya, y un máximo de 458.300,9 kg en la pradera de Chipana. En esta misma estación de año, para la pradera de Punta Gruesa se estimó una biomasa total de 416.211 kg (**Tabla 7, Figura 19**).

En la estación de otoño 2015, se pudo realizar el muestreo poblacional en el total de praderas contempladas para el recurso. La biomasa total mínima se observó en la pradera de Pisagua, con 80.824 kg, mientras que la máxima biomasa total se observó en la pradera de Punta Gruesa, con 292.968,6 kg (**Tabla 7, Figura 19**). Un valor de standing stock cercano al mínimo se registró en la pradera de Punta Colorada, con 84.836,1 kg. Las praderas de Chipana, Chanavaya y Caramucho registraron una biomasa total estimada de 197.180,3, 248.362,4 y 290.379 kg respectivamente (**Tabla 7, Figura 19**).



En invierno 2015, debido a malas condiciones climáticas, fue imposible realizar todas las evaluaciones poblacionales previstas, y sólo fue posible hacer evaluaciones poblacionales en dos praderas del recurso huiro negro: Pisagua con una biomasa disponible de 131.762 kg y Caramucho con una biomasa disponible de 387.741,1 kg (**Tabla 7, Figura 19**).

En primavera de 2015, fue posible realizar la evaluación de todas las praderas seleccionadas: la pradera de Pisagua mostró el valor más bajo de biomasa disponible entre las praderas evaluadas, con 169.493,1 kg. El valor más alto se registró en la pradera de Punta Gruesa, con 429.401,7 kg, seguida de la pradera de Punta Colorada con 360.510,9 kg. Las praderas de Caramucho, Chanavaya y Chipana registraron valores de standing stock de 183.468,2; 236.013,4 y 257.220,4 kg, respectivamente (**Tabla 7, Figura 19**).

En verano 2016, se realizaron evaluaciones poblacionales en 5 de las 6 praderas de huiro negro en estudio. La pradera de Chanavaya fue la que registró el valor más bajo en relación a la biomasa disponible, con 89.638,8 kg. Para la misma estación del año, la pradera de Pisagua mostró un standing stock de 140.813,9 kg, seguida de la pradera de Caramucho (341.229,3 kg), Chipana (417.887,6 kg) y finalmente Punta Gruesa, que mostró el mayor valor de biomasa disponible para este período, con 444.159,7 kg. (**Tabla 7, Figura 19**).

En general, las praderas mostraron un comportamiento estacional en cuanto a la biomasa disponible. Las praderas de Pisagua, Punta Colorada, Punta Gruesa, y Chipana registraron una mayor biomasa disponible en épocas de primavera y/o verano, a diferencia de estaciones de otoño o invierno en donde los valores de biomasa disponible fueron menores. Escapa de esta tendencia general la pradera



de Caramucho, donde la biomasa disponible en la estación de invierno 2015 fue la más alta dentro de los controles realizados. Otra pradera que escapó a esta tendencia general es Chanavaya, en donde los valores de biomasa disponible fueron muy semejantes entre estaciones controladas en 2015 (entre 240 y 270 mil kilos aproximadamente). En esta pradera la biomasa disponible cayó considerablemente en verano 2016 (**Tabla 7, Figura 20**).

En Pisagua, la estimación de biomasa por cuadrante para la pradera completa, mostró que hay tres peaks representativos en la estación de otoño 2015 (5, 8 y 15 kg/m²) (**Figura 21**), mientras que en invierno 2015 la pradera mostró en general 4 valores más frecuentes de biomasa por metro cuadrado (6, 8, 21 y 27 kg/m²) (**Figura 22**). En primavera 2015, los cuadrantes en toda la pradera mostraron una biomasa menor a 1 kg/m², dada la gran frecuencia de unidades muestrales registradas en terreno sin plantas (**Figura 23**). En verano 2016, la estimación de biomasa para todos los cuadrantes de la pradera indicó que los valores más frecuentes son bajos (menores a 4 kg), con algunos peaks significativos cerca de los 8 kg y el los 20 kg por metro cuadrado (**Figura 24**). En esta pradera fue más frecuente observar en las estaciones de otoño e invierno 2015 densidades de alrededor de 8 a 9 ind/m², situación que cambió en verano 2016, donde se hicieron frecuentes en la pradera completa densidades de entre 3 y 5 ind/m².

En Punta Colorada, para la estación de otoño 2015 fue más frecuente observar en toda la pradera cuadrantes con biomasa menores a 5 kg/m², densidades de entre 3 y 5 ind/m² y plantas diámetro de discos de entre 5 y 10 cm, siendo más frecuentes cuadrantes con plantas de alrededor de 9 cm. En primavera 2015 cambia este panorama: una gran proporción de cuadrantes registró biomasa entre 5 y 20 kg/m² (observándose también peaks importantes de cuadrantes con biomasa de 25 y 45 kg/m²), las densidades estimadas en la mayoría de los cuadrantes de la pradera fue



de 6 ind/m² y el diámetro de los discos de fijación para la mayoría de las plantas de la pradera aumentó a valores entre 13 y 15 cm (**Figuras 25 y 26**).

En Punta Gruesa, para la estación de verano 2015 se observaron dos peaks importantes de biomasa para el total de cuadrantes estimados en la pradera, con valores de 21 y 29 kg/m² aproximadamente (también en esta estación se observó un porcentaje importante de cuadrantes estimados con biomasa entre 10 y 15 kg/m²). La densidad estimada más frecuente para toda la pradera fue de 3 ind/m², mientras que la mayoría de las plantas en esta época se estimó un diámetro de disco de entre 18 y 20 cm (**Figura 27**). En otoño 2015, se apreció para el total de la pradera una disminución en la biomasa por metro cuadrado: fueron más frecuentes valores de 13 kg/m²; disminuyó también la densidad estimada en la mayoría de los cuadrantes (3 a 6 ind/m²) y el diámetro del disco de las plantas (13 y 18 cm) (**Figura 28**). En primavera 2015, los valores estimados de biomasa, densidad y diámetro del disco para la pradera completa mostraron un repunte de todas estas variables en relación a la estación de otoño, con valores de 25 kg/m², 6 a 8 ind/m² y 15 cm de diámetro de disco respectivamente (**Figura 29**). En verano 2016, los valores estimados de biomasa, densidad y diámetro del disco para la pradera completa bajaron en comparación a la estación anterior, la biomasa estimada para todos los cuadrantes de la pradera fue menor a 13 kg/m², la densidad de plantas bajó entre 4 a 6 ind/m² y las plantas mostraron diámetros de disco más frecuentes entre 8 y 12 cm (**Figura 30**).

En Caramucho, para la estación de otoño 2015 se observó que en general la pradera está representada por cuadrantes con biomásas entre 5 y 15 kg/m² aproximadamente. Las densidades estimadas más frecuente para toda la pradera fluctuaron entre 2 y 6 ind/m², mientras que la mayoría de las plantas en esta estación se estimó un diámetro de disco promedio de 9 cm (siendo también importantes en la pradera los peaks de 21, 14 y 12 (**Figura 31**)). En invierno 2015 se apreció para



el total de la pradera un aumento en la biomasa por metro cuadrado, siendo más frecuente valores de 5 kg/m² y valores entre 12 y 20 kg/m²; aumentó también la densidad estimada en la mayoría de los cuadrantes (4 a 7 ind/m²), mientras que el diámetro de disco representativo de la mayoría de las unidades muestrales dentro de la pradera completa varió entre 10 y 15 cm (**Figura 32**). En primavera 2015, los valores estimados de biomasa fueron más bien bajos, siendo más frecuentes cuadrantes con densidades menores a 2 kg/m²; y también entre 7 y 9 kg/m²; la densidad fluctuó entre 4 y 8 ind/m² y el diámetro de disco más frecuente para las plantas en la pradera fue de entre 6 y 13 cm (**Figura 33**). En verano 2016 los valores estimados de biomasa fueron más bien bajos en la pradera completa, siguiendo la tendencia de lo estimado para la estación de primavera: fueron más frecuentes cuadrantes con densidades menores a 10 kg/m²; la densidad fluctuó entre 3 y 6 ind/m² y el diámetro de disco más frecuente para las plantas en la pradera fue de entre 7 y 15 cm, con un peak de 12 cm de diámetro (**Figura 34**).

En Chanavaya, para el muestreo de verano 2015 la pradera estuvo principalmente compuesta por cuadrantes que registraron biomazas entre 8 y 13 kg/m², con un peak de 11 kg/m². La mayor parte de la pradera registró densidades entre 3 y 6 ind/m², con un peak de 4 ind/m² y diámetros de discos de las plantas entre 13 y 17 cm (**Figura 35**). En otoño 2015 esta pradera fue más heterogénea: la biomasa estimadas para el total de cuadrantes de la pradera muestra valores peaks en 5, 8, 11, 13, 15, 18 y 24 kg/m². La densidad sin embargo se concentró para el grueso de la pradera en valores que fluctúan entre 2 y 6 ind/m² con un peak de 5 ind/m². El diámetro del disco para la mayoría de los cuadrantes estimados en la pradera fue de 15 cm (**Figura 36**). En primavera 2015, esta pradera registró una baja en todos los parámetros observados para el total de los cuadrantes estimados: la biomasa bajó a valores entre 11 y 3 kg/m², la densidad registró valores entre 5 y 7 ind/m² (con peaks en 11 y 15 ind/m²) y el diámetro de los discos de fijación estuvo



representado en los cuadrantes estimados para la pradera por plantas de 5 cm (**Figura 37**). En verano 2016, la mayoría de los cuadrantes estimados para la pradera completa mostraron una biomasa menor a 11 kg/m^2 , la densidad fue de entre 3 y 6 ind/m^2 y el diámetro de los discos de fijación para todos los cuadrantes estimados de la pradera estuvo entre 6 y 14 cm, con un peak de 9 cm. (**Figura 38**).

En Chipana, para el muestreo de verano 2015, la pradera estuvo principalmente compuesta por cuadrantes que registraron biomasa dec18 kg/m^2 , con otro peak de 11 kg/m^2 . La mayor parte de la pradera registró densidades entre 3 y 5 ind/m^2 , con un peak importante en 10 ind/m^2 . En este control las plantas fluctuaron entre dos modas en relación al diámetro del disco: plantas entre 9 y 11 cm y luego plantas entre 16 y 17 cm (**Figura 39**). En otoño 2015 esta pradera estuvo principalmente compuesta por cuadrantes con biomasa menor a 10 kg/m^2 . La densidad bajó y el grueso de los cuadrantes se concentró en valores que variaron entre 2 y 4 ind/m^2 . El diámetro del disco cambió, y un gran número de cuadrantes dentro de la pradera registró plantas entre 5 y 10 cm, y un peak importante en los 15 cm (**Figura 40**). En primavera 2015, esta pradera registró gran heterogeneidad en los parámetros estimados: la biomasa mostró gran número de cuadrantes dentro de la pradera entre 1 y 16 kg/m^2 , con peaks importantes en 2, 8, 12 y 13 kg/m^2 . La densidad registró valores entre 3 y 5 ind/m^2 y otra moda importante con valores entre 7 y 8 ind/m^2 . El diámetro de los discos de fijación estuvo mayormente representado en los cuadrantes estimados para la pradera por plantas de 12 cm (**Figura 41**). En verano 2016, esta pradera mostró una estimación de biomasa para la mayor parte de los cuadrantes con valores entre 0 y 14 kg/m^2 . La densidad registró valores entre 3 y 7 ind/m^2 con un peak en los 5 ind/m^2 . El diámetro de los discos de fijación estuvo mayormente representado en los cuadrantes estimados para la pradera por plantas de entre 12 y 13 cm (**Figura 42**).



Huiro palo

Los indicadores morfológicos obtenidos del ajuste de los datos de la pradera de Pta. Gruesa fueron usados para la estimación de biomasa y estructura de talla (largo total) de esa pradera, así también para la pradera de Pisagua. Por otro lado, los indicadores morfológicos obtenidos del ajuste de los datos de la pradera de Chanavaya fueron utilizados sólo para sí misma.

Durante la estación de verano 2015, sólo fue posible realizar el muestreo en 2 de las 3 praderas previstas. La biomasa total en estas praderas fluctuó entre un mínimo de 212.162,1 kg para la pradera de Punta Gruesa, y un máximo de 241.193,2 kg en la pradera de Chanavaya (**Tabla 13, Figura 43**).

En la estación de otoño 2015, se pudo realizar el muestreo poblacional en el total de praderas contempladas para el recurso. La biomasa total mínima se observó en la pradera de Punta Gruesa, con 195.588,7 kg, mientras que la máxima biomasa total se observó en la pradera de Pisagua, con 341.275,8 kg. Un valor de standing stock intermedio se registró en la pradera de Chanavaya, con 298.113,4 kg (**Tabla 13, Figura 43**).

En invierno, debido a malas condiciones climáticas, sólo fue posible hacer sólo una evaluación poblacional en Pisagua con una biomasa disponible de 498.240 (**Tabla 13, Figura 43**).

Finalmente, en la estación de primavera 2015, fue posible realizar la evaluación de todas las praderas seleccionadas: la pradera de Punta Gruesa muestra el valor más alto de biomasa disponible entre las praderas evaluadas, con 388.548,4 kg. El valor



más bajo se registra en la pradera de Chanavaya, con 167.833,4 kg. La pradera de Pisagua muestra un valor cercano al máximo para la estación, con 336.114,2 kg (**Tabla 13, Figura 43**).

Huiro canutillo

Este recurso se ha evaluado para el sector de Pisagua. La biomasa disponible del recurso aumento de 37.482 kg en otoño a alrededor de 200.000 kg para las estaciones de invierno y primavera (**Tabla 14**).

b. Standing crop

Si se considera preliminarmente como criterio de extracción explotar activamente plantas con diámetro de disco mayores o iguales a 20 cm, se realizó una estimación del standing crop para las praderas evaluadas. Los valores de standing stock (ton), standing crop (ton) y la fracción explotable de las poblaciones evaluadas se entrega en la **Tabla 16**. La fracción explotable fue estimada como la relación porcentual entre la biomasa disponible y la biomasa cosechable.

En general, para huiro negro se estimaron bajos valores de fracción explotable para las praderas evaluadas, dado principalmente por la predominancia de ejemplares con diámetro de disco menores a 20 cm de diámetro de disco en las evaluaciones directas de todas las praderas a la fecha evaluadas. Excepcionalmente, la fracción explotable fue alta en verano 2015 en las praderas de Punta Gruesa (118.165 kg, 28,39% de la biomasa disponible), seguido en la misma estación por las praderas de Chanavaya (46.490 kg, 17,41% de la biomasa disponible) y Chipana (50.488 kg, 11,02% de la biomasa disponible). Esta última localidad mantuvo una fracción explotable cercana al 13% en otoño 2015 (26.993 kg) y de alrededor de 10% en



verano 2016 (42.290 kg). La pradera de Punta Gruesa mostró fracciones de biomasa cosechable mayores al 10% en las estaciones de primavera 2015 (50.554 kg) y verano 2016 (46.910 kg). Del mismo modo, en la pradera de Caramucho se estimaron fracciones cosechables mayores al 10% para las estaciones de otoño e invierno 2015 (33.580 y 42.010 kg, respectivamente). Para la pradera de Chipana también se estimó una fracción cosechable mayor al 10% en la estación de verano 2016 (42.290 kg). En todos los demás controles realizados, independiente de la pradera o estación, la fracción explotable no superó el 10% (**Tabla 16, Figura 44**).

En el caso de huiro palo, la pradera de Pisagua mostró fracciones explotables de 22,7% (77.464 kg) y 28,89% (143.953 kg) en las estaciones de otoño e invierno de 2015, respectivamente. La pradera de Chanavaya registró una fracción cosechable de 19,41% en verano 2015 (46.810 kg). La pradera de Punta Gruesa mostró una fracción cosechable importante en verano 2015, de 15,7% (33.305 kg). En todas las otras evaluaciones realizadas para este recurso, la fracción explotable no superó el 10% (**Tabla 16, Figura 45**).

4.1.7 Anova para datos multivariados

De manera de determinar diferencias significativas en la biomasa, densidad, diámetro de disco y talla, entre praderas y estaciones del año, para cada recurso, se realizaron análisis de varianza ANOVA de dos factores (Estación y Localidad). La unidad de muestreo de cada análisis fue al cuadrante. Cada análisis de varianza fue aplicado a datos anidados, en donde para Huiro flotador se utilizó sólo el factor Estación, dado que sólo hay muestreos en la pradera Pisagua. Los resultados de la **Tabla 17** muestran la existencia de diferencias, en este caso significativas, de acuerdo al recurso algal evaluado, características de la pradera y estacionalidad.



Estimación de biomasa disponible/cosechable para el área de distribución de los recursos evaluados

a.- Huiro negro

Para el cálculo de la biomasa disponible en el área de estudio, primero se debió estimar la línea de costa disponible para el recurso en la región de Tarapacá. Para ello, se usó la plataforma Google Earth Pro, realizando un recorrido por la costa a una altura de 250 m como máximo. La calibración de los segmentos de costa donde habita el recurso se hizo utilizando como estándar la extensión de costa efectivamente controlada en este estudio (n= 6 praderas evaluadas) en donde se comprobó en terreno su presencia. Sectores con presencia de playas de arena, gravilla, o sectores como inmediaciones urbanas, portuarias o aeroportuarias fueron descartados de la estimación de la línea de costa utilizable por el recurso. Si bien administrativamente la costa de la región de Tarapacá, para efectos del plan de manejo se divide en 5 secciones, la estimación de biomasa disponible se calculó para toda el área de estudio. Para el cálculo del área ocupada por el recurso, se ocupó el criterio fijado por Vásquez *et al.* (2008), quienes indican que el ancho promedio del cinturón de huiro negro en la región es de 2 m. Dado que el diseño muestral propuesto en este estudio consideró una frecuencia de muestreo estacional, se estimó para cada estación donde se levantaron datos la biomasa disponible en el área de estudio, en base al promedio de biomasa por estación, considerando todas las praderas donde se levantaron datos (Ver Tabla 7).

El siguiente recuadro resume los valores utilizados para el cálculo de biomasa disponible:



Estación	Línea de costa utilizada por el recurso (m) [1]	Ancho estándar del Cinturón (m) [2]	Área de distribución del recurso (m ²) [1] × [2]	Valores observados de biomasa promedio (kg/m ²) para la Estación	Biomasa (kg/m ²) Promedio ± D.E [3]	Estimación de biomasa disponible en el área de distribución del recurso (ton). ([1] × [2] × [3])/1000
Verano 2015	359.840	2	719.680	Punta Gruesa: 24,9 kg/m ² Chanavaya: 13,6 kg/m ² Chipana: 21 kg/m ²	19,8 ± 5,74	14.274
Otoño 2015	359.840	2	719.680	Pisagua: 10,8 kg/m ² Punta Colorada: 5,6 kg/m ² Punta Gruesa: 17,7 kg/m ² Caramucho: 11,3 kg/m ² Chanavaya: 12,4 kg/m ² Chipana: 9,1 kg/m ²	11,2 ± 3,99	8.024
Invierno 2015	359.840	2	719.680	Pisagua: 10 kg/m ² Caramucho: 14 kg/m ²	16,3 ± 1,7	11.731
Primavera 2015	359.840	2	719.680	Pisagua: 12,1 kg/m ² Punta Colorada: 13,8 kg/m ² Punta Gruesa: 15,8 kg/m ² Caramucho: 10,1 kg/m ² Chanavaya: 9,7 kg/m ² Chipana: 11,8 kg/m ²	17 ± 7,74	12.211
Verano 2016	359.840	2	719.680	Pisagua: 11,2 kg/m ² Punta Gruesa: 15,3 kg/m ² Caramucho: 11,4 kg/m ² Chanavaya: 8,2 kg/m ² Chipana: 15,5 kg/m ²	16,4 ± 8,18	11.832



b.- Huiro palo

Para el cálculo de biomasa disponible del recurso huiro palo, se utilizaron los valores de biomasa observados en las estaciones donde se controlaron las praderas de este recurso. El área disponible del recurso fue tomada de Vásquez *et al.* (2008).

Estación	Área de distribución del recurso (Ha) [1]	Valores observados de biomasa promedio (kg/m ²) para la Estación	Biomasa (kg/m ²) Promedio ± D.E [2]	Estimación de biomasa disponible en el área de distribución del recurso (ton). ([1] × [2])/1000
Verano 2015	5445,5	Punta Gruesa: 4,5 kg/m ² Chanavaya: 8,7 kg/m ²	6,6 ± 2,97	35940,3
Otoño 2015	5445,5	Pisagua: 7,7 kg/m ² Punta Gruesa: 4,2 kg/m ² Chanavaya: 10,7 kg/m ²	7,53 ± 3,25	41004,6
Invierno 2015	5445,5	Pisagua: 13,9 kg/m ²	13,9	75692,4
Primavera 2015	5445,5	Pisagua: 7,7 kg/m ² Punta Gruesa: 8,3 kg/m ² Chanavaya: 6,1 kg/m ²	7,36 ± 1,13	40078,8

c.- Huiro flotador

Finalmente, para el recurso huiro flotador, también se asumió el área de distribución del recurso propuesta por Vásquez *et al.* (2008). La estimación de la biomasa disponible en el área de estudio se hizo considerando los valores observados en las evaluaciones estacionales de este estudio.

Estación	Área de distribución del recurso (Ha) [1]	Valores observados de biomasa promedio (kg/m ²) para la Estación [2]	Estimación de biomasa disponible en el área de distribución del recurso (ton). ([1] × [2])/1000
Otoño 2015	411,4	Pisagua: 1,0 kg/m ²	411,4
Invierno 2015	411,4	Pisagua: 5,7 kg/m ²	2345,0
Primavera 2015	411,4	Pisagua: 5,7 kg/m ²	2345,0



La estimaci3n de la biomasa cosechable para los recursos huiro negro y huiro palo, se estim3 a partir de los valores de biomasa disponible estacional indicados precedentemente y el promedio estacional de la fracci3n explotable (% de biomasa cosechable, constituida por plantas mayores a 20 cm de diámetro) por recurso, que se derivan de la **Tabla 16**. Para el caso de huiro flotador, el valor de biomasa cosechable se estim3 usando el criterio definido por Vásquez *et al.* (2008), que fija en un 50% la biomasa cosechable para las praderas de este recurso.

La estimaci3n de la biomasa cosechable (con dos criterios de extracci3n) se presenta en el siguiente cuadro:

Recurso	Estaci3n	Biomasa disponible en el área de distribuci3n del recurso (ton).	Criterio ≥ 20 cm		Criterio ≥ 15 cm	
			Fracci3n cosechable (%)	Biomasa cosechable en el área de distribuci3n del recurso (ton).	Fracci3n cosechable (%)	Biomasa cosechable en el área de distribuci3n del recurso (ton).
Huiro negro	Verano 2015	14.274	18,9	2.698	57,75	8.243
Huiro negro	Otoño 2015	8.024	6,4	513	23,75	1.906
Huiro negro	Invierno 2015	11.731	5,4	633	17,20	2.018
Huiro negro	Primavera 2015	12.211	4,3	525	21,65	2.644
Huiro negro	Verano 2016	11.832	5,1	603	29,02	3.434
Huiro palo	Verano 2015	35.940	17,6	6.325	45,55	16.371
Huiro palo	Otoño 2015	41.005	12,7	5.208	39,51	16.201
Huiro palo	Invierno 2015	75.692	28,9	21.875	59,42	44.976
Huiro palo	Primavera 2015	40.079	3,3	1.323	12,5	5.010
Huiro canutillo	Otoño 2015	411	50	205	50	205
Huiro canutillo	Invierno 2015	2.345	50	1.173	50	1173
Huiro canutillo	Primavera 2015	2.345	50	1.173	50	1173



4.2 Objetivo específico N° 2

Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huairo negro, huairo palo y huairo, en el área de estudio.

i) Caracterización de usuarios y criterios de extracción

Caracterización de los usuarios

De acuerdo a la información entregada y actualizada a enero del 2016 por Sernapesca en la región de Tarapacá; se encuentran inscritas en el Registro de Pescadores Artesanales (RPA) un total de 2.410 personas, de las cuales 1.956 personas se declaran como algueros. La **Tabla 18** muestra el Registro de Pescadores Artesanales inscritos por caleta (ordenadas de norte a sur dentro de la región de Tarapacá), para las categorías alguero, armador, buzo y pescador. Se observa que el mayor número de personas inscritas se encuentra en la zona 2 y zona 5 con 1.132 y 499 personas inscritas respectivamente. Es importante señalar que los pescadores artesanales pueden tener más de una categoría inscrita en el RPA. Sin embargo, las Resoluciones Exentas 2304/2014 y 2511/2015, que forman parte de las medidas implementadas por el Plan de Manejo de Algas Pardas de la Región de Tarapacá, fijan en 474 el número de personas formalmente autorizadas para extraer y comercializar algas pardas dentro de la zona de estudio. Esta información, desagregada por zona de extracción y género, se presenta en la **Tabla 19**. La mayor cantidad de personas inscritas en el plan de manejo se encuentran al sur de la región de Tarapacá, específicamente en la zona 5 de extracción.

A fin de tener una aproximación “real” del número de agentes extractores que realiza faenas de recolección y comercialización de algas pardas, se analizó información



del Sernapesca de la región de Tarapacá, para establecer cuántos agentes extractores de los 474 formalmente inscritos han tenido movimientos o han declarado captura, a fin de aproximarse a un valor de CPUE real.

Durante el año 2015, según registros Sernapesca, se informó la operación de 371 agentes extractores de huiro negro inscritos en el plan de manejo, cuyos desembarques se muestran en la **Figura 46** (datos son desagregados por zona de operación del Plan de Manejo). De este set de datos se excluyó un recolector con un registro de desembarque total declarado mayor a 3.700 toneladas. Por otro lado, se detectaron en el set de datos analizados a 15 agentes extractores que tienen RPA pero no están inscritos en la nómina de participantes del Plan de Manejo de Algas Pardas de Tarapacá, pudiendo ser considerada su extracción como “ilegal”. En el año 2014, un 98% del padrón de extractores inscritos en el plan de manejo de algas pardas reportó actividad extractiva (n= 433 personas), mientras que en los años 2013 y 2012 el porcentaje de personas que reportaron frente a Sernapesca actividad extractiva de huiro negro fue de un 62% (n= 274 personas) y un 60% (n=265 personas), respectivamente. En relación al año 2016, los datos disponibles hasta agosto mostraron que un 75% (n= 359 personas) del total de agentes extractores inscritos en el plan de manejo de algas pardas declararon frente a Sernapesca desembarque de huiro negro.

El análisis de los datos de desembarque 2015 de agentes extractores inscritos en el Plan de Manejo para el recurso huiro negro mostró que en promedio se extraen 20 toneladas/año (**Figura 46**). Sin embargo, al comparar entre zonas de operación, se apreció en la zona 1 una mayor proporción de extractores tienen desembarques promedio anual mayores a 20 ton en comparación a las zonas 2 a 5 (**Tabla 20**)



De acuerdo a la información tratada en el Comité de Manejo de algas pardas en la región de Tarapacá (Acta 3, 2015); referente al Límite de Extracción, se señala que las personas que desembarcan sobre 45 toneladas anuales se les denomina “súper recolectores”, definiéndose un criterio mensual “razonable” de hasta 3 toneladas. Considerando este antecedente, el análisis de los datos presentados en la **Figura 46** muestra que una mayor proporción de “super-recolectores” (desembarque total anual > 45 ton) se ubica en la zona 1. La **Tabla 20** muestra que de 73 recolectores inscritos en el plan de manejo que declararon desembarque de huiro negro en 2015, 23 de ellos declararon más de 45 toneladas (lo que representa un 31,5% de total de agentes extractores que declararon). Esta cifra está muy por sobre el número de “super-recolectores” detectados en las otras (**Tabla 20**)

Para huiro palo los extractores fueron 160 personas; el promedio desembarcado fue de 3,5 toneladas/año con un rango de extracción de 0,3 a 17,5 ton. (**Figura 47**). Finalmente, para el mismo periodo de tiempo y para huiro canutillo los agentes extractores fueron 34 personas con un desembarque promedio de 4,2 toneladas/año con un rango de 0,5 a 11 ton (**Figura 48**).

Si se analiza el desembarque total de todos los agentes extractores en forma mensual, se puede apreciar que durante el año 2010 el promedio mensual de biomasa desembarcada de huiro negro fue de 1761,9 toneladas húmedas/mes, sin una marcada estacionalidad en el desembarque. En el año 2011, se apreció una baja generalizada en el desembarque, con un promedio mensual de 831,2 toneladas húmedas/mes. El año 2012 estuvo marcado por un fuerte incremento en el desembarque observado en el mes de marzo, con 2349 ton húmedas. Ese año, el promedio mensual de desembarque se incrementó a 1326,5 ton húmedas/mes. En el año 2013 se mantuvo la tendencia al incremento del promedio mensual de desembarque, con 1666,5 ton húmedas/mes, con un peak significativo del



desembarque en agosto (2526 ton húmedas). En el año 2014, si bien se registró una disminución en el desembarque promedio mensual en comparación al año anterior (1336,2 ton húmedas/mes), se registró el desembarque mensual más alto dentro de la serie de tiempo analizada (5056 ton húmedas en enero de 2014), siendo el punto más alto de una tendencia de aumento significativo en el desembarque observado a partir de noviembre del año anterior. A partir del peak registrado en enero de 2014, los desembarques mensuales caen significativamente en los meses posteriores, siendo entre junio y diciembre de ese año menores a 1000 ton húmedas/mes. Finalmente, para el año 2015 se registra un promedio mensual de desembarque del recurso huiro negro de 663,5 ton húmedas/mes y valores máximos de alrededor de 1.200 ton húmedas en los meses de marzo y abril (**Figura 49, Tabla 21**).

Para el recurso huiro palo, el año 2010 fue el período con mayor desembarque promedio mensual (223,75 ton húmedas/mes), y valores máximos de desembarque mensual dentro de la serie de tiempo analizada (426 ton húmedas en septiembre y 300 ton húmedas en noviembre de ese año). En los años siguientes (2011 a 2015), los desembarques promedio mensuales cayeron significativamente: el año 2011, el promedio mensual de desembarque del recurso fue de 52,6 ton húmedas mes, con un máximo registrado en octubre (133 ton húmedas); el año 2012 el promedio mensual de desembarque fue de 64,3 ton húmedas/mes, con valores máximos de desembarque registrados ese año de 288 ton húmedas en septiembre y 190 ton húmedas registradas en octubre. El año 2013, el promedio mensual de desembarque fue de 79,3 ton húmedas/mes, con un máximo registrado en octubre (356 ton húmedas). Finalmente, los años 2014 y 2015 registraron promedios mensuales de desembarque de 43,75 y 55,8 ton húmedas/mes, pero sin observarse valores significativos de desembarque en los meses de primavera (septiembre a noviembre), como en los años anteriores (**Figura 50, Tabla 22**).



Para el recurso huiro flotador, el año 2010 también fue el año donde se registró el mayor desembarque promedio mensual dentro de la serie de tiempo analizada (79 ton húmedas mes) y se observaron los valores mensuales más altos de la serie de tiempo analizada (141 ton húmedas en junio, 113 ton húmedas en agosto, 180 ton húmedas en octubre y 117 ton húmedas en diciembre). En 2011, el promedio mensual de desembarque de este recurso cayó a 38,3 ton húmedas/mes, con máximos de desembarque registrados en febrero y septiembre de ese año (64 y 68 ton húmedas, respectivamente). En 2012, el promedio mensual de desembarque fue de 42,3 ton húmedas/mes, con un máximo significativo en el mes de agosto (90 ton húmedas). En 2013, el promedio mensual de desembarque de este recurso fue de 61,2 ton húmedas/mes, con los valores más altos observados desde agosto (90 ton húmedas). En 2014 y 2015 se registró una baja significativa en el desembarque promedio mensual de este recurso, con apenas 26 y 16 ton húmedas/mes, respectivamente y sin un patrón claro de estacionalidad en el desembarque (**Figura 51, Tabla 23**).

Al analizar la composición por género para el año 2015, se observó que para los tres recursos en estudio (huiro negro, huiro palo y huiro flotador) la mayor cantidad de agentes extractores son hombres; con 82,3% 80,2% y 74,5% respectivamente (**Figura 52**). Esta situación no es diferente para los años anteriores (2010-2014) ni varía entre las zonas de extracción definidas en el plan de manejo.

En cuanto a la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) se analizó un año de extracción de huiro negro (entre enero a diciembre 2015). En términos gruesos, se observa que el total de biomasa extraída de huiro negro es de 11.308,15 toneladas, con un total de 387 personas dedicadas a la extracción de huiro negro ese año, 160 personas dedicadas a huiro palo y 34 a huiro flotador (**Tabla 24**). Una aproximación del comportamiento de la CPUE por agente extractor que declaró desembarque de



huir negro durante 2015 se muestra en la **Figura 53**. Se logró determinar que 219 agentes extractores tiene una CPUE (calculada como el promedio mensual de extracción de huir negro para el año 2015) menor a 3 toneladas, y que 168 agentes extractores tienen una CPUE promedio mensual mayor a 3 toneladas. En relación al valor de CPUE mensual (en base a un análisis de datos del 2015), se observó que la mayor cantidad de extracción es en el mes de marzo para huir negro, febrero para huir palo y julio para huir flotador. Las CPUE mensuales variaron entre 2,4 a 25,6 toneladas por persona para huir negro; 1,5 a 3,0 toneladas/persona en huir palo y 0 a 8,5 toneladas/persona en huir flotador (**Tabla 25**).

Estimación del número de agentes ilegales

a.- Aproximación mediante encuestas a agentes extractores

Es importante resaltar que en general la actividad de recolección de algas se realiza en un contexto familiar o grupal. Durante las diversas campañas de terreno asociadas al levantamiento de información para este objetivo específico, se logró verificar mediante entrevistas con los agentes extractores que en general son cuatro o más personas del grupo o familia las que colectan y secan las algas, y el total de algas recolectadas son comercializadas a través de uno de los agentes inscritos en el plan de manejo (Resoluciones Exentas 2304/2014 y 2511/2015) produciéndose en la práctica una especie de “blanqueo” de la captura de los agentes informales a través de alqueros formalmente inscritos en el plan de manejo, por lo tanto el número real de agentes extractores (formalizados + no formalizados) que efectivamente participan de la pesquería de algas pardas es muy difícil de estimar, y podría acercarse a 4 o 5 veces el número formal de extractores autorizados para participar de la pesquería de algas pardas en la región de Tarapacá, es decir, entre 1600 y 2000 personas podrían estar participando de manera “real”, pero 1200 a



1500 en forma ilegal en la actividad de recolección, secado y comercialización de algas pardas.

b.- Aproximación a través de las infracciones cursadas por Sernapesca

El Sernapesca en la Región de Tarapacá, a partir del año 2015, comenzó a cursar infracciones a los recolectores; debido principalmente a la puesta en marcha del Plan de Manejo (2014).

La causal de las infracciones identificadas son las siguientes:

1. Extraer alga sin estar inscrito en el Registro Pesquero Artesanal (RPA).
2. Extraer alga en la región de Tarapacá y estar inscrito en otra región.
3. Extraer el recurso sin tenerlo autorizado.
4. Extraer el recurso sin estar inscrito en el Plan de Manejo.
5. Extraer el recurso fuera del área que autoriza el Plan de Manejo.

En cuanto a los recolectores ilegales o infractores; se han identificado 17 personas el año 2015 y 13 personas el año 2016 (datos hasta agosto). Las principales sanciones cursadas durante el año 2016 han sido las siguientes: extraer alga sin estar inscrito en el RPA (61,5% de las infracciones), no estar inscrito en el Plan de Manejo (23,1%) y extraer alga sin tener el recurso autorizado (15,4%).

c.- Aproximación a través del análisis del desembarque junto a criterios de extracción fijados por el Comité de Manejo de Algas Pardas.

Se analizó la estadística de desembarque por recurso entre los años 2012 y 2015, y se relacionó con los criterios de extracción (indicación de un promedio mensual de 3 toneladas por persona formalmente inscrita o 36 ton anuales) que establece el



Plan de Manejo de algas pardas en la región de Tarapacá. Se consideró la existencia de agentes ilegales dentro de un registro de desembarque cuando el total anual desembarcado fuera mayor a 36 ton anuales por recurso, de esta forma, cuando la estadística de desembarque fluctuó entre 36 y 72 toneladas anuales, se consideró la existencia de 1 agente “extra” o ilegal que colaboró en el desembarque de ese registro. Si el desembarque total anual fluctuó entre 72 y 108 ton anuales, se estimó en 2 el número de agentes ilegales aportantes a ese registro. Para desembarques entre 108 y 144 ton se estimó en 3 el número de agentes ilegales aportantes al registro, finalmente, para desembarques entre 144 y 180 ton año se estimó en 4 el número de agentes ilegales aportando al registro.

Se observa que en los recursos huiro palo y huiro flotador prácticamente no existen agentes informales o ilegales para el periodo de tiempo analizado. Los agentes informales solamente están presentes para el recurso huiro negro, recurso de mayor importancia, que explica en un 90 % la pesquería de las algas pardas de la región. Los datos estimados del número de agentes ilegales que participaron en el desembarque se resumen en el siguiente cuadro:

Año	Número estimado de agentes ilegales		
	Huiro negro	Huiro palo	Huiro canutillo
2012	195	0	4
2013	196	0	4
2014	24	0	0
2015	78	0	0



Se observó que durante el 2012 un 47% de los registros pesqueros para huiro negro sugieren participación de agentes “ilegales”, este porcentaje en 2013 subió a 62,0%, para caer en 2014 a 5,4%. Durante el 2015 un 20,2% de los registros de desembarque total anual sugiere la participación de agentes “ilegales”.

Criterios de extracción

De acuerdo a las reuniones sostenidas en la primera visita prospectiva a la región de Tarapacá, realizadas en enero de 2015, se tuvo la oportunidad de conocer de parte de los usuarios del recurso, la forma y los criterios de extracción. El alga es extraída durante todo el año por los algueros desde los varaderos naturales que ya se encuentran identificados en cada zona de extracción. En el caso de Áreas de Manejo el alga es extraída barreteada durante los meses de enero a marzo, cuando los informes de seguimiento que se presentan a la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura han sido completamente tramitados y se ha autorizado la extracción de estos recursos.

El alga parda en la región de Tarapacá también es extraída por pescadores que, en periodos de baja extracción/demanda de otros recursos como erizos y pulpos, vuelcan sus esfuerzos a la pesquería de estos recursos algales. La extracción de algas también es sostenida por personas que llegan de otros sectores de la misma región e incluso de otras regiones (como por ejemplo de la IV Región). Esta situación no es bien vista por los extractores dentro de cada zona de extracción de la región de Tarapacá.



En época estival los extractores tienen problemas con los campamentos que se forman en diferentes sectores del litoral de la región. Los campamentos son agrupaciones de carpas con familias completas que veranean en el sector, ocupando parte de la playa. De esta manera los extractores que secan sus algas en la playa se ven fuertemente amenazados por los veraneantes que se molestan por el olor y por la extensión de arena que se ocupa en la instalación de carpas en detrimento del secado de algas. Hay muchas ocasiones también donde esa población flotante también participa activamente en faenas de recolección y venta de huiros, para solventar los gastos de vacaciones.

En general, los extractores de algas pardas son personas con baja escolaridad, que no poseen un trabajo estable y que viven en el borde costero, muy cercano a zonas donde históricamente el alga vara en forma natural. También existen personas (principalmente jóvenes) que en forma esporádica y por necesidad puntual recolectan y secan alga. De esta manera (más bien informal), se ha desarrollado la actividad que provee materia prima a la industria del alginato a nivel mundial. Hoy, los criterios de extracción se encuentran limitados en espíritu por una medida de administración pesquera que rige a partir del 01 de noviembre del 2013 al 31 de octubre del 2016, la cual prohíbe la extracción activa (barroteo) de algas pardas, pudiéndose comercializar solamente las algas varadas.

ii) Distribución del desembarque en la Región

Desde el punto de vista de la pesquería de las algas pardas, la región de Tarapacá se caracteriza por la explotación del huiro negro, huiro palo y huiro canutillo. El recurso de mayor importancia, considerando los volúmenes de extracción, es el huiro negro. La **Figura 54** muestra el desembarque de las algas pardas en la región de Tarapacá durante el periodo 2007-2015. A contar del 2007 las estadísticas



separan los volúmenes de explotación entre las regiones XV y I. El promedio de desembarque anual para ese período (2007-2015) es de 16 mil toneladas; mientras que el mayor volumen desembarcado fue de 31 mil ton el año 2009.

Los desembarques (ton) de los recolectores asociados al plan de manejo para lo que va de 2016 (**Figura 55**) reportados en Sernapesca, muestran que los recolectores tanto para huiro palo como para huiro flotador no sobrepasan las 20 toneladas anuales. Por el contrario, huiro negro presenta una cantidad importante de recolectores con desembarques sobre las 36 toneladas anuales; considerando la premisa de extracción de 3 toneladas mensuales por recolector.

Si se analizan los desembarques de algas pardas por zona de extracción entre los años 2014 y 2016 (agosto), se observa que para huiro negro siempre la zona 1 es la que tiene mayores desembarques, aunque éstos han disminuido con los años. Se observa además que el desembarque aumenta hacia el sur, desde la zona 3 a la zona 5. En huiro palo, la zona 5 es donde se observan mayores desembarques, los que han disminuido con los años. Huiro canutillo siempre se extrae en la zona 5, aunque llama la atención este último año que se ha extraído bastante en la zona 3 (**Figura 56**).

Si se analizan los desembarques de este grupo de algas pardas en forma mensual, durante un periodo de tiempo de seis años (2010-2015), se puede observar que en el caso de huiro negro, existe una baja en los niveles de explotación en el año 2011 comparado con el 2010. Los años 2012 y 2013 muestran valores altos en algunos meses para el desembarque de este recurso, llamando la atención el alto desembarque registrado a fines de 2013, que se incrementa aún más en enero del 2014, alcanzando las 5056 toneladas; posteriormente el desembarque disminuye prácticamente diez veces menos a fines del 2015 (datos preliminares). En una



tendencia opuesta, llama la atención la disminución de los desembarques respecto al año 2010 (alrededor del 40 %) en el caso de huiro palo y huiro flotador. **(Figuras 49 a la 51, Tablas 21 a la 23)**

Al analizar los volúmenes de explotación de cada recurso objetivo por caleta, se observa que en general la mayor cantidad de alga extraída corresponde a huiro negro. Las caletas con mayor desembarque de este recurso en orden decreciente son: Pisagua, Caramucho, Rio Seco, San Marcos y Chanavayita **(Figura 57)**.

Pisagua, es la caleta que presenta el mayor volumen de desembarque para el recurso huiro negro; volumen que ha presentado un alza importante a partir del año 2009 **(Figura 57 A)**. El año 2013 el volumen de desembarque de la caleta de Pisagua fue de 4370 toneladas, volumen que ha descendido a 3091 toneladas durante el 2015.

Los otros dos recursos (huiro palo y huiro canutillo) son mayormente extraídos en caleta San Marcos; huiro palo con un volumen de desembarque de 335,7 toneladas durante el año 2009 y huiro con un volumen de desembarque de 374,8 toneladas, durante el año 2013 **(Figura 58)**.

iii) Identificación, caracterización y distribución de los actores involucrados en la cadena de comercialización de algas pardas en la Región.

La cadena de comercialización de las algas pardas en la región de Tarapacá está conformada por los siguientes eslabones, que se resumen en el siguiente esquema:



Extractores							
Año	No. total de extractores legales	<i>L. berteroana</i>		<i>L. trabeculata</i>		<i>M. integrifolia</i>	
		Volumen (ton)	Valor (M\$)	Volumen (ton)	Valor (M\$)	Volumen (ton)	Valor (M\$)
2015	392	7962	1.353	668	167	144	7
2014	433	16032	3.703	525	111	261	13
2013	274	19998	7.600	952	266	734	110
2012	265	15918	2.595	772	138	508	58

Valor se expresa en Millones de Pesos, utilizando valores en playa registrados por Semapesca

Intermediarios	
Año	Número de Intermediarios
2015	41

Número de intermediarios en base a registro Semapesca. Datos de volumen y valor transado por intermediario fueron solicitados a través del portal de Transparencia, pero no han sido recibidos para su análisis

Plantas Picadoras			
Año	No. de Plantas	Materia Prima (ton)	Producción (ton)
2014	18	56.840	11.973
2013	15	25.843	5.639
2012	12	44.647	9.951

Exportadoras							
Año		<i>L. berteroana</i>		<i>L. trabeculata</i>		<i>M. integrifolia</i>	
		Volumen (ton)	Valor FOB (US)	Volumen (ton)	Valor FOB (US)	Volumen (ton)	Valor FOB (US)
2015		5.261,5	5.106.360	416,7	664.683	126	91.819
2014		8.088,7	11.95.817	208,5	298.458	156,7	194.766
2013		8.982,7	13.923.156	830,6	1.343.806	969,6	1.297.130
2012		5.248,0	5.416.192	210,0	253.280	752	669.578



Extractores

Los extractores son algueros, pescadores artesanales u otras personas incluso de otras regiones del país que extraen en forma ocasional el alga varada en la playa. El alga también puede ser extraída de áreas autorizadas (AMERB's), en este caso son los socios los encargados de la extracción de estas áreas. Posteriormente el alga es secada al sol y trasladada a plantas picadoras, y de este lugar enviada como alga seca picada a comercializadoras para su exportación.

De acuerdo a la información analizada la caleta de Pisagua es la que posee los mayores volúmenes de desembarque para el alga huiro negro. Según el Registro Pesquero Artesanal (RPA), año 2015, en esta caleta para la categoría alguero existe un total de 248 personas inscritas, de las cuales el 73 % corresponde a hombres y el 27% a mujeres. Para el caso de los otros dos recursos: huiro palo y huiro flotador, la caleta de San Marcos es donde se desembarca los mayores volúmenes. Según el RPA, año 2015, en esta caleta existen 181 personas inscritas, de las cuales el 86 % corresponde a hombres y el 14% a mujeres (**Figura 59**).

En relación a las medidas de administración pesquera para las algas pardas, en la región de Tarapacá existe veda extractiva, no obstante, se permite la recolección de alga varada en el borde costero y prohíbe la remoción directa de las mismas, con la excepción de las áreas de manejo.

La cadena de comercialización (**Figura 60**) se inicia con la colecta y posterior secado del alga varada al sol desde diferentes zonas, donde en forma histórica el alga ha sido acopiada en forma natural producto de las varazones que se constatan en diferentes puntos de la región de Tarapacá, ocasionadas por las marejadas (**Figura 61**).



Como se comentó precedentemente, los recolectores de algas pardas se encuentran limitados por la Res. Ex N°2304 MINECOM, que establece el número de participantes para el plan de manejo para los recursos huiro negro, huiro palo y huiro flotador en la región de Tarapacá. De acuerdo a esta resolución, 442 personas (actualmente el registro se ha actualizado llegando a 476 personas, según Res. Ex 2511/2015) se encuentran autorizadas para la extracción y venta de estos recursos en las cinco zonas de extracción establecidas. La mayor cantidad de personas inscritas en el plan de manejo se encuentran al sur de la región de Tarapacá, específicamente en la zona 5 de extracción (**Figura 62**).

En evaluaciones de terreno efectuadas en la zona de estudio, se observaron algunas herramientas que se utilizan para la colecta y traslado del alga en proceso de secado desde las playas, tales como: ganchos, trineos de madera, ramplas y cordeles (**Figura 63**).

El alga seca en playa es vendida a las plantas picadoras en forma de “atados” o paquetes de alrededor de 40 kilos (**Figura 64**), condición que los agentes recolectores denominan “venta en rama”. El precio de venta promedio del alga varada registrada en playa por Sernapesca para el año 2013 es de \$380 para huiro negro y \$280 para huiro palo; huiro flotador no presenta valores para ese año, a pesar de que sí existió desembarque. Esta fuente de información no reporta valores oficiales para el año 2014 ni lo que va corrido del año 2015, sin embargo los valores informados por los agentes extractores para fines de 2014 y lo que va corrido del 2015 indican que el valor para huiro negro es de sólo \$120 por kilo.

El precio transado en playa en la región de Tarapacá es fluctuante a lo largo del año para los tres recursos en estudio. Huiro negro y huiro palo son los que presentan a



lo largo del año los mayores precios. Por lo general, los precios son mayores cuando se inicia el proceso de cosecha (primavera) y es menor en época estival. Si se comparan los precios promedios de esta región con las otras regiones del país donde también se comercializan estos recursos, la Región de Tarapacá es la zona con los precios más altos transados en playa.

De acuerdo a lo informado en terreno los precios transados en playa son los siguientes:

RECURSO Presentación: atados de alga seca de 40-50 kilos	PRECIO (\$/kg) EN PLAYA (Sernapesca, 2013)	PRECIO (\$/kg) EN PLAYA (Com. Personal,2015)
Huiro negro	380	130-200
Huiro palo	280	230-300
Huiro flotador	-	50

Intermediarios

Respecto a la cadena de comercialización, los intermediarios formales según registros Sernapesca, suman 41 personas. Por zona de extracción, el mayor número de intermediarios se encuentra en la zona dos y zona cuatro (**Tabla 26, Anexo 5**).

Por lo general, el transporte desde la playa a las plantas picadoras se realiza en camionetas y camiones. Además del transporte terrestre que se realiza en la zona sur de Iquique, existe el transporte marítimo realizado desde varaderos y plantas ubicados al norte de la región de Tarapacá, entre el límite con la región de Arica y Parinacota hasta Pisagua, puerto que actúa como lugar de desembarque de la materia prima. En Pisagua, es desembarcada tanto el alga seca como los sacos con



alga picada procedente de la planta ubicada en Punta Cuevas (**Figura 65**). Las embarcaciones destinadas a este transporte, pueden cargar 6.000 a 7.000 kilos de alga picada en sacos por embarcación (unos 120-140 sacos con alga picada).

Plantas Picadoras

Una vez que el alga en “atados” llega a las plantas, es secada al sol nuevamente y se retiran los residuos tales como arena o piedrecillas que hacen que el alga pese más. Entre el proceso de secado (en playa y en planta) más el proceso de picado (**Figura 66**) existe una pérdida de biomasa importante (entre el 40% a 70% de su peso inicial según las entrevistas realizadas). Una vez que el alga ya se encuentra seca es ingresada al molino (de martillo) a través de una cinta transportadora. El alga picada es depositada en sacos de 50 kilos para su venta. La presentación de venta del alga es de 1 a 12 mm de calibre (**Figura 67**).

De acuerdo a la información entregada por Sernapesca para el año 2013, existen 15 plantas que registraron operación en la región, para la línea de elaboración alga seca. En la **Tabla 27** se observa materia prima y producción (en toneladas) totales de las plantas picadoras de algas pardas en la región de Tarapacá. Se observa que el año 2013 se procesaron un total de 16.680 toneladas de materia prima generando un total de 14.992 toneladas de producto final.

De acuerdo a lo informado en las entrevistas, los precios de venta de alga picada presentada en sacos de 50 kilos y que es destinada a empresas exportadoras son los siguientes:



RECURSO	PRECIO (\$/kg)
Presentación: sacos alga picada 50 kilos	Venta empresa mediano tamaño
Huiro negro	300-400
Huiro palo	500-620
Huiro flotador	180

Por lo general, las empresas son de origen familiar y los dueños se desempeñaban como recolectores de algas en el pasado. Dependiendo del tamaño de la empresa y de la abundancia del alga varada es el número de empleados que éstas poseen, existiendo un número importante de extranjeros (bolivianos o peruanos).

La infraestructura (**Figura 68**) de las plantas de picado de algas se encuentra situada en una o media hectárea que se arrienda a Bienes Nacionales, básicamente consta de una gran zona destinada al acopio y secado del alga comprada en playa, molinos, bodegas de acopio de sacos con el alga picada, oficina para labores administrativas y sector destinado a los trabajadores (casino y baños). El perímetro de las plantas se encuentra cerrado y dependiendo del tamaño de la empresa es el material utilizado en el cierre perimetral (malla Raschel, madera o cemento). Además cada planta posee camiones o camionetas destinados a la compra de materia prima en playa. En la planta, además, se utilizan tractores y camiones pequeños para el movimiento del alga y de los sacos ya preparados para la venta. Cada saco se encuentra rotulado con la siguiente información: Tipo de alga, N° de planta, fecha de elaboración y el nombre de la empresa exportadora (**Figura 69**).

En la visita y entrevistas a las plantas picadoras de la región, realizadas en julio 2015, se distinguieron tres tipos de plantas:



1. De menor tamaño, la venta se encuentra orientada a las plantas picadoras de mayor tamaño dentro de la misma región. Poseen una venta promedio menor a 70 toneladas/mes y un abastecimiento y venta menor a 1.000 toneladas anuales.
2. De mediano tamaño, aquellas que entregan el alga picada a empresas exportadoras tales como Prodalmar o M2. La venta de estas empresas se encuentran por sobre las 70 toneladas/mes y un abastecimiento y venta entre 1.000 y 3.000 toneladas anuales.
3. De mayor tamaño, aquellas que tienen la capacidad de exportar en forma directa a China, en la región distinguimos dos plantas: Shellfish y Algas del Norte. Los niveles de producción se encuentran, como promedio, por sobre las 200 toneladas/mes; un abastecimiento y venta superior a las 3.000 toneladas anuales (**Figura 70**).

Las plantas de mediano tamaño, por lo general, vuelven a picar el alga para cumplir con los estándares preestablecidos (calibre).

La mayoría de las plantas picadoras de la región de Tarapacá se encuentran al sur de Iquique (**Figura 71**), sólo una planta se encuentra en Punta Cuevas, sector ubicado al norte de Pisagua, lugar que solamente posee acceso por embarcación. Esta planta se categorizó como de mayor tamaño. La materia prima proviene mayoritariamente de un varadero ubicado en la misma localidad. La producción es desembarcada en Pisagua y llevada a la Planta de la misma Empresa, ubicada en Caleta Los Verdes, al sur de Iquique. El alga que no es picada en Caletita Buena es llevada en rama o paquetes a Los Verdes para su secado y posterior molienda.



Las empresas de mayor tamaño exportan a China en forma directa, aunque también venden a empresas como Prodalmar. La producción promedio mensual de las empresas en esta categoría y de esta región es de 200-300 ton/mes. De acuerdo a las entrevistas, las exportaciones han bajado considerablemente estos últimos años, información que concuerda con lo reportado por IFOP en el Boletín de exportaciones (**Figura 72**).

Las empresas que reúnen el alga de la región, principalmente producida por las empresas de mediano tamaño son MINGYUE CHILE S.A. (PRODALMAR) y EXPORTACIONES M2 S.A. Ambas empresas no se encuentran en la región de Tarapacá. Mingyue Chile; es el producto de la fusión de Prodalmar, una de las principales exportadoras chilenas de algas pardas, con Quingdao Mingyue Seaweed Co Ltd, una de las principales empresas chinas en la fabricación de alginatos. Esta fusión según los productores, asegura los mercados y tiene una mayor eficiencia en el proceso y el negocio. Las oficinas y plantas se encuentran en Curauma (región de Valparaíso). Las oficinas de Prodalmar se encuentran en Antofagasta, la materia prima es obtenida desde Arica a Los Vilos y es procesada en las plantas de Antofagasta, Vallenar y Ovalle, posteriormente el producto es trasladado a Curauma para ser exportado. El año 2014 esta empresa exportó USD 17.730.185.

Exportaciones M2 S.A., es una empresa exportadora de alga seca, fundada en el año 2001 con oficinas en Coquimbo, posee dos plantas de proceso en Andacollo y Vallenar. La materia prima la obtiene desde Iquique a Los Vilos. El destino de la producción es a Europa y Asia. El año 2014 esta empresa exportó USD 8.868.760.



Indicadores poblacionales (línea base) descritos en la literatura disponible

Se incorpora este apartado recogiendo las sugerencias indicadas en la evaluación técnica del segundo informe de avance, a fin de describir y comparar el estado poblacional de las praderas en evaluación consideradas en este estudio con antecedentes previamente descritos en la literatura para las mismas praderas o sectores de extracción, considerando como referencia el Plan de Manejo de Algas Pardas de la Región de Tarapacá.

INFORME FINAL CONSULTORA M&S PARA HUIRO NEGRO

PROYECTO: Seguimiento biológico pesquero y evaluación económica, como insumo para plan de manejo de la pesquería de algas pardas I Región, 2013-2014.

UNIDAD EJECUTORA: CONSULTORA M&S GESTION y CONOCIMIENTO LTDA.

JEFE PROYECTO: Pedro Pizarro Fuentes.

Sitios de muestreo

Los sitios de muestreo considerados por esta consultoría fueron 8, los cuales fueron muestreados mensualmente entre enero de 2014 y diciembre del mismo año. Algunos de ellos coinciden con los sitios actualmente muestreados en este estudio.

Sitio de Muestreo	Correspondencia con zona de extracción Plan de Manejo Algas Pardas Región de Tarapacá
Caleta Chica	1
Pozo Dorado	1
Punta Gruesa	3
Aguadita	4
Sur Caramucho	4
Piedra La Bola	5
Ike Ike	5
Pejesapo	5



Aspectos Metodológicos

Para determinar variaciones temporales en los patrones poblacionales se realizaron muestreos mensuales con cuadrantes y un muestreo destructivo (30 plantas para registrar variables morfométricas). Los muestreos mensuales consistieron en la evaluación de 10 transectos perpendiculares a la costa, cada uno con 6 cuadrantes de 1 metro cuadrado (n total = 60 unidades muestrales). En cada cuadrante se estimó densidad, para luego extrapolar a la superficie de la pradera evaluada. El cálculo de biomasa se hizo estimando la frecuencia de cada rango de talla por el peso promedio de la planta de ese rango. La estimación de estructura de tallas se hizo sobre 30 plantas, midiendo largo total, diámetro mayor y menor de disco de fijación, número de estipes y altura del disco de fijación. El reclutamiento se midió directamente desde los cuadrantes de la evaluación poblacional, contando los individuos menores a 10 cm.

Principales resultados constitutivos de una línea base de la zona de estudio

La densidad media total para cada sitio de muestreo en este estudio fluctuó entre 2,6 plantas por metro cuadrado en Aguadita (Zona 4) y 1,6 plantas por metro cuadrado en Ike-Ike (Zona 5). En cuanto a la variación de la densidad dentro del período de muestreo, se detectó una disminución de la densidad entre principios de verano 2014 y fines de invierno de 2014, para repuntar hacia fines de primavera de 2014. Los mayores valores de densidad se dan en la zona 4 (2,6 plantas por metro cuadrado), mientras que en la zona 3 se dan los menores valores de densidad (2,2 plantas por metro cuadrado). Los autores concluyen que la norma general en cuanto a la densidad observada es de 2 a 4 plantas por metro cuadrado, independiente de la localidad y momento de muestreo. Sin embargo, los sitios de muestreo de la Zona



5 muestran frecuentemente (50% de los cuadrantes muestreados) densidades menores a 1 planta por metro cuadrado.

En relación a la abundancia, los autores entregan información sobre biomasa disponible y número total de plantas. En relación a la biomasa disponible, que es el aspecto de más interés para este estudio, los resultados indican que la biomasa disponible es mayor en Pozo Dorado (Zona 1) con 1.011 ton y Punta gruesa (Zona 3) con 1.126 ton mientras que los valores más bajos se registran en los dos sitios muestreados en la zona 4, con 143 ton en Aguadita y 58 ton en Caramucho Sur.

En relación al diámetro de disco, los autores de esta consultoría indican que en general los muestreos indicaron que las plantas presentaban diámetro de disco de entre 11 y 15 cm, detectándose los mayores valores de esta variable en Punta Gruesa (Zona 3).

En relación al largo total de las plantas, de la información presentada por los autores se puede inferir que para todo el período de estudio, las plantas fueron más frecuentes en el rango de talla entre 100 y 175 cm de largo total.

En relación al peso individual de las plantas, las con mayor peso promedio se encuentran en la zona 3.

Los valores de reclutamiento observados durante el desarrollo de esta consultoría son en general bajos, registrándose los valores más altos de este parámetro a fines de invierno y principios de primavera.



PROYECTO ALGAS TARAPACA-UNAP (2011)

PROYECTO: Programa de manejo, cultivo y repoblamiento para las algas pardas en la región de Tarapacá.

UNIDAD EJECUTORA: Universidad Arturo Prat – Departamento de Ciencia del Mar e Instituto de Ciencias y Tecnologías

JEFE PROYECTO: Marcela Ávila Lagos.

Principales resultados constitutivos de una línea base de la zona de estudio

Por medio de evaluaciones indirectas de biomasa y densidad en las diferentes praderas analizadas, se constató la existencia de una variabilidad importante en los niveles de biomasa estimada estacionalmente y entre las localidades analizadas, para el recurso huiro negro. Los mayores valores de biomasa se observaron durante el verano. La densidad promedio de la región fue de 3 a 4 plantas por m². La evaluación de la biomasa y densidad hecha en forma directa, realizada en septiembre del 2011, para huiro negro, arrojó una biomasa total disponible en la región de aproximadamente 34.178 toneladas de alga húmeda, con un promedio de 10 kilos por m² y con una densidad de 4 plantas por m². El tamaño promedio de las plantas fluctuó entre 120 y 200 cm, con una media de 150 cm.

Biomasa y densidad obtenidas en forma indirecta de huiro palo, presenta el mismo patrón de variabilidad en los niveles de biomasa estimada estacionalmente y entre localidades. Las mayores biomásas se observaron durante el otoño. La densidad promedio de las praderas fue de aproximadamente 2 plantas por m².

Las tallas representan en general a una población joven. Se aprecian variaciones en la frecuencia de individuos por clase de tallas, pero sin una progresión modal hacia tallas mayores entre las estaciones analizadas. Esto sugiere que las tasas de



crecimiento en las distintas épocas no son favorables para observar un aumento apreciable del tamaño de las plantas. Por otro lado, cabe notar que en general los tamaños de plantas son pequeños, y posiblemente representan una cohorte joven. En todos los casos se observa una baja ocurrencia de discos adultos de gran tamaño.

Las estructuras de tallas descritas en el estudio realizado por la UNAP coinciden con lo observado en este estudio, en el sentido que predominan en los sitios seleccionados poblaciones jóvenes, dominadas por tallas menores a 20 cm de diámetro de disco basal, sin observarse entre estaciones (en las localidades donde es posible inferir este tipo de patrón) una progresión modal hacia tallas mayores.

PROYECTO FIP N° 2008-38

PROYECTO: *“Evaluación de la Biomasa de Praderas Naturales y Prospección de Potenciales Lugares de Repoblamiento de Algas Pardas en la Costa de la XV, I Y II Regiones”*

UNIDAD EJECUTORA: Universidad Católica del Norte – Facultad de Ciencias del Mar

JEFE PROYECTO: Julio Vásquez

Autores: Vásquez, J., N. Piaget, F. Tala, M. Vega, A. Bodini, S. Morales, L. Jorquera, C. Sáez, y P. Muñoz.

Principales resultados constitutivos de una línea base de la zona de estudio

Este estudio definió 11 ZOE (Zonas de Operación Extractivas) para las actividades de extracción de algas pardas en la región de Tarapacá. Se definió un ancho promedio de 2 m para las praderas de huiro negro y 100 m para las praderas de huiro palo. En los sectores con presencia de huiro negro, la densidad varió entre 4,72 y 7,67 plantas·m². La abundancia de huiro palo es menor a 1 planta plantas·m². La abundancia de huiro flotador varió entre 2,17 y 3,59 plantas·m². En relación a la biomasa de huiro negro como variable de condición base



(intervenido/no intervenido), los autores de este estudio indican un valor de 20 kg·m² como indicativo de sectores intervenidos, a diferencia de sectores no intervenidos, en donde la biomasa es mayor a 30 kg·m², sin embargo, sin embargo, la gran dispersión de los datos respecto de la media indicada por los autores hace suponer que todos los sitios evaluados han tenido un grado de intervención por pesca. En este estudio, los autores señalan como criterio para determinar biomasa cosechable aquellas plantas con discos de fijación mayores a 20 cm de diámetro, y bajo esa premisa, las fracciones cosechables de biomasa para los sitios evaluados variaron entre 20 y 40% de la biomasa disponible. Para la región de Tarapacá, los autores estiman una biomasa disponible de 13.364 ton, y una biomasa cosechable de 5.608 ton.

En el caso de huiro flotador, la biomasa observada vario entre 10 y 30 kg·m². La biomasa disponible vario en función de la extensión de los parches que conforman este recurso, y considerando que no se observaron acciones de cosecha sobre el mismo, la biomasa cosechable fue determinada utilizando un criterio de mortalidad natural más que mortalidad por pesca. Bajo esta premisa, la biomasa disponible de huiro canutillo estimada fue de 57.504 ton, y la cosechable de 28.752 ton. Para huiro palo, la biomasa observada en los diferentes sitios de evaluación fue de alrededor de 5 kg·m², mientras que a diferencia de huir negro, las fracciones cosechables de este recurso en la zona evaluada dentro de la región de Tarapacá fluctuó entre el 10 y 60% de la biomasa disponible, siendo más frecuente para los sitios evaluados explotar el 40% de la biomasa disponible. Para la región de Tarapacá, los autores estiman una biomasa disponible de huiro palo de 135.058 ton, y una biomasa cosechable de 72.498 ton.



PROYECTO FIP Nº 2000-19

PROYECTO: *Estrategias de explotación Sustentable Algas Pardas en la Zona Norte de Chile-IFOP*

UNIDAD EJECUTORA: Instituto de Fomento Pesquero

JEFE PROYECTO: Jorge González Yáñez

Autores: Jorge González, Carlos Tapia, Álvaro Wilson, Jorge Garrido, Marcela Ávila.

En términos poblacionales se estimó la densidad, biomasa estructura de tallas y relaciones morfo-gravimétricas para cada sector en este estudio, complementada con información comunitaria asociada a los huirales.

A pesar que no fue comprometida la realización de estudios de dinámica poblacional, se parametrizó los principales componentes poblacionales de huiro negro: crecimiento, mortalidad y tasa de renovación, dada la importancia de estos procesos en la definición de planes de ordenamiento y manejo. Lo anterior, se realizó en función del análisis de la mejor información disponible en la literatura y otros antecedentes no publicados.

Los estudios de casos, permiten establecer como variables de desempeño para el estado del recurso, indicadores asociados a: densidad, biomasa por área, tallas y niveles de reclutamiento, de los cuales la talla poblacional, evaluada a través del diámetro del disco basal, resulta de mayor utilidad a nivel local. Este indicador a su vez, da cuenta de la diversidad y riqueza de especies asociadas al ecosistema, dado que se observan efectos ecosistémicos negativos en los sectores con mayor grado de intervención antrópica, asociados a poblaciones rejuvenecidas. Es importante destacar que los registros de desembarques espaciales y temporales no reflejan el



estado del recurso; sino que representan la dinámica de la compra de alga por parte de las empresas.

Un análisis comparativo entre los resultados de este estudio y los descritos precedentemente se indican en el siguiente cuadro:



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

	FIP 2014-15 IFOP	Seguimiento P. Manejo 2013-2014 M&S Consultores	Programa Manejo, Cultivo y Repoblamiento UNAP	FIP 2008-38 UCN	FIP 2000-19 IFOP
Especies objeto del estudio	L. berteroana, L. trabeculata, M. integrifolia	L. berteroana, L. trabeculata, M. integrifolia	L. berteroana, L. trabeculata, M. integrifolia	L. berteroana, L. trabeculata, M. integrifolia	L. berteroana, L. trabeculata, M. integrifolia
Número de sitios para evaluación directa	6 para L. berteroana 3 para L. trabeculata 1 para M. integrifolia	8 para L. berteroana, no hubo evaluación directa para los otros recursos	8 para L. berteroana 3 para L. trabeculata 1 para M. integrifolia	7 para L. berteroana 7 para L. trabeculata 5 para M. integrifolia	2 para cada recurso
Parámetros poblacionales evaluados	Estructura de tallas, densidad, crecimiento, mortalidad, reclutamiento, biomasa disponible y cosechable	Estructura de tallas, densidad, reclutamiento, estado reproductivo.	Estructura de tallas	Densidad, diámetro de disco, biomasa	Densidad, estructura de tallas, relación longitud/peso, estimación de biomasa disponible
Estudio de varaderos	Si, estimación de composición de biomasa varada por especie. Varaderos compuestos principalmente por L. berteroana	Si, estimación de porcentaje de plantas extraídas activamente o por mortalidad natural	No se abordó	Si, estimación de composición de biomasa varada por especie. Varaderos compuestos principalmente por L. berteroana	Caracterización de especies y composición de tallas
Fuente datos para análisis del desembarque	Sernapesca	Sernapesca	Recolección de datos de desembarque con monitores		Sernapesca
Principales resultados poblacionales	Praderas de L. berteroana compuestas por plantas < 20 cm diámetro de disco. Biomasa promedio sin claro comportamiento estacional, para todos las praderas y estaciones evaluadas < 30 kg/m ² . Biomasa disponible entre 8 y 14 mil toneladas. Praderas de L. trabeculata con plantas < 15 cm diám. disco, < 5 ind/m ² y biomasa promedio < 8 kg/m ²	Bajas densidades poblacionales (2,9 ind/m ²) estimación de biomasa disponible de 4.288 ton. Mayor biomasa disponible en zona 3 (Punta Gruesa) Diámetros de discos de fijación fluctuaron entre 11 y 15 cm, plantas mayores en Punta Gruesa. Reclutas en todo el período de estudio. Plantas reproductivamente maduras a los 12 cm de diám. de disco		Praderas de L. berteroana con plantas < 20 cm diám de disco. Densidad promedio 6,2 ind/m ² en L. berteroana, 0,76 ind/m ² para L. trabeculata y 2,9 ind/m ² para Macrocystis. Biomasa promedio (kg/m ²) varía entre localidades (> 30 kg/m ² en Pisagua, Chanavaya y San Marcos, entre 20 y 30 kg/m ² en Caramucho y Chipana, < 20 kg/m ² en Los Verdes.	L. berteroana: densidad 4,5 a 2,4 ind/m ² ; biomasa 22,8 a 11,9 kg/m ² , diám de disco 14,7 a 20,1 cm L. trabeculata: densidad 1,5 a 1,4 ind/m ² , biomasa 3,1 kg/m ² , diám disco < 13 cm M integrifolia: densidad 1,8 ind/m ² , biomasa 0,7 a 7 kg/m ² Biomasa disponible > 20.000 ton
Análisis de la pesquería	Principalmente representada por L. berteroana, agentes extractores mayoría varones, presentes en mayor numero en zonas 1 y 5 de plan de manejo. Desembarque de L. berteroana se concentra en zona 1, otros recursos en zona 5	Participación mayoritaria de hombres en la pesquería, concentración de desembarque de L. berteroana en zona 1, otros recursos en zona 5. Mayor concentración de recolectores en zona 1 y 5	Concentración de desembarque de L. berteroana en zona 1, otros recursos en zona 5.		Bajo número de agentes extractores



Un análisis comparativo de los estudios anteriormente descritos, realizados entre 2001 y 2015 indica que la variable densidad, para el recurso huiro negro, ha fluctuado dentro de un rango estrecho (entre 3 y 6 plantas/m²), con una gran variabilidad dentro de las praderas evaluadas. Dentro de la zona 1 de operación del Plan de Manejo de la pesquería de Algas Pardas, los estudios anteriores a este habían determinado densidades de entre 1,4 y 4,5 ind/m², mientras que este estudio ha determinado densidades de entre 8,7 y 11,4 ind/m², lo que podría estar determinado por la mayor presión de extracción de las praderas evaluadas en el presente estudio. Llama la atención que en este estudio (FIP 2014-15) las estructuras de talla (estimadas a partir del diámetro de disco de las plantas) de las praderas evaluadas muestran un gran porcentaje de plantas menores a 20 cm de diámetro de disco, por lo tanto, son poblaciones mayoritariamente constituidas por plantas de mediano a pequeño tamaño, que se deberían presentar en gran densidad en la población. Este estudio (FIP 2014-15), levantó datos poblacionales en la zona 2, los que no son comparables con estudios anteriores dado que no se levantó información en ese sector. La situación de huiro negro en la zona 3 de operación del Plan de Manejo de la pesquería de Algas Pardas no es diferente de la descrita para la zona 1: este estudio apunta a densidades mayores (4,1 a 6,1 ind/m²) que las determinadas por estudios previos (1,1 a 5,9 ind/m²), y las estructuras de talla establecidas para las praderas evaluadas igualmente muestran poblaciones con alta frecuencia de ejemplares menores a 20 cm de diámetro de disco (más del 80% de la población). En las zonas 4 y 5 del Plan de Manejo de la pesquería de Algas Pardas las densidades observadas de huiro negro no son disimiles de las descritas en estudios anteriores, ya que hay coincidencia en los estudios realizados en relación a las estructuras de tallas dominadas por plantas menores a 20 cm de diámetro de disco.



Para el recurso huairo palo, en contraste, las densidades observadas en las poblaciones evaluadas, para los estudios ejecutados con anterioridad a 2010, evidencian poblaciones con menos de 1,5 ind/m², a diferencia de los estudios realizados desde 2011 a la fecha, donde las densidades fluctúan entre 2,2 y 4 ind/m².

Servicios ecosistémicos

El concepto de Servicio Ecosistémico (SE) incluye de manera amplia, a los Ecosistemas donde sus elementos vivos interaccionan entre sí, y con sus entornos no vivos y proporcionan beneficios, o servicios, al mundo. Incluye también a la Biodiversidad, de una especie o entre especies o ecosistemas que pueden influir en el suministro de servicios ecosistémicos. La biodiversidad, al igual que los servicios ecosistémicos, debe protegerse y gestionarse de forma sostenible. (Cabrera, 2012).

Los servicios ecosistémicos son aquellos beneficios que la sociedad obtiene de los ecosistemas, así, el bienestar humano es dependiente del buen funcionamiento de los ecosistemas. El concepto de servicio ecosistémico surge a finales de los 60 como una forma de dar a conocer y relevar ante la sociedad y quienes toman las decisiones, el vínculo directo que existe entre el bienestar humano y el mantenimiento de las funciones básicas de la planta, conceptos desarrollados desde la visión de los ecosistemas terrestres (Balvabera y Cottler, 2007), pero el concepto de servicio ecosistémico formalizado científicamente desde la ecología.

La iniciativa conocida como *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio* (MEA), promovida por la ONU, definió en el año 2005 los servicios ecosistémicos (SE) como “*los beneficios que las personas y las sociedades obtienen de los ecosistemas de los cuales dependen*” (MEA, 2005). Sin embargo, algunos autores señalan que esta



definición de servicios ecosistémicos no se debe tomar como una definición estática, es decir, que necesariamente tiene que ir evolucionando (Carpenter *et al.*, 2006; Sachs y Reid, 2006; Balvanera y Cotler, 2011).

En esta definición se integran los beneficios, directos e indirectos, que se derivan de la naturaleza para provecho del ser humano y que pueden ser valorados económicamente a fin de equipararlos de alguna manera con actividades económicas que implican cambios en los usos de suelo y de esta manera contar con argumentos adicionales para su conservación y manejo (Camacho y Ruiz, 2011). Según Costanza *et al.*, (1997) el objetivo principal de introducir el concepto de SE es el de incluir las problemáticas ecológicas en términos económicos, el de enfatizar la dependencia de la sociedad en los ecosistemas naturales y además, de impulsar el interés público en la conservación de la biodiversidad.

Para llevar a cabo una evaluación de este tipo se requiere de una mínima comprensión de la estructura y de los procesos ecológicos que permiten el buen funcionamiento de los ecosistemas y que proveen los servicios a las poblaciones humanas. Para ello es necesario ubicar, medir, modelar y mapear los servicios ecosistémicos, relacionando sus cambios con los posibles efectos sobre el bienestar humano (Fisher *et al.*, 2009).

Es evidente que esta disciplina está en un proceso de consolidación, siendo objeto de una discusión que intenta cimentar el proceso de valoración de la naturaleza como un medio para generar conciencia sobre la importancia de los fenómenos ecológicos que benefician a la humanidad (Camacho y Ruiz, 2011).

La clasificación de SE más ampliamente utilizada (MEA 2005) distingue 3 o 4 grupos de SE:



- a) **De aprovisionamiento:** bienes producidos o proporcionados por los ecosistemas que pueden ser aprovechados directamente por los seres humanos.

- b) **De regulación:** servicios derivados de la regulación de los procesos ecosistémicos. Algunos autores incluyen aquí a la capacidad de los sistemas de absorber perturbaciones (resistencia) o de recuperar su capacidad funcional luego de sufrirlas (resiliencia).

- c) **Culturales:** beneficios no materiales que enriquecen la calidad de vida.

- d) **De apoyo:** Incluye SE que son necesarios para producir todos los otros servicios, incluida la producción primaria, la formación del suelo, la producción de oxígeno, retención de suelos, y ciclado de nutrientes entre otros (MEA 2005). Debido a que esta categoría generaba confusión, existe una tendencia creciente a no considerarla en forma separada y agrupar estos “SE de apoyo” con los servicios de regulación por un lado y con las propiedades ecosistémicas por el otro, distinguiendo sólo los tipos a-c descriptos más arriba (Carpenter *et al.*, 2009) y hablando, en el caso de producción primaria, producción de oxígeno, ciclado de nutrientes, etc., simplemente de “propiedades ecosistémicas” **(Figura 73)**

La valoración económica de la biodiversidad y los ecosistemas tiene como objetivo asignarle valores monetarios a los bienes y servicios, independientemente de que estos tengan o no un mercado. El no tener un valor en el mercado, determina que cuando una parte, o la totalidad, de estos bienes y servicios desaparecen esta disminución no es contabilizada. Así, los costos



asociados a la pérdida de biodiversidad o de servicios ecosistémicos generalmente no son tomados en cuenta en la evaluación de los proyectos de inversión. De esta forma, se obtiene una mejor referencia a la hora de realizar inversiones o gastos públicos y es una parte esencial de cualquier decisión política. Entonces, una correcta identificación y valoración de los servicios ecosistémicos contribuiría a reducir la tendencia a subvalorar los ecosistemas en la toma de decisiones, permitiendo un mejor uso o un uso racional y sustentable de los recursos naturales (Daily *et al.* 2000, MEA 2005, Boyd y Banzhaf 2007, Waite *et al.* 2014). La Valoración Económica es una herramienta de investigación que proporciona información valiosa para los tomadores de decisión acerca de la importancia que tienen los recursos que se están evaluando.

La evaluación de servicios ecosistémicos puede involucrar análisis cualitativos y cuantitativos, desde una representación conceptual de cómo las actividades humanas dependen y afectan los ecosistemas hasta la cuantificación del valor monetario de servicios particulares (Leslie y McLeod, 2007; Granek *et al.* 2010).

Las algas pardas también son ecológicamente importantes, porque son la base de cadenas tróficas bentónicas, actuando además como especies ingenieras ecosistémicas que generan hábitats para otras especies marinas de importancia económica.

En este sentido en el estudio FIP 2005-22 (Vásquez *et al.*, 2008) realizado en huirales en la III y IV Regiones, la valorización económica se realizó en 4 etapas, descritas a continuación:



- 1) Identificación de bienes, funciones y atributos del ecosistema: Definición de límites del concepto de Huirales (los bienes, funciones y atributos que lo componen). Se confecciona un listado de los bienes y servicios que poseen, un Valor de Uso Directo, un Valor de uso Indirecto, un Valor de Opción y un Valor de no-Uso. Para lo cual se realizó una exhaustiva revisión bibliográfica, entrevistas y trabajo de campo.

- 2) Jerarquización de bienes, funciones y atributos potencialmente valorables: Con la información de la etapa anterior se identificó una propuesta definitiva de los bienes, funciones y atributos que debieran ser valorados finalmente, y que componen el Valor Económico Total de Huirales bajo estudio. Se jerarquizan los diferentes ítems en la relevancia económica de cada uno. Con ello se evalúa que técnica de valorización que considere una relación apropiada entre los beneficios y los costos de implementarla (**Tabla 28**).

- 3) Selección de métodos de cuantificación física y económica: Una vez definidos los bienes a servicios a valorar, se definió la técnica de valoración a utilizar en cada caso.

- 4) Valoración económica del ecosistema: Esta etapa consiste en implementar las técnicas de valoración apropiadas en cada caso. El procedimiento fundamental ha sido descrito anteriormente, sin embargo a continuación se muestra la forma en que la información puede ser procesada y entregada en esta etapa de valoración económica a través de 3 pasos. a) Cuantificación física de bienes, funciones y atributos. b) Cuantificación Económica de bienes, funciones y atributos. c) Valoración para cada bien, función y atributo.



En el estudio mencionado se realizaron estimaciones basadas en métodos directos y en métodos indirectos. A efectos de ordenar las estimaciones que siguen se muestran en primer lugar las basadas en métodos directos (**Tabla 29**), y posteriormente los resultados de las dimensiones que han requerido aplicar métodos indirectos (**Tabla 30**).

Durante la investigación los autores señalan que aparecieron dimensiones cuyo valor es más difícil de estimar que los señalados en la **Tabla 29**, para los cuales utilizaron un método de valoración contingente. Este método pretende encontrar es el valor asignado por el mercado objetivo a dichos bosques de algas, midiendo la incidencia en el bienestar de las personas vinculadas directa e indirectamente con el recurso, frente a la alternativa de su no existencia. Se realizó a través de un cuestionario aplicado a una muestra de 144 personas. Estas fueron consultadas por su disposición a pagar (DAP) en moneda local por una mejora en su bienestar debido a la existencia de cada una de dichas dimensiones, y en adición se les consulta también por su disposición a trabajar (DAT) (**Tabla 30**).

Según los autores de este estudio, los resultados obtenidos se desprende que la mayor importancia corresponde a la pesquería directa (75%). Le siguen en importancia las especies dependientes de los huirales con pesquería con un 15%. En conjunto, puede decirse que el valor de los huirales se explica fundamentalmente (en más de un 90%) por la pesquería con valor económico que estas implican. Otras dimensiones importantes son la información científica y como depurador ambiental, ambas con una importancia cercana al 9% del valor total. Con una importancia relativa bastante baja se encuentran las dimensiones complejas obtenidas a través del método de valoración contingente. Finalmente, el valor como factor eco turístico no es significativo.



Los resultados obtenidos por los autores del proyecto FIP 2005-22 sirven de base y son complementarios y congruentes con los señalados por Vázquez *et al.*, (2014), quienes identifican en los bosques de algas pardas valores de uso directo (valor de la biomasa obtenida por cosecha, actividades educacionales, actividades turísticas); valores de uso indirecto (fuente de información científica básica y aplicada, como purificador ambiental,) y valores de no uso (sirven de refugio a una gran cantidad de organismos, contribuyendo significativamente a la biodiversidad; son patrimonio cultural e histórico). Con excepción de los valores por educación y ecoturismo, todos los demás servicios ecosistémicos fueron valorados. Los autores además señalan que los valores determinados pueden cambiar acorde a nuevos descubrimientos, industrias emergentes o nuevo reconocimiento de roles ecológicos o sociales. Según Vázquez *et al.* (2014), la valoración económica de los ecosistemas de algas es muy dinámico y no tiene un valor finito, debido al hecho de que el valor de los productos a base de algas cambia con el tiempo, como también las presiones económicas y las percepción sobre ellas que modificarían el tipo y la cantidad de servicios de los ecosistemas. También se señala que existen funciones de las praderas de algas que aún no son suficientemente conocidos científicamente como para cuantificar económicamente los servicios que brindarían como por ejemplo las contribuciones al ciclo del yodo e impactos atmosféricos y climáticos entre otros.

Efecto de la remoción de praderas de algas macroalgas pardas

Los efectos de remoción de algas pardas, particularmente aquellas que son objeto del presente estudio, serán reportados bibliográficamente a dos escalas: a. Efectos en la estructura poblacional o demográfica de las propias poblaciones de algas pardas y b. Efectos en la fauna asociada a los discos de fijación.



a.- Efectos en la estructura poblacional o demográfica de algas pardas.

Vega *et al.* (2014) plantea que la sustentabilidad de la pesquería de algas pardas (en la zona norte en particular) depende de la adopción de buenas prácticas de cosecha sobre el recurso, principalmente enfocándose en la cosecha selectiva de plantas adultas que permitan mantener el stock reproductivo de algas, para facilitar así procesos de reclutamiento y minimizar los efectos producidos por herbívoros bentónicos. En ese escenario, los autores pusieron a prueba el uso de indicadores ecológicos (densidad, biomasa, reclutamiento y estructura de tallas) en áreas con diferentes regímenes de cosecha (áreas de manejo, áreas de libre acceso y áreas marinas protegidas), los cuales permitieron discriminar entre praderas sometidas a buenas prácticas de cosecha de otras donde las recomendaciones de cosecha no fueron puestas en práctica. Los autores plantean que los parámetros demográficos usados en su estudio podrían servir como indicadores ecológicos para evaluar la aplicación de buenas prácticas de cosecha acordadas con pescadores artesanales, comparar los efectos de la cosecha en áreas con diferentes medidas de administración, monitorear la sustentabilidad de las praderas explotadas y establecer medidas precautorias o de recuperación. En este estudio se establece como un supuesto que la extracción de algas afecta en mayor magnitud los parámetros demográficos dentro de áreas de libre acceso, en menor medida en áreas de manejo y de ningún modo en áreas marina protegidas. Entre los principales resultados obtenidos, se aprecia que el reclutamiento de plantas juveniles (< 5 cm de diámetro de disco) tiene una marcada tendencia estacional dentro de las áreas marinas protegidas (principalmente sucede en primavera), donde la mortalidad de plantas adultas (> 20 cm de diámetro de disco) es compensada por intensos eventos de reclutamiento, pero esta tendencia se debilita en áreas de manejo y se vuelve casi nula en áreas de libre acceso. La densidad de plantas adultas es mayor en



poblaciones situadas dentro de áreas marinas protegidas, en contraste a la densidad de adultos observada en poblaciones ubicadas en áreas de libre acceso, mientras que en poblaciones situadas en áreas de manejo en el efecto de remoción de plantas adultas es menor al compararlo con áreas de libre acceso. La densidad de reclutas en áreas de libre acceso es significativamente mayor que las observadas en áreas de manejo y/o áreas protegidas. La biomasa disponible es alta y estable a lo largo del año en áreas marinas protegidas, no así en áreas de manejo hay una marcada estacionalidad determinada por la cosecha de plantas adultas y posterior renovación, tendencia que también se observa en áreas de libre acceso, aunque con la mitad de la biomasa disponible observada en áreas marinas protegidas. Los reclutas y juveniles son menos frecuentes en áreas marinas protegidas en comparación a áreas de libre acceso y áreas de manejo. Si se considera que la talla mínima para extraer plantas en forma activa es de 20 cm de diámetro de disco, la fracción cosechable de la población es un 45% dentro de áreas marinas protegidas, 25% dentro de áreas de manejo y menos de 10% en áreas de libre acceso. Estos resultados demuestran que los parámetros demográficos usados por los autores permiten distinguir entre modos de cosecha y/o regímenes de administración de las praderas de algas pardas, pero principalmente demuestran que la remoción no controlada puede afectar en forma permanente la capacidad de renovación de plantas adultas, que ellas se reproduzcan y así se mantenga el recurso en un sector determinado.

Por otro lado, Oróstica *et al.* (2014) estudiaron los efectos de la presencia de herbívoros en la recuperación y estructura comunitaria de hueros después de eventos de cosecha. Previamente ya se ha establecido (Vásquez y Santelices, 1990) que la remoción de plantas facilita el ingreso de herbívoros entre los discos de fijación de las plantas que permanecen, sin embargo, la experiencia desarrollada



por Oróstica *et al.* (2014) demuestra que la presencia o ausencia de herbívoros en sitios donde se ha removido experimentalmente la población de *L. berteriana* determina patrones de agregación de reclutas diferentes: los reclutas de *Lessonia* están más agregados en sitios donde hay herbívoros y se producen más eventos de coalescencia entre reclutas juveniles, hecho que podría afectar positivamente el crecimiento y sobrevivencia de esporofitos juveniles como una estrategia contra o refugio para herbívoros intermareales (Rodríguez *et al.*, 2014). Los eventos de coalescencia entre reclutas y/o juveniles han sido descritos también por Rodríguez *et al.* (2014), poniendo énfasis en que este proceso biológico podría mostrar en terreno plantas que si bien tienen un diámetro legal que las permitiría cosechar, ellas no se han logrado reproducir aún, ya que en definitiva son una “quimera” de muchas plantas juveniles, lo que podría afectar la sustentabilidad de esta pesquería en el largo plazo.

b.- Efectos en la fauna asociada a los discos de fijación.

Las praderas de macroalgas pardas son conocidas por su función estructuradora de hábitat para las comunidades bentónicas. Constituyen áreas de desove, sustrato de asentamiento, sectores de crianza de invertebrados y zonas de refugio contra la predación, corrientes de fondo y el embate de las olas. En el caso de *L. nigrescens*, los discos adhesivos de presentan numerosas cavidades internas, que son utilizadas como hábitat por diversas especies de invertebrados, cuyo número está en relación directa con el peso del disco y la biomasa de invertebrados (FIP 2006-25). La diversidad de especies de invertebrados aumenta con el aumento de volumen de las cámaras, sin que se produzca el reemplazo de especies que sería esperable en una sucesión ecológica clásica.



Cancino y Santelices (1984) determinaron que a los discos de *L. nigrescens*, se les asociaban 43 especies de invertebrados, siendo el 70% de las muestras juveniles. Estos resultados fueron confirmados por Vázquez y Santelices (1984), quienes además, evaluaron la capacidad de regeneración, la tasa de mortalidad, los cambios morfológicos y el reclutamiento en áreas experimentales, concluyendo que la remoción de plantas puede generar cambios en los patrones de ocupación espacial, al aumentar el número de herbívoros y en el peor de los casos generar áreas desérticas que tardan mucho tiempo en ser repobladas. Estos autores también sugieren que la remoción debería realizarse en ausencia de herbívoros y en la época de mayor fertilidad (Vázquez y Santelices, 1990).

La interferencia de las plantas adultas y la interacción con los efectos del ambiente abiótico son los principales factores ecológicos que regulan el reclutamiento, supervivencia y crecimiento de *L. nigrescens*. En esta especie el reclutamiento es máximo en aperturas que resultan del desprendimiento de plantas más viejas y que la interferencia de frondas maternas hace poco accesible a los pastoreadores (Hoffman y Santelices, 1997). En cuanto a las comunidades de organismos asociados a los discos de *L. trabeculata* estos son similares a otras comunidades de algas descritas para hábitats submareales, salvo que no se encuentran especies codominantes. Existe una relación proporcional entre el tamaño del disco y la riqueza de especies que lo colonizan (Hoffman y Santelices, 1997).

Se ha documentado la importancia de los huiros negro y palo como estructuradores de ecosistema en un estudio realizado entre I y IV Regiones. En él se da cuenta de que los discos de fijación de *L. nigrescens* concentran el 81% del total de taxas observados en el sector intermareal mientras los discos de fijación de *L. trabeculata*



concentran el 68% de los taxa registrados en zona submareal (González *et al*; 2002).

También se corroboró que en zonas intermareales con alta intervención por la remoción directa de plantas de *L. nigrescens* se registraron los menores índices de diversidad y riqueza de especies tanto dentro de los discos de fijación como en espacios interdiscos, lo que genera alta perturbación local de las comunidades afectadas por este método de extracción.

En el estudio **FIP 2006-25**, cuyo objetivo era realizar un diagnóstico biológico-pesquero del recurso algas pardas en la V y VI Región y establecer las bases para la formulación de un plan de administración. Entre los objetivos específicos estaba el establecimiento de indicadores de impacto biológico pesquero por remoción de algas pardas en la zona de estudio. Los indicadores considerados en el estudio fueron: a) cambios en la estructura de tallas de las poblaciones de algas pardas, como indicador de impacto poblacional, b) cambios en la composición de las comunidades asociadas a algas pardas, como indicador de impacto en la comunidad y c) organización de las comunidades asociadas a algas pardas, como indicador de impacto en la comunidad.

Los resultados arrojaron que en el caso de cambios en la estructura de tallas de las poblaciones de algas pardas. El principal indicador de impacto biológico pesquero para especies de algas pardas detectado durante el estudio fue el desplazamiento de la moda hacia marcas de clase más pequeñas al realizar un análisis de estructura de tallas. Lo que se explica debido a que los efectos anteriores no son estáticos, sino dinámicos y acumulativos para algas pardas (FIP N° 2005-22).



Cuando la presión de cosecha se intensifica en magnitud y frecuencia produce en el tiempo una reducción de la tasa de reclutamiento debido principalmente a que los juveniles presentan una baja capacidad reproductiva (Ang *et al.* 1993, 1996, Lazo y Chapman 1996), lo cual dificulta el restablecimiento de la estructura poblacional original (pre cosecha).

Se observó una disminución en los parámetros de fertilidad, lo que también indica impacto biológico pesquero por cosecha, pero el método de análisis es difícil de aplicar. Los patrones de fertilidad de las otras especies de algas pardas consideradas en el estudio varían en función de la estacionalidad de los factores ambientales, más que por la presión de cosecha. Sin embargo, la intensificación de la presión de cosecha de *Lessonia*, por ejemplo, ha demostrado que tiene efectos en los atributos reproductivos de las poblaciones a corto y mediano plazo (*i.e.* meses o años; FIP 2005-22).

Respecto a los cambios en los patrones de abundancia y producción de biomasa de las poblaciones de algas pardas. Se detectó una relación inversa entre la densidad de plantas y la biomasa disponible en las praderas evaluadas. Por ejemplo en un área de libre acceso evaluada en el estudio, la intensidad y frecuencia de cosecha de *L. nigrescens* produjo un incremento en la abundancia pero una disminución en la biomasa disponible. Por ello, la población está conformada principalmente por juveniles que aportan muy poco a la biomasa cosechable en comparación con las adultas.



Los autores señalan que los cambios en los patrones comunitarios de la fauna asociada a los discos adhesivos de algas pardas son una señal de perturbación producida por actividades antropogénicas (Vásquez y Vega 2005), como la remoción de plantas. Los autores señalan que las comunidades asociadas a los discos basales no son sensibles cuando la cosecha se efectúa podando estipes y frondas, dejando el disco adherido al sustrato (Vásquez y Santelices 1990), y en especies de algas con una alta capacidad de renovación de frondas, como es el caso de *Durvillaea antártica* y de *Macrocystis pyrifera*. (FIP 2003-19, FIP 2005-22). Respecto a estas comunidades señalan que presentan una alta correspondencia entre sí, y con la fauna encontrada en el sustrato rocoso intermareal y submareal. Aunque en los sistemas rocosos existen otras especies ingenieras (e.g. *Perumytilus purpuratus*, *Phragmathopoma moerchii*, *Austromegabalanus psittacus*), que muestran atributos comunitarios semejantes a los descritos para la fauna asociada a los discos basales de algas pardas, estas presentan una composición y una estructura distinta. Por lo tanto esta información es relevante debido a los roles ecológicos que cumplen los discos y la determinación en los tipos de cosecha.

Los autores señalan que la composición y estructura de las comunidades asociadas a discos basales de algas pardas cambian en un gradiente que varía en función del hábitat donde se desarrolla la especie de alga parda. Es decir, *L. nigrescens* y *D. antártica*, presentes en hábitats rocosos intermareales expuestos, ellas dominan y presentan comunidades con estructuras muy semejantes entre sí, que difieren en composición de las encontradas en las otras algas pardas. *M. integrifolia* y *M. pyrifera* que caracterizan sistemas someros ubicados en pozas intermareales de



roqueríos hasta los 5 m de profundidad conforman un grupo con comunidades muy semejantes, pero que también difieren de las otras algas pardas. Por otra parte, la comunidad de *L. trabeculata*, una especie de alga parda que caracteriza los ambientes submareales rocosos (Santelices, 1989), es la que presenta la mayor disimilitud con respecto al resto.

En la investigación, para determinar los cambios en los patrones comunitarios de la flora y fauna inter discos adhesivos de algas pardas se identificaron las estructuras y composiciones de las comunidades presentes en los distintos ambientes. En las comunidades de ambientes rocosos se identificó cuatro comunidades distintas. Estas pueden deber sus diferencias a las distintas presiones de pesca y a métodos de cosechas de la que son objeto en distintas áreas de la zona de estudio, sin embargo señalan que la área que presenta mayores, es la zona de transición biogeográfica de Chile central (Lancelloti y Vásquez 1999, 2000), donde la biota marina bentónica parece ser de orígenes mezclados (Camus 2001).

Como conclusión los autores señalan que actualmente en la zona del estudio las algas pardas de la V y VI Región no se visualizaron impactos biológicos en la actividad pesquera. Sin embargo, esta situación puede cambiar si por ejemplo, se incrementa el esfuerzo pesquero sobre los recursos, o se modifican las formas de explotación históricas.



4.3 Objetivo específico N° 3

Estimar la tasa de crecimiento, reclutamiento y mortalidad natural de huiro negro, huiro palo y huiro en una escala espacial y temporal dentro del área de estudio.

4.3.1 Montaje de experiencias para determinar tasas de crecimiento y estimación de mortalidad

Para determinar la tasa de crecimiento de los recursos algales objeto de este estudio, se montaron diversos experimentos, muchos de los cuales debieron ser re-instalados debido a la pérdida de los individuos marcados o sugerencias metodológicas diferentes tendientes a optimizar los resultados a obtener, las que fueron emanadas de los informes de calificación técnica.

La fecha de instalación de experiencias de crecimiento (i), la fecha de controles realizados en cada experimento (c), indicando en cada control el número de plantas controladas y desprendidas) por recurso y localidad se indica en el siguiente cuadro:



Recurso	Sitio							
Huiro negro	Pisagua	Experimento 1		16-04-2015 (i)	02-06-2015 (c)	27-09-2015(c)	25-01-2016(c)	
			# de plantas marcadas	82				
			# de plantas controladas		8	3	3	
		# de plantas desprendidas		74	79	79		
		Experimento 2	Fecha inicio/control			28-09-2015 (i)	25-01-2016(c)	
			# de plantas marcadas			100		
	# de plantas controladas				0	46		
	# de plantas desprendidas			0	54			
	Punta Gruesa	Experimento 1	Fecha inicio/control	19-03-2015 (j)	02-06-2015(c)			
			# de plantas marcadas	67				
			# de plantas controladas		0			
		# de plantas desprendidas		67				
		Experimento 2	Fecha inicio/control		30-09-2015(i)	05-12-2015(c)	13-01-2016(c)	
			# de plantas marcadas		100			
	# de plantas controladas				48	39		
	# de plantas desprendidas			52	61			
	Chanavaya	Experimento 1	Fecha inicio/control	20-04-2015(i)	01-10-2015(c)			
			# de plantas marcadas	84				
			# de plantas controladas		0			
			# de plantas desprendidas		84			
		Experimento 2	Fecha inicio/control		01-10-2015(i)	02-11-2015(c)	18-01-2016(c)	23-03-2016(c)
			# de plantas marcadas		100			
			# de plantas controladas			41	35	23
			# de plantas desprendidas			59	65	77
Experimento 3		Fecha inicio/control				22-01-2016(i)	23-03-2016(c)	
		# de plantas marcadas				87		
		# de plantas controladas					19	
		# de plantas desprendidas					68	



Recurso	Sitio						
Huiro palo	Pisagua	Experimento 1	Fecha inicio/control	17-04-2015 (i)	27-09-2015 (c)		
			# de plantas marcadas	61			
			# de plantas controladas		35		
			# de plantas desprendidas		26		
		Experimento 2	Fecha inicio/control			27-09-2015 (i)	25-01-2016 (c)
			# de plantas marcadas			39	
	# de plantas controladas					0	
	Punta Gruesa	Experimento 1	Fecha inicio/control	20-04-2015 (i)	02-06-2015 (c)		
			# de plantas marcadas	34			
			# de plantas controladas		0		
	Chanavaya	Experimento 1	# de plantas desprendidas		34		
			Fecha inicio/control	30-03-2015 (i)	24-01-2016 (c)		
			# de plantas marcadas	53			
Huiro canutillo	Pisagua	Experimento 1	# de plantas controladas		34		
			# de plantas desprendidas		19		
			Fecha inicio/control	18-04-2015 (i)	28-09-2015 (c)		
			# de plantas marcadas	11			
			# de plantas controladas		11		
			# de plantas desprendidas		0		



Los resultados de crecimiento y mortalidad serán presentados por recurso, localidad y experimento. La base de datos asociada al desarrollo de los experimentos se presenta en **Anexo 6**

HUIRO NEGRO

Pisagua

Experimento 1

Crecimiento

Este experimento se instaló en otoño de 2015 (16-04-2015) con 82 plantas marcadas ($8,79 \pm 4,37$ cm diámetro disco; rango 2 a 20 cm diámetro disco). A la fecha del primer control (02-06-2015) sólo se logró determinar el registro del diámetro de disco y longitud total para 8 de las 82 plantas inicialmente marcadas. La tasa de crecimiento promedio para el diámetro de disco fue de 0,58% diario ($n=8$), mientras que la tasa de crecimiento promedio para la longitud total fue de 0,16% diario ($n=8$). Los valores promedio de crecimiento estimados fueron representativos del período otoño 2016. En el segundo control de este experimento, realizado el 27-09-2015, sólo fue posible estimar la tasa promedio de crecimiento del diámetro del disco y de la longitud total a partir de 3 plantas que permanecieron con sus marcas. La tasa de crecimiento promedio para el diámetro del disco fue de 0,37% diario, mientras que para la longitud total la tasa de crecimiento promedio se estimó en 0,29% diario. Estos valores son representativos de invierno 2015. El último control de esta experiencia se realizó el 25-01-2016. Al igual que en el control anterior, sólo permanecieron 3 plantas en el experimento. La tasa de crecimiento promedio del diámetro del disco fue estimada en 0,16% diario, mientras que para el largo total la tasa de crecimiento promedio fue estimada en 0,27% diario, estos



parámetros son representativos de la estación de primavera de 2015 y parte del verano de 2016.

Mortalidad

Según lo indicado en la metodología, y también acogiendo la observación sugerida por el evaluador, la pérdida de las plantas marcadas para la estimación de tasas de crecimiento fue utilizada como un índice de mortalidad. Del total de plantas marcadas a la fecha de instalación del experimento ($n=82$), 74 se perdieron en el sitio de montaje al primer control, lo que representa un índice de mortalidad del 90,2% de las plantas para el período otoño 2015. Las plantas que permanecieron en el primer control tuvieron un diámetro promedio del disco de $12,0 \pm 7$ cm; rango 4 a 22 cm diámetro de disco. En el segundo control, aumentó a 79 el número de plantas perdidas del experimento, lo que representa una mortalidad acumulada de 96,3% en relación al número inicial de plantas marcadas. Las plantas que permanecieron en el segundo control tuvieron un diámetro promedio del disco de $11,67 \pm 3,21$ cm; rango 8 a 14 cm diámetro disco. En el tercer control se mantuvo en 79 el número de plantas perdidas del experimento, manteniéndose así la mortalidad acumulada en un 96,3%. Las plantas que permanecieron en el tercer control tuvieron un diámetro promedio del disco de $14,0 \pm 3,46$ cm; rango 10 a 16 cm diámetro de disco.

Experimento 2

Crecimiento

Este experimento se instaló en primavera de 2015 (28-09-2015) con 100 plantas marcadas ($11,21 \pm 5,56$ cm diámetro disco; rango 3 a 23 cm diámetro disco) y se controló durante el primer tercio del verano de 2016 (25-01-2016). Se logró controlar 46 de las 100 plantas inicialmente marcadas. La tasa de crecimiento promedio del diámetro del disco fue de 0,28% diario ($n=46$) mientras que la tasa de crecimiento



estimada para la longitud total de la planta fue de 0,20% diario (n=46). El valor promedio de la tasa de crecimiento, ya sea para el diámetro como para el largo total de las plantas, fue asumida como representativa de la estación de primavera de 2015.

Mortalidad

Del total de plantas marcadas a la fecha de instalación del experimento (n=100), 54 se perdieron al primer control, lo que representa un índice de mortalidad acumulada del 54% para el período primavera 2015. En comparación a la talla promedio y rango el diámetro de disco, las plantas que fueron medidas en el primer control tuvieron un diámetro promedio del disco levemente mayor ($14,7 \pm 5,63$ cm) y un rango levemente desplazado hacia tallas más grandes (5 a 28 cm de diámetro de disco).

Los resultados de los experimentos para determinar tasa de crecimiento y mortalidad en esta localidad se muestra en la **Figura 74**

Punta Gruesa

Experimento 1

Crecimiento

Este experimento se instaló a principios de otoño de 2015 (19-03-2015) con 67 plantas marcadas ($12,5 \pm 6,68$ cm diámetro disco; rango 1 a 26 cm diámetro disco), sin embargo en el primer control (02-06-2015) no se encontraron plantas asociadas a este experimento, por lo que se debió re-instalar para poder estimar el parámetro de crecimiento en la pradera.



Mortalidad

Del total de plantas marcadas a la fecha de instalación del experimento (n=67), todas se perdieron al primer control, lo que representa un índice de mortalidad del 100% para el período otoño 2015.

Experimento 2

Crecimiento

Este experimento se inició a principios de primavera de 2015 (30/09/2015), con 100 plantas marcadas ($11,7 \pm 5,54$ cm diámetro disco; rango 2 a 28 cm diámetro disco). A la fecha del primer control (05-12-2016) se logró registrar el crecimiento en diámetro y largo total para 48 plantas de las 100 inicialmente marcadas. La tasa de crecimiento promedio para el diámetro del disco fue de 0,53% diario (n=48), mientras que la tasa de crecimiento promedio el longitud fue de 0,49 % diario (n=48). En el segundo control de este experimento, realizado el 13-01-2016, fue posible registrar el crecimiento de 39 de las 100 plantas marcadas inicialmente. La tasa de crecimiento promedio para el diámetro del disco fue de 0,32% diario (n=39), mientras que la tasa de crecimiento promedio el longitud fue de 0,27 % diario (n=39). Todos los valores de tasa de crecimiento calculados en este experimento pueden considerarse representativos de la estación de primavera 2015.

Mortalidad

Del total de plantas marcadas a la fecha de instalación del experimento (n=100), 52 se perdieron al primer control, lo que representa un índice de mortalidad acumulada del 52%. En comparación al diámetro promedio inicial del disco, las plantas que permanecieron en el primer control tuvieron un diámetro promedio del disco mayor ($11,7 \pm 5,5$ v/s $15,1 \pm 5,12$ cm). En el segundo control de este experimento, aumentó



a 61 el número de plantas perdidas, lo que representa una mortalidad acumulada para el período primavera 2015 de 61%. Las plantas que lograron permanecer para el segundo control tuvieron un diámetro promedio del disco similar a las del control 1 ($15,85 \pm 4,98$ cm)

Los resultados de los experimentos para determinar tasa de crecimiento y mortalidad en esta localidad se muestra en la **Figura 75**

Chanavaya

Experimento 1

Crecimiento

Este experimento se instaló en otoño de 2015 (20-04-2015) con 84 plantas marcadas, sin embargo no se encontraron plantas asociadas a este experimento (en el control realizado el 01-10-2015), por lo que se debió re-instalar para poder estimar el parámetro de crecimiento en la pradera.

Mortalidad

Del total de plantas marcadas a la fecha de instalación del experimento (n=84), todas se perdieron, lo que representa un índice de mortalidad del 100%.

Experimento 2

Crecimiento

Este experimento se inició a principios de primavera de 2015 (01/10/2015), con 100 plantas marcadas ($13,65 \pm 5,07$ cm diámetro disco; rango 2 a 22 cm diámetro disco).



A la fecha del primer control (02-11-2015) se logró registrar el crecimiento en diámetro y largo total para 41 plantas de las 100 inicialmente marcadas. La tasa de crecimiento promedio para el diámetro del disco fue de 1,18% diario (n=41), mientras que la tasa de crecimiento promedio de longitud fue de 0,87 % diario (n=41). En el segundo control de este experimento, realizado el 18-01-2016, fue posible registrar el crecimiento de 35 de las 100 plantas marcadas inicialmente. La tasa de crecimiento promedio para el diámetro del disco fue de 0,14% diario (n=35), mientras que la tasa de crecimiento promedio de longitud fue de 0,11 % diario (n=35). Todos los valores de tasa de crecimiento calculados en este experimento pueden considerarse representativos de la estación de primavera 2015. El último control de esta experiencia se realizó el 23-03-2016. En este control fue posible registrar el crecimiento de 23 de las 100 plantas marcadas. La tasa de crecimiento promedio para el diámetro del disco fue de 0,09% diario (n=23), mientras que la tasa de crecimiento promedio de longitud fue de 0,16 % diario (n=23). Estos valores pueden considerarse representativos de la estación de verano 2016.

Mortalidad

Del total de plantas marcadas a la fecha de instalación del experimento (n=100), 59 se perdieron al primer control, lo que representa un índice de mortalidad acumulada del 59%. En comparación al diámetro promedio inicial del disco, las plantas que permanecieron en el primer control tuvieron un diámetro promedio del disco mayor ($13,65 \pm 5,06$ v/s $19,95 \pm 5,87$ cm). En el segundo control de este experimento, aumentó a 65 el número de plantas perdidas, lo que representa una mortalidad acumulada para el período primavera 2015 de 65%. Las plantas que lograron permanecer para el segundo control tuvieron un diámetro promedio del disco mayor a las del control 1 ($21,71 \pm 5,43$ cm). Finalmente, en el último control de este experimento aumentó a 77 el número de plantas perdidas, lo que representa una mortalidad acumulada de 77% en relación al número inicial de esta experiencia. En



promedio, las plantas de este último control son levemente superiores en tamaño al control anterior ($23,30 \pm 6,13$ cm).

Experimento 3

Crecimiento

Este experimento se instaló y controló durante verano de 2016 (fecha de instalación: 22-01-2016; fecha de control: 23-03-2016), y se orientó específicamente para recoger información sobre parámetros de crecimiento de plantas juveniles de huiro negro, utilizando marcas de lotería en reemplazo de las etiquetas numeradas utilizadas en todos los experimentos anteriormente descritos (**Figura 76**). Para ello se marcaron 87 plantas juveniles, con un rango de diámetro de disco entre 1 y 12 cm y un rango de largo total entre 12 y 89 cm. A la fecha del control se logró el registro de 19 de las 87 plantas inicialmente marcadas. La tasa de crecimiento promedio tanto para el disco de fijación fue de 0,82% diario (n=19), mientras que para el largo total la tasa de crecimiento promedio fue de 0,40 % diario (n=19).

Mortalidad

Del total de plantas marcadas a la fecha de instalación del experimento (n=87), 68 se perdieron a la fecha del primer control, lo que representa un índice de mortalidad del 78,2%

Los resultados de los experimentos para determinar tasa de crecimiento y mortalidad en esta localidad se muestra en la **Figura 77**.



En forma complementaria, para todos los experimentos de crecimiento desarrollados en el recurso huiro negro, se entregan en el siguiente cuadro los datos de crecimiento expresados como rango de crecimiento en centímetros/día.

Pisagua	E1		16-04-2015 (i)	02-06-2015 (c)	27-09-2015(c)	25-01-2016(c)	
		# ind marcada/remanente	82	8	3	3	
		Rango crec. diámetro		0,02-0,13	0,02-0,07	0,02-0,03	
	Rango crec. largo		0 – 0,3	0,2-0,5	0,2-0,7		
	E2	Fecha inicio/control			28-09-2015 (i)	25-01-2016(c)	
		# ind marcada/remanente			100	46	
Rango crec. diámetro					0-0,08		
Rango crec. largo					0-0,71		
Punta Gruesa	E1	Fecha inicio/control	19-03-2015 (i)	02-06-2015(c)			
		# ind marcada/remanente	67	0			
		Rango crec. diámetro		No se puede			
	Rango crec. largo		No se puede				
	E2	Fecha inicio/control		30-09-2015(i)	05-12-2015(c)	13-01-2016(c)	
		# ind marcada/remanente		100	48	39	
Rango crec. diámetro				0,02-0,15	0-0,28		
Rango crec. largo			0-2	0,05-2,08			
Chanabaya	E1	Fecha inicio/control	20-04-2015(i)	01-10-2015(c)			
		# ind marcada/remanente	84	0			
		Rango crec. diámetro		No se puede			
	Rango crec. largo		No se puede				
	E2	Fecha inicio/control		01-10-2015(i)	02-11-2015(c)	18-01-2016(c)	23-03-2016(c)
		# ind marcada/remanente		100	41	35	23
		Rango crec. diámetro			0-0,5	0-0,09	0-0,11
	Rango crec. largo			0,06-3,63	0-1,84	0,03-0,82	
	E3	Fecha inicio/control				22-01-2016(i)	23-03-2016(c)
# ind marcada/remanente					87	19	
Rango crec. diámetro						0-0,15	
Rango crec. largo					0,02-0,33		



HUIRO PALO

Pisagua

Experimento 1

Crecimiento

Este experimento en otoño de 2015 (17-04-2015) con 59 plantas marcadas ($14,85 \pm 7,88$ cm diámetro disco; rango 3 a 35 cm diámetro disco). En el primer control (27-09-2015) se logró registrar el crecimiento en diámetro y largo total para 35 plantas de las 59 inicialmente marcadas. La tasa de crecimiento promedio para el diámetro del disco fue de 0,18 % diario ($n=35$), mientras que la tasa de crecimiento promedio el longitud fue de 0,07 % diario ($n=35$).

Mortalidad

Del total de plantas marcadas a la fecha de instalación del experimento ($n=61$), 24 se perdieron al primer control, lo que representa un índice de mortalidad acumulada del 39,3%. En comparación al diámetro promedio inicial del disco, las plantas que permanecieron en el primer control tuvieron un diámetro promedio del disco mayor ($14,85 \pm 7,88$ v/s $17,9 \pm 7,4$ cm).

Experimento 2

Crecimiento

Este experimento se instaló a principios de primavera de 2015 (27-09-2015) con 39 plantas marcadas ($5,41 \pm 2,49$ cm diámetro disco; rango 1 a 11 cm diámetro disco),



sin embargo en el primer control de esta experiencia (25-01-2015) no se encontraron plantas asociadas a este experimento.

Mortalidad

Del total de plantas marcadas a la fecha de instalación del experimento (n=39), todas se perdieron al primer control, lo que representa un índice de mortalidad del 100% para el período primavera 2015.

Punta Gruesa

Experimento 1

Crecimiento

Este experimento se instaló en otoño de 2015 (20-04-2015) con 34 plantas marcadas ($14,26 \pm 6,17$ cm diámetro disco; rango 4 a 34 cm diámetro disco), sin embargo en el primer control de esta experiencia (02-06-2015) no se encontraron plantas asociadas a este experimento.

Mortalidad

Del total de plantas marcadas a la fecha de instalación del experimento (n=34), todas se perdieron al primer control, lo que representa un índice de mortalidad del 100% para el período otoño 2015.



Chanavaya

Experimento 1

Crecimiento

Este experimento a principios de otoño de 2015 (30-03-2015) con 53 plantas marcadas ($18,07 \pm 7,86$ cm diámetro disco; rango 2 a 33 cm diámetro disco). La experiencia se logró controlar el 24-01-2016, donde se pudo registrar el crecimiento en diámetro y largo total para 34 plantas de las 53 inicialmente marcadas. La tasa de crecimiento promedio para el diámetro del disco fue de 0,07 % diario (n=34), mientras que la tasa de crecimiento promedio el longitud fue de 0,04 % diario (n=34).

Mortalidad

Del total de plantas marcadas a la fecha de instalación del experimento (n=53), 19 se perdieron durante el transcurso de la experiencia, lo que representa un índice de mortalidad acumulada del 35,8 %. En comparación al diámetro promedio inicial del disco, las plantas que permanecieron en el primer control tuvieron un diámetro promedio del disco mayor ($18,07 \pm 7,86$ v/s $23,0 \pm 6,07$ cm).

Los resultados de los experimentos para determinar tasa de crecimiento y mortalidad en este recurso se muestra en la **Figura 78**.



HUIRO FLOTADOR

Pisagua

Experimento 1

Crecimiento

Este experimento en otoño de 2015 (18-04-2015) con 11 plantas marcadas (12,55 ± 5,39 cm diámetro disco; rango 5 a 21 cm diámetro disco). En el primer control (28-09-2015) se logró registrar el crecimiento en diámetro y largo total para todas las plantas marcadas. La tasa de crecimiento promedio para el diámetro del disco fue de 0,29 % diario (n=11), mientras que la tasa de crecimiento promedio el longitud fue de 0,32 % diario (n=11).

Mortalidad

No hubo registro de pérdida de plantas para esta experiencia.

Los resultados de los experimentos para determinar tasa de crecimiento y mortalidad en este recurso se muestra en la **Figura 79**.

4.3.2 Montaje de experiencias para determinar tasas de reclutamiento

Los experimentos para determinar la variación en el reclutamiento de los recursos en estudio fueron instalados en todas las praderas comprometidas.

En el caso del recurso huiro negro, se pueden apreciar tendencias diferentes en el reclutamiento entre praderas. En Pisagua, el reclutamiento promedio (ind·m⁻²) en



las áreas control ($n=3$) tiende a disminuir entre otoño 2015 ($7,0 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$) hasta primavera 2015 ($0 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$), para incrementarse en verano 2016 ($4,0 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$). Una situación diferente se aprecia en las áreas experimentales ($n=3$), en donde el reclutamiento aumenta paulatinamente desde otoño 2015 ($0 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$) hasta verano 2016 ($7,7 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$). En Punta Gruesa, no se observa reclutamiento en las áreas control sino hasta verano de 2016 ($3,0 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$), por el contrario, en las áreas experimentales se observa un fuerte evento de reclutamiento en primavera 2015 ($8,3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$), para caer casi un tercio de ese valor en verano 2016 ($2,7 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$). En Chanavaya, finalmente, se observa en las áreas control un aumento en el reclutamiento desde otoño de 2015 ($0 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$) a verano de 2016 ($4,7 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$), mientras que en las áreas experimentales se observa un aumento de plantas reclutas entre otoño 2015 ($0 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$) a primavera 2015 ($6,7 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$), para caer en verano 2016 ($3,3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$) (**Tabla 31**). En relación al recurso huiro palo, no se observaron reclutas ni en las palmetas de concreto ni en las áreas desnudas en las áreas control ni experimentales, salvo en la pradera de Chanavaya, en donde en la estación de primavera 2015 ($11 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$) y verano 2016 ($4,3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$) se observaron nuevos reclutas (**Tabla 32**).

Determinación de sitios de varadero

Se logró identificar 90 sitios de varadero de algas pardas, distribuidos en las 5 zonas definidas por el Plan de Manejo de Algas de la Región de Tarapacá (**Figuras 80 a 84**). La mayor cantidad de varaderos se identificó en las zonas 4 y 5. La zona 2 no fue prospectada para la identificación de varaderos, lo que se ejecutará durante la próxima campaña de terreno.

Los varaderos de mayor importancia se ubican en las zonas 3 y 4. En la zona 3, particularmente en la localidad de Punta gruesa, durante marzo de 2015 se



identificaron sitios de varaderos con superficies promedio de 2000 m². El varadero más extenso identificado en esta localidad registró una superficie de 4541 m². En la zona 4, particularmente en el sector de Caramucho, también se identifican varaderos de tamaño importante, con superficies mayores a 2500 m². Finalmente, en la zona 5 (inmediaciones de Chipana), se identifican varaderos más pequeños (entre 50 y 600 m²), con superficies promedio de 300 m².

4.4 Objetivo específico N° 4

Establecer un protocolo de muestreo que permita evaluar el efecto de la actividad extractiva del recurso huiro negro, huiro palo y huiro sobre las comunidades asociadas en el área de estudio.

Montaje de tratamientos experimentales en dos praderas por recurso objetivo

Se logró implementar los tratamientos experimentales descritos en el punto 3.4.1 en 6 de las 6 praderas previstas en el presente estudio, según el siguiente cuadro:

Recurso	Localidad 1 (fecha instalación)	Localidad 2 (fecha instalación)
Huiro negro	Punta Gruesa (19/03/2015)	Chanavaya (20/04/2015)
Huiro palo	Punta Gruesa (20/04/2015)	Chanavaya (26/03/2015)
Huiro flotador	San Marcos (26/07/2015)	Pisagua (09/2015)



Comunidad intra-discos de *Lessonia berteroana*

La riqueza de las comunidades intra-discos alcanzó un total de 58 especies (**Tabla 33**). En condiciones iniciales las áreas de muestreo presentaron una estructura comunitaria similar (**Tabla 34**). Sin embargo, después de la remoción del 33% de los individuos de *L. berteroana*, la comunidad intra-discos varió mostrando diferencias significativas al final del período de estudio (**Tabla 34**)

Sin embargo, el número de especies y el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'_{log}) no variaron significativamente luego de la remoción (**Figura 85**). Por otro lado, el número de especies y el tamaño del disco covarió ligeramente, encontrándose menor número de especies en plantas con discos más pequeños, sin embargo esta relación no fué estadísticamente significativa ($F = 63.4$; $df = 1$; $p = 0.07$)

Los resultados del análisis del porcentaje similaridad de la comunidad intradisco antes de la remoción (Análisis SIMPER, **Tabla 35**), mostró que especies como el decápodo *Panopeus chilensis*, poliquetos del orden Syllidae, y el decápodo *Pilumnoides perlatus*, así como, bivalvos del orden Carditidae contribuyeron con más del 80% de las abundancia totales en todas los discos muestreados (**Tabla 35**). En cambio, 8 meses después la comunidad control estuvo caracterizada por el decápodo *Pachycheles grosimanus* (28% de la abundancia total), los bivalvos *Braquidontes granulata* (24%) y *Semymitilus algosus* (19%) y el poliqueto tubícola *Phragmatopoma moerchi* (6%). Las diferencias con la comunidad intra-discos sometida al 33% de remoción estuvo caracterizada por una mayor abundancia de *P. grosimanus* (43%) una menor presencia de *B. granulata* (8%) y *S. algosus* (15%) y la ausencia de *P. moerchi* en los discos del área de cosecha. Aparentemente la diferencia relativa en la abundancia de tales especies, especialmente del decápodo



P. grosimanus en todas las parcelas, causaron las disimilaridades entre tratamiento y control (análisis SIMPER, **Tabla 36**).

Los cambios de la estructura comunitaria se visualizan en el ordenamiento de componentes principales (PCO; **Figura 86**), en donde la distribución de las muestras sugiere un fuerte efecto de los sitios donde las parcelas fueron desplegadas. En condiciones iniciales (**Figura 86 A**), el modelo explica gran parte de la variabilidad total (61%), mientras que la porción no explicada aumenta luego de la remoción (el modelo explica solo el 44% de la variabilidad, **Figura 86 B**) lo que sugiere que existe gran variabilidad acompañando al efecto de remoción.

Comunidad intra-discos de *Lessonia trabeculata*

La riqueza de especies total de la comunidad intra-discos de *L. trabeculata* alcanzó los 28 taxa (**Tabla 33**). La riqueza y la diversidad de especies (H'log) no mostraron diferencias significativas luego de la remoción experimental (**Figura 85**). Por otro lado, el número de especies disminuyó con el tamaño de los discos co-variando significativamente.

La estructura comunitaria intra-discos mostró variaciones atribuibles a la presión de cosecha mostrando en combinación con una marcada estacionalidad de las especies principales (**Tabla 37**).

En condiciones iniciales los discos estuvieron caracterizados por especies pioneras similares a las encontradas en disco de *L. berteroana* como los bivalvos *Semymitilus algosus* y *Brachiodontes granulata*. Estas especies presentaron las mayores abundancias en los discos de todas las parcelas experimentales (entre 55% y 30% de las abundancias totales). Adicionalmente, *Tegula tridentata* contribuyó con un



13% de las abundancias totales. Otros invertebrados que caracterizaron en menor medida la comunidad inicial fueron *el gastrópodo Prisogaster niger* y el decápodo *Pachycheles grosimanus*. Todas estas especies contribuyeron con alrededor del 75% de las abundancias totales, pero mostrando alta variabilidad entre muestras (Sim/SD < 1; **Tabla 38**).

La remoción de individuos de *L. trabeculata* aparentemente mostró efectos significativos en la comunidad intra-discos ($p = 0.05$; Tabla 37). Las comunidades de las parcelas sometidas a la remoción experimental estuvieron caracterizadas principalmente por el poliqueto *Phragmatophoma moerchi* (33% de las abundancias totales) y el ofiuo *Ophiactis kroyeri* (15%). Mientras que el anfípodo *Erichthonius brasileinsis* (8%), el mesogastrópodo *Calyptreaa trochiformis* (7%) y el caracol *T. tridentata* (5%), contribuyeron con menores abundancias. En contraste, la comunidad control se caracterizó por una mayor abundancia total de los gastrópodo *Calyptrea trochiliformis* (24%) y *Crepidula dilatata* (18%), además del ofiuo *Ophiactis kroyeri* (16%) y el bivalvo *Aulacomya ater* (13%), esta última con una gran variabilidad entre muestras (Sim/SD < 1). Las diferencias entre las comunidades control y con cosecha estuvieron dadas por las abundancias de *A. ater* (10%), *C. trochiformis* (9%), *C. dilatata* (9%) y *P. moerchi* (5%) (Análisis SIMPER, **Tabla 39**). Esta tendencia de diferenciación espacial entre tratamientos se puede observar en el ordenamiento de componentes principales (**Figura 87**), cuyo modelo explicó cantidades similares de la variabilidad entre praderas antes y después de la remoción. Sin embargo, se observa una gran porción de variabilidad comunitaria residual (alrededor del 50%).

Fue difícil establecer un patrón claro del efecto de cosecha sobre el ensamble de especies debido aparentemente a un fuerte efecto estacional que llevó a un reemplazo de especies en la comunidad intradisco de *L. trabeculata*. Esto complicó



la determinación de algún indicador relevante. Mientras la comunidad inicial presentó un ensamble de especies similar al encontrado en *L. berteriana*, caracterizado por especies pioneras como *S. algosus*, *B. Granulata* y *P. grosimanus* (Vásquez & Santelices, 1984), más otros invertebrados móviles, (i.e., *P. niger*, *T. tridentata*, *O. Kroyeri*) y sésiles (*C. Chorus*), la evaluación de los efectos post-cosecha mostró una comunidad dominada por invertebrados sésiles como *Aulacomya ater* y *Phragmatophoma moerchi* además de los gastrópodos *C. Trochiformis* y *C. dilatata*. Si bien, estas especies pueden representar estados de sucesión más tardía ninguna de ellas parece presentar una asociación definitiva con discos de *L. trabeculata* pudiendo ser encontradas en otros hábitats del submareales e intermareales entre individuos de *L. trabeculata*. Adicionalmente la diversidad y el número de especies parecen no variar significativamente de un período a otro.

Comunidad intra-discos de *Macrocystis pyrifera*

El número de especies en discos de fijación de *M. pyrifera* superó ampliamente al encontrado en discos de *Lessonia* y alcanzó a 79 taxa. El análisis de covarianza mostró una baja relación entre el número de especies y el tamaño del disco de fijación ($R = 0.46$; $F = 75$; $df = 1$; $p = 0.01$). Así mismo, la riqueza de especies y la diversidad (H') no mostraron diferencias significativas (**Figura 85**). La remoción de individuos no tuvo efectos significativos en la comunidad intra-discos (**Tabla 40**). Sin embargo, se registró cambio estacional de la estructura comunitaria (Análisis SIMPER, **Tabla 41**).

Inicialmente la comunidad intra-disco estuvo caracterizada por la presencia de *Tegula luctuosa* (16% de las abundancias totales), el cangrejo porcelánido *Allopetrolisthes angulosus* (16%), *Carditella tegulata* (10%). Así mismo, el crustáceo



perácarido *Limnoria chilensis* (10%), el caracol *Nassarius gayi* (10%). *Fisurella picta* (10%) y *Autromegabalus psittacus* (6 %) también contribuyeron a las abundancias iniciales en todas las parcelas.

La comunidad intra-discos no mostró efectos entre parcelas control y post-cosecha. Las comunidades estuvieron dominada por juveniles de almeja (*Verenidae* sp. 15% de las abundancias totales), el poliqueto tubícola *Phragmatopoma moerchi* (11%) y el anfípodo *Erichtonius brasiliensis* (10%), los caracoles *Eatoniallea nigra* (7%) y *Dendropoma* sp. (6%) y el poliqueta sabélido *Megalomma monoculata* (5%). Las abundancias mostraron una amplia variabilidad entre muestras ($\text{Sim}/\text{SD} < 0.5$) en todas las parcelas y alrededor de 44 especies tuvieron $< 3\%$ de contribución a las abundancias totales (**Tabla 42**). También existió un marcado efecto sobre los patrones comunitarios causado por el sitio de muestreo pre y post-cosecha. Esto es representado en el ordenamiento de componentes principales (**Figura 88**).

Comunidades bentónicas en praderas de *Lessonia berteroana*

El número de especies de la comunidad bentónica en praderas de *L. berteroana* varió entre 54 y 56 durante el período de muestreo, (**Tabla 43**). La riqueza y diversidad de especies (H' log) no mostró diferencias significativas durante el período de estudio (**Figura 85**). La estructura comunitaria de cada parcela experimental (**Tabla 44**) presentó diferencias al inicio del experimento (0% - 33% $t = 1.5$; $p < 0.01$; 0% - 100% $t = 1.7$; $p < 0.01$; 33% - 100% $t = 1.3$; $p = 0.02$). Posteriormente, el efecto de la presión de remoción no modificó este patrón comunitario (**Tabla 45**), exceptuando las parcelas control y con 33% de remoción, donde el análisis *a posteriori* indicó que ambas comunidades fueron similares ($t = 0.9$; $p = 0.3$).



El efecto significativo del 33% de remoción fue causado por la baja abundancia de agregaciones de especies sésiles como *Semimytilus algosus* (14% de las disimilaridades) y los cirripedios *Verruca laevigata* (7%) y *Notochthamalus scabrosus* (8%) y *Phragmatophoma moerchi* (4%) las cuáles fueron características de las parcelas control. El efecto, de la remoción del 100% de los individuos de *L. berteroana* fue aún más pronunciado donde, *S. algosus*, el anfípodo *Hyale rubra*, el cirripedio *N. Scabrosus*, *V. Laevigata* y el gusano tubícula *P. moerchi* presentaron bajas abundancias. Además, las especies móviles como *Tegula tridentata*, *Tegula atra* y *Prisogaster niger* fueron más abundantes en todas las parcelas con remoción. (Análisis SIMPER, **Tabla 46**). El ordenamiento de componentes principales muestra la amplia dispersión inicial de la estructura comunitaria (43% de variación total; **Figura 89 A**). Aunque este efecto se vuelve menos pronunciado al final del experimento (52% de las variaciones totales; **Figura 89 B**), destaca la diferenciación de la comunidad con 100% de remoción.

Comunidades bentónicas en praderas de *Lessonia trabeculata*.

La diversidad de especies (H'Log) disminuyó significativamente ($p = 0.014$) luego de la cosecha (**Figura 85**). La caracterización de la comunidad en las parcelas mostró diferencias significativas (**Tabla 47**). La comparación *a posteriori* reveló que la comunidad con 100% de remoción de *L. trabeculata* presentó una estructura comunitaria significativamente distinta a la de las parcelas control antes de la remoción experimental ($t = 1.6$; $p = 0.02$). Esta diferencia estuvo modulada principalmente por mayores abundancias de *Tegula tridentata*, *Semimytilus algosus* y *Mitrella unifasciata*, en las parcelas control. (**Tabla 48**). Posteriormente a la remoción, la comunidad bentónica mostró diferencias significativas entre parcelas (0 - 33% $t = 2.7$; $p = 0.004$; 0% - 33% $t = 2.2$; $p = 0.001$; 33% - 100% $t = 2.7$; $p = 0.007$).



Las mayores abundancias de *Semimytilus algosus* y *Choromytilus chorus* en las parcelas con 33% de remoción comparadas el control parecieron causar las diferencias (**Tabla 49**). Mientras que las diferencias entre el control y las parcelas con 100% de remoción estuvo dada por mayores abundancias de *C. chorus* y *S. algosus* en las parcelas con remoción (Tabla 48). Estas tendencias de cambio comunitario son visualizadas en la ordenación de componentes principales (PCO, **Figura 90**), donde nuevamente se aprecia un fuerte efecto en la dispersión de las muestras debido a los sitios de muestreo, lo que explica la reducida porción de la variación total (42%) alcanzada por el modelo en condiciones de precosecha (**Figura 90 A**), sin embargo, esta incrementa luego de la remoción (52% de la variación total, **Figura 90 B**).

Comunidades bentónicas en praderas de *Macrocystis pyrifera*

La riqueza de la comunidad asociado a *Macrocystis pyrifera* varió entre 61 y 95 (**Tabla 50**). Tanto el número de especies como la diversidad (H'_{log}) mostraron ser significativamente más altas luego de la cosecha experimental ($p < 0.01$; **Figura 85**). Todas las parcelas mostraron una estructura comunitaria similar (análisis SIMPER, **Tabla 51**) sin diferencias significativas al inicio del experimento (**Tabla 52**). Posteriormente, la estructura comunitaria post-cosecha varió significativamente (**Tabla 52**) y esta diferencia estuvo modulada por la comunidad de las parcelas con 100% de remoción respecto del control ($t = 1.6$; p (Perm) = 0.02).

Las especies que contribuyeron más significativamente con estas diferencias fueron, El caracol *Prisogaster niger*, el nudibranquio *Anisodoris fontaini* y el Anfípodo bentónico *Amphelisca* sp., los caracoles *Tricolia macleni* y *Tegula tridentata* así como los cangrejos *Pachicheles grosimanus* y *Pagurus edwardsii*, todas con abundancias mayores en el sitio control y baja densidad en las parcelas con 100%



de remoción (**Tabla 53**). El ordenamiento de componentes principales antes y después de las cosechas experimentales muestra que una importante fracción de las variaciones (54 y 50%, respectivamente) es atribuida a diferencias de la estructura comunitaria entre sitios. A pesar de esto, la cosecha del 100% parece alterar la abundancia de las principales especies dentro de la comunidad (**Figura 91**).

4.5 Objetivo específico N° 5.

Considerando los antecedentes de la pesquería y los resultados del proyecto, proponer e implementar un método de evaluación indirecta para cada especie de algas, que permita realizar proyecciones sobre los niveles de biomasa disponible y cosechable.

Se implementó el modelo SHOT 1 con datos de desembarque anual disponibles por zona para los recursos huiro negro y huiro palo entre 2007 y 2015. No existen datos disponibles de desembarque antes de 2007 para los recursos en estudio, dado que las estadísticas de Sernapesca sólo separan los desembarques de Tarapacá desde ese año. El reclutamiento R fue considerado como la proporción de individuos con longitud menor a los 20 cm para los recursos de huiro negro y huiro palo.

Las proyecciones del modelo respecto del desembarque total y el desembarque total de plantas menores a 20 cm de diámetro de disco son representados en las **Figuras 91 a 98**, según recurso y zona (1, 3, 4 y 5). El reclutamiento (biomasa representada por plantas menores a 20 cm) no es constante, y debe ser entendido como una proporción de la biomasa desembarcada, formada por individuos menores a 20 cm de diámetro de disco. La zona 2 no posee información de desembarques y de reclutamiento como para alimentar el modelo SHOT-1, pues es



menor a 3 años. Por otro lado, la zona 2 tiene un porcentaje muy bajo de aporte de desembarque al total regional (1,3% y 0,4% del total desembarcado en 2014 y 2015, respectivamente), por lo que no fue considerada en el análisis. De igual forma, no se posee información para el recurso huairo canutillo en todas las zonas.

Podemos observar en todos los casos que se producen alzas de desembarques en ciertos meses (valores extremos). Esto podría ocasionar problemas en las estimaciones de los parámetros del modelo SHOT-1, pues las estimaciones corresponden a promedios en base a las observaciones, y la presencia de outliers o valores extremos alteran esas sumas. La presencia de valores extremos podría estar determinada por una mayor cantidad de biomasa carada (mortalidad) en ciertas épocas del año, o una presión de cosecha mayor por parte de los extractores.

La **Tabla 54** muestra las estimaciones de los parámetros del modelo SHOT-1. Se muestran los valores del estadístico T con su respectivo valor p. Para el caso del intercepto, solo las zonas 1 y 3 resultó significativo (valor p menor a 0.05) para el recurso huairo palo, y la zona 1 para el recurso Huairo Negro. Sin embargo, si este parámetro no es significativo, se incorpora al residuo. Para el parámetro autoregresivo ϕ , sólo en las zonas 4 y 5 no fue significativo para huairo palo, y en la zona 5 no lo fue para huairo negro. Que el parámetro autoregresivo ϕ resulte significativo implica que el desembarque en los meses anteriores (B_{t-1}) es muy influyente en el desembarque de los meses presentes (B_t). Cuando este parámetro no es significativo, entonces el fenómeno no es acumulativo, es decir, la información pasada (en este caso, desembarque en un mes cualquiera B_{t-1}), no incorpora información de carácter predictiva para estimar el desembarque que se extraerá en el mes siguiente (B_t).



La no significancia del parámetro autoregresivo ϕ puede deberse a que la serie de tiempo asociada pueda estar correlacionada con 2 o 3 años atrás con sí misma. Sin embargo, en todos los casos, este parámetro se sitúa dentro del círculo unitario, por lo que podemos afirmar que los procesos son estacionarios. Ahora bien, considerando el parámetro de reclutamiento ψ , tenemos que para todos los casos fue significativo, dada la alta relación que posee con el desembarque, ya que el reclutamiento es una proporción muy alta en torno al desembarque.

Con respecto al análisis residual, la **Tabla 55** muestra en test de Jarque-Bera (Columna χ^2 JB p value), que por los valores p los residuos no son normales, dado a la presencia de valores extremos en la serie. Los valores extremos mencionados (relacionados a los altos desembarques), producen datos atípicos en la serie lo que influye en la estimación de los parámetros. Por lo tanto, los residuos van a ser incorrelacionados, es decir, el modelo shot-1 no logra alcanzar esas alzas de desembarques. Esto es normal en este tipo de modelos, es difícil anticiparse a un peak o alza en la serie de tiempo. Sin embargo, esto no presenta un problema puesto que la normalidad se asume para fines de estimación (media) de los parámetros y no para los residuos. Por el mismo motivo, las **Figuras 99 a 106** muestran que para todos los casos, la presencia de observaciones atípicas (altos desembarques) que producen persistencia en la autocorrelación residual, ya que las autocorrelaciones superan en algunos casos las bandas de confianza, y en el test de Box-Ljung, el estadístico es cercano a 0.



5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Objetivo específico 1

Los bosques y praderas de algas pardas, son ecosistemas que pueden sufrir perturbaciones de distinto origen y magnitud (Witman y Dayton 2001, Vega *et al.*, 2014). Estas perturbaciones son eventos discretos que destruyen biomasa de una pradera (Grime, 1977) en cantidades variables en extensión (área afectada) e intensidad (nivel de daños) (Wernberg y Connell 2008), originando patrones espaciales que reflejan la variación post-disturbio (Connell 2007). De hecho, se ha visto que la ocurrencia de una perturbación, está asociada a una alta mortalidad y a un rápido recambio de individuos (Klinger 1984, Kain 1979, Dayton *et al* 1984, Dayton 1985, Reed & Foster 1984, Kennelly 1987b, Cecchi & Cinelli 1992, Graham 1996, Edwards 1998, Vega *et al*, 2014), mientras que un bajo estrés físico o la inexistencia de perturbaciones, puede resultar en una reducción del reclutamiento y una alta sobrevivencia de individuos adultos (Kitching 1937, Dayton 1985, Clark *et al* 2004, Vega *et al.*, 2014).

Ante esto, el estudio de la estructura de tallas de una población, refleja la existencia de eventos que ocurrieron en el pasado y que perturbaron la estructura poblacional de las praderas (Wernberg 2009).

Para *L. trabeculata* y *L. berteroana*, se ha descrito que el diámetro máximo del grampón es un carácter con una buena capacidad predictiva de otros parámetros morfológicos y gravimétricos de la planta, además de ser fácilmente medible en el campo (Villouta & Santelices 1984), por lo que el análisis de este parámetro nos



permite evaluar el estado de la población, en relación a la presencia de perturbaciones de origen natural como antrópica.

En este estudio, se ha constatado una condición demográfica en las praderas de *L. berteriana*, con predominancia de plantas menores a 20 cm de diámetro de disco. Esta condición ha sido reportada en estudios previos (Seguimiento biológico pesquero *L. berteriana* UNAP - 2014, Pesca de Investigación UNAP – 2011, FIP 2008-38 UCN, FIP 2000-19).

Los indicadores demográficos de las praderas de huiro negro evaluadas en el presente estudio, tales como densidad ($< 10 \text{ ind/m}^2$), biomasa ($< 25 \text{ kg/m}^2$), diámetro de disco ($< 20 \text{ cm}$) y estructura de tallas (mayoría de las praderas constituidas entre un 65 y 99% por plantas $< 20 \text{ cm}$ de diámetro de disco), apuntan o sugieren la existencia de praderas bajo una presión de cosecha similar a la descrita por Vega *et al.* (2014) para poblaciones ubicadas en áreas de libre acceso de las regiones de Atacama y Coquimbo, quienes consideraron el uso esos parámetros demográficos en poblaciones de algas pardas como una herramienta para la evaluación de los efectos de cosecha.

Otro parámetro poblacional usado por Vega *et al.* (2014) fue el comportamiento estacional de reclutas. Sus resultados indicaron que plantas reclutas ($< 5 \text{ cm}$ de diámetro de disco) mostraron un comportamiento estacional, con peaks en primavera, independiente del tipo de régimen de administración. En el caso de los sitios de libre acceso, se observó a través de todo el período monitoreos en ese estudio (verano 2006 a verano 2008) que plantas reclutas fueron más abundantes que plantas adultas ($> 20 \text{ cm}$ de diámetro de disco), las que se mantuvieron en una muy baja densidad. Esos resultados coincidieron con lo observado en todas las praderas de *Lessonia berteriana* evaluadas en el presente estudio (FIP 2014-15):



a través de todo el período de muestreo, plantas reclutas (< 5 cm de diámetro de disco) presentaron mayor densidad que plantas adultas, siendo estos resultados asociados a praderas con fuerte presión de extracción. Sólo en algunas praderas de este estudio (Pisagua, Caramucho y Chanavaya; FIP 2014-15) se observó un peak de plantas reclutas mayor en período primavera-verano, como lo describe Vega *et al.* (2014), lo que podría estar relacionado a que las plantas que permanecen en el sustrato no tienen la suficiente madurez reproductiva para generar nuevos reclutas en los ambientes adyacentes. La falta de capacidad para renovar las fracciones adultas en las poblaciones ha sido descrita en otras especies de algas, lo cual tiene efectos deletéreos en la producción de biomasa para propósitos productivos e impactos negativos para el ecosistema. Una forma de evitar los efectos negativos de la cosecha intensiva en poblaciones de recursos bentónicos es la rotación de áreas (Vásquez 1995, 2008)

En relación a la biomasa disponible (kg/m^2) para praderas de huiro negro, el estudio de Vega *et al.* (2014) mostró que para las áreas de libre acceso esa variable no sobrepasó los 25 kg/m^2 , y que en general se apreció una tendencia hacia mayores biomásas en período de otoño/invierno en comparación a primavera/verano, hecho que estaría relacionado a una alta presión de cosecha en períodos estivales. En el presente estudio (FIP 2014-15), se observó en todas las praderas evaluadas una biomasa disponible que no sobrepasó los 25 kg/m^2 , lo que coincide con lo descrito por Vega *et al.* (2014), sin embargo, en algunas de las praderas evaluadas fue posible apreciar una tendencia hacia una mayor biomasa en las estaciones de primavera/verano en comparación a otoño/invierno (Pisagua, Punta Colorada, Punta Gruesa y Chipana). Esta situación coincide con el estudio FIP 2014-17, donde se observó que en áreas experimentales sin remoción de plantas, se observa una tendencia de mayor biomasa disponible en los períodos correspondientes a



primavera-verano, situación que no es evidente en áreas experimentales con remoción de plantas > 20 cm de diámetro de disco o remoción total de plantas.

En relación a la estructura de tallas, el estudio de Vega *et al.* (2014) encontró que un 55% de la población en áreas de libre acceso estuvo representada por juveniles, y si se considera que el criterio de extracción en los planes de manejo corresponde a plantas mayores a 20 cm de diámetro de disco, la biomasa cosechable en esas áreas no excede el 10% del total de plantas estudiadas en esas poblaciones. Esta misma situación se observó en todas las praderas de *Lessonia berteroana* evaluadas en el presente estudio (FIP 2014-15) salvo dos excepciones que sucedieron en el muestreo de verano 2015, donde las pradera de Punta Gruesa y Chanavaya tuvieron una fracción cosechable (plantas > a 20 cm de diámetro de disco) de 28,4 y 17,4%, respectivamente. Resultados similares se describen en el informe final del proyecto FIP 2014-17 (Evaluación directa de macroalgas/impacto de la extracción sobre la comunidad bentónica, III Región), donde los autores indican que la estructura poblacional de *Lessonia berteroana* está dominada por plantas reclutas (< 5 cm de diámetro de disco, en un rango que va desde 22 a 26% dependiendo de la provincia evaluada) y juveniles (> 5 y < 20 cm de diámetro de disco, en un rango que va desde 63 a 72% dependiendo de la provincia evaluada), siendo la fracción adulta muy baja (porcentaje de plantas > 20 cm de diámetro de disco entre 7 y 11%, dependiendo de la provincia evaluada).

Para el caso de *L. trabeculata*, las tallas máximas observadas en los diámetros de los grampones son similares a las observadas en otras praderas de Chile Central (Los Molles y Ventana) donde no superaron los 45 cm (Villouta y Santelices 1984, Figueroa-Fabrega *et al.* 2015, Westermeier *et al.*, 2016). Además, ejemplares menores a 5 cm de diámetro del grampón, no superan los 3 a 5 meses de edad y



no presentan estructuras reproductivas (Vega *et al.* 2005), por lo que pueden ser considerados reclutas o juveniles.

La presencia de diámetros de discos menores a 5 cm en Otoño 2015 en todas las localidades, nos sugiere la existencia de un evento de reclutamiento a una escala espacial que abarco toda la zona de estudio, lo que se refuerza al no observarse diferencias significativas entre las localidades. La efectividad de los eventos de reclutamiento, depende principalmente de la disponibilidad de espacio dentro de la pradera, lo que puede ser explicado por la pérdida de individuos de mayor tamaño, tal como se aprecia al comparar la frecuencia de los grampones entre verano y otoño. Por ejemplo, para el caso de Chanavaya se observa que la estructura poblacional del diámetro del disco en verano presenta una buena representación de tallas por sobre los 29 cm (n=18; 10%), situación que cambia drásticamente en Otoño donde la frecuencia de este rango de tallas decae drásticamente a apenas un 1% (n=8). En primavera, se apreció durante la evaluación una remoción activa de plantas, lo que se reflejó en un evento de reclutamiento con importante presencia de plantas menores a 5 cm de diámetro, situación que se siguió manifestando en verano 2016. De hecho, al analizar la distribución de las frecuencias en el diámetro de los grampones de la misma localidad vemos que en verano, la población tiene una distribución de tipo normal, que no refleja eventos que permitieron reclutamiento de organismos, salvo quizás el ocurrido durante el año anterior, mientras que en otoño se observa un incremento en organismos recientes (menores a 5 cm de diámetro del disco).

Por otra parte, en la localidad de Punta Gruesa, podemos sugerir que han ocurrido eventos de perturbación recurrentes en el tiempo lo que se refleja al existir dos modas en los diámetros del disco. Además, el reclutamiento acontecido en otoño, encuentra el bosque desprovisto de ejemplares mayores de 30 cm de diámetro de



grampón, lo que explica que existan diferencias significativas entre los registrado en verano e invierno en dicha localidad.

En el caso de *L. berteroana*, en la localidad de Pisagua no se observa la presencia de eventos de reclutamiento en el último tiempo (ie. individuos con diámetros del disco menores a 5 cm), y sus estructuras de talla nos muestra que hay una mayor frecuencia de individuos de tallas por sobre los 10 cm, lo que nos sugiere que no han tenido eventos de perturbación reciente. En Punta Colorada ocurre algo similar, pero hay una mayor representatividad de individuos de tallas sobre los 5 cm, lo que nos sugiere que dicha perturbación, ocurrió en un pasado reciente. En Caramucho, Chanavaya y Punta Gruesa la máxima frecuencia se encuentra por sobre los 10 cm, existiendo representación de tallas menores, pero en menor frecuencia.

Por el contrario, en la localidad de Chipana se observa que existe una fuerte representatividad de organismos de tallas menores a 5 cm, situación que ocurre en intensidad similar en los meses de verano y otoño.

Ahora bien, al analizar las estructuras poblacionales, claramente éstas no registran eventos de perturbación y parecen más bien estructuras típicas de poblaciones no perturbadas recientemente. Pero, en Chipana, donde se observa una fuerte presencia de individuos de tallas menores, es una de las pocas donde no se observa ejemplares mayores a 40 cm de diámetro de grampón, lo que facilita el asentamiento de individuos juveniles.

Esta situación, refuerza lo sugerido por Gaymer *et al.* (2010) donde las fallas en el reclutamiento no son el resultado de problemas en la viabilidad de las esporas en la columna de agua, sino más bien a fenómenos externos, que en este caso puede ser la falta de espacio para asentarse.



Se ha logrado validar para los recursos huiro negro, huiro palo y huiro canutillo el indicador morfológico que predice de mejor forma la biomasa individual de cada planta. El diámetro basal del disco de fijación es para todos los recursos la variable que mejor logra estimar el peso de cada individuo.

Las estimaciones de biomasa disponible, en los lugares donde es posible hacer comparaciones estacionales en el recurso huiro negro, dan cuenta en general de una disminución al comparar estaciones verano-primavera con otoño-invierno, sin ser estadísticamente significativas en algunos casos. Por el contrario, para el recurso huiro palo se observa un aumento en la biomasa disponible al comparar entre estaciones, hecho que podría estar asociado al aumento de la densidad observada entre controles. En este aspecto, es necesario consensuar criterios de explotación que permitan distinguir que fracción de la población será considerada como biomasa cosechable. Resultados preliminares indican que en general la fracción de biomasa cosechable es menor al 10% de la biomasa disponible (cuando el criterio de extracción se fija en plantas > 20 cm de diámetro de disco), resultado que concuerda con lo indicado por Vega *et al.* (2014) para áreas de libre acceso con altos niveles de explotación.

Objetivo específico 2

La pesquería de las algas pardas en la región de Tarapacá, se caracteriza por la explotación de huiro negro, huiro palo y huiro flotador. El de mayor importancia, considerando los volúmenes de extracción, es el huiro negro, estando principalmente concentrada en la zona norte de la región de Tarapacá. Los recursos huiro palo y huiro flotador son extraídos principalmente en la zona sur de la región de Tarapacá. Esta situación se ha mantenido sin cambios significativos a la luz de



resultados de estudios anteriormente ejecutados (Seguimiento biológico pesquero *L. berteroana* UNAP - 2014, Pesca de Investigación UNAP – 2011, FIP 2008-38 UCN). En la zona norte de la región de Tarapacá, los agentes extractores presentan capturas por unidad de esfuerzo anual (kilos/extractor/año) mayores para huiro negro en comparación a las otras zonas, lo que podría explicar el mayor desembarque observado en esta zona y sería también un indicador de una mayor actividad de agentes ilegales.

Los datos de desembarque analizados (Fuente: SEGUIMIENTO BIOLÓGICO PESQUERO Y EVALUACIÓN ECONÓMICA, COMO INSUMO PARA PLAN DE MANEJO DE LA PESQUERÍA DE ALGAS PARDAS I REGIÓN, Enero 2012 a Marzo 2017) dan cuenta de la extracción de huiro negro de todos los agentes autorizados a operar dentro del plan de manejo de algas pardas (se encuentran registrados en el padrón) y que reportaron actividad extractiva. La tendencia en el desembarque o extracción es fuertemente estacional: se observó un incremento en la extracción desde mediados de primavera, un máximo de extracción en pleno verano y un descenso en la extracción hacia fines de otoño. Este patrón se repitió en todos los años y no se observó un descenso de la biomasa extraída en el tiempo, por lo tanto se estima que sólo los datos de desembarque en esta región no permiten definir adecuadamente el estado de explotación de los recursos dentro del área de estudio. Sin embargo, los parámetros poblacionales como diámetro promedio del disco (cm), densidad (ind/m²), biomasa disponible (kg/m²) y estructura de tallas si constituyen indicadores más fiables para definir el estado de condición de las praderas. Todos los parámetros poblacionales descritos en este estudio (FIP 2014-15) indican que nos encontramos frente a praderas de huiro negro sometidas a fuerte presión de cosecha, similares a resultados descritos en la literatura para praderas ubicadas en áreas de libre acceso en plena explotación (Vega *et al.*, 2014) y sin aplicación efectiva ni vigilancia de las medidas de conservación sugeridas en los planes de



manejo. En función de los parámetros poblacionales mencionados y su uso como indicadores, podríamos establecer que la pesquería de algas pardas en la región de Tarapacá se encuentra con alta probabilidad de encontrarse en el límite del estado de plena explotación y con riesgo de encontrarse en estado de sobreexplotación. Estos antecedentes sugerirían reforzar las medidas contempladas en el plan de manejo, como rotación de áreas.

En relación al uso de promedios versus percentiles para definir límites máximos de extracción individual, se analizó la data disponible para la región de Tarapacá (enero 2016 a diciembre 2016). Antes del año 2013, aún no se encontraba operativo el Plan de Manejo de Algas Pardas en la región de Tarapacá, por lo tanto no había forma de establecer un vínculo entre el número de agentes extractores “autorizados” para explotar el recurso alga parda, el desembarque de cada uno de ellos y una eventual asignación de límites de extracción. La data disponible para los años 2012, 2013 y 2015 2016 indica que el promedio mensual de biomasa extraída por el total de agentes extractores que declararon desembarque de huiro negro fue de 6.055 kg/mes en 2012, cifra que disminuyó progresivamente a 5.750 kg/mes en 2013, 4.155 kg/mes en 2014, 3.695 kg/mes en 2015 y 3.300 kg/mes en 2016. El promedio, si bien es una medida simple para poder asignar cuotas máximas individuales, no refleja en absoluto la variabilidad y dispersión de los datos (comportamiento de extracción) de los recolectores. Por el contrario, el uso de percentiles tampoco es mucha utilidad, dado que la gran variabilidad en el comportamiento de extracción de los recolectores hace difícil fijar un percentil como medida de regulación del desembarque. Desde mediados de 2015, se está discutiendo una posible asignación de cuota mensual para cada agente extractor que participa del plan de manejo (3 ton mensuales / 36 ton anuales). En relación a este dato, el uso de percentiles para fijar límite máximo de extracción sería inadecuado, ya que el percentil que refleja el número pescadores que extrajeron menos de 36 ton/año ha sido variable en el tiempo.



Las algas pardas de la región de Tarapacá, son extraídas por algueros desde los varaderos naturales que se encuentran totalmente identificados en cada zona de extracción. En el caso de las Áreas de Manejo, el alga es extraída mediante la técnica de barroteo durante los meses de Enero a Marzo, cuando lo permite una cuota definida para ello.

Los precios son mayores cuando se inicia el proceso de cosecha (primavera) y es menor en época estival. Huiro negro tuvo un precio promedio (año 2013) de \$230 el kilo. Si bien aún no se dispone de precios oficiales para los años 2014 y 2015, la baja de los precios pagados en playa ha sido considerable, alcanzando 120 pesos por kilo para huiro negro. Esto ha determinado que baje el número de agentes extractores en playa.

La cadena de comercialización de las algas pardas en la región de Tarapacá está conformada por los siguientes actores: extractores, intermediarios y plantas picadoras de alga seca.

Con los antecedentes levantados a la fecha se puede señalar la importancia de identificar, jerarquizar y valorizar los servicios ecosistémicos que brindan las praderas de macroalgas para la comunidad de la región. Además que el efecto de remoción sobre la pradera podría afectar directamente los servicios ecosistémicos que ellas proporcionan a mediano y largo plazo, por lo que cobra vital importancia el seguimiento de los indicadores de impacto, tanto poblacionales y comunitarios (objetivo 4) señalados con anterioridad.



Objetivo específico 3

Los experimentos de crecimiento instalados para las especies objetivo de este estudio permitieron estimar esta variable en diferentes localidades. Las tasas de crecimiento observadas para el recurso huiro negro fueron mayores que las observadas para el recurso huiro palo y huiro canutillo. En las experiencias de crecimiento instaladas para el recurso huiro negro, se apreció que la tasa de crecimiento del diámetro del disco fue más baja que la tasa de crecimiento en largo, y que las tasas de crecimiento fueron mayores al comparar los experimentos instalados y controlados durante primavera/verano versus los experimentos instalados y controlados en otoño/invierno. En el estudio FIP 2014-17 (Evaluación directa de macroalgas/impacto de la extracción sobre la comunidad bentónica, III Región), los autores implementaron experiencias de crecimiento en tres sitios, comparando el crecimiento de plantas que permanecieron adheridas al sustrato en diferentes tratamientos de cosecha (sin cosecha, cosecha de plantas > a 15 cm y cosecha total de plantas). La identificación de cada planta dentro de cada tratamiento se realizó en base a un sistema de coordenadas como lo describe Rodríguez *et al.* (2013). En forma complementaria se marcaron 50 plantas con marcas numeradas en un rango de tallas que abarcó reclutas, juveniles y adultos para evaluar su crecimiento. Los autores del estudio FIP 2014-17 señalan que hay un crecimiento más variable de las plantas en relación al largo que en comparación al diámetro del disco, resultados que coinciden con los reportados en este estudio (FIP 2014-15). Las bajas tasas de crecimiento para huiro palo observadas en este estudio coinciden con lo observado por Westermeier *et al.* (2016) para poblaciones de huiro palo en Atacama.



En todos los experimentos de mortalidad instalados en este estudio (FIP 2014-15) se constató una gran pérdida de plantas marcadas, independiente de la talla, lo que obligó a reinstalar los experimentos en más de una oportunidad. En cambio, los autores del estudio FIP 2014-17 hallaron que la mortalidad de plantas fue diferencial de acuerdo al tamaño de la planta, siendo todos los reclutas desprendidos producto de mortalidad natural. Por el contrario, entre el 66 y 74% de las plantas marcadas juveniles y adultas fueron cosechadas al final del período de seguimiento, salvo en la Provincia de Chañaral, donde la mortalidad por pesca de plantas adultas alcanzó el 95%.

En cuanto al reclutamiento, en el estudio FIP 2014-17 (Evaluación directa de macroalgas/impacto de la extracción sobre la comunidad bentónica, III Región), los autores implementaron experiencias de reclutamiento en tres sitios con presencia de *Lessonia berteroana*, comparando la incorporación de nuevas plantas (< 5 cm de diámetro de disco) en diferentes tratamientos de cosecha (sin cosecha, cosecha de plantas > a 15 cm y cosecha total de plantas), sin retirar los herbívoros de los diferentes tratamientos de cosecha. Los resultados indicaron que el reclutamiento mostró un patrón de variación temporal similar en todos los tratamientos, con máximos de abundancia en verano, mientras que los menores valores estuvieron asociados al periodo invernal. Esos resultados son parcialmente comparables a los obtenidos en el presente estudio (FIP 2014-15), dado que si bien, se instalaron experiencias de reclutamiento en tres localidades, cubriendo toda el área de estudio, nuestros experimentos de reclutamiento en *Lessonia berteroana* se desarrollaron sólo para tratamientos “control” (sin remoción de plantas) y con cosecha total de plantas (similar al tratamiento “sin plan de manejo” descrito por los autores del proyecto FIP 2014-17). Nuestros resultados mostraron una tendencia hacia mayores reclutamientos en los períodos de primavera y verano en los sitios experimentales (con cosecha total de plantas), sin embargo, en los tratamientos



control (sin remoción de plantas), sólo en las praderas de Punta Gruesa y Chanavaya se observó mayores reclutamientos en los períodos de primavera y/o verano. Por el contrario, en la pradera de Pisagua, se observó mayores reclutamientos en para el período otoño – invierno. Resultados similares se describen para el estudio “Seguimiento Biológico Pesquero y Evaluación Económica, Como Insumo Para Plan de Manejo de la Pesquería de Algas Pardas I Región, 2013-2014”. Los autores hallaron un gran número de plantas < a 10 cm de largo en el período de verano 2014, disminuyendo esta cantidad a lo largo del otoño e invierno. En primavera temprana, los valores registrados en terreno para plantas < 10 cm de largo aumentaron.

Objetivo específico 4

Respecto a la importancia ecológica de los grampones de algas, ésta ha sido sustentada por numerosos estudios que avalan estos ambientes como hábitat de alta diversidad y riqueza de especies, además de proveer refugio para juveniles y estadios reproductivos vulnerables (i.e. hembras ovígeras) (Vásquez y Santelices 1984; Ojeda y Santelices 1984; Vásquez *et al.* 2001; Villegas *et al.* 2008). Además, los efectos de la cosecha sobre su fauna asociada han sido determinados mediante comparaciones de zonas de libre acceso (cosecha sin manejo), cosecha en áreas de manejo y en áreas protegidas para la alga parda intermareal, *L. berteroana* (Vega, 2016). Por otro lado, la cosecha puede alterar la morfología de las plantas y los discos (forma y tamaño), afectando también su relación con la fauna asociada en esta misma alga (Vega *et al.* 2014). Debido a esta estrecha relación se ha sugerido la utilización de la fauna asociada a los discos como un indicador de explotación, tanto en un análisis multivariado (similitud faunística) como univariado (riqueza de especies (Vásquez *et al.* 2001; Vega *et al.* 2016).



Al igual que en estudios anteriores (revisados por Vásquez *et al.* 2001), en las localidades del presente estudio, se registró una elevada riqueza de especies en *L. berteriana* (73 spp en total), lo cual es cercano a lo reportado por Vásquez *et al.* (2001) para el norte de Chile (78 spp). En el caso, *L. trabeculata*, el número de especies fue menor al registrado en la revisión de Vásquez *et al.* (2001) (63 vs 126), lo cual puede atribuirse a la diferencia en el tamaño muestral entre ambos estudios. Para el caso de *M. integrifolia*, la diversidad nuevamente fue alta, con 102 especies similar a lo reportado por Vásquez *et al.* (2001).

El efecto de la cosecha de algas pardas en el norte de Chile ha sido abordado principalmente bajo una aproximación de experimentos naturales. Así, Vásquez *et al.* (2012), muestra que no existen diferencias en la fauna asociada a discos adhesivos (riqueza de especies) de *L. berteriana* entre áreas con y sin explotación del alga. Además, en base a estudios anteriores de algas pardas, el cual incorpora su fenología y ecología, el mismo autor sugiere buenas prácticas de cosecha, la cual incluye la extracción completa de la planta para liberar sustrato de asentamiento y relajar la interacción adulto-juvenil. Estas aproximaciones no manipulativas, tienen la ventaja de poder abarcar grandes extensiones de territorio y tiempo. El diseño empleado en este estudio, corresponde a una aproximación experimental manipulativa, la cual tiene múltiples dificultades de ejecución, pero es la única aproximación que permite determinar causa–efecto de los procesos ecológicos (Underwood, 2000). Debido a la fuerte estacionalidad intrínseca de la costa chilena, el análisis que corresponde para determinar un efecto de los tratamientos de cosecha experimental es comparar su trayectoria entre el inicio y el final de experimento, usando la trayectoria de las praderas sin remoción de algas como control. En este sentido son el paso siguiente de los estudios observacionales o mesurativos que describen patrones o para consolidar las conclusiones e hipótesis



obtenidas en la fase mesurativa. Esta comparación es mucha más rigurosa en los espacios interdiscos (cuadrantes estandarizados) que en los discos mismos, debido principalmente al efecto del tamaño del disco sobre la fauna asociada.

Estudios manipulativos de efecto de cosecha sobre algas en Chile son escasos pero destacan el de Borrás-Chavez *et al.* (2011), el cual pone a prueba tres tipos de cosecha del alga *M. integrifolia* en el norte de Chile. Este tipo de estudio permite dar sugerencias a la administración pesquera de estrategias de manejo, en este caso la remoción parcial de frondas de cada individuo. En otros experimentos manipulativos de remoción (Stagnol *et al.* 2013) de algas comerciales que forman canopia, las respuestas de la comunidad asociada se diferencian dependiendo el alga estudiada, debido a su forma y el tipo de comunidad asociada.

Estado de explotación de praderas *L. berteroana* según la abundancia de especies clave en comunidades asociadas a alga pardas.

Tres elementos emergen en este estudio que permiten sugerir el estado de explotación y potencial evaluación de praderas de *L. berteroana*.

Primero, destaca la casi total ausencia del gastrópodo *Scurria scurra* en la comunidad asociada a los discos adhesivos.

Scurria scurra fue descrita por Espoz *et al.* (2004) como un patelogastrópodo que habita sobre los discos y estipes de *L. nigrescens* en la zona norte y centro de Chile y *D. antártica* en el sur de Chile. Comúnmente, se encuentra en la porción de los estipes ubicada cerca del disco, aunque también habita en los discos de fijación de ambas algas. Raramente se encuentra sobre rocas u otras algas. Este molusco registra una de las reducciones más importantes en el tamaño de su rango



geográfico. En el pasado, su presencia fue descrita desde los 10° S hasta Tierra del Fuego (56°S) (Dell, 1971), sin embargo, el rango geográfico registrado a partir del estudio de Espoz et al. (2004) es desde los 24 a los 42° S: la reducción se registra en el límite norte de distribución y podría estar asociada a eventos como El Niño, ocurridos en el pasado (1982-1983), debido a que estos eventos están relacionados con una fuerte disminución en las poblaciones de *Lessonia*. Adicionalmente, en la reducción del rango geográfico podría influir la fuerte presión de extracción a la que están sometidas las poblaciones de *Lessonia* en el norte de Chile (Espoz, obs. Pers).

Scurria scurra presenta un grado de especialización casi exclusiva con *L. berteriana* (Ojeda & Santelices, 1984; Cancino & Santelices, 1984; Muñoz & Santelices 1989), lo que ha llevado a proponer el monitoreo de su abundancia y estructura de talla como indicador de la integridad ecológica y estado de explotación de praderas de *Lessonia* en el norte de Chile (Vega, 2016). De acuerdo a esto, se sugiere que las praderas investigadas hasta la III región puedan ser evaluadas determinando la estructura de talla de *S. scurra* a través de censos visuales en praderas de *Lessonia*. Sin embargo, el quiebre en la distribución geográfica de *S. scurra* (Espoz, 2004; Vega, com. Pers.) imposibilitaría el uso de esta especie como un indicador ecológico que permita establecer el efecto de remoción de algas pardas. En este estudio (FIP 2014-15), *S. scurra* presentó muy bajas densidades en todas las parcelas durante toda la temporada de muestreo. Por lo tanto, la distribución de esta especie (que podría estar restringida geográficamente en la I región) (Vega, com. pers.) impide su uso como indicador del estado ecológico y presión de explotación en praderas de *Lessonia*.



Segundo, la comunidad intradisco de *Lessonia berteroa* estuvo caracterizada por especies pioneras, como los bivalvos *Semimytilus algosus* y *Brachidontes granulata*, algunos gusanos marinos y el cangrejo *Pachycheles grosimanus*. Estas especies han sido descritas en estados de sucesión temprana en discos de *L. berteroa* debido a que presentan mayores abundancias en plantas jóvenes que poseen discos de tamaño pequeño o mediano (Vásquez & Santelices, 1984; Ortega et al., 2014), o bien, persisten en plantas pertenecientes a áreas de libre acceso donde la presión de explotación es mayor (Vega et al., 2016).

Por último, el estudio seminal de Vásquez & Santelices (1984) evidencia que si bien no existe un verdadero reemplazo de especies en los discos adhesivos de *L. berteroa* a medida que el disco aumenta de tamaño, si existen cambios en el número y principalmente en la biomasa de las especies presentes, lo cual hace variar su importancia relativa a medida que el disco crece. En este sentido, la biomasa relativa del cangrejo *P. grosimanus* aumenta significativamente a medida que el disco adhesivo aumenta de tamaño superando ampliamente la biomasa del resto del ensamble intra-disco en plantas adultas (i.e., hasta 80 % de la biomasa total de especies en discos adhesivos > 20 cm de diámetro). Finalmente, la preferencia de habitat de *P. grosimanus*, casi exclusivamente supeditada a discos de *Lessonia* (Cancino & Santelices, 1984), sugiere que la determinación de su estructura de talla (un proxy de biomasa) podría ser utilizada, junto a *S. scurra*, como un indicador alternativo, fácilmente aplicable durante el transcurso de la cosecha por evaluadores o pescadores (Vega et al., 2016). Sin embargo, el uso del disco como refugio por *P. grosimanus* puede impedir una evaluación visual y una fácil determinación de la estructura de talla.



Se sugiere la implementación del siguiente protocolo cuantitativo:

1. Breve entrenamiento básico para pescadores o potenciales evaluadores en la identificación de individuos de *S. scurria* y/o *P. grosimanus* en discos adhesivos de *Lessonia berteroana*.
2. Muestreo cuntitativo de individuos de *S. scurra* y *P. grosimanus* en 90 discos barreados de *L. berteroana* tomados al azar por sitio de cosecha. Para *S. scurra* se debe considerar además el estipe de la panta hasta la primera dicotomía como unidad muestral (Vega et al., 2016).
3. Determinación visual, si es posible, de la talla (cm) y/o biomasa (i.e., gramos peso húmedo) de cada individuo de *S. scurra* y *P. grosimanus* de cada disco mediante buceo autónomo.
4. Contrucción de tabla de frecuencia de tallas para ambos invertebrados.
5. Si los discos contienen mayoritariamente individuos de talla pequeña o mediana, la pradera estaría sometida a una fuerte presión de explotación y medidas precautorias deberían ser aplicadas.

Se recomiendan avanzar en el estudio y comportamiento de *P. grosimanus* como indicador de la estructura de talla en discos de *L. berteroana* y si es posible evaluar visualmente *in situ* su estructura poblacional.

Se requiere más investigación de los ciclos de tales especies debido a que las variaciones en las abundancias relativas de cada especie dentro de la comunidad intra-disco presentan máximos en distintas épocas del año (Vásquez & Santelices, 1984). Estos bioindicadores pueden complementar otros indicadores cualitativos propuestos actualmente para determinar efectos de la presión de cosecha, como el grado de compactación de los discos adhesivos (Vega, 2015; Vega et al., 2016).



Comunidades bentónicas asociadas a algas pardas

Este estudio determinó por una parte que las áreas sometidas a cosecha presentaron baja abundancia de especies sésiles (i.e., *Semymitilus algosus*, *Verruca laevigata*, *Notochthamalus scabrosus* y *Phragmatophoma moerchi*), y por otro lado, una mayor abundancia de especies móviles de caracoles (i.e., *Tegula tridentata*, *Tegula atra* y *Prisogaster niger*). Estos patrones han sido reportados anteriormente en praderas de *L. berteroana* en roqueríos expuestos sometidos a cosecha (Vásquez, 2004; Vásquez, 2008). Sin embargo, existió escasa presencia de *Tetrapigus niger*, juveniles de *Loxechinus albus*, *Fisurella costata* y chitones que también han sido reportados como especies presentes en áreas sometidas a cosecha (Vásquez, 2008). Consecuentemente, en este estudio el aumento de caracoles y/o la disminución de especies sésiles podrían indicar un efecto de cosecha. Sin embargo, no existieron variaciones sustanciales en alguna especie que sugiera alguna interacción directa con *L. berteroana* y sólo se registraron altas variaciones a pequeña escala en las abundancias relativas de las mismas especies antes y después de la cosecha. En este sentido, es difícil hacer generalizaciones debido a un fuerte efecto de factores físico estacionales que gobiernan la distribución y abundancia de especies dependiendo de la estación del año en la cual se realiza la cosecha. Adicionalmente, el presente estudio el monitoreo no indagó en cambios comunitario a largo plazo dentro de las praderas, lo que afecta las inferencias finales.

De esta manera y como ha sido evidenciado en estudios similares, la cosecha parece no alterar significativamente la estructura comunitaria en praderas de *Lessonia trabeculata* o *Macrocystis integrifolia* así como los patrones de las comunidades bentónicas que cohabitan con estas especies (Vásquez, 2008). Se



observó gran variabilidad atribuible a diferencias comunitarias inherentes a los distintos sitios de muestreo, por lo tanto, es difícil establecer un protocolo de evaluación basándose en los resultados obtenidos. Como conclusión, parece ser que la composición y abundancia de especies bentónicas presente tendría más relevancia en la tasa de recuperación de una pradera explotada (e.g. abundancia de herbívoros por sitio) que como indicador del estado de alteración ecológica o de explotación, como ha sido sugerido por Vásquez (2008).

Finalmente, será necesario generar estudios para establecer la existencia de nuevas relaciones biológicas obligadas entre invertebrados endémicos y algas pardas, como se ha evidenciado para crustáceos peracáridos (Thiel & Vásquez, 2000; Thiel, 2003) que puedan proveer antecedentes fidedignos, similares a los realizados con *S. scurra* o en segundo caso *P. grosimanus*, para fundamentar futuras evaluaciones que propongan indicadores biológicos de presión de explotación. Sin embargo, el tamaño de disco parece ser el indicador más fidedigno y fácil de someter a prueba para la evaluación del estado de explotación de praderas de algas pardas en esta región (Vega *et al.*, 2014)

Desde el punto de vista del impacto producido por la cosecha en los ensambles faunísticos que habitan dentro de los bosques de algas pardas, se recomienda evitar las cosechas totales de las parcelas. Una cosecha parcial permite mantener las comunidades con similitudes más cercanas a las de praderas sin explotación, al menos, cuando se cosecha el 33% de la pradera (remoción parcial utilizada en este proyecto). El alga que podría permitir un mayor porcentaje de cosecha, es *M. integrifolia*, la cual tiene una mayor resiliencia a la cosecha a nivel de fauna asociada a sus discos e interdiscos. Futuros estudios deberían establecer cuáles son los porcentajes de cosecha que maximicen el uso de las praderas con la estabilidad de la comunidad de organismos que lo habitan.



Objetivo específico 5

Con respecto a los resultados obtenidos para el desarrollo del objetivo 5, especialmente a los asociados a los residuos del modelo, la incorporación de variables exógenas (medioambientales) al modelo SHOT-1 no tuvo influencia en mejorar la calidad del ajuste. Variables como luminosidad, temperatura (Anomalía Térmica de Superficie del Mar), nutrientes, etc., levantados en una serie de tiempo suficiente (mínimo 7 años, con una resolución temporal mensual) podrían ayudar a anticipar una alza en la biomasa cosechable, y por ende, en el desembarque.



6. CONCLUSIONES

- Se constata en terreno, para la mayoría de las praderas en todos los recursos objetivos, una predominancia de plantas con diámetros basales de disco menores a 20 cm de diámetro, altas densidades de individuos (con predominancia de reclutas sobre adultos en todas las praderas y estaciones analizadas), biomasa promedio (kg/m^2) < 25 kg. Estos indicadores dan cuenta de praderas sometidas a fuerte presión de extracción, lo que debería sugerir la activación de medidas compensatorias dentro del plan de manejo. Sugerir un criterio de extracción menor a 20 cm en estas praderas, en especial en huiro negro, si bien permitiría mayores fracciones de biomasa cosechable, supondría un riesgo mayor en la sostenibilidad de huiro negro en la región de Tarapacá. Se constata para algunas praderas una mayor biomasa disponible en el período de primavera/verano en comparación a otoño/invierno.
- La pesquería de algas pardas está fuertemente concentrada en el recurso huiro negro, en mucho menor magnitud por el recurso huiro palo y de manera marginal se manifiesta desembarque para huiro flotador. La pesquería de huiro negro se concentra principalmente en la zona de Pisagua, seguido por caletas de la zona sur de Tarapacá (Río Seco, San Marcos), por el contrario, la pesquería de huiro pato y canutillo se concentra en la zona sur de Tarapacá (Río Seco, San Marcos y Chipana). Las estadísticas de desembarque no son útiles para definir el estado de explotación de los recursos objetos de este estudio, sino que son las variables poblacionales levantadas en el desarrollo del objetivo específico 1 las que son más adecuadas para definir o aproximarse al estado de explotación de las algas pardas dentro de la zona de estudio.



- Se logró estimar tasas de crecimiento e índices de mortalidad acumulada para las especies objetivo de este estudio. Los resultados de crecimiento fueron mayores en período de primavera/verano en comparación a otoño/invierno, similar a otros estudios de la misma naturaleza. El reclutamiento también se comportó de manera estacional, con más incorporación de plantas pequeñas en primavera/verano en comparación a otoño/invierno, siempre y cuando hubiese sustrato disponible. La mortalidad fue alta dentro del período de estudio, no existiendo un comportamiento diferencial entre reclutas, juveniles y adultos. Se identificaron sitios de varadero dentro de la costa de Tarapacá, constituidos principalmente por *L. berteroana*.
- *P. grosimanus* podría funcionar como indicador visual similar a *S. scurra* (e.g., en ausencia de esta especie). Sin embargo, su mayor presencia en cavidades internas del disco puede dificultar una identificación visual directa. En este sentido, este estudio sugiere que el tamaño del disco continúa siendo el indicador más fidedigno del estado de explotación de pradera de algas pardas. Por otro lado, la abundancia de herbívoros, factor importante para las tasa de recuperación de la pradera, puede servir como indicador de praderas que presentarían mayor vulnerabilidad a la presión de explotación, caracterizando praderas que presentarán períodos más largos de recuperación a estados cosechables con efectos directos en la economía de los usuarios



7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Airoldi, L. (1998). Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf. *Ecology*, 79(8), 2759-2770.
- Ang PO, GJ Sharp y R Semple. 1993. Changes in the population structure of *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Joil due to mechanical harvesting. *Hydrobiologia* 260/261: 321-326.
- Ang PO, GJ Sharp y R Semple. 1996. Comparison of the structure of populations of *Ascophyllum nodosum* (Fucales, Phaeophyta) at sites with different harvesting histories. *Hydrobiologia* 326/327: 179-184.
- Balvanera, P y Cotler, H. 2007a. Acercamiento al estudio de los servicios ecosistémicos. En *Gaceta Ecológica*, Julio Diciembre, número especial 84-85. Instituto nacional de Ecología. RELACYT- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Distrito Federal, Mexico. Pp8-15
- Balvanera, P y Cotler, H. 2011. Los servicios ecosistémicos y la toma de decisiones: reto y perspectivas. En *Gaceta ecológica* Julio-Diciembre, número especial 84-85. Instituto nacional de Ecología. RELACYT- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Distrito Federal, Mexico. Pp117-123.
- Borras-Chavez R., E. Matthew & J.A. Vásquez (2012). Testing sustainable management in Northern Chile:harvesting *Macrocystis pyrifera* (Phaeophyceae, Laminariales): A case study. *J Appl Phycol* DOI 10.1007/s10811-012-9829-x.



- Box, G. E., & Jenkins, G. M. (1976). Time series analysis: forecasting and control, revised ed. Holden-Day.
- Boyd J, y Banzhaf J. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological economics*; 63: 616-626.
- Cabrera A. 2012. Valoración de los servicios ecosistémicos desde la perspectiva de la economía ecológica: el caso de la reserva de la biósfera Isla San Pedro Mártir. Tesis para obtener el grado de Maestro en Administración Integral del Ambiente. El Colegio de la frontera Norte Cicese.
- Caddy JF y R Mahon. 1995. Reference points for fisheries management. FAO Fisheries Technical Paper N° 347. Rome, FAO. 83 pp.
- Camacho Valdez V y Ruiz Luna A, 2012. Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos *Revista Bio Ciencias*. 4: 3-15.
- Camus, P. A. (2001). Biogeografía marina de Chile continental. *Revista chilena de historia natural*, 74(3), 587-617.
- Cancino J y B Santelices. 1984. Importancia ecológica de los discos adhesivos de *Lessonia nigrescens* Bory (Phaeophyta) en Chile central. *Revista Chilena Historia Natural* 56: 23-33.
- Carpenter SR., De Fries R, Dietz T, Mooney HA, Polasky S, Reid WV, Scholes RJ. 2006 Millennium ecosystem assessment: research needs. *Science* 314:257-258.
- Carson R. 1962. Silent spring. Boston, MA. Houghton Mifflin Company,. 350.



- Cecchi LB, Cinelli F .1992. Canopy removal experiments in *Cystoseira*-dominated rockpools from the western coast of the Mediterranean (Ligurian Sea). *J Exp Mar Biol Ecol* 15: 569–583.
- Chapman, ARO. 1984. Reproduction, recruitment and mortality in two species of *Laminaria* in southwest Nova Scotia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 78: 99-108.
- Chapman, ARO. 1985. Demography. En: *Handbook of Phycological methods. Ecological Field methods. Macroalgae*, M.M.Littler & D.S.Littler, eds. Cambridge University Press. pp. 251-268.
- Chapman, ARO. 1986. Age versus stage: an analysis of age- and size-specific mortality and reproduction in a population of *Laminaria longicuris* Pyl. *J Exp Mar Biol. Ecol* 97: 113-122.
- Chapman, ARO. 1987. The wild harvest and culture of *Laminaria longicuris* de la Pylaie in Eastern Canada. En: *Case studioses of seven commercial seaweed resources*. (Doty, M.S., J.F. Caddy y B. Santelices eds) FAO Fisheries Technical paper nº 281: 193-238.
- Chapman, ARO. 1993. 'Hard' data for matrix modelling of *Laminaria digitata* (Laminariales, Phaeophyta) populations. *Hydrobiologia* 260/261: 263-267.
- Clark, R.P., Edwards, M.S., Foster, M.S., 2004. Effects of shade from multiple kelp canopies on an understorey algal assemblage. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 267, 107–119.



- Connell, S.D., 2007. Subtidal temperate rocky habitats: habitat heterogeneity at local to continental scales. In: Connell, S.D., Gillanders, B.M. (Eds.), *Marine Ecology*. Oxford University Press, Melbourne, pp. 387–401.
- Contreras-Reyes, J.E., Arellano-Valle, R.B., 2013. Growth estimates of cardinalfish (*Epigonus crassicaudus*) based on scale mixtures of skew-normal distributions. *Fish. Res.* 147, 137-144.
- Contreras-Reyes, J. E., & Palma, W. 2013. Statistical analysis of autoregressive fractionally integrated moving average models in R. *Computational Statistics*, 28(5), 2309-2331.
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M y Hannon B, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*; 387: 253–260.
- Costanza R. 2008. Ecosystem services: multiple classification system are needed. *Biological conservation*; 141: 350-352.
- Cruz, M. 2003. Promoción y comercialización del paquete tecnológico para la producción de fertilizante orgánico a base de algas marinas, Macromix. Proyecto Fondef DO3T2012.
- Daily GC (ed.). 1997. *Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC: Island Press, 392.
- Dale, M.R., & Fortin, M. J. (2009). Spatial autocorrelation and statistical tests: some solutions. *Journal of agricultural, biological, and environmental statistics*, 14(2), 188-206.
- Dayton, P. K. 1985b. The structure and regulation of some South American kelp communities. *Ecol. Monogr.* 55:447-468.



- Dayton PK, Tegner MJ, Edwards PB, Riser KL. 1999. Temporal and spatial scales of kelp demography: the role of oceanographic climate. *Ecol Monogr* 69:219–250.
- Edwards MS. 1998. Effects of long-term kelp canopy exclusion on the abundance of the annual alga *Desmarestia ligulata* (Light F). *J Exp Mar Biol Ecol* 228:309–326.
- Figuroa-Fabrega, L., Rain-Franco, A., Wilson, A., Grego, E., Romero, P., Alvarez, D., Vallejos R., Ariz, L., Cortes, C. 2015. Distribución espacial de *Lessonia trabeculata* (Phaeophyceae, Laminariales), en el área costera de Ventanas, Chile Central: Diferencias entre un Área de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB) y un Área de Libre Acceso. In *Literis*.
- Fisher B, Turner KR, Morling P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making ecological economics; 66:643-653.
- Gaymer, Carlos F., Palma, Álvaro T., Vega, J. M Alonso, Monaco, Cristián J., Henríquez, Luis A. 2010. Effects of La Niña on recruitment and abundance of juveniles and adults of benthic community-structuring species in northern Chile. *Marine and Freshwater Research* 61: 1185-1196.
- Gouhier, T.C., Guichard, F., 2014. Synchrony: quantifying variability in space and time. *Meth. Ecol. Evol.* 5, 524-533.
- Graham MH. 1996. Effect of high irradiance on recruitment of the giant kelp *Macrocystis* (Phaeophyta), in shallow water. *J Phycol* 32:903–906.



- Granek EF, Polasky S, Kappel CV, Reed DJ, Stoms DM, Koch EW, Kennedy CJ, Cramer LA, Hacker SD, Barbier EB, Aswani S, Ruckelshaus M, Perillo GME, Silliman BR, Muthiga N, Bael D, Wolanski E. 2010. Ecosystem Services as a Common Language for Coastal Ecosystem-Based Management. *Conservation Biology* 24:207-216.
- Grime, J.P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am. Nat.* 111, 1169–1194.
- Guillera-Arroita, G., Morgan, B.J., Ridout, M.S., & Linkie, M. (2011). Species occupancy modeling for detection data collected along a transect. *Journal of agricultural, biological, and environmental statistics*, 16(3), 301-317.
- Gutiérrez, A. 2001. Transferencia tecnológica para la producción y comercialización de productos de exportación del alga *Macrocystis pyrifera* para alimentación humana. Proyecto Fondef DO1T1022.
- Hoffmann, A. y Santelices, B. 1997. Flora Marina de Chile Central. Eds. Universidad Católica de Chile, 434 pp.
- Jarque, C. M., & Bera, A. K. 1987. A test for normality of observations and regression residuals. *International Statistical Review/Revue Internationale de Statistique*, 163-172.
- Jones CG, Lawton H. Shanchak M (1994) Organisms as ecosystems engineers. *Oikos* 69:373-386
- Juanes, J & A. Borja. 1991 Biological criteria for the exploitation of the commercially important of *Gelidium* in Spain. *Hydrobiologia*, 221: 45-54.



- Kain, J.M., 1979. A review of the genus *Laminaria*. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 17, 101–161.
- Kennelly, S.J., 1987. Inhibition of kelp recruitment by turfing algae and consequences for an Australian kelp community. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 112, 49–60.
- Kimura, D. K. & J.V. Tagart. 1982. Stock Reduction Analysis, Another Solution to the Catch Equations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 39, No. 11 : pp. 1467-1472.
- Kimura, D.K., J.W. Balsiger & D.H. Ito. 1984. Generalized Stock Reduction Analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1325-1333.
- Klinger T. 1984. Allocation of blade surface area to meiospore production in annual and perennial representatives of the genus *Laminaria*. MS Thesis, Univ. Br. Columbia. Vancouver. 96 pp.
- Kitching J.A. 1937. Studies on sublittoral ecology II. Recolonization at the upper margin of the sublittoral region: with a note on the denudation of *Laminaria* forest by storms. *J. Ecol* 25: 482-91.
- Lancelotti D y J A Vásquez. 1999. Biogeographical patterns of benthic invertebrates in the southeastern Pacific littoral. *Journal of Biogeography* 26: 1001-1006.
- Lancelotti D y JA Vásquez. 2000. Zoogeografía de macroinvertebrados bentónicos de la costa de Chile: contribución para la conservación marina. *Revista Chilena de Historia Natural* 73: 99-129.



- Lazo L y ARO Chapman. 1996. Effects of harvesting on *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jol (Fucales, Phaeophyta): a demographic approach. *Journal of Applied Phycology* 8: 87-103.
- Leslie HM, McLeod KL (2007) Confronting the challenges of implementing marine ecosystem-based management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:540-548.
- Levin, P.S and M. E. Hay. 1996. Responses of temperate reef fishes to alterations in algal structure and species composition. *Marine Ecology Progress Series*. 134: 37-47.
- Ljung, G. M., & Box, G. E. (1978). On a measure of lack of fit in time series models. *Biometrika*, 65(2), 297-303.
- Mansilla, A. 2001. Producción de harina de la macroalga (*Macrocystis pyrifera*) y su utilización como ingrediente para alimentación de salmónidos en la región de Magallanes y Antártica Chilena. Proyecto Fondef D0111164.
- MEA. 2005. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystem and human well-being: Biodiversity synthesis Washington, DC: World Resources Institute, 82.
- Ojeda, F. P. and B. Santelices. 1984. Invertebrate communities in holdfast of the *Macrocystis pyrifera* from southern Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 16: 65-73
- Oróstica, M.H., M.A Aguilera, G.A. Donoso, J.A. Vásquez & B.R. Broitman. 2014. Effect of grazing on distribution and recovery of harvested stands of *Lessonia berteroana* kelp in northern Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 511:71-82.



- Perakis, S.S, Welch, E.B., Jacoby, J.M. 1996. Sediment-to-water blue-green algal recruitment in response to alum and environmental factors. *Hydrobiologia* 318, 165-177.
- Pita, Pablo, Fernández-Márquez, Diana, and Freire, Juan. (2014). Short-term performance of three underwater sampling techniques for assessing differences in the absolute abundances and in the inventories of the coastal fish communities of the Northeast Atlantic Ocean. *Marine and Freshwater Research* 65, 105–113.
- Pringle JD, DJ Jones y RE Semple. 1987. Fishing and catch characteristics of an eastern Canadian Irish moss (*Chondrus crispus* Stackh.) dragraker. *Hydrobiologia* 151/152: 341-347.
- Reed DC & MS Foster. 1984. The effects of canopy shading on algal recruitment and growth in a giant kelp forest. *Ecology* 65: 937-948.
- Rodríguez, D. M.H. Oróstica & J.A. Vásquez. 2014. Coalescence in wild organisms of the intertidal population of *Lessonia berteroana* in northern Chile: management and sustainability effects. *J Appl Phycol* . 26:1115–1122.
- Sach JD, Reid WV. 2006. Environment-investments toward sustainable development. *Science*;312:1002.
- Santelices B. 1980. Bases Biológicas para el manejo de *Lessonia nigrescens* (Phaeophyta Laminariales) en Chile Central. *Monografías Biológicas* 2: 135 – 150.
- Santelices, B. (1989). *Algas marinas de Chile: distribución, ecología, utilización, diversidad* (p. 399). Santiago: Ediciones Universidad Católica de Chile.



- Santelices, B. 1991. Production ecology of *Gelidium*. *Hydrobiologia*, 221: 31-44.
- Seijo J, O Defeo y S Salas. 1997. Bioeconomía pesquera: Teoría, modelación y manejo. FAO Documento Técnico de Pesca N° 368, 176 pp.
- Sharp G. 1987. *Ascophyllum nodosum* and its harvesting in Eastern Canada. En: Case studies of seven commercial seaweed resources. (Doty, M.S., J.F. Caddy y B. Santelices eds) FAO Fisheries Technical paper n° 281: 3-48.
- Shepherd, J. G. 1991. Simple methods for short-term forecasting of catch and biomass. *ICES Journal of Marine Science* 48(1), 67-78.
- Sokal, R. R., & Rohlf, F. J. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. WH. Freeman & Co., San Francisco.
- Stagnol D., M. Renaud & D. Davoult (2013) Effects of commercial harvesting of intertidal macroalgae on ecosystem biodiversity and functioning. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 130: (2013) 99-110.
- Toledo, M. 2001. Generación de Fuentes alternativas de materias primas para la alimentación de especies acuícolas, basadas en productos algales: I. Peces. Fondef D0111046.
- Valencia, V., L. Motos & J. Urrutia. 1988. Estudio de la variación temporal de la hidrografía y el plancton en la zona nerítica frente a San Sebastián. *Inf. Tec. Dep. Agricult. y Pesca Gob. Vasco*, 20, 81 pp.
- Vásquez, J. & B. Santelices. 1984. Comunidades de macroinvertebrados en discos adhesivos de *Lessonia nigrescens* Bory (Phaeophyta) en Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 57: 131-154.



- Vásquez JA. 1995. Ecological effect of brown seaweeds harvesting. *Bot Mar* 38:251–257.
- Vásquez JA. 1999. The effects of harvesting of brown seaweeds: a social, ecological and economical important resource. *World Aquaculture* 30: 19-22.
- Vásquez JA. 1992. *Lessonia trabeculata*, a subtidal bottom kelp in northern Chile: a case study for a structural and geographical comparason. In Seeliger U. (ed). *Coastal Plants of Latin America: 77-89*. Academic Press. San Diego.
- Vásquez, J.A. 1991. Variables morfométricas y relaciones morfológicas de *Lessonia trabeculata* Villouta & Santelices, 1986, en una población submareal del norte de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 64:271-279.
- Vásquez JA. 2007. Production, Use and Fate of Chilean Brown Seaweeds: Resources for Sustainable Fishery. *Journal of Applied Phycology*.
- Vásquez, J; F. Tala; A. Vega; S. Zuñiga; M. Edding; y N. Piaget. 2008. BASES ECOLÓGICAS Y EVALUACIÓN DE USOS ALTERNATIVOS PARA EL MANEJO DE PRADERAS DE ALGAS PARDAS DE LA III Y IV REGIONES. Informe Final FIP 2005-22. 283 pp.
- Vásquez JA y B Santelices (1984) Comunidades de macroinvertebrados en discos adhesivos de *Lessonia nigrescens* Bory (Phaeophyta) en Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 57: 131-154.
- Vásquez JA y B Santelices. 1990. Ecological effects of harvesting *Lessonia* (Laminariales, Phaeophyta) in central Chile. *Hidrobiologia* 204/205: 41–47.



- Vásquez, J.A., Veliz, D. & Pardo, L.M. 2001. Diversidad, abundancia y variabilidad temporal de ensamblajes de macroalgas del submareal rocoso del norte de Chile. Sustentabilidad de la biodiversidad, un problema actual. Bases científico-técnicas, teorizaciones y proyecciones. K. Alveal & T. Antezana eds. Universidad de Concepción-Chile. pp. 351- 365.
- Vásquez, J. A., Zuñiga, S., Tala, F., Piaget, N., Rodríguez, D. C., & Vega, J. A. (2014). Economic valuation of kelp forests in northern Chile: values of goods and services of the ecosystem. *Journal of applied phycology*, 26(2), 1081-1088.
- Vásquez, J. A., & Vega, J. A. (2005). Macroinvertebrados asociados a discos de adhesión de algas pardas: biodiversidad de comunidades discretas como indicadora de perturbaciones locales y de gran escala. *Biodiversidad Marina: Valoración, uso y perspectivas. ¿Hacia dónde va Chile*, 429-450.
- Vega, J. M., Vásquez, J. A., Buschmann, A. H. 2005. Population biology of the subtidal kelps *Macrocystis integrifolia* and *Lessonia trabeculata* (Laminariales, Phaeophyceae) in an upwelling ecosystem of northern Chile: interannual variability and El Niño 1997–1998. *Revista Chilena de Historia Natural* 78, 23–50.
- Vega, J.M.A., R Broitman & J.A. Vásquez. 2014. Monitoring the sustainability of *Lessonia nigrescens* (Laminariales, Phaeophyceae) in northern Chile under strong harvest pressure. *J. Appl. Phycol.* 26:791-801.
- Vega, J.M.A. 2016. Fauna asociada a discos de adhesión del complejo *Lessonia nigrescens*. ¿Es un indicador de integridad ecológica en praderas explotadas de huiro negro, en el norte de Chile? *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 44(3): 623-637.



- Villegas MJ, Laudien J, Sielfeld W, Arntz WE (2008) *Macrocystis integrifolia* and *Lessonia trabeculata* (Laminariales; Phaeophyceae) kelp habitat structures and associated microbenthic community off northern Chile. *Helgol Mar Res* 62:S33–S43.
- Villouta, E., Santelices, B. 1984. Estructura de la comunidad submareal de *Lessonia* (Phaeophyta, Laminariales) en Chile norte y central. *Rev. Chil Hist. nat.* 57: 111-122.
- Waite R, Kushner B, Jungwiwattanaporn M, Gray E, Burke I (2014) Use of coastal economic valuation in decision making in the Caribbean: Enabling conditions and lessons learned. *Ecosystem Services* (En prensa).
- Wernberg, T., Goldberg, N. 2008. Short-term temporal dynamics of algal species in a subtidal kelp bed in relation to changes in environmental conditions and canopy biomass. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76, 265-272.
- Wernberg T. 2009. Spatial variation in juvenile and adult *Ecklonia radiata* (Laminariales) sporophytes. *Aquatic Botany* 90:93-95.
- Westermeier, R., P.Murua, D. Patiño and D. Muller. Population biology and long term mariculture studies in the brown alga *Lessonia trabeculata* in Atacama, Chile. *J Appl. Phycol.*
- Witman, J.D., Dayton, P.K., 2001. Rocky subtidal communities. In: Bertness, M.D., Gaines, S.D., Hay, M.E. (Eds.), *Marine Community Ecology*. Sinauer.

FIGURAS

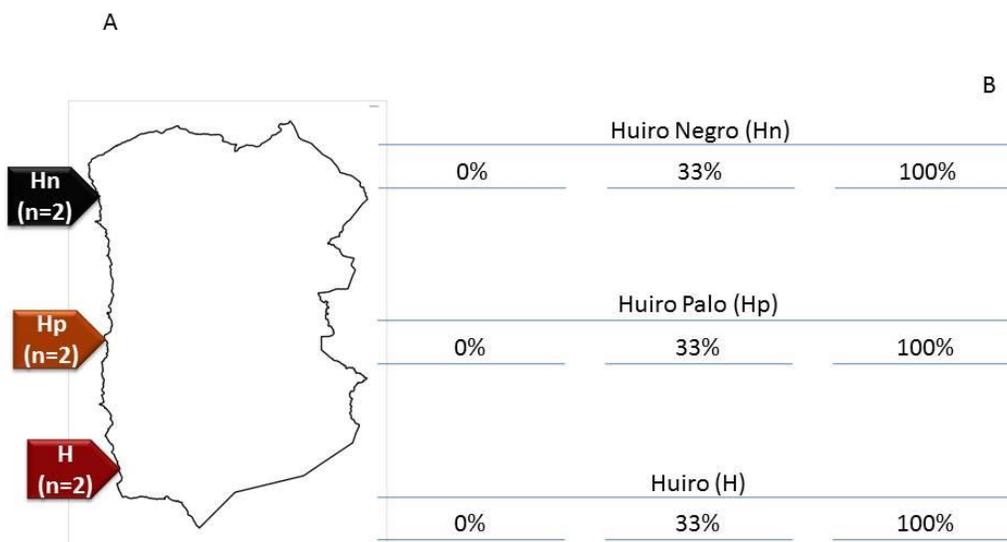


Figura 1. A: Dise1o experimental para evaluar el efecto de remoci3n de individuos. B: Dise1o experimental a ejecutar en cada pradera seleccionada. 0, 33 y 100% corresponden a los niveles de remoci3n experimental de individuos por tratamiento que se evaluar1n en cada pradera.



Tiempo (meses)	Huiro Negro 1						Huiro Palo 1						Huiro 1					
	0%		33%		100%		0%		33%		100%		0%		33%		100%	
0	6d	15f	6 discos		6 discos		6d	15f	6 discos		6 discos		6d	15f	6 discos		6 discos	
			6d	15f	6d	15f			6d	15f	6d	15f			6d	15f	6d	15f
8	6d	15f	6d	15f	6d	15f	6d	15f	6d	15f	6d	15f	6d	15f	6d	15f	6d	15f
			6 discos		6 discos		6 discos		6 discos		6 discos		6 discos		6 discos		6 discos	

Tiempo (meses)	Huiro Negro 2						Huiro Palo 2						Huiro 2					
	0%		33%		100%		0%		33%		100%		0%		33%		100%	
0	6d	15f	6 discos		6 discos		6d	15f	6 discos		6 discos		6d	15f	6 discos		6 discos	
			6d	15f	6d	15f			6d	15f	6d	15f			6d	15f	6d	15f
8	6d	15f	6d	15f	6d	15f	6d	15f	6d	15f	6d	15f	6d	15f	6d	15f	6d	15f
			6 discos		6 discos		6 discos		6 discos		6 discos		6 discos		6 discos		6 discos	

Figura 2. Esquema que indica la obtención de muestras de macrobiota interdiscos e intradiscos (según tipo de muestreo) para los diferentes niveles de remoción dentro de cada una de las praderas seleccionadas (6d= muestras obtenidas a través de cuadrantes destructivos; 15f= muestras obtenidas a través de cuadrantes fotográficos; 6 discos = obtención de 6 discos de fijación para caracterización de macrobiota interdiscos).

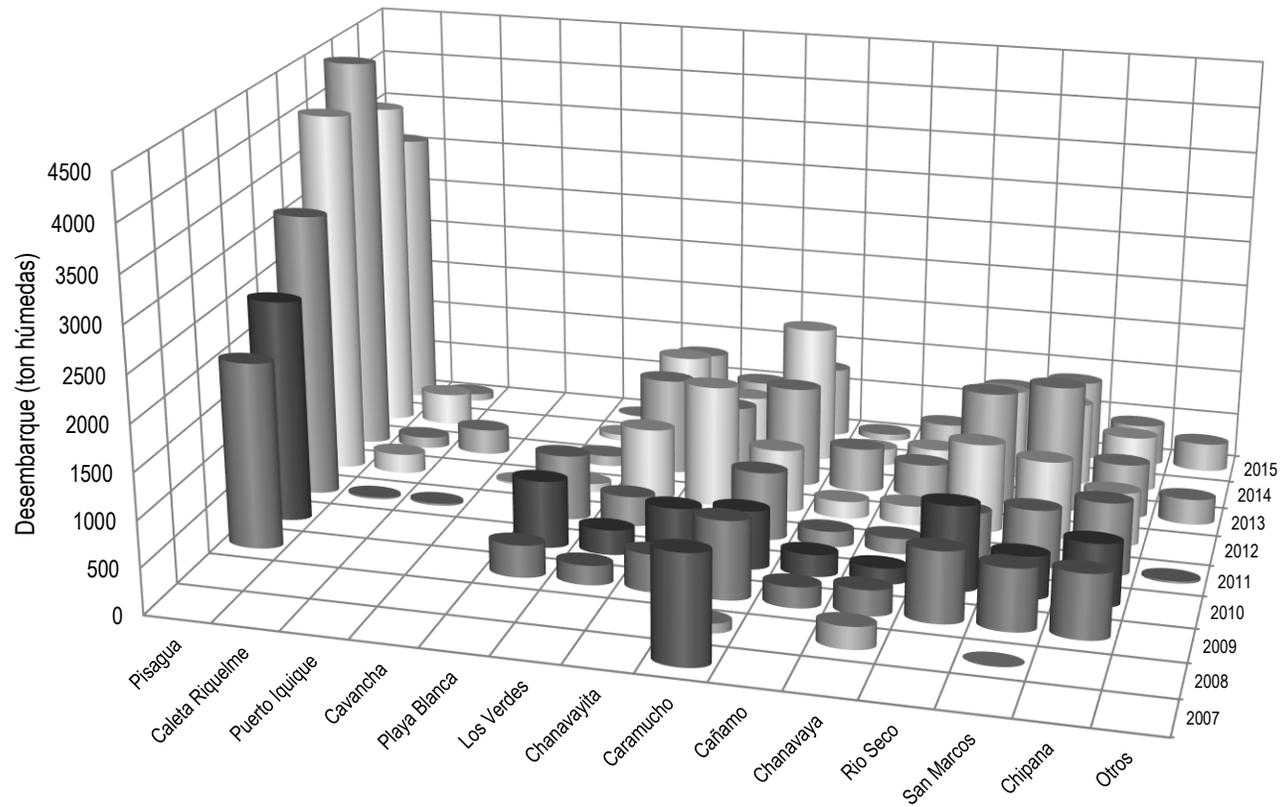


Figura 3. Desembarque del recurso huir3 negro en la regi3n de Tarapac3 (Fuente: Sernapesca)

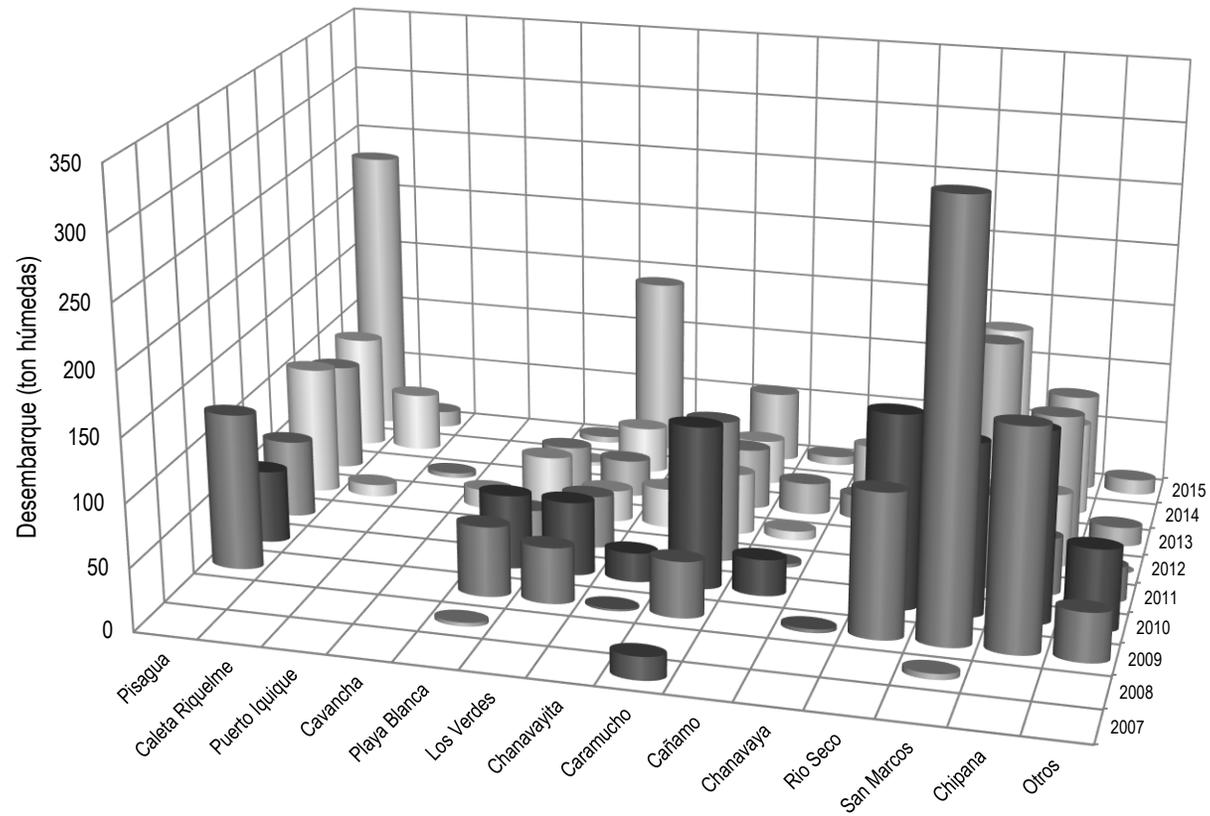


Figura 4. Desembarque del recurso huiro palo en la región de Tarapacá (Fuente: Sernapesca).

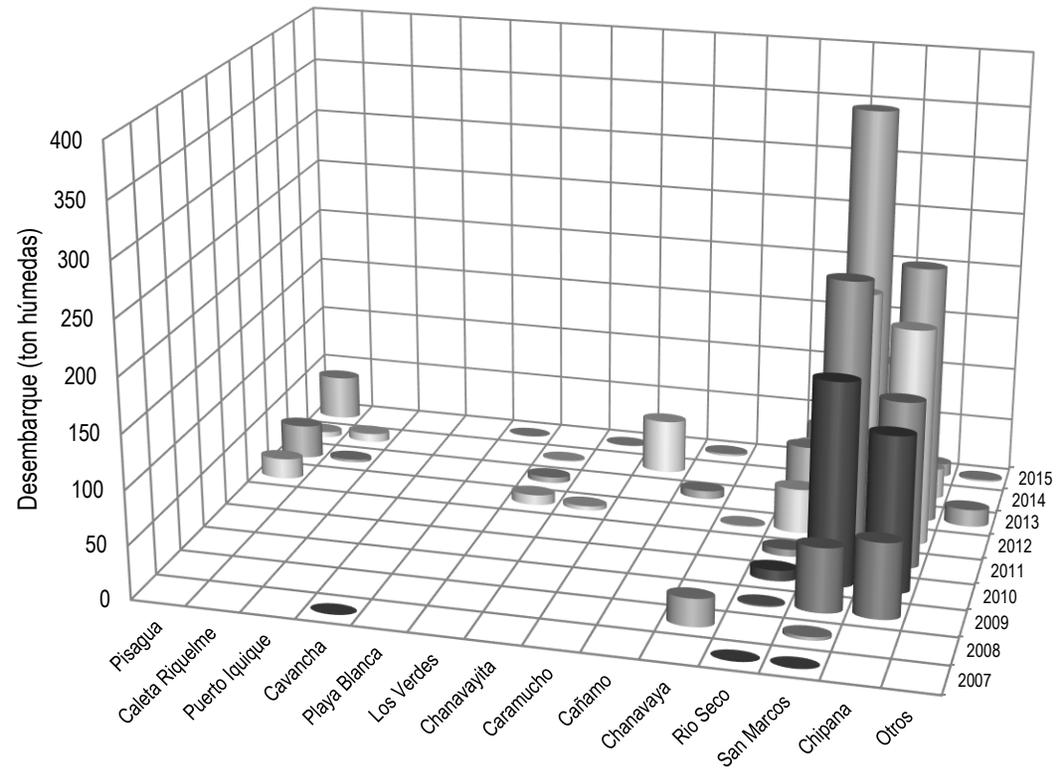


Figura 5. Desembarque del recurso huiro flotador en la región de Tarapacá (Fuente: Sernapesca).

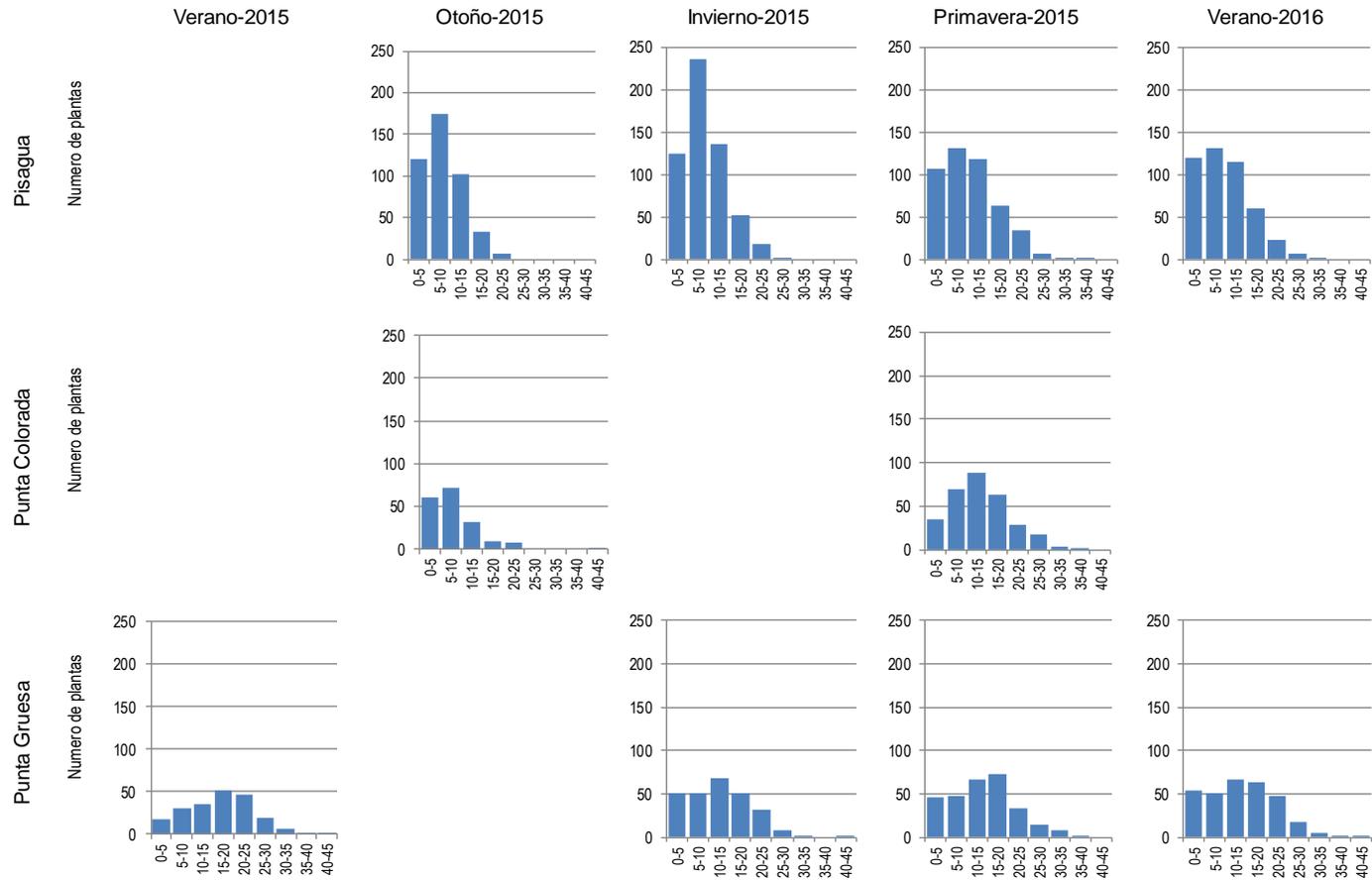


Figura 6. Estructura de talla (basada en el diámetro de disco) para praderas de huiro negro en estudio (Pisagua, Punta Colorada y Punta Gruesa). En todos los gráficos, en el eje X se representan los rangos de talla (diámetro de disco, en cm).

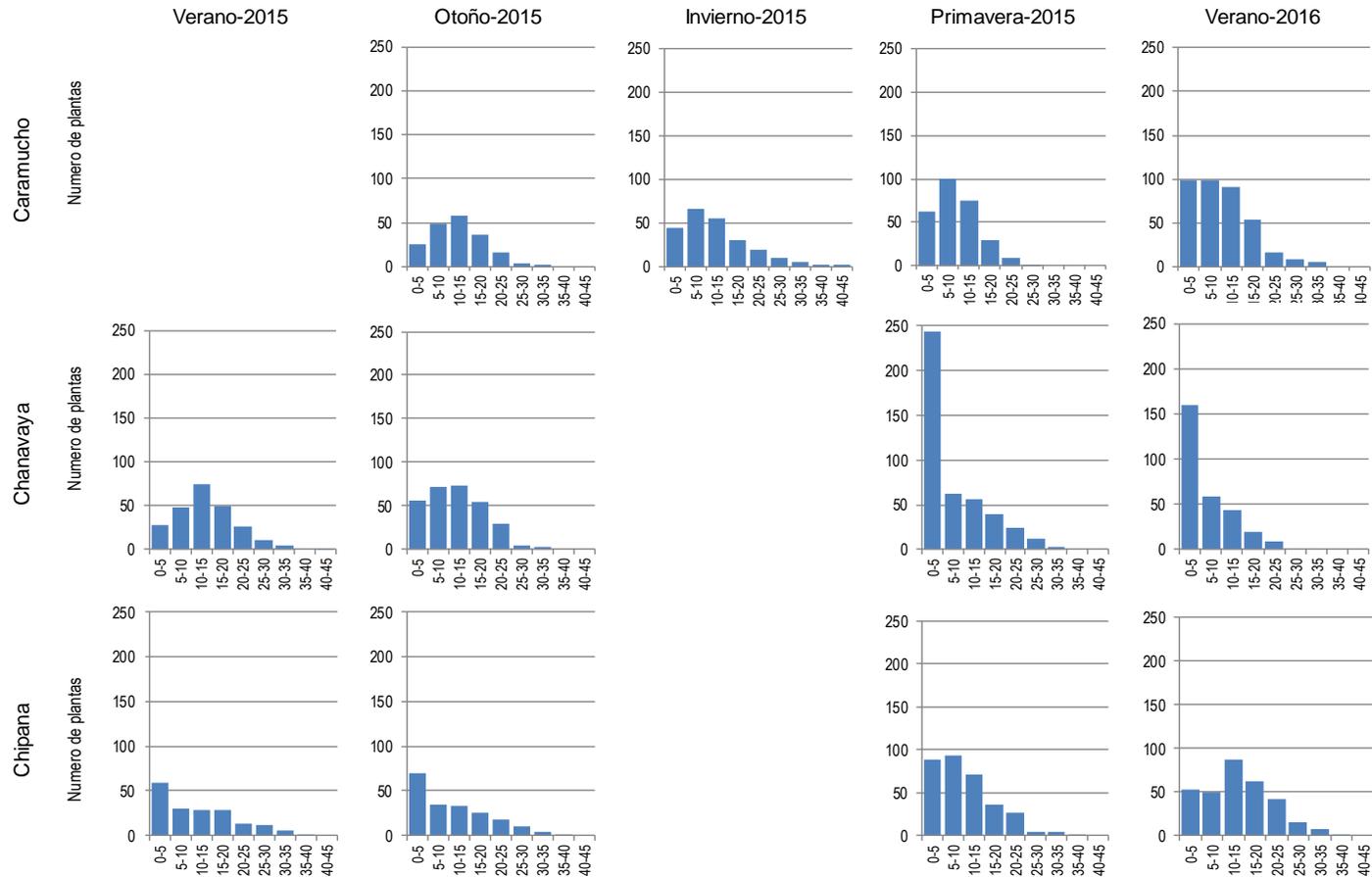


Figura 7. Estructura de talla (basada en el diámetro de disco) para praderas de huiro negro en estudio (Caramucho, Chanavaya y Chipana). En todos los gráficos, en el eje X se representan los rangos de talla (diámetro de disco, en cm).

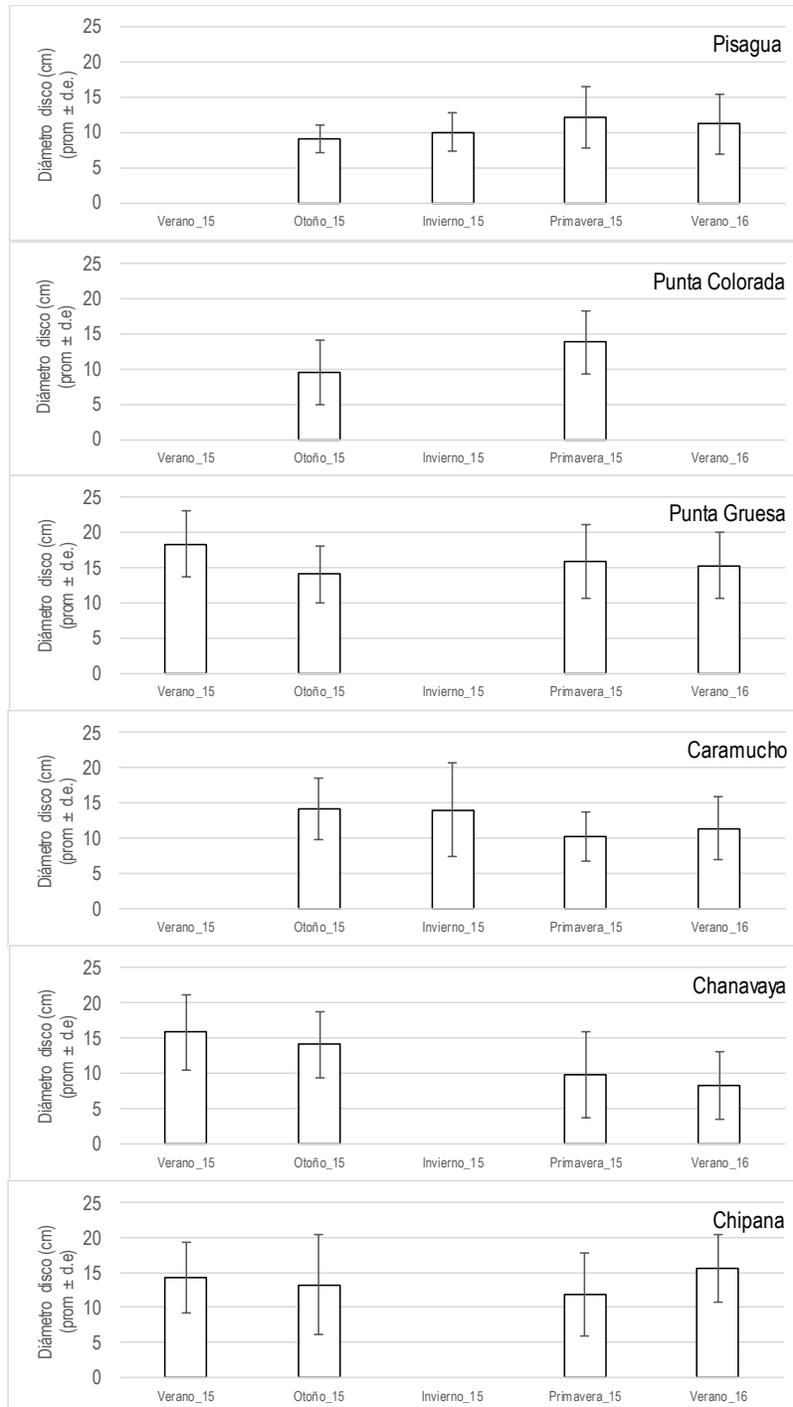


Figura 8. Variaci3n temporal del diámetro de disco en praderas evaluadas de huiro negro.

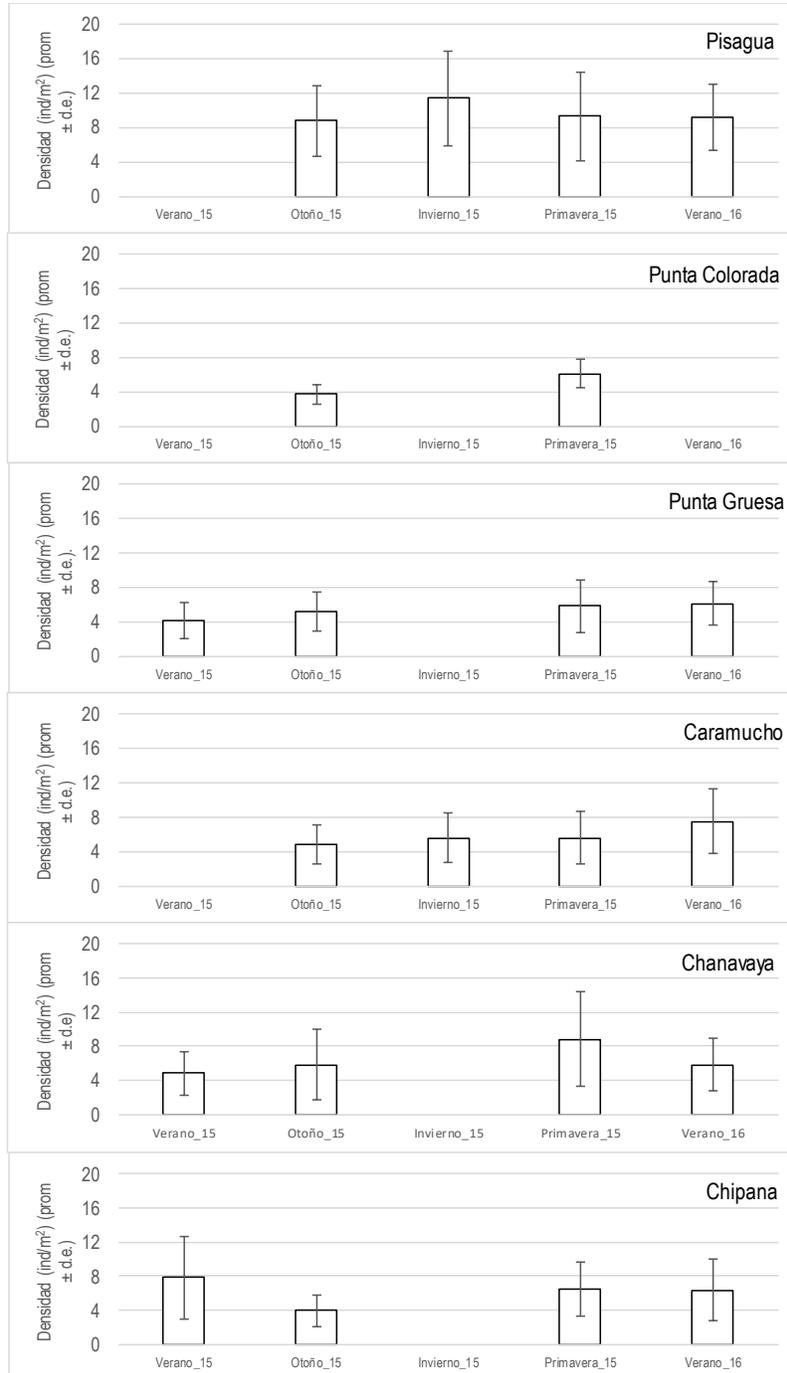


Figura 9. Variación temporal de la densidad en praderas evaluadas de huiro negro

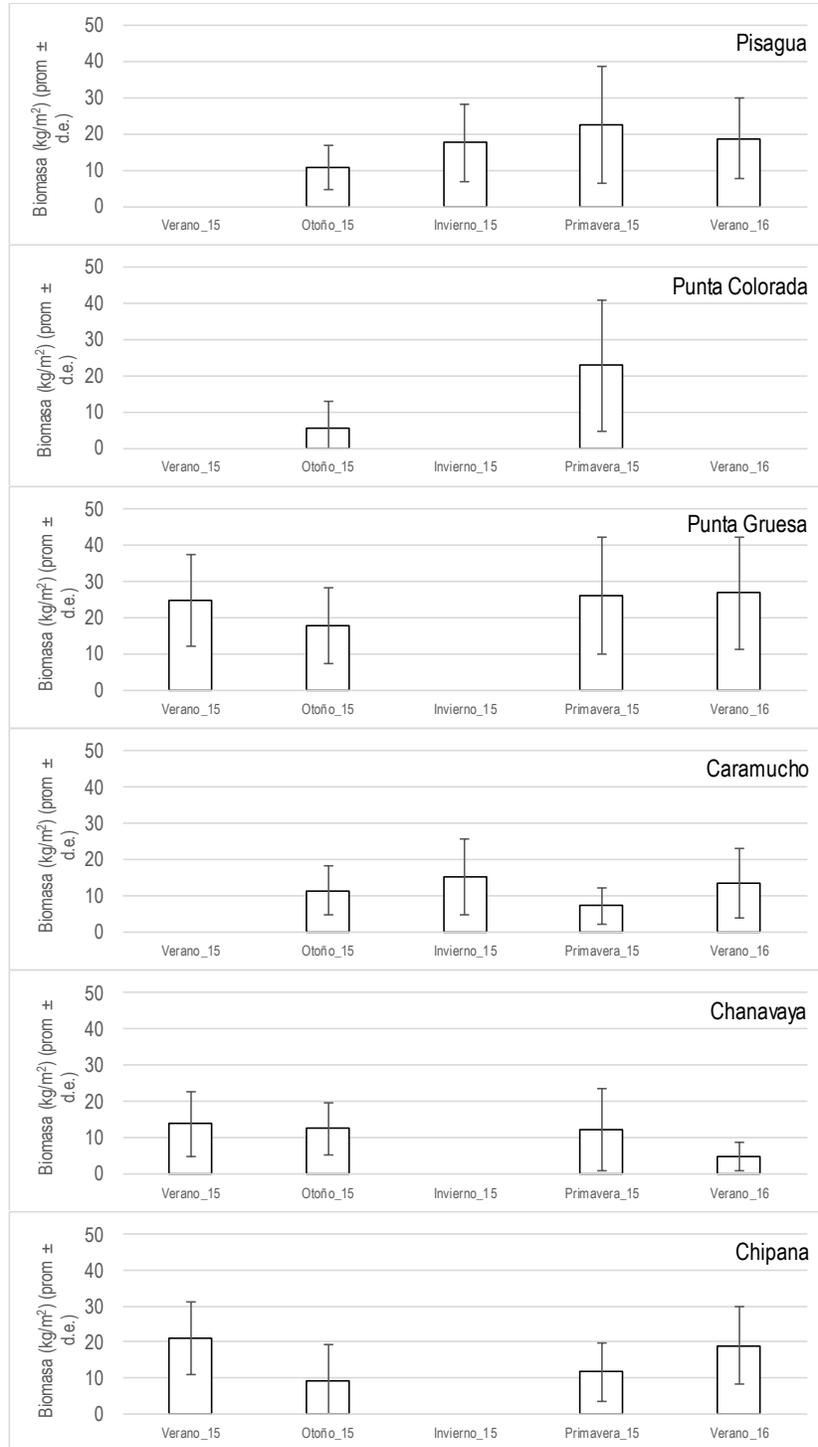


Figura 10. Variaci3n temporal de la biomasa en praderas evaluadas de huiro negro.

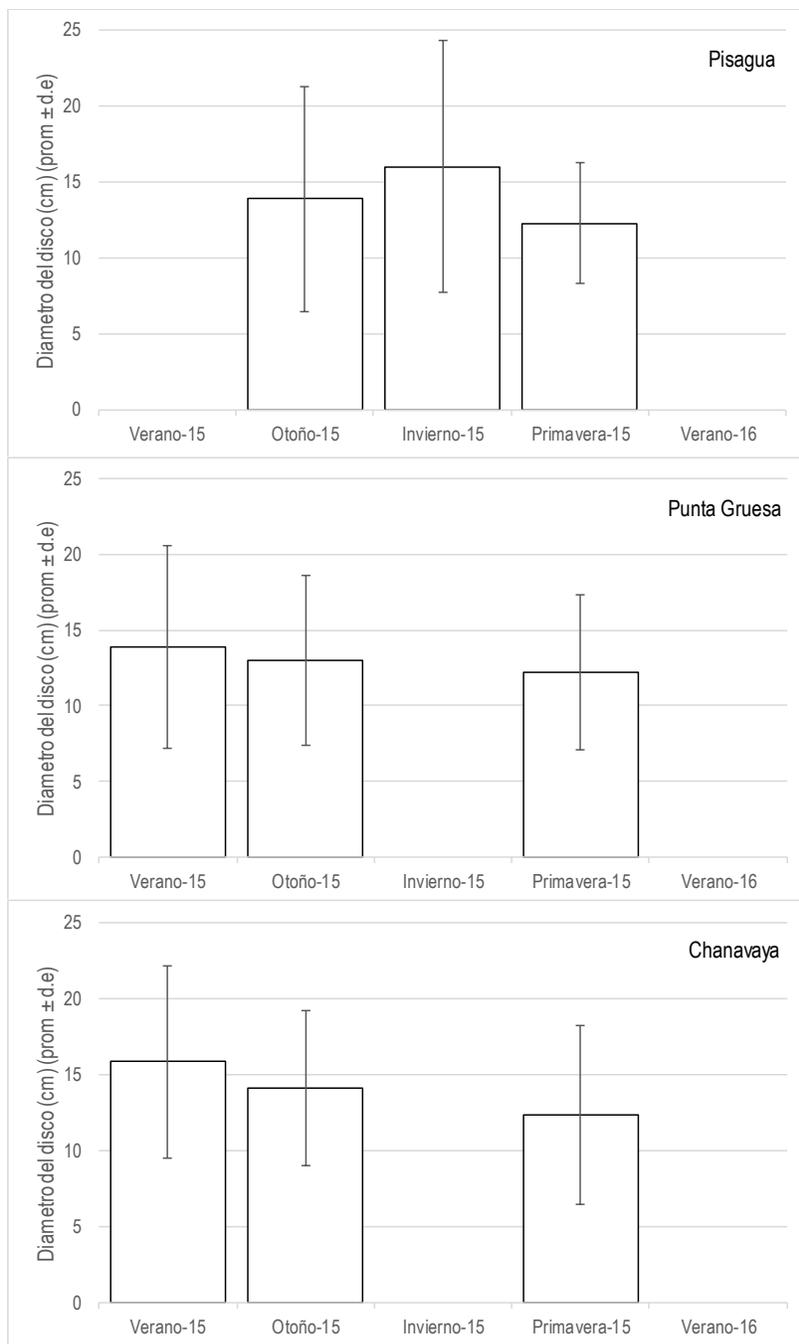


Figura 11. Variaci3n temporal del diámetro de disco en praderas evaluadas de huiro palo.

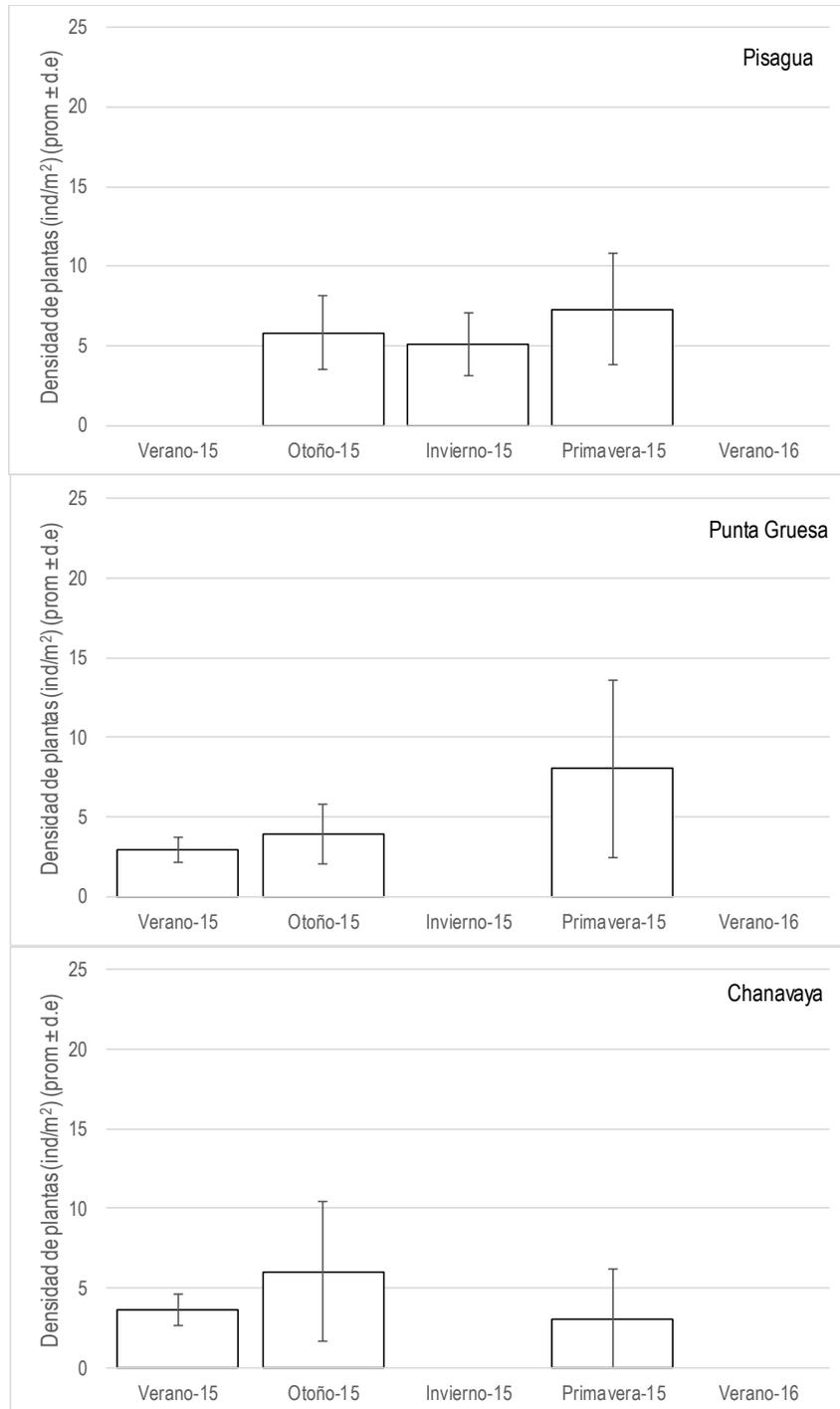


Figura 12. Variación temporal de la densidad en praderas evaluadas de huiro palo

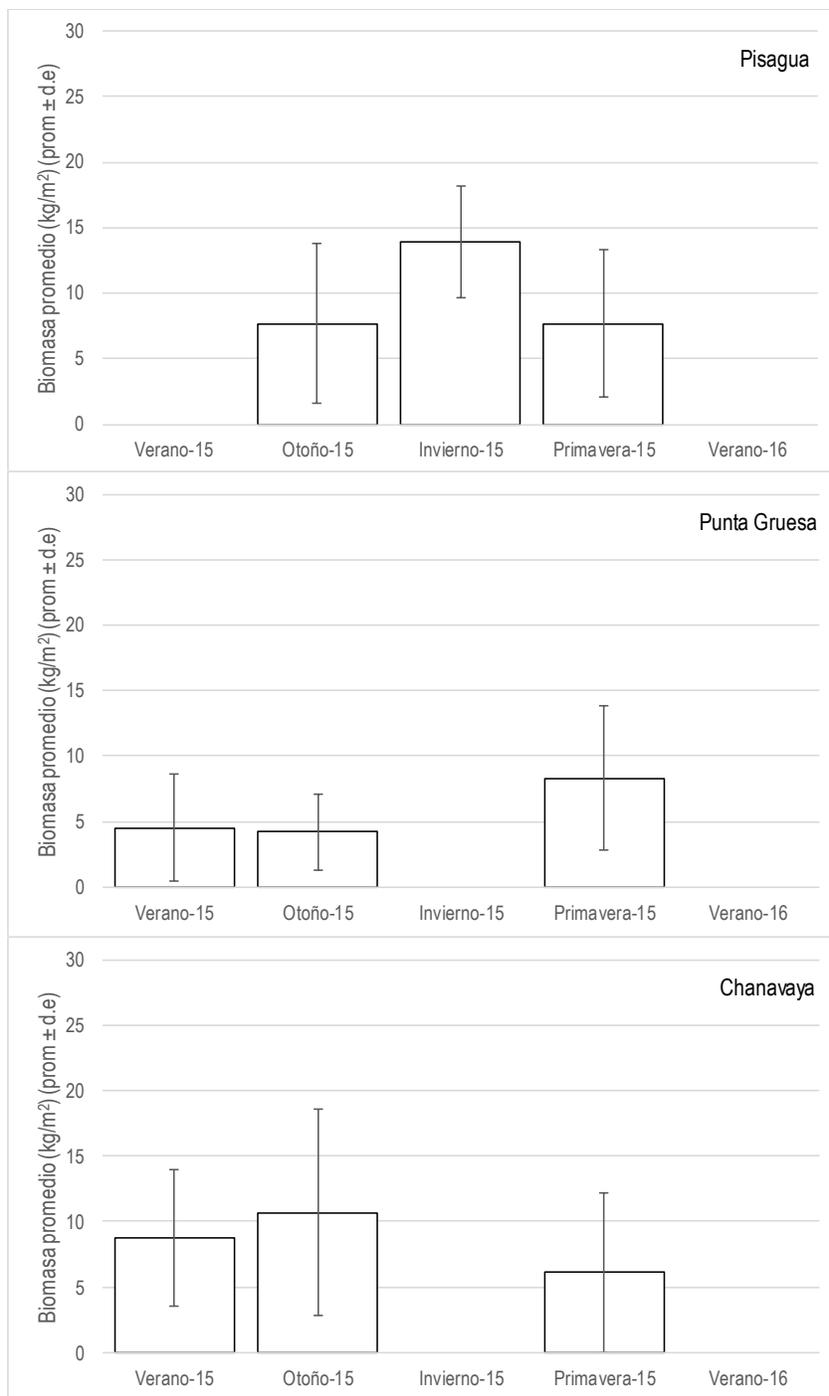


Figura 13. Variación temporal de la biomasa en praderas evaluadas de huiro palo.

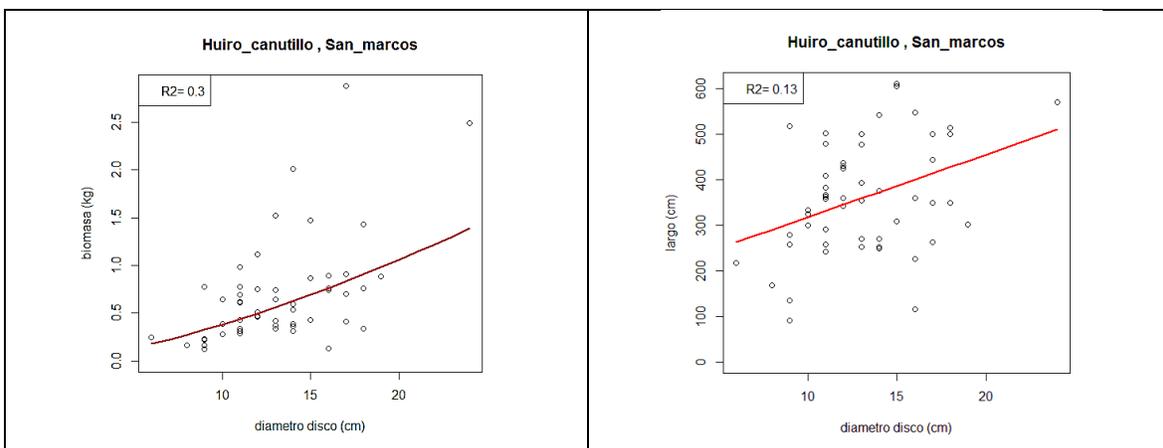


Figura 14. Relaciones morfométricas (diámetro de disco versus biomasa y largo, cm) y ajuste (en rojo) de regresión no-lineal para recurso Huiro flotador para la pradera San Marcos. Incluyen sus respectivos coeficientes de correlación (R^2).

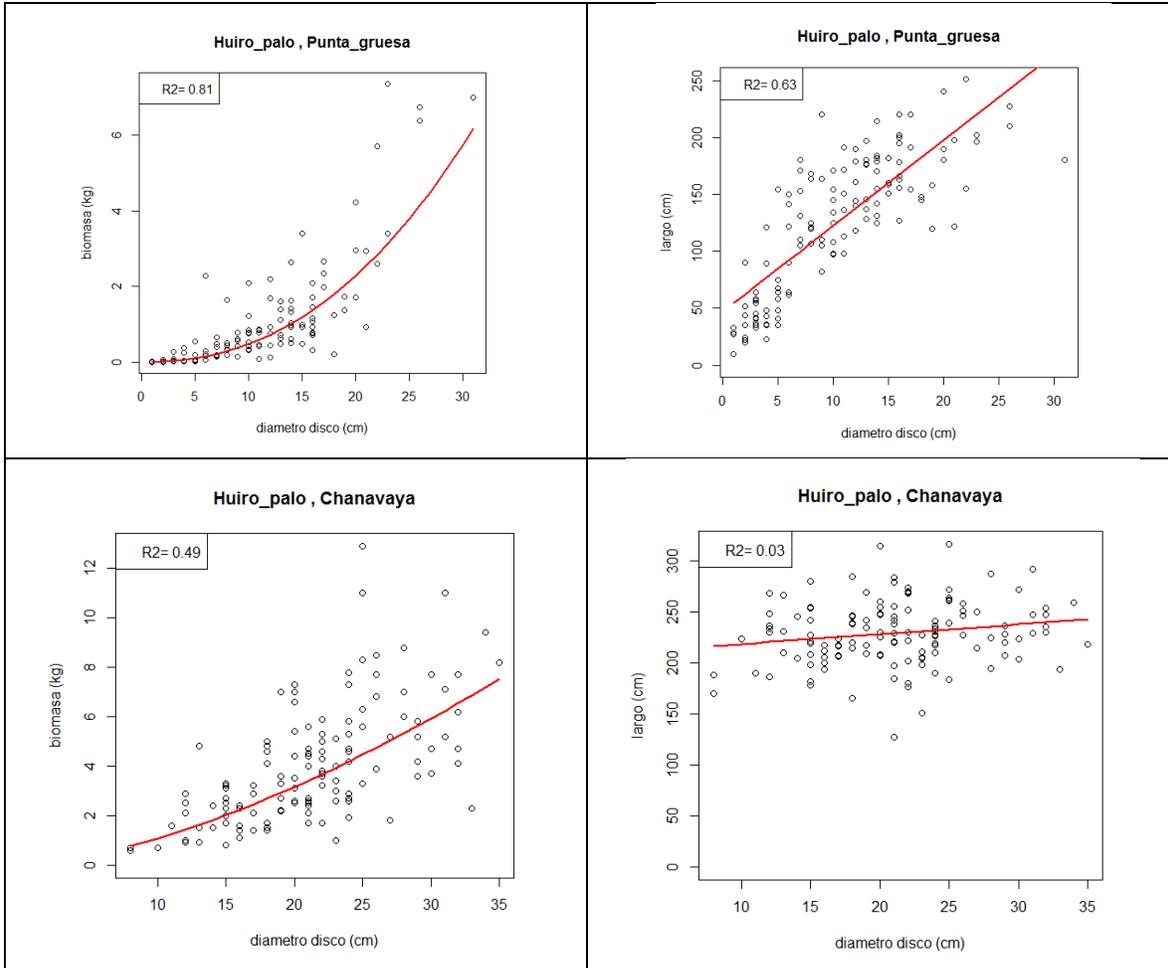


Figura 15. Relaciones morfométricas (diámetro de disco versus biomasa y largo, cm) y ajuste (en rojo) de regresión no-lineal para recurso Huiro Palo para las praderas Pta. Gruesa y Chanavaya. Incluyen sus respectivos coeficientes de correlación (R^2).

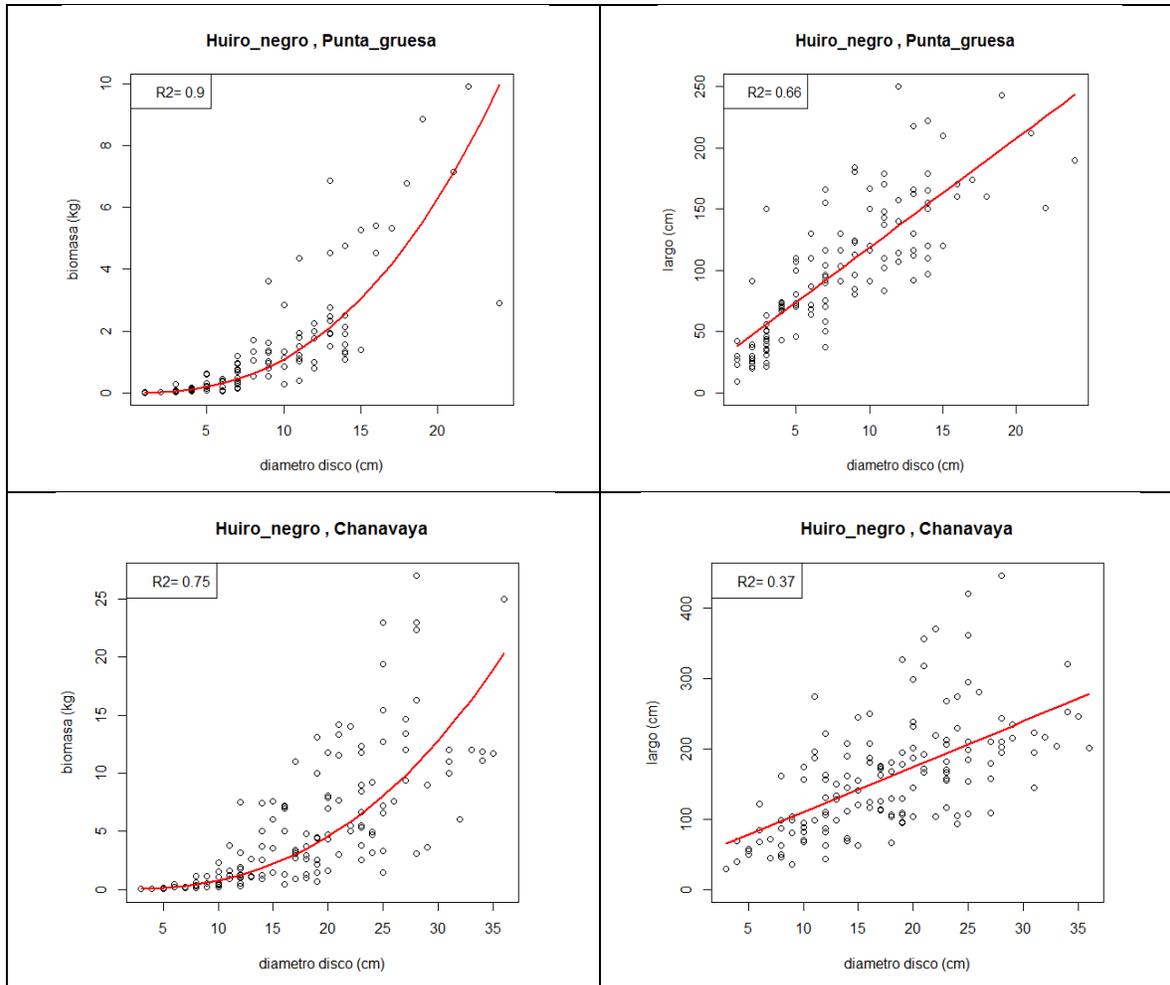


Figura 16. Relaciones morfométricas (diámetro de disco versus biomasa y largo, cm) y ajuste (en rojo) de regresión no-lineal para recurso Huiro Negro para las praderas Pta. Gruesa y Chanavaya. Incluyen sus respectivos coeficientes de correlación (R²).

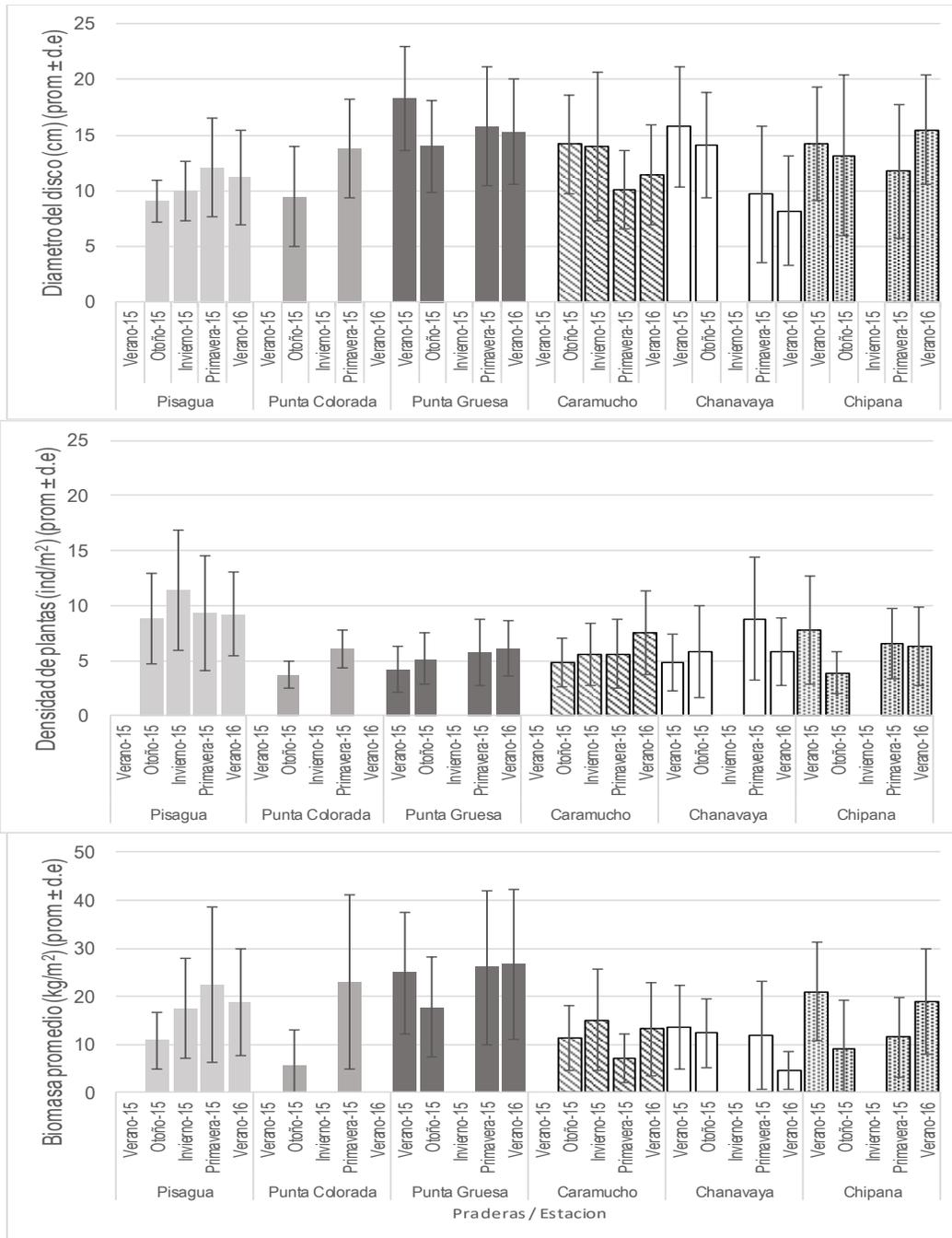


Figura 17. Variaci3n espacio temporal de parámetros poblacionales de huiro negro en praderas evaluadas. Panel Superior: diámetro de disco. Panel Central: densidad. Panel Inferior: Biomasa promedio.

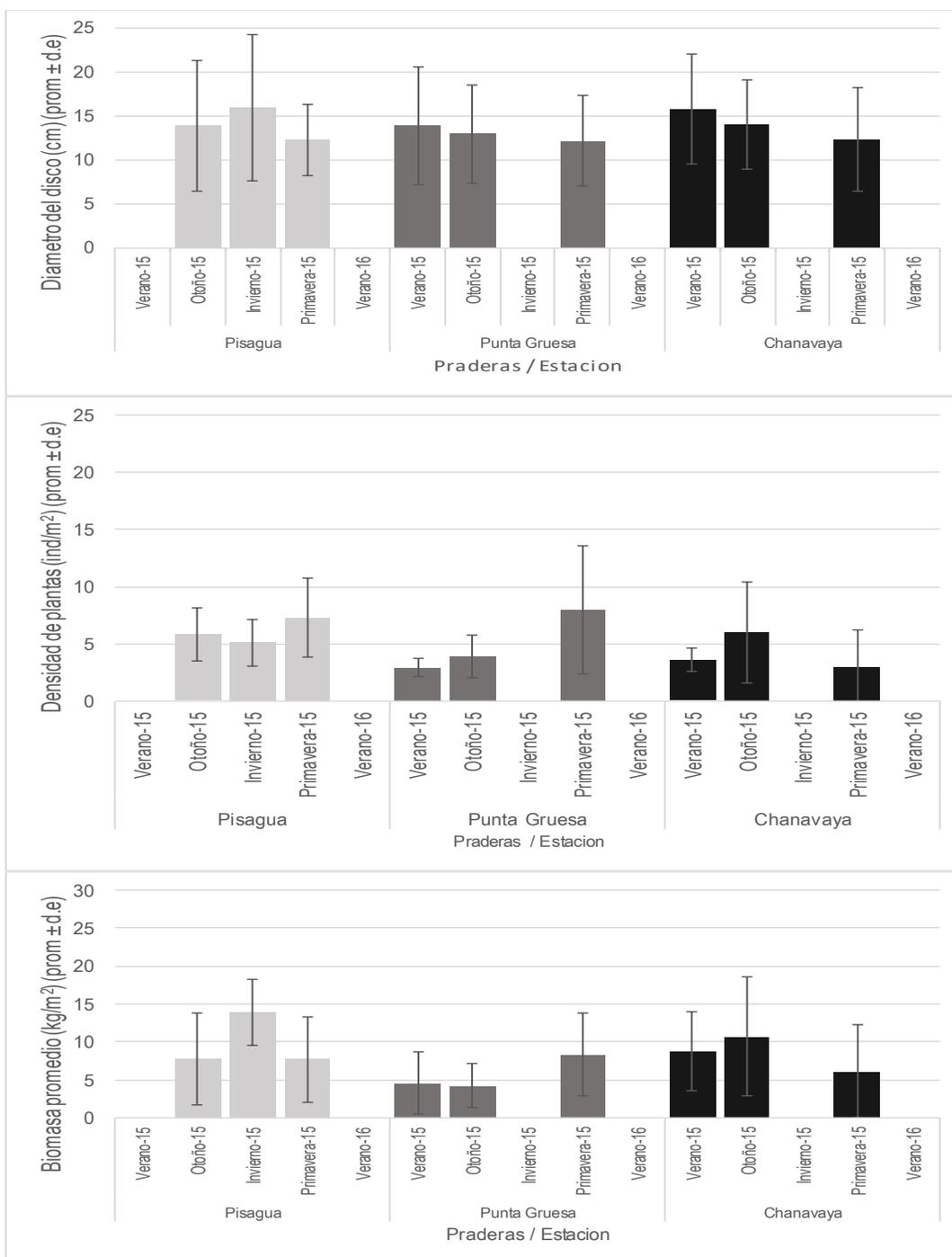


Figura 18. Variación espacio temporal de parámetros poblacionales de huiro palo en praderas evaluadas. Panel Superior: diámetro de disco. Panel Central: densidad. Panel Inferior: Biomasa promedio.

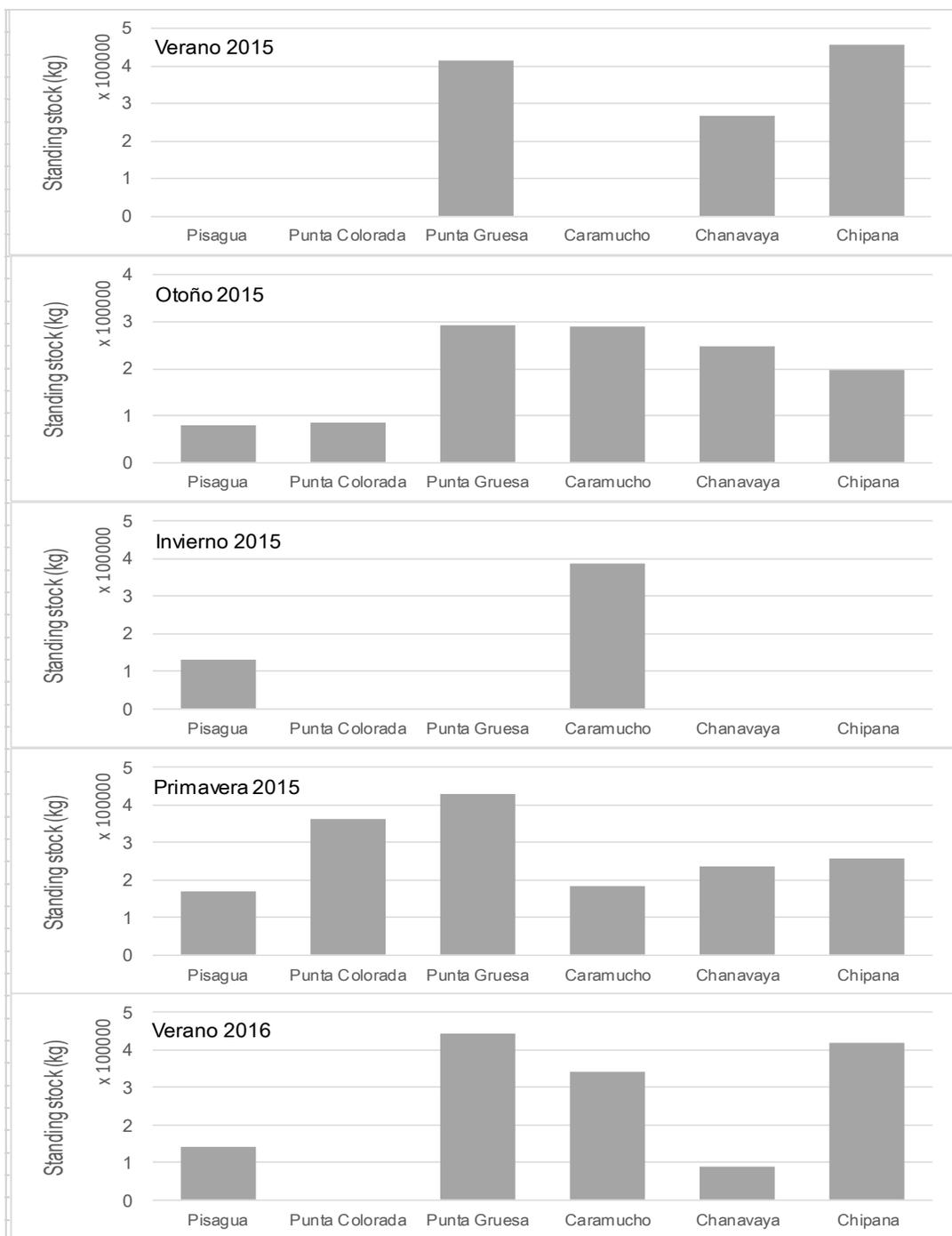


Figura 19. Determinaci3n estacional del standing stock para las praderas evaluadas de huiro negro..

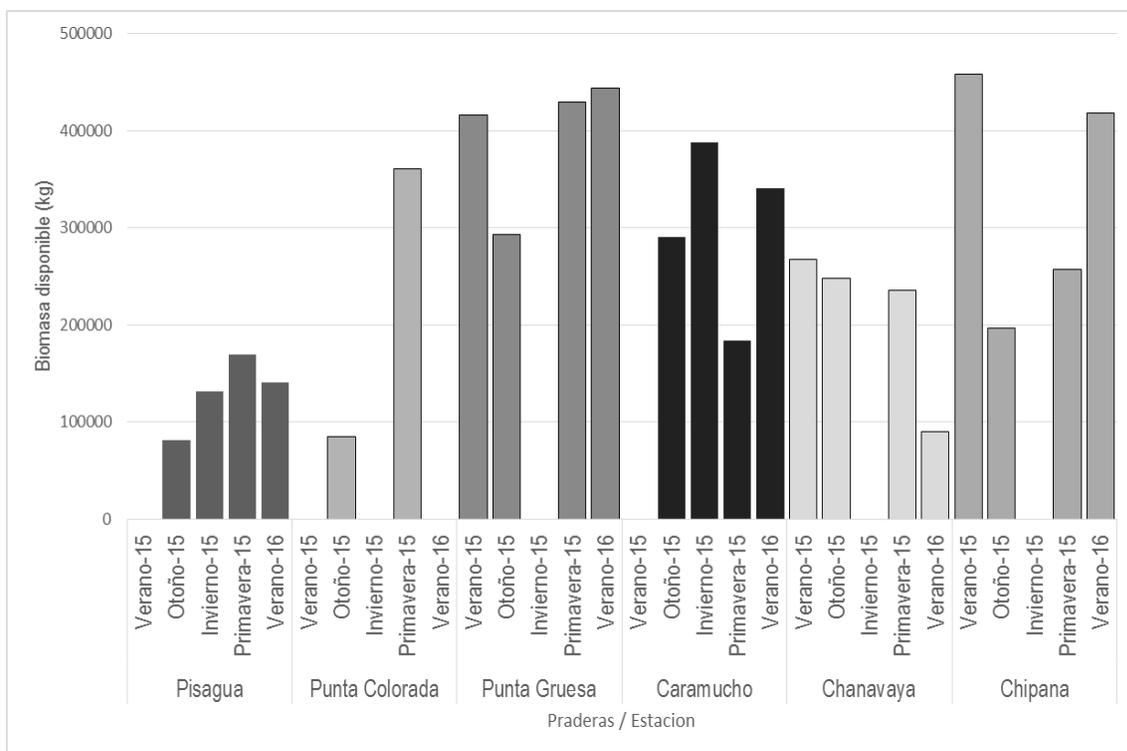


Figura 20. Variaci3n temporal del standing stock en las praderas evaluadas de huiro negro.

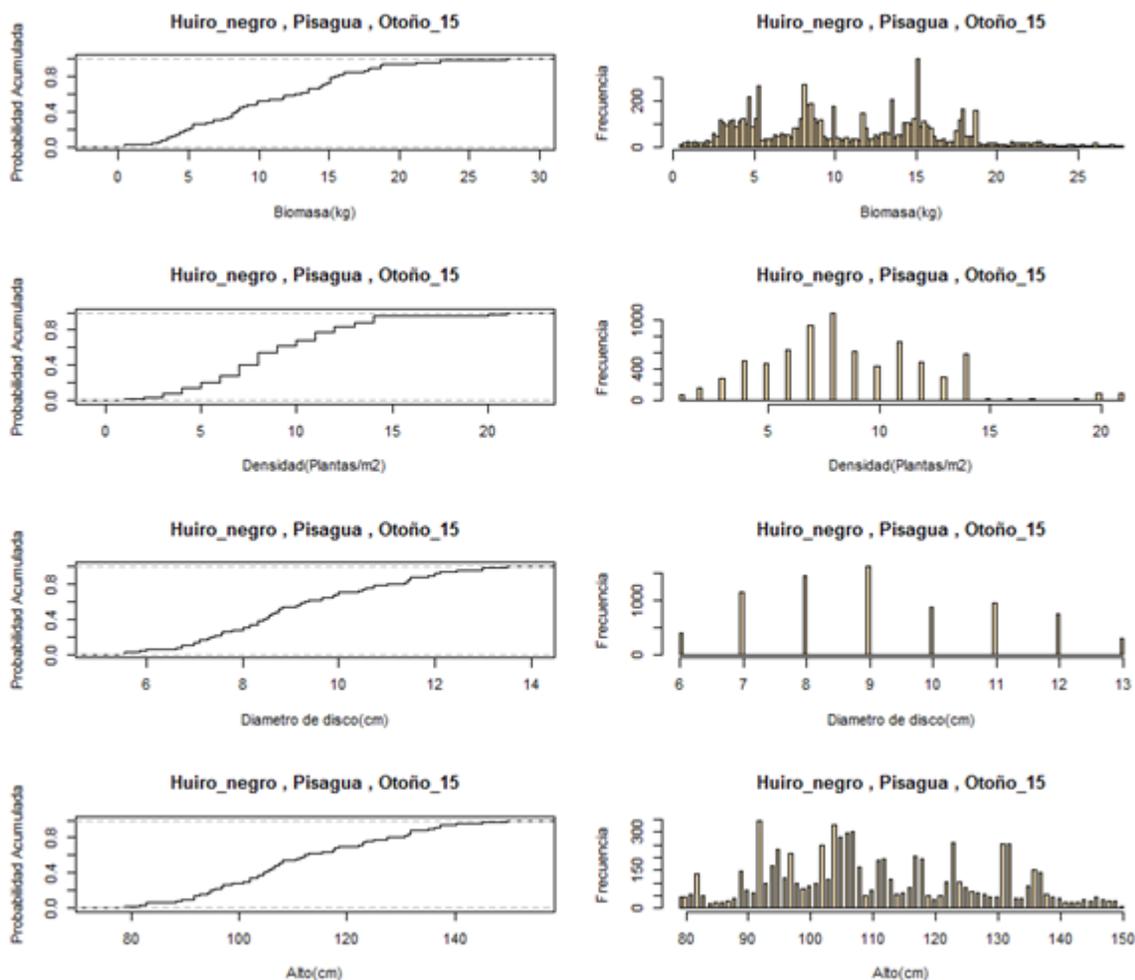


Figura 21. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m^2); para el recurso Huiro Negro, pradera Pisagua, estación otoño del año 2015.

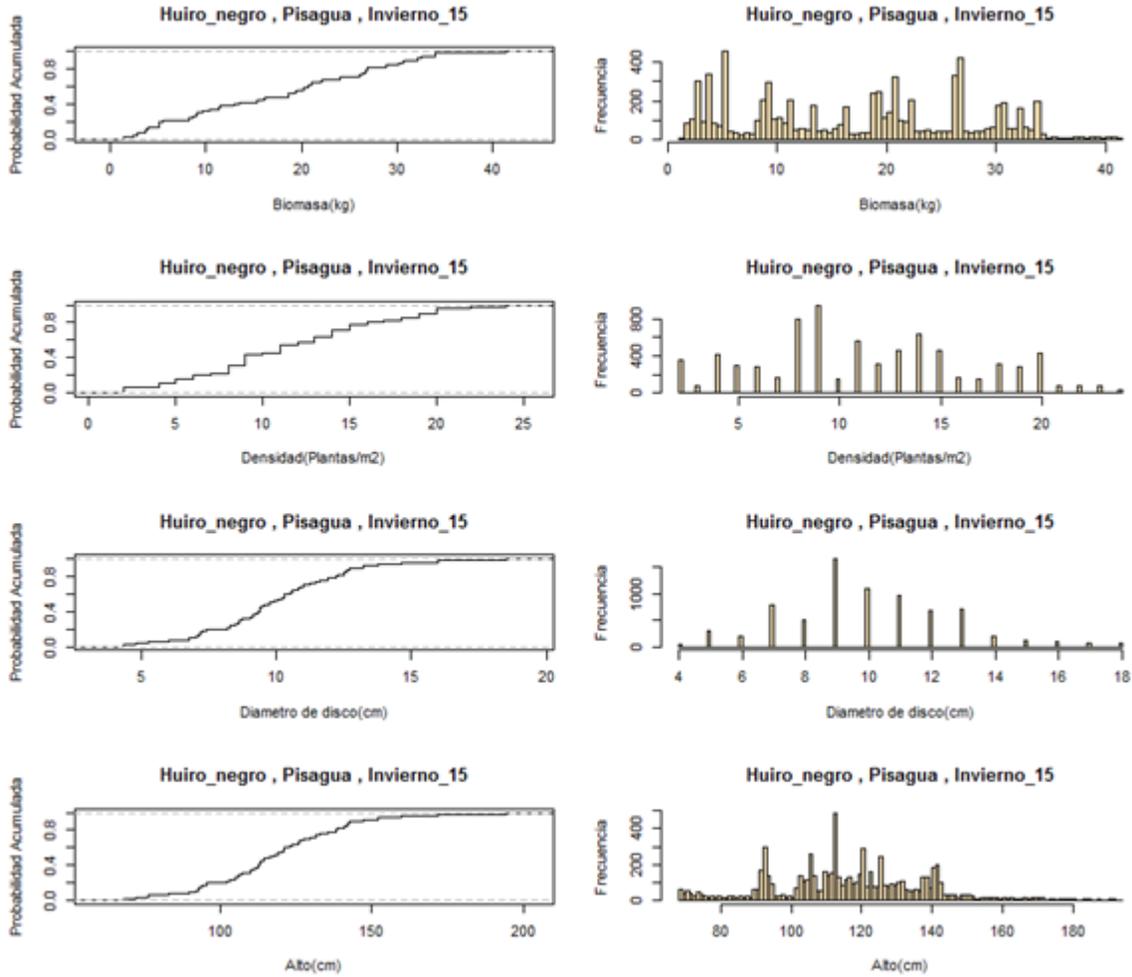


Figura 22. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m^2); para el recurso Huiro Negro, pradera Pisagua, estación invierno del año 2015.

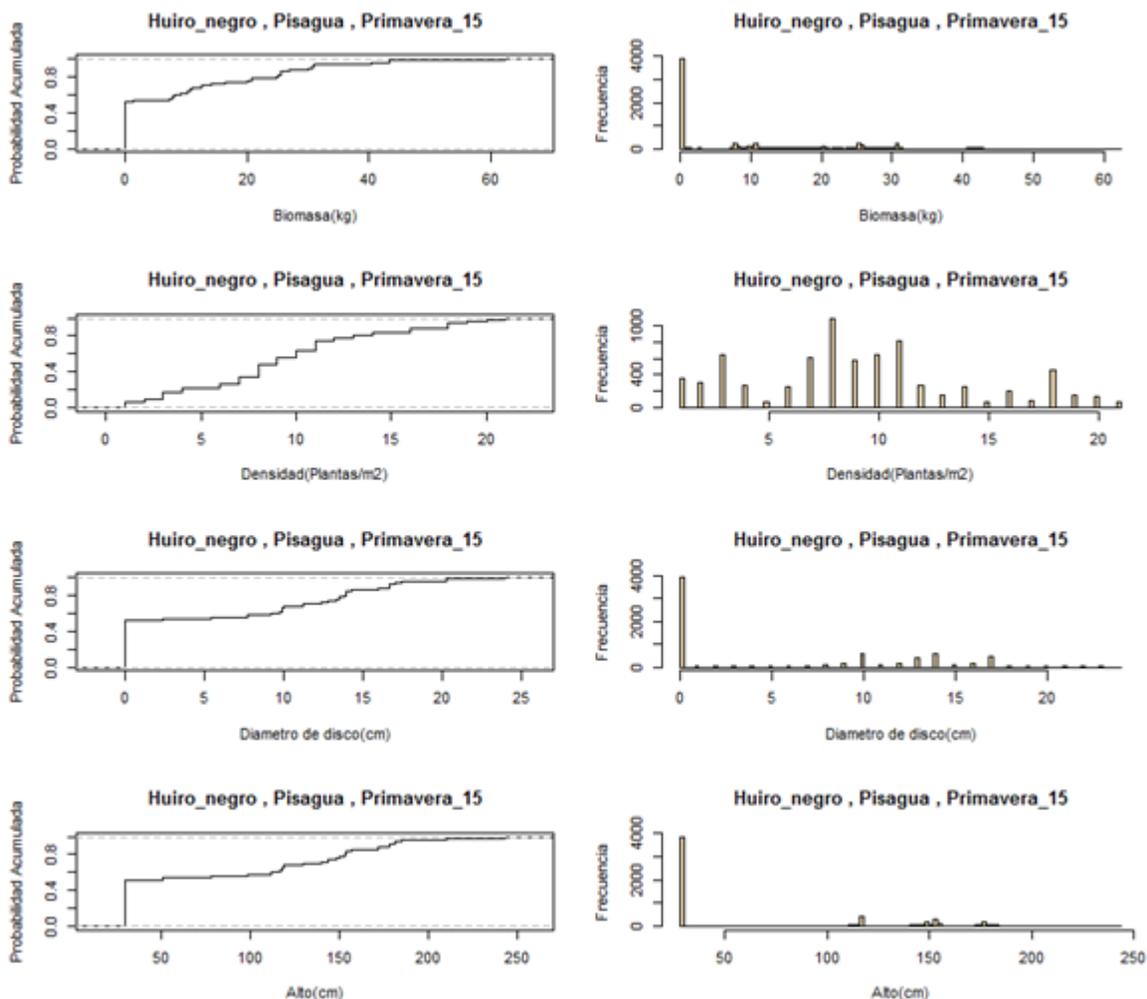


Figura 23. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Pisagua, estación primavera del año 2015.

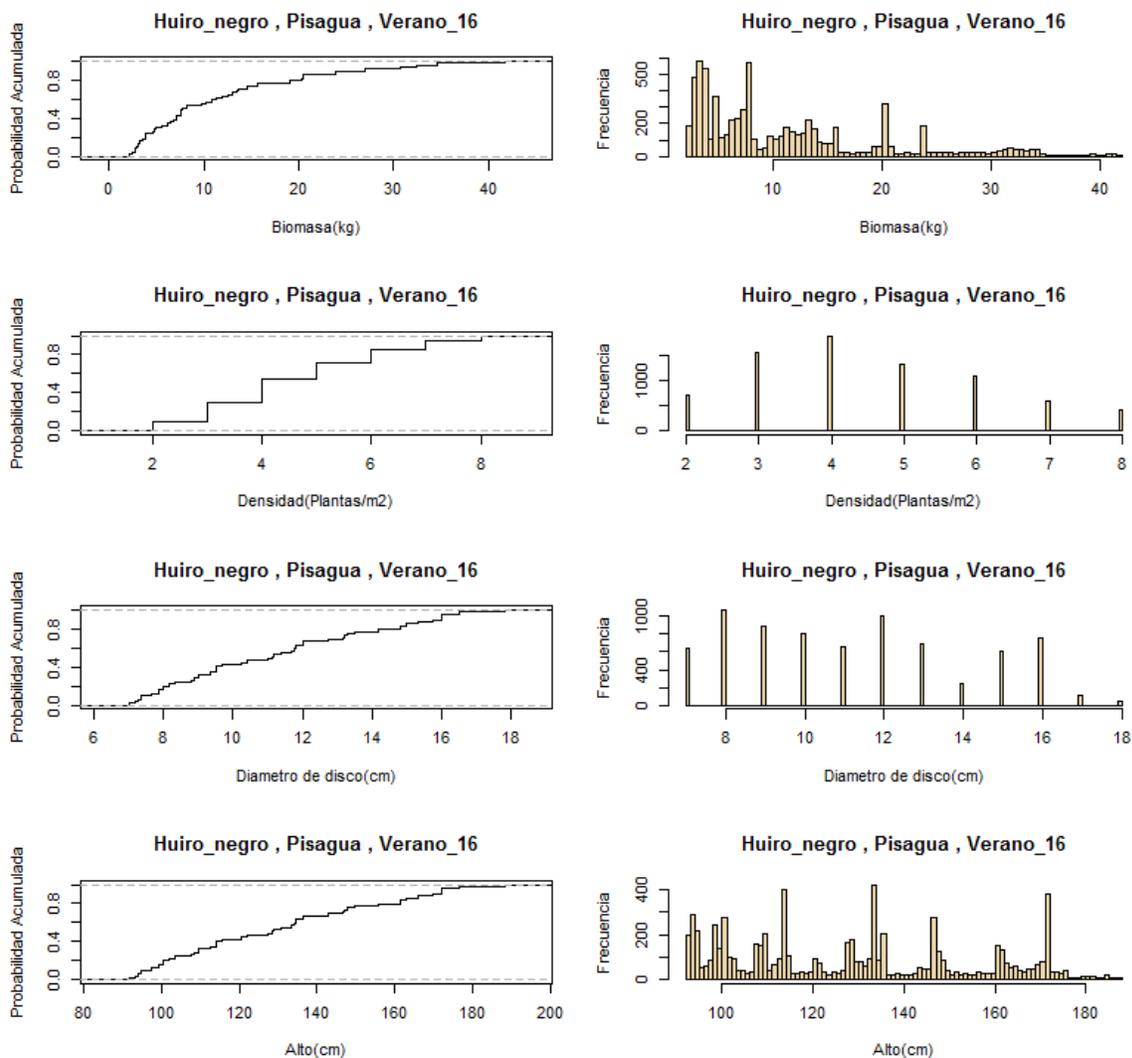


Figura 24. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Pisagua, estación verano del año 2016.

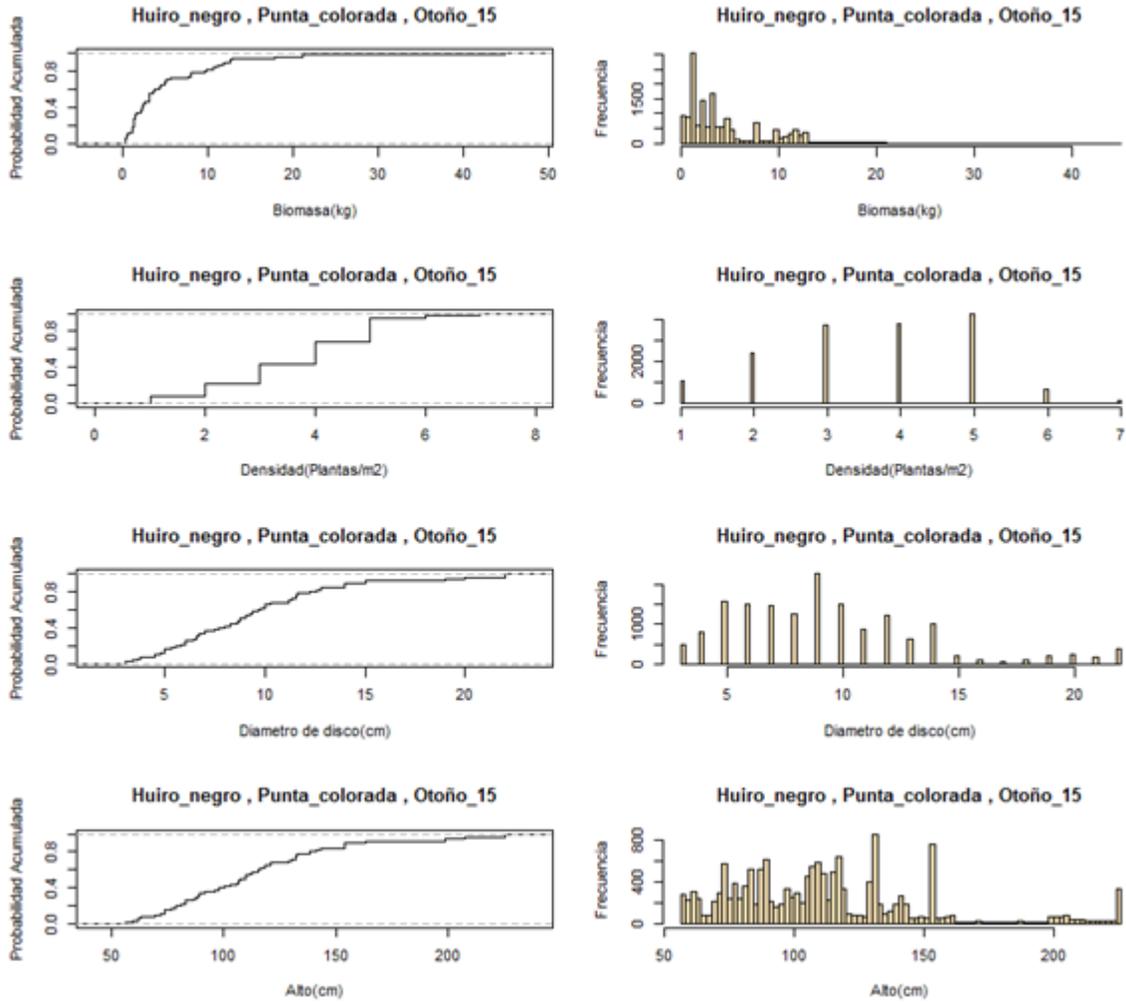


Figura 25. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Punta Colorada, estación otoño del año 2015.

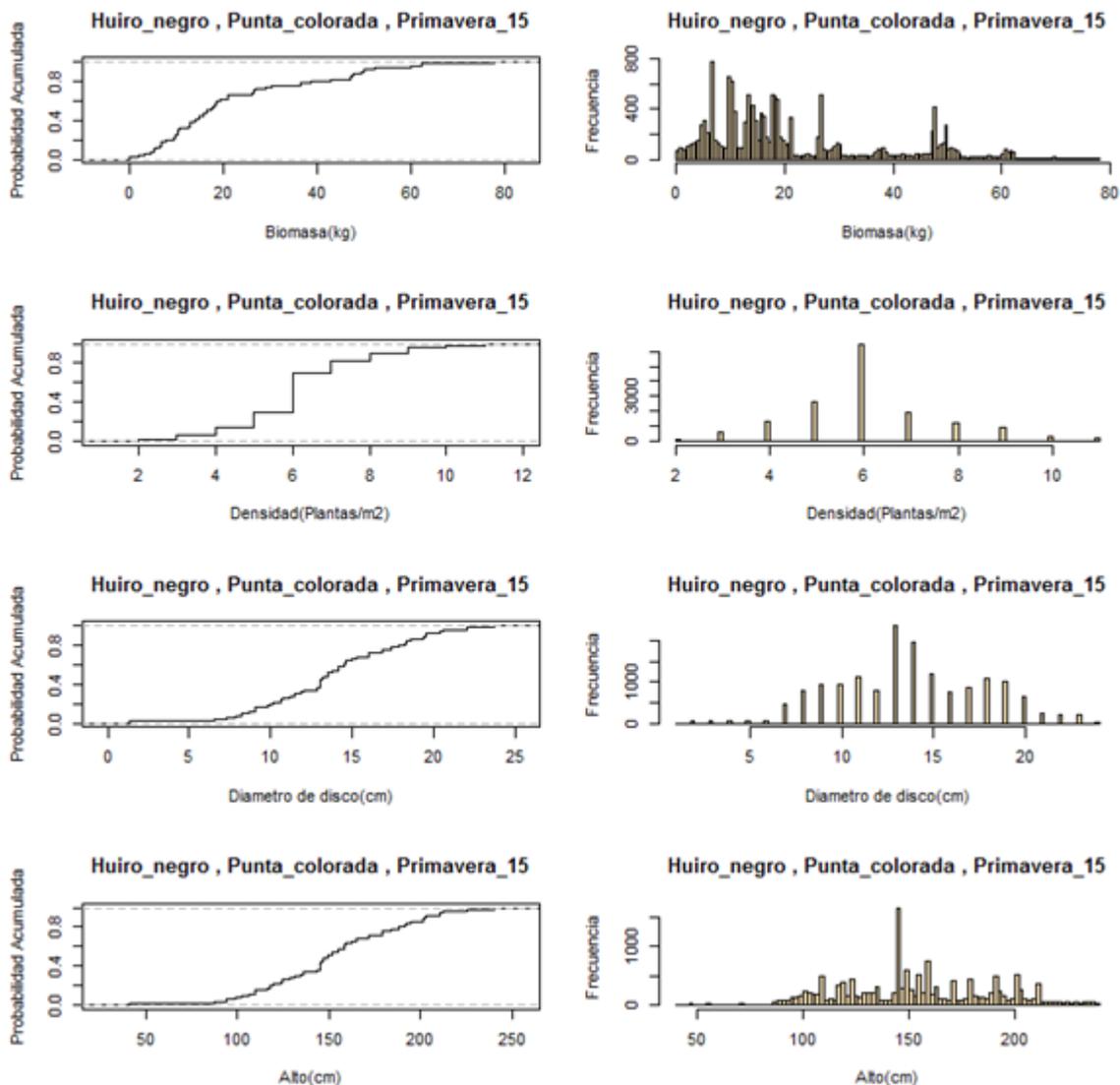


Figura 26. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Punta Colorada, estación primavera del año 2015.

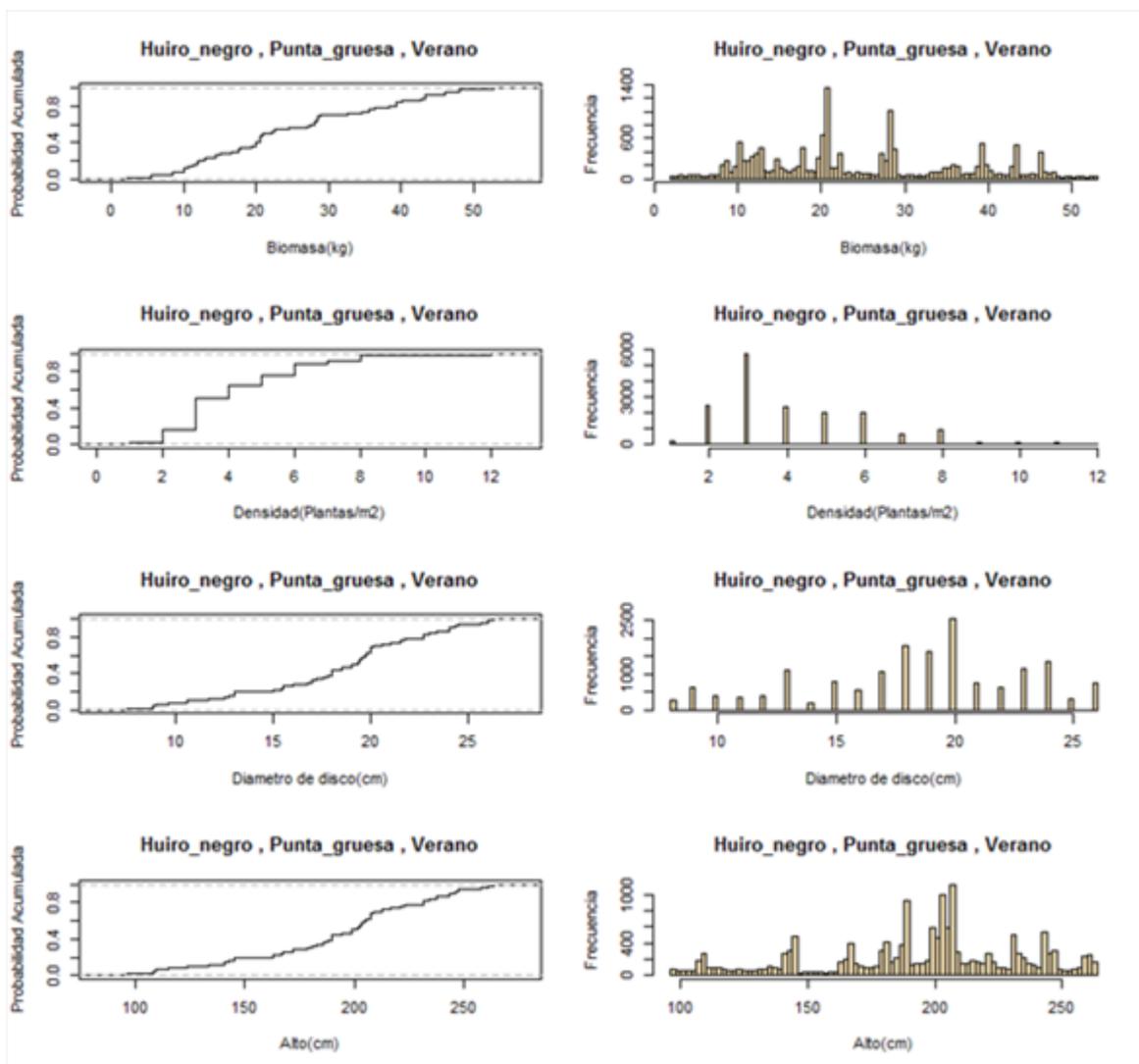


Figura 27. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Punta Gruesa, estación verano del año 2015.

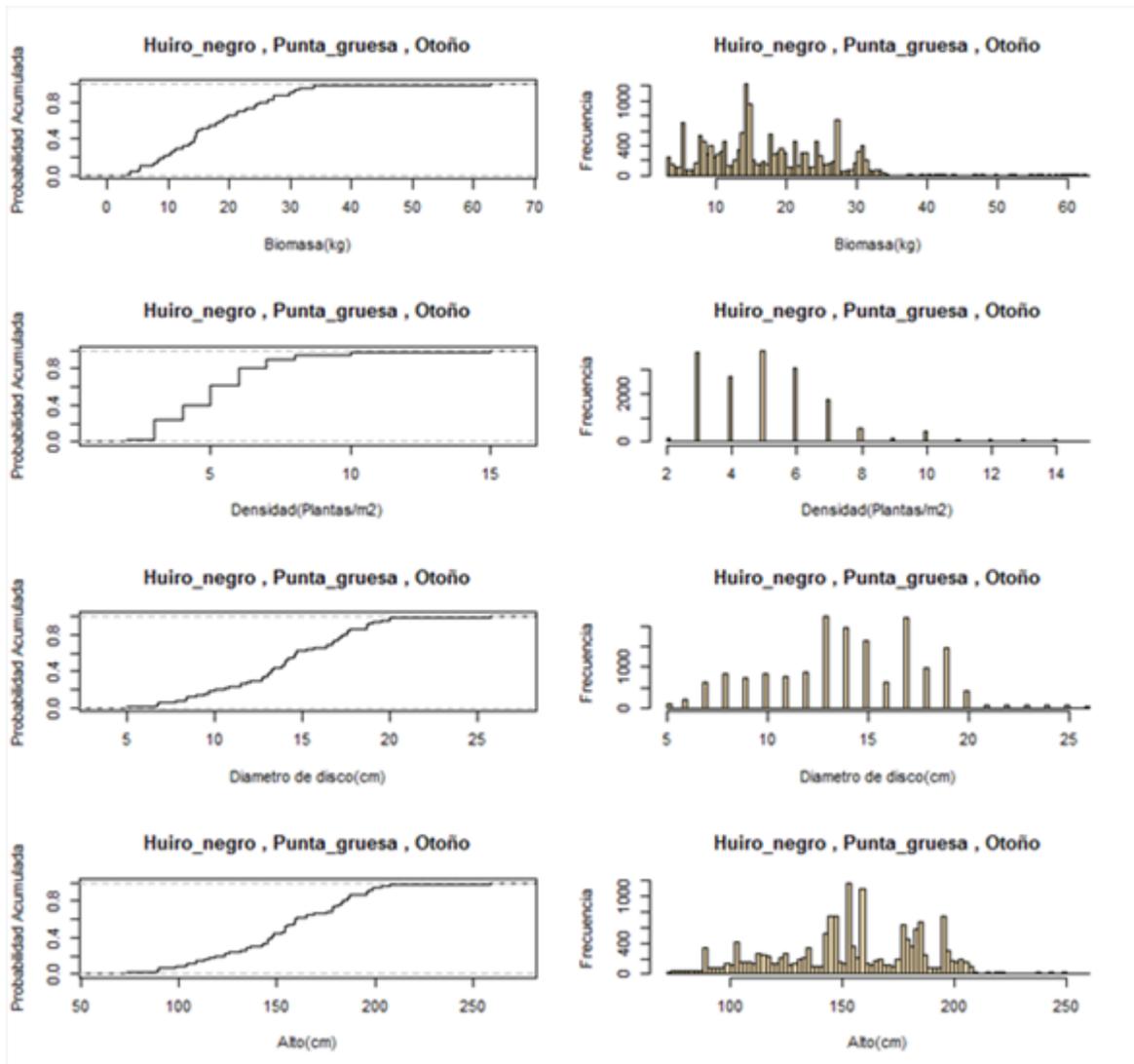


Figura 28. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m^2); para el recurso Huiro Negro, pradera Punta Gruesa, estación otoño del año 2015.

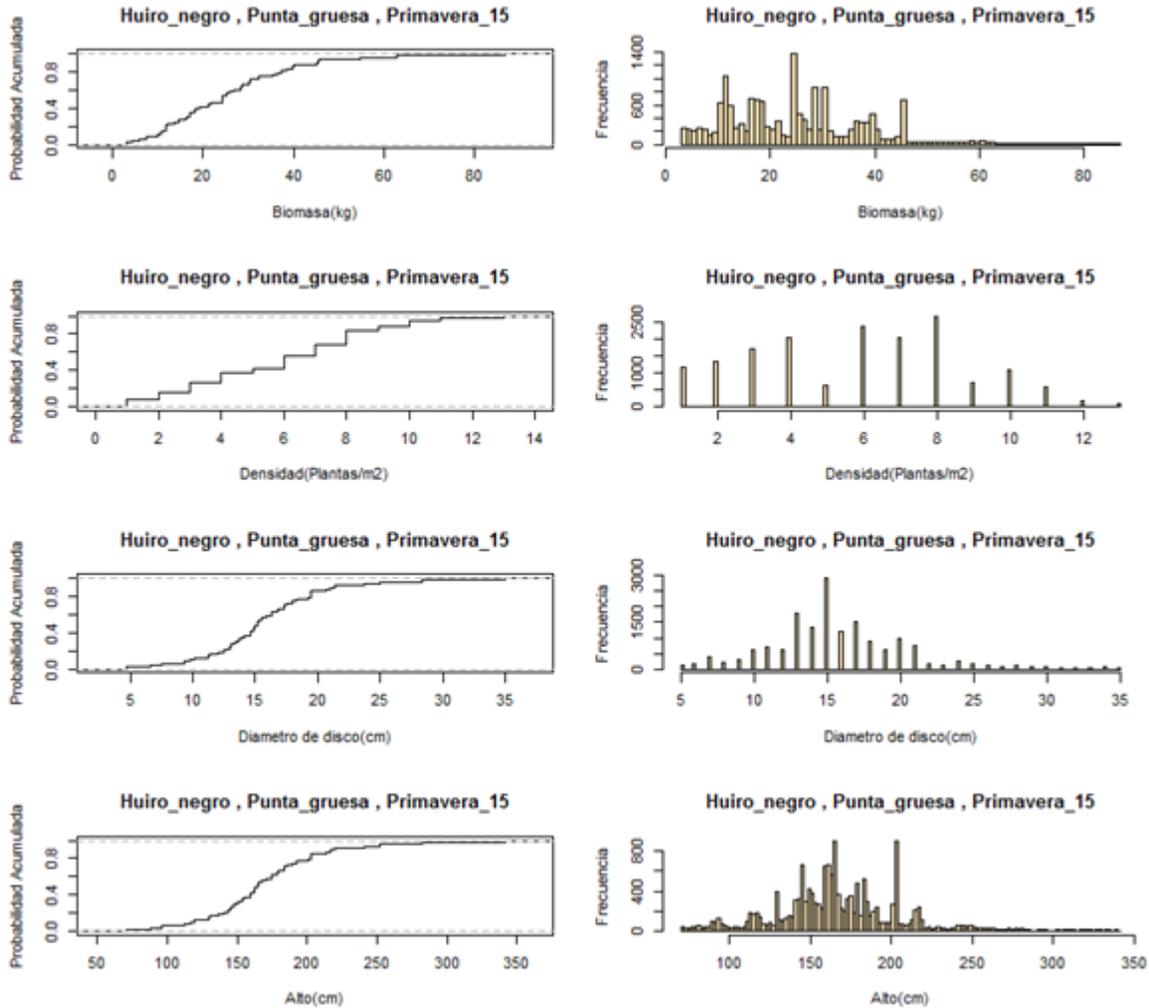


Figura 29. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Punta Gruesa, estación primavera del año 2015.

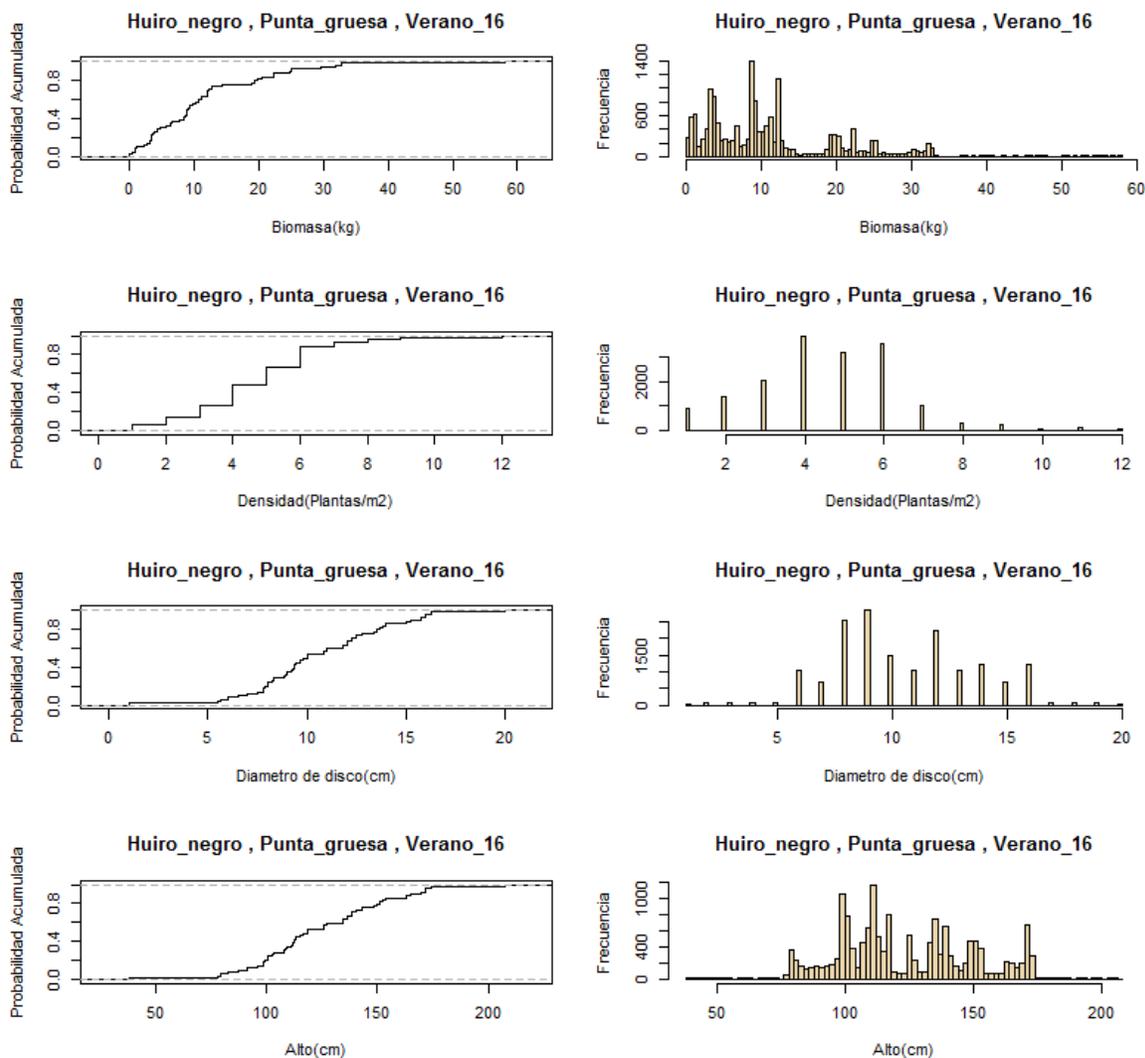


Figura 30. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Punta Gruesa, estación verano del año 2016.

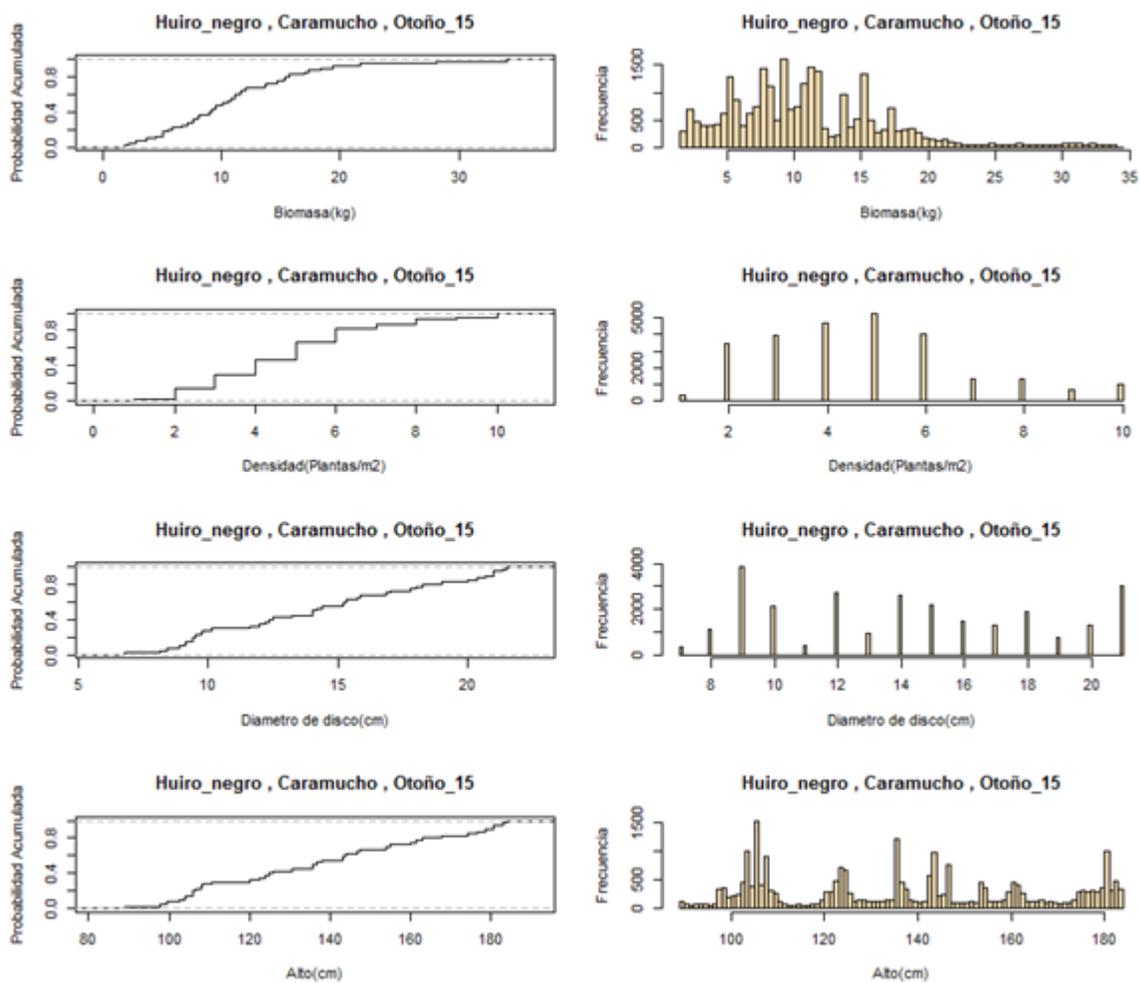


Figura 31. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Caramucho, estación otoño del año 2015.

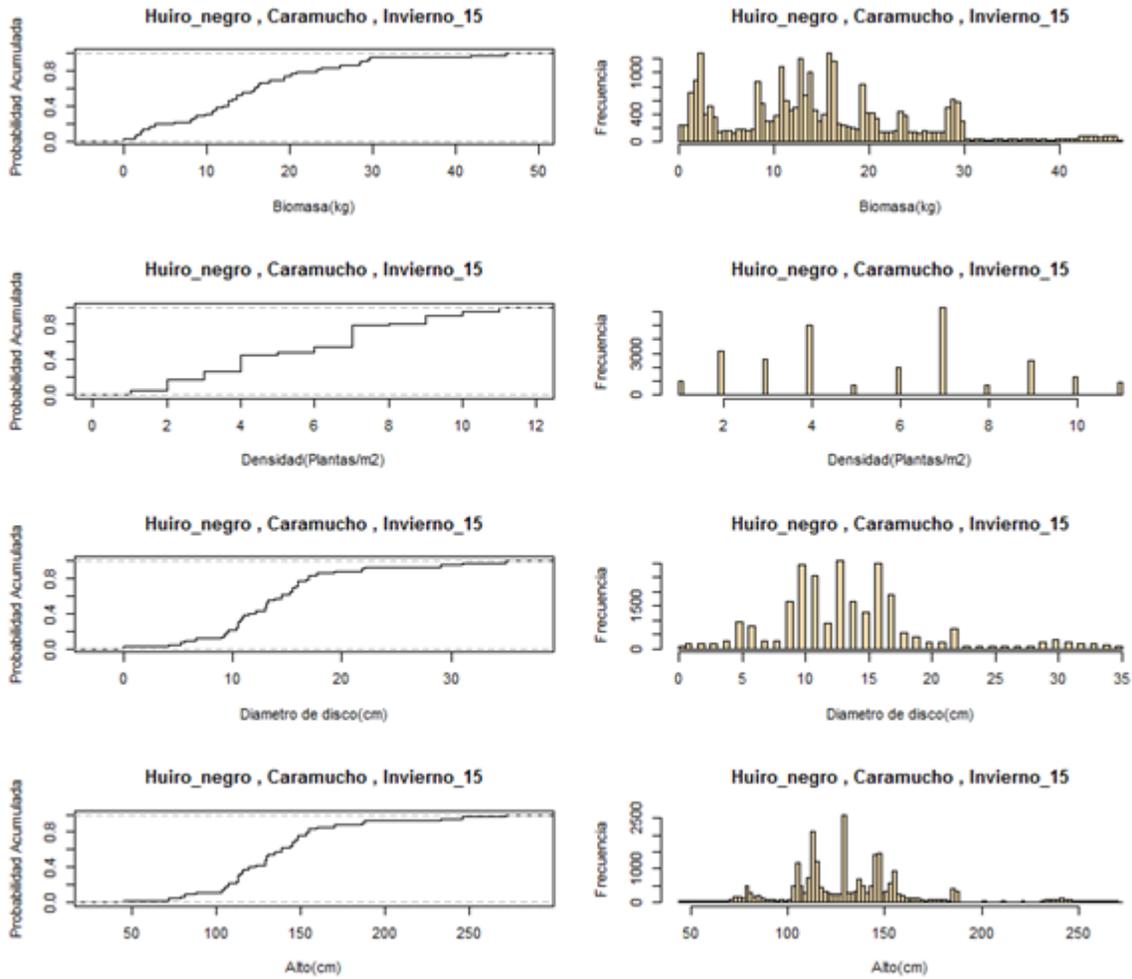


Figura 32. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Caramucho, estación invierno del año 2015.

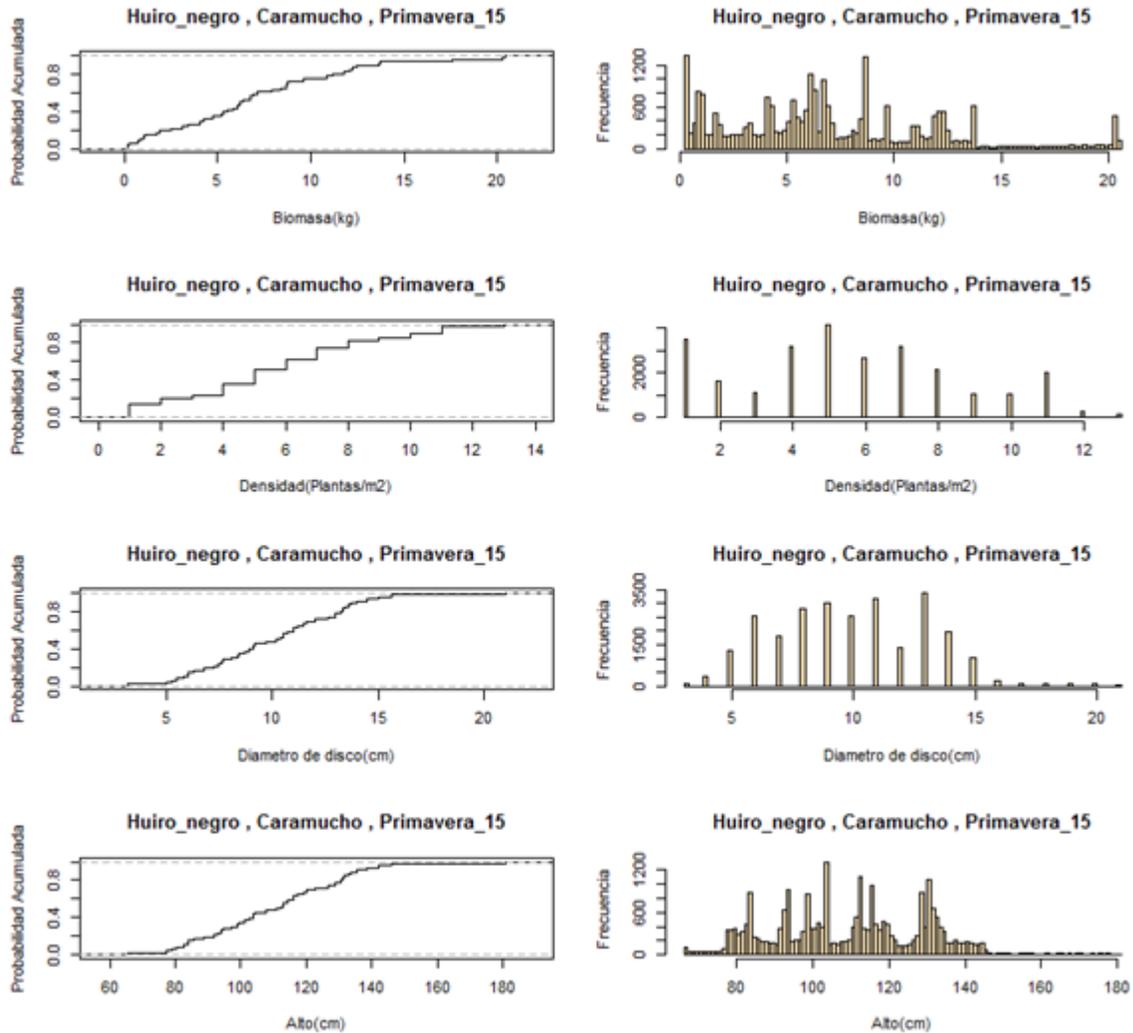


Figura 33. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Caramucho, estación primavera del año 2015.

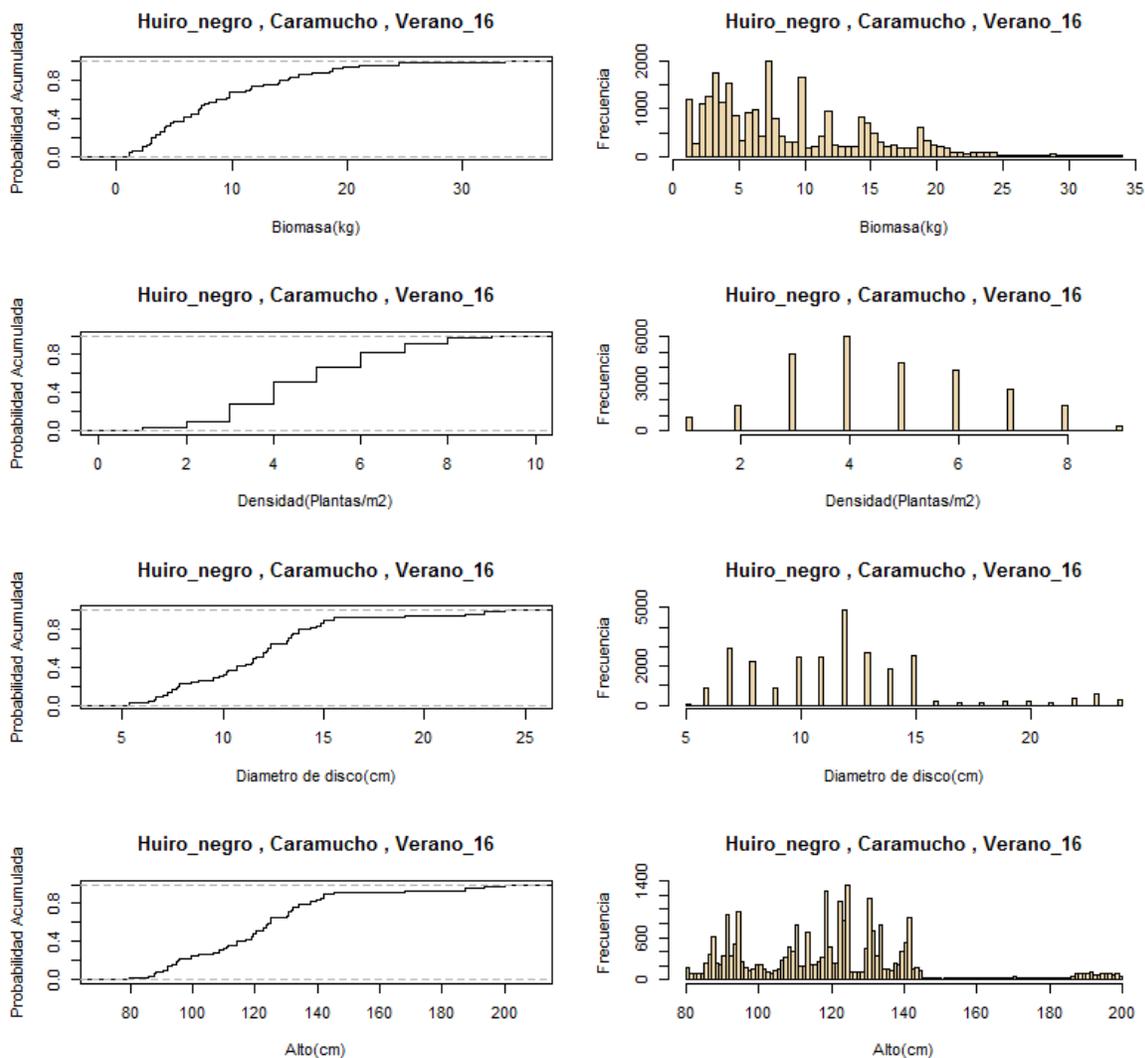


Figura 34. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Caramucho, estación verano del año 2016.

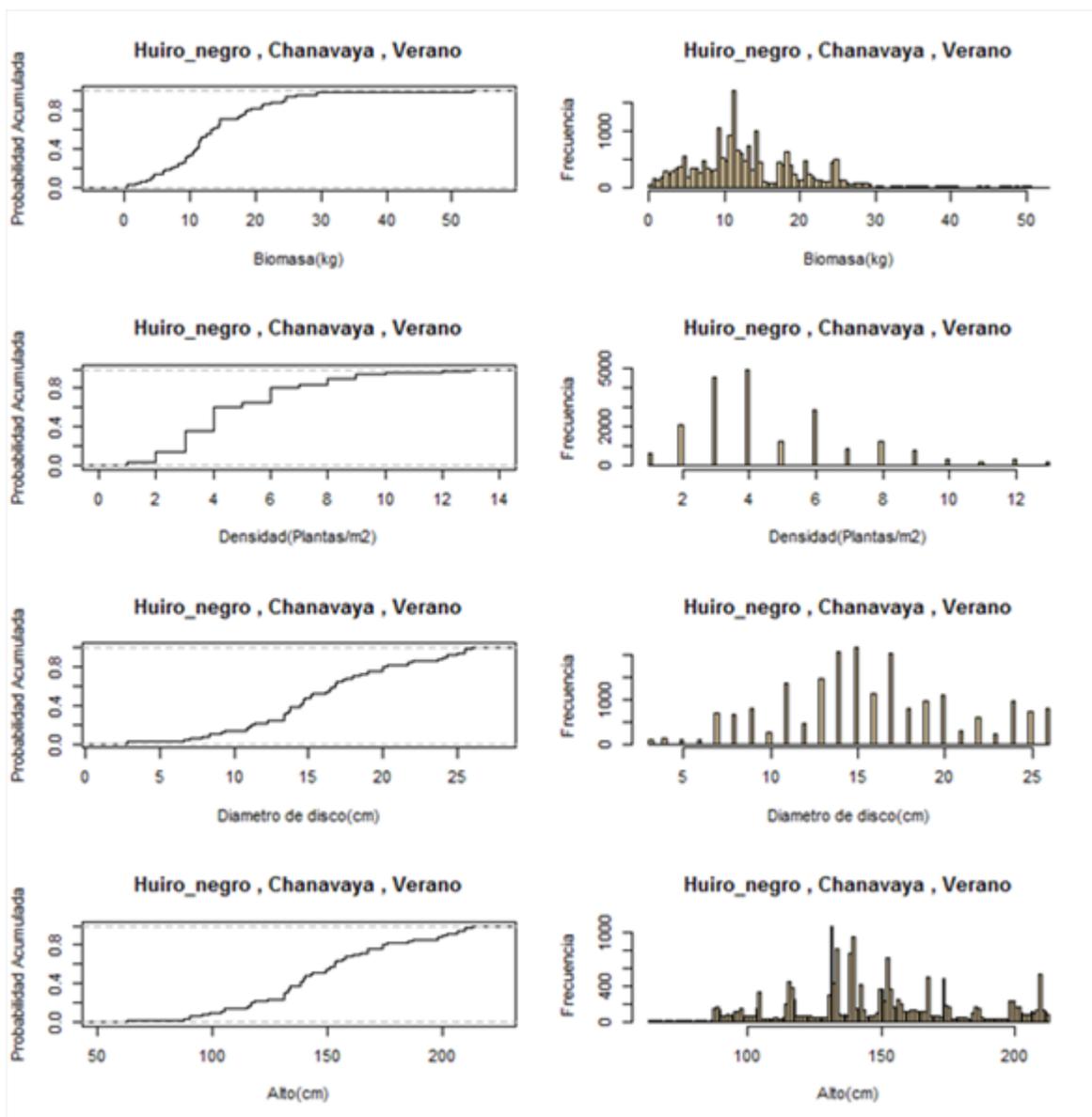


Figura 35. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m^2); para el recurso Huiro Negro, pradera Chanavaya, estación verano del año 2015.

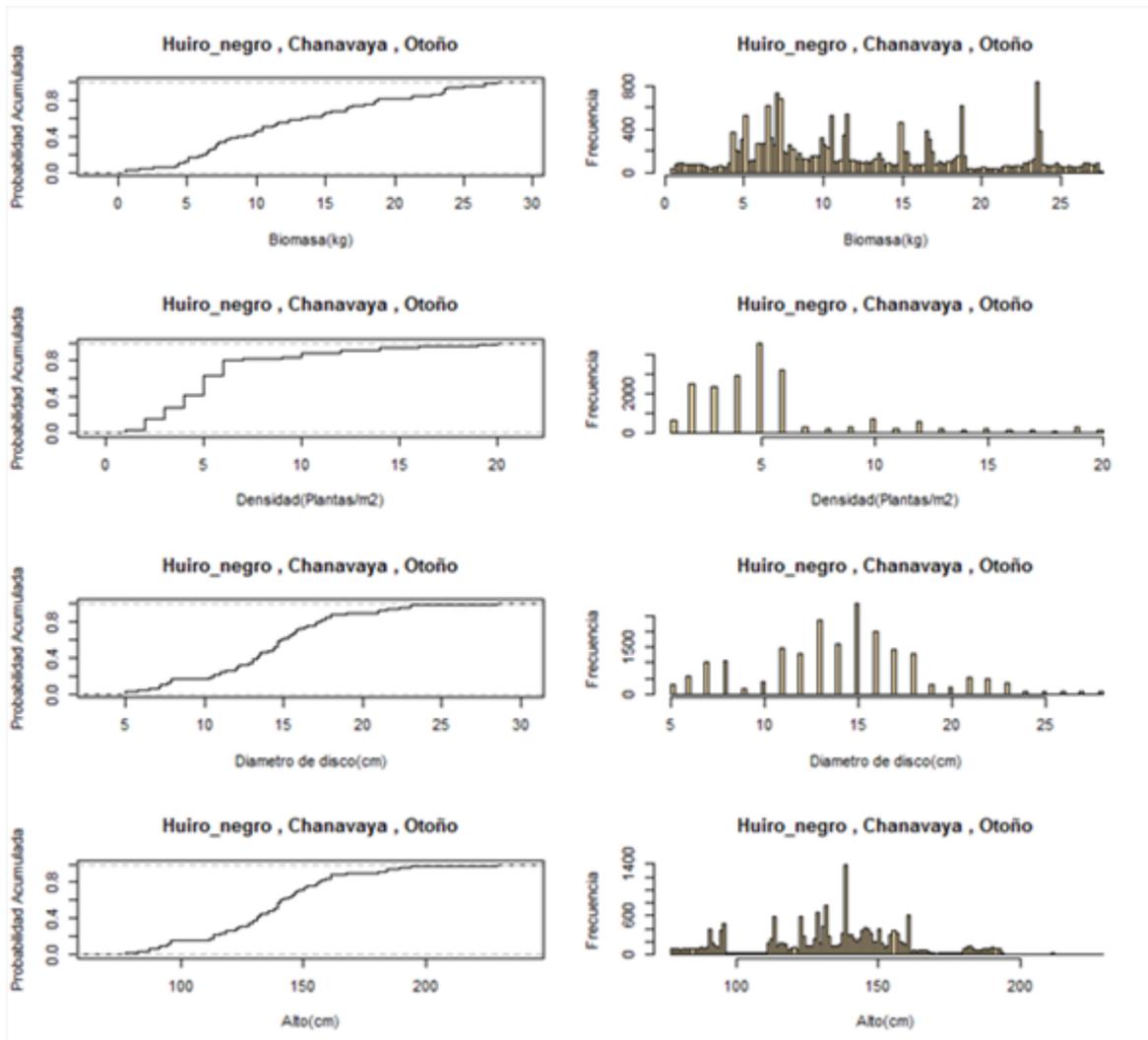


Figura 36. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Chanavaya, estación otoño del año 2015.

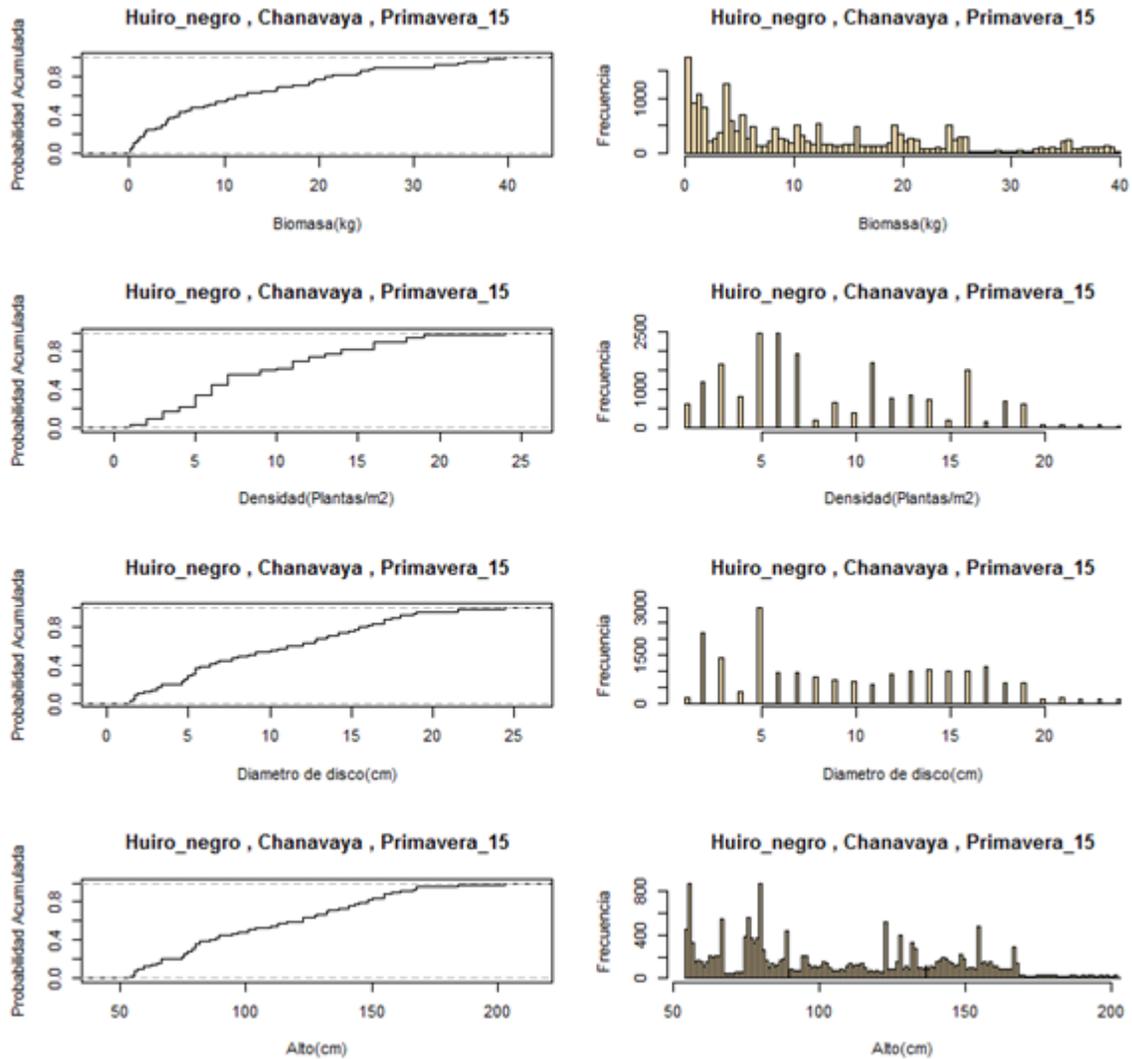


Figura 37. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Chanavaya, estación primavera del año 2015.

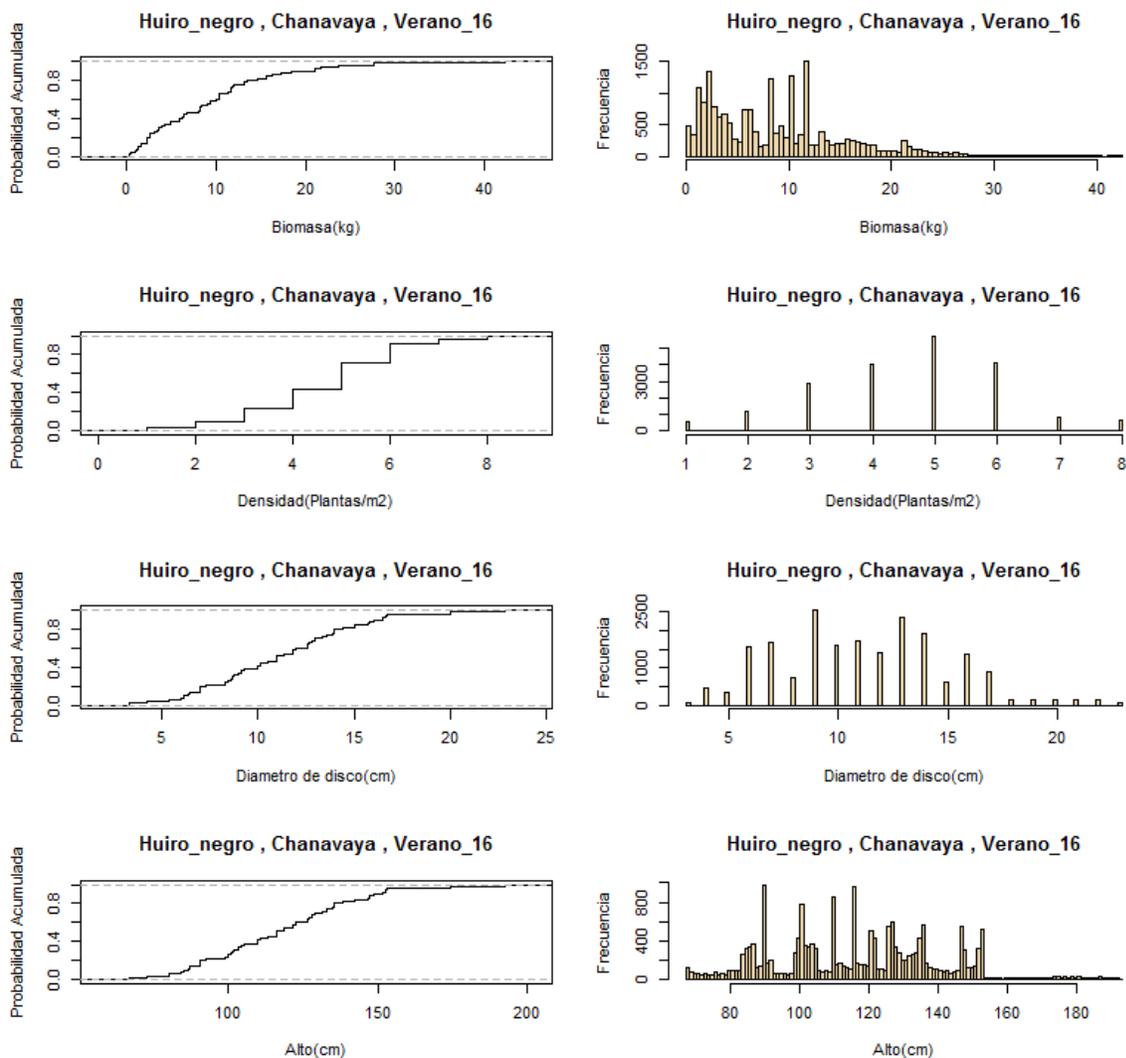


Figura 38. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Chanavaya, estación verano del año 2016.

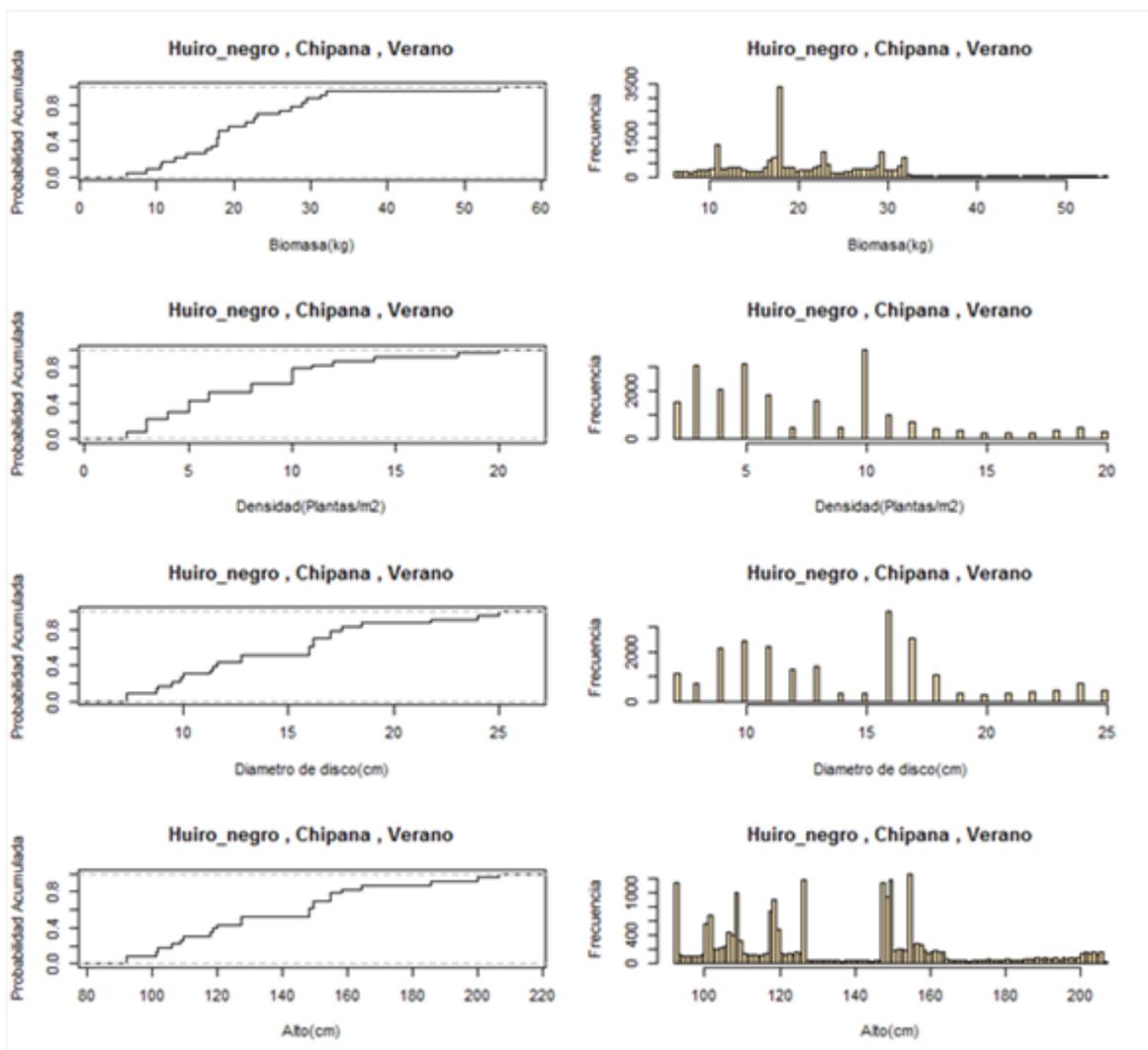


Figura 39. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Chipana, estación verano del año 2015.

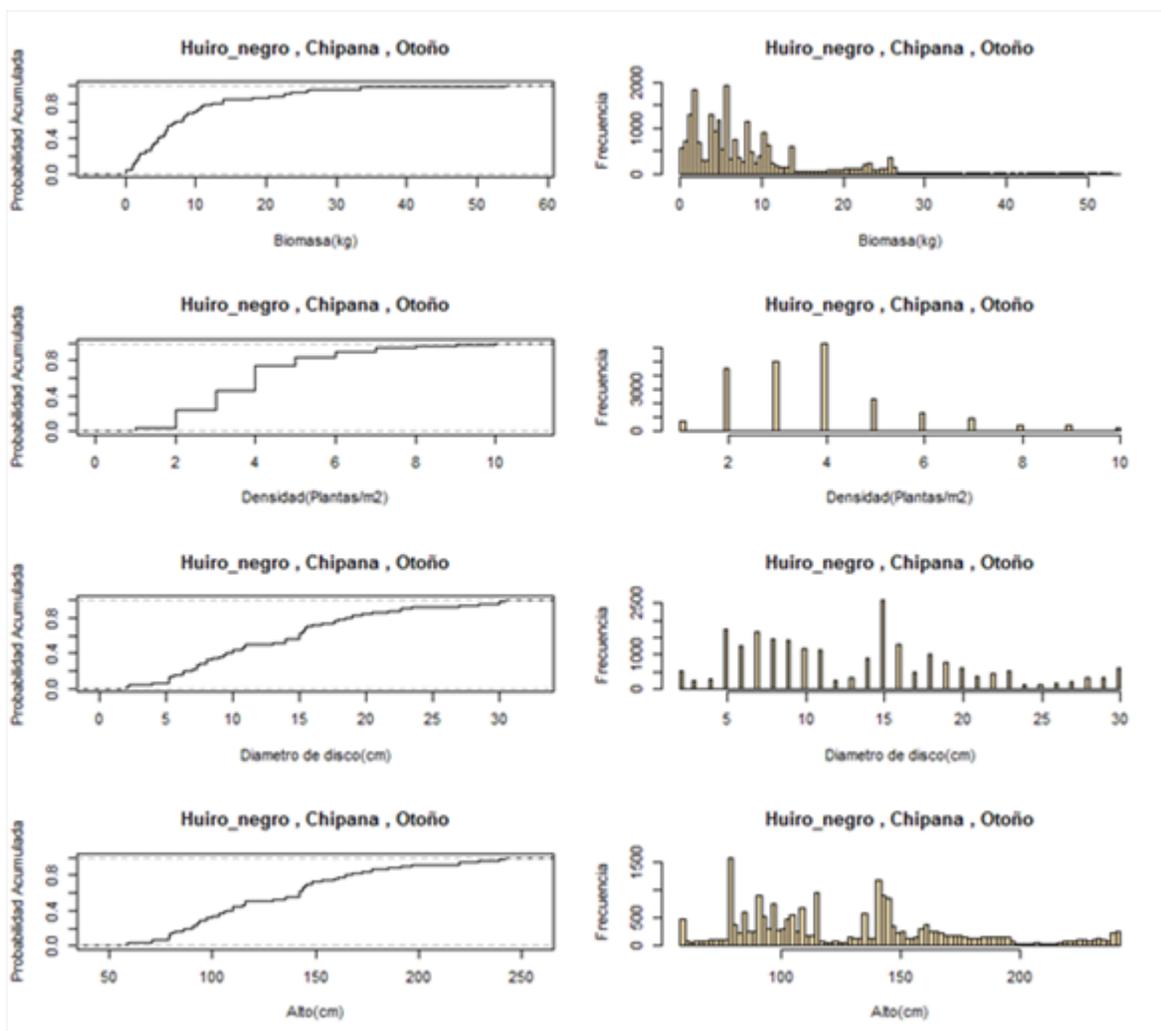


Figura 40. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Chipana, estación otoño del año 2015.

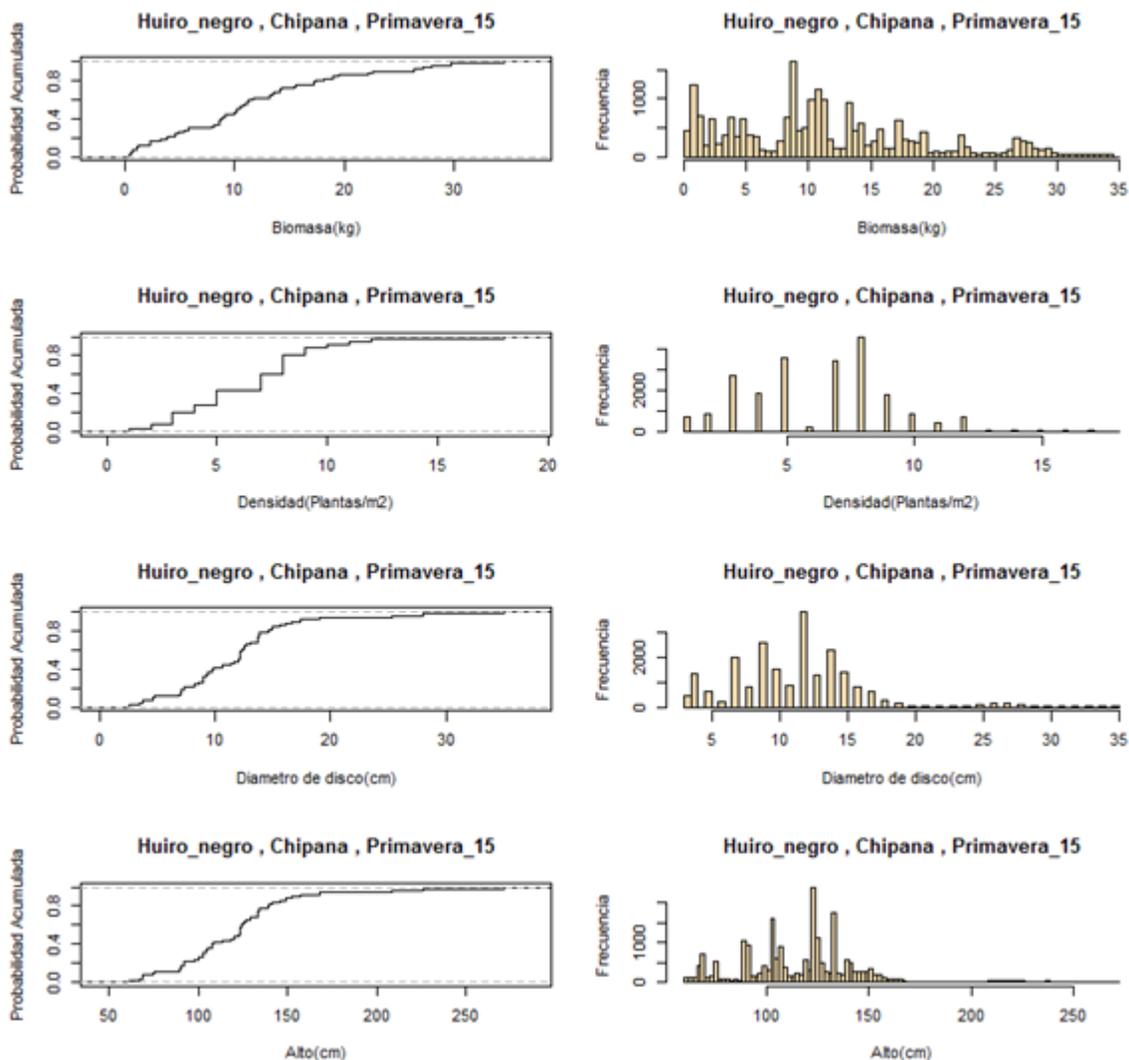


Figura 41. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Chipana, estación primavera del año 2015.

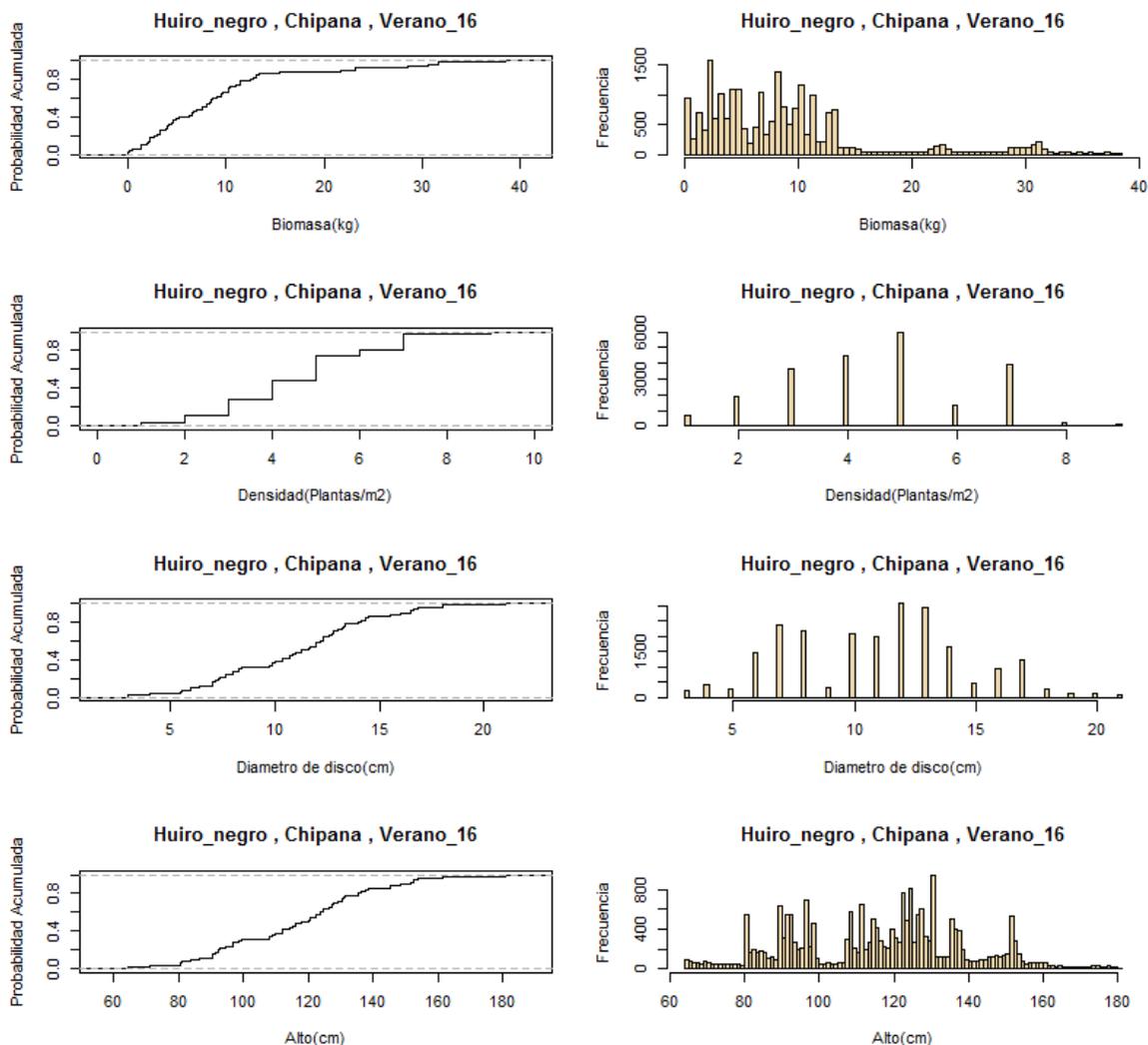


Figura 42. Gráficos de probabilidad acumulada (izquierda) y de frecuencias (derecha) según variable: Biomasa (kg), Densidad (número de plantas), diámetro de disco medio (cm), y largo (cm) por cuadrante (m²); para el recurso Huiro Negro, pradera Chipana, estación verano del año 2016.

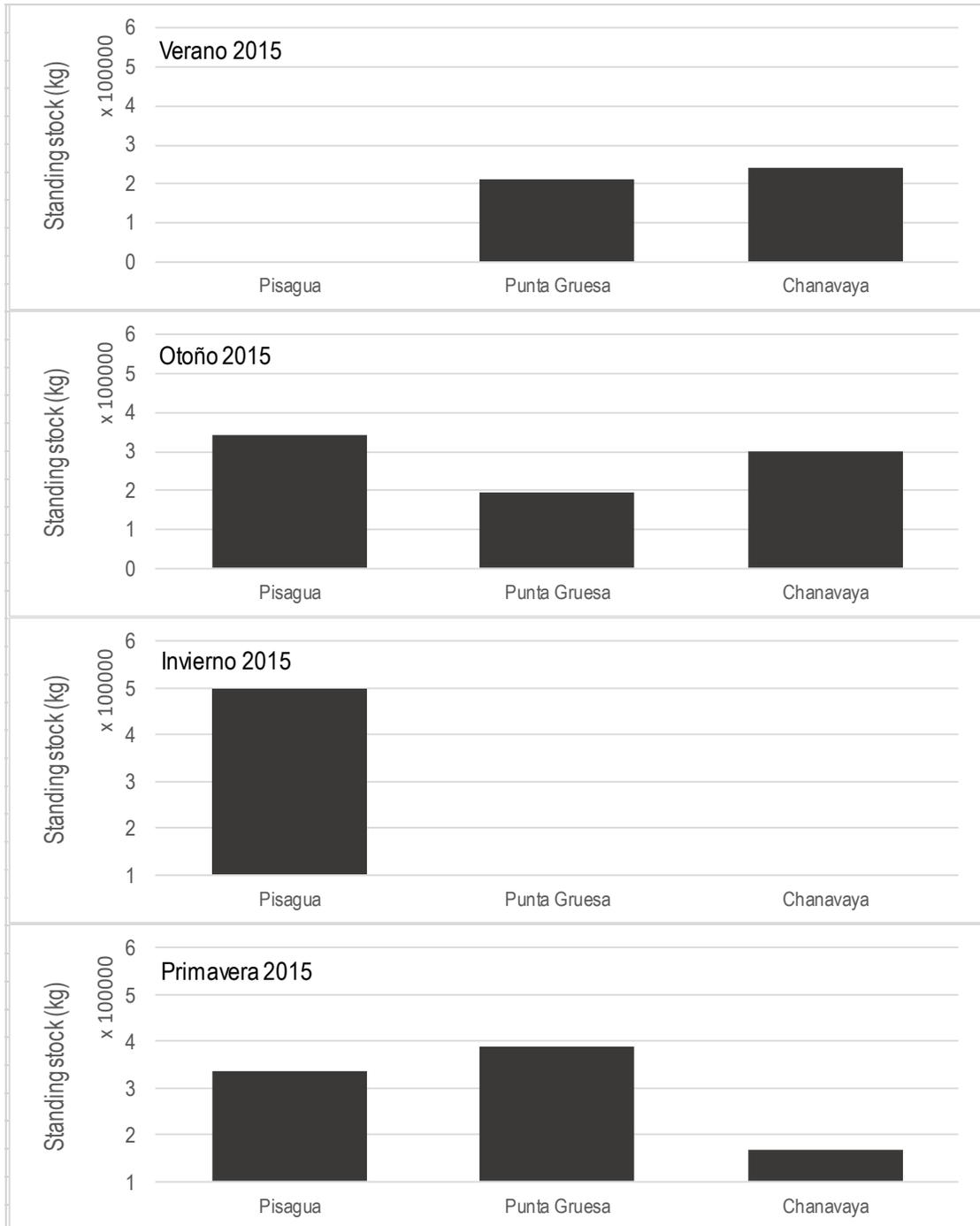


Figura 43. Determinaci3n estacional del standing stock para las praderas evaluadas de huiro palo.

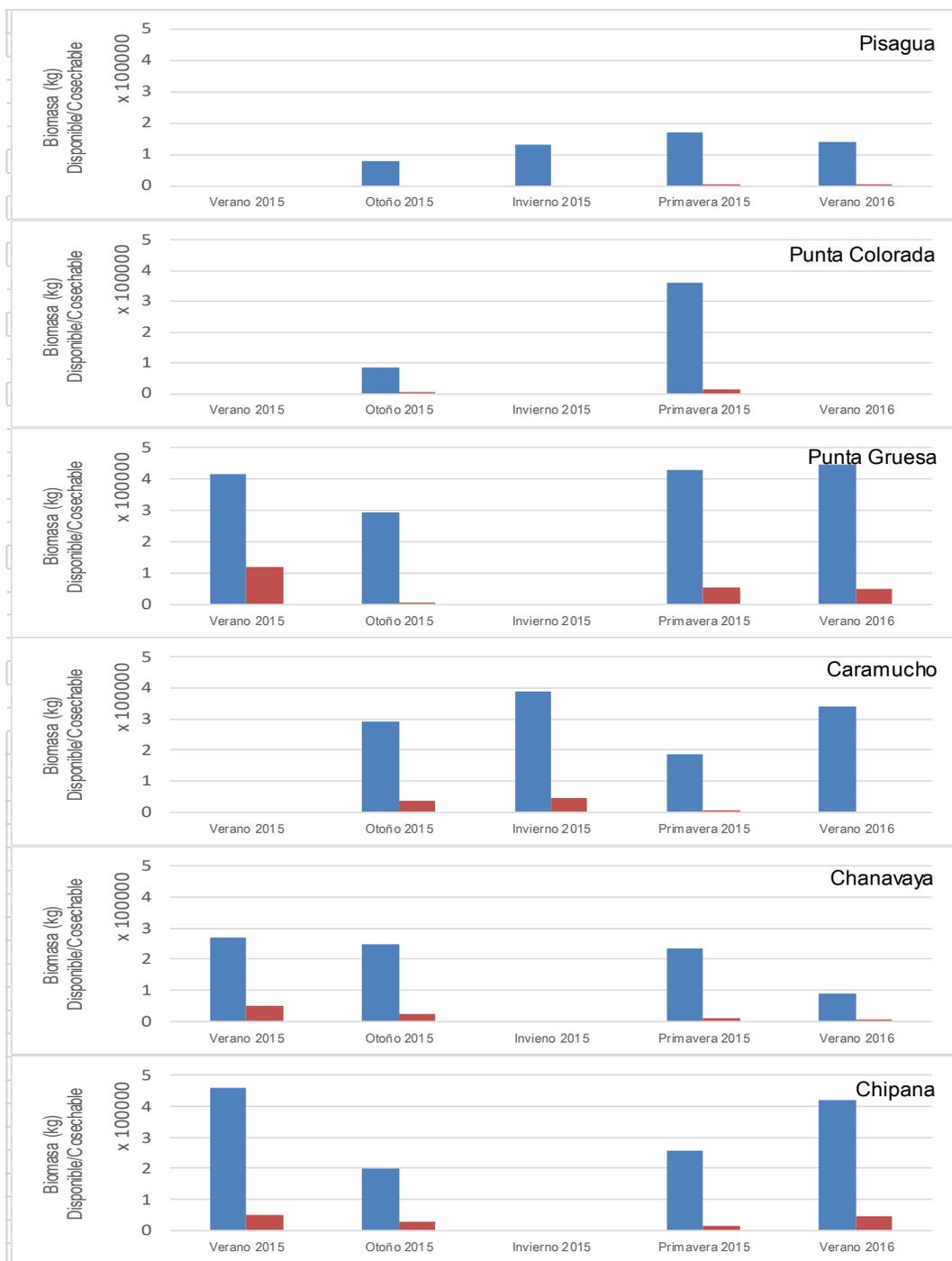


Figura 44. Biomasa disponible (barras azules) y biomasa cosechable (barras rojas) para las praderas de huiro negro evaluadas en el presente estudio.

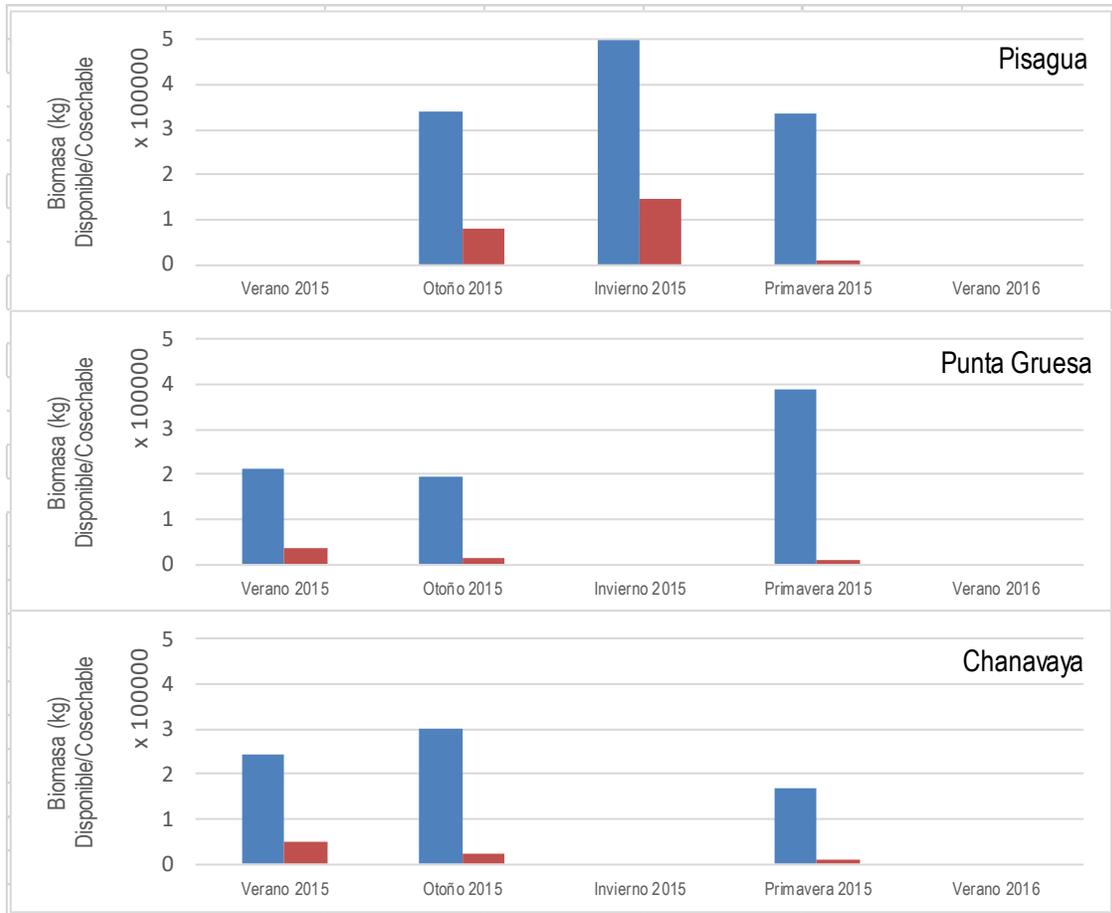


Figura 45. Biomasa disponible (barras azules) y biomasa cosechable (barras rojas) para las praderas de huiro palo evaluadas en el presente estudio.

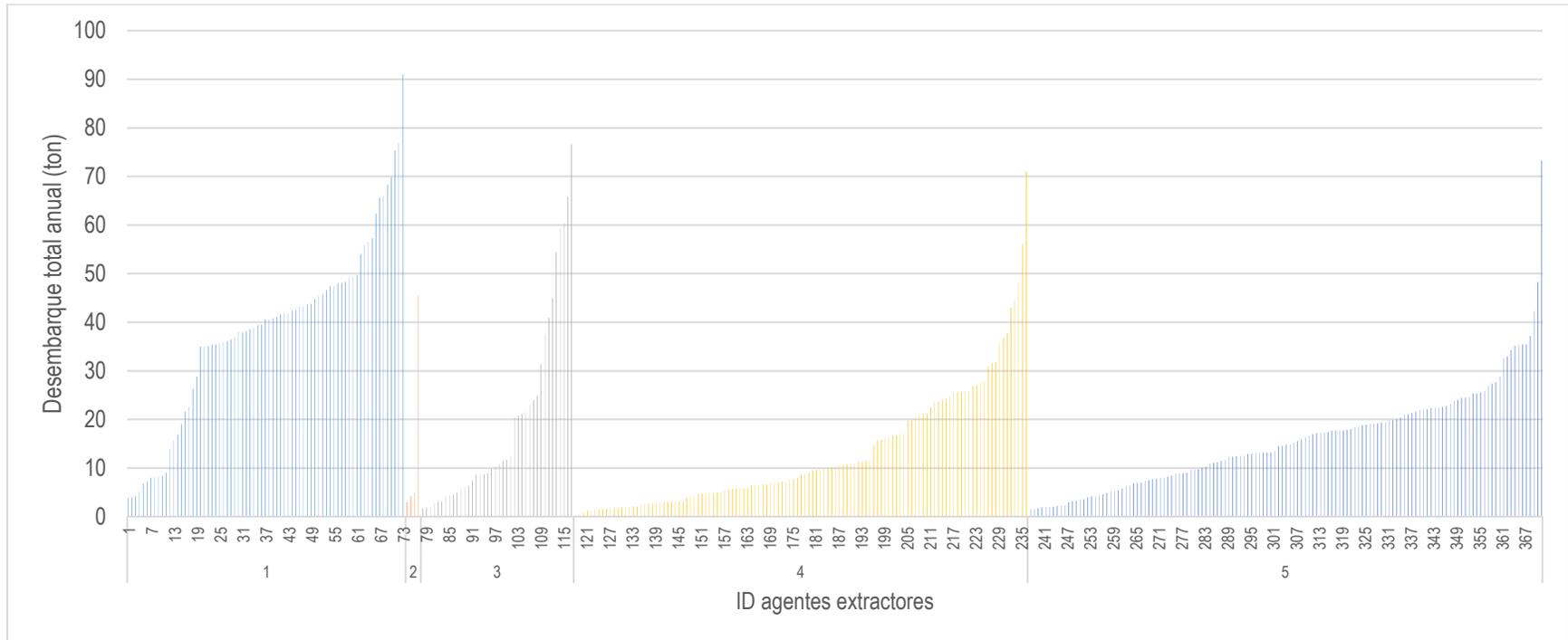


Figura 46. Desembarque total anual de agentes extractores que declararon operación sobre el recurso huiro negro en la región de Tarapacá durante 2015. Datos se presentan separados por zona de operación. (Fuente: Sernapesca).

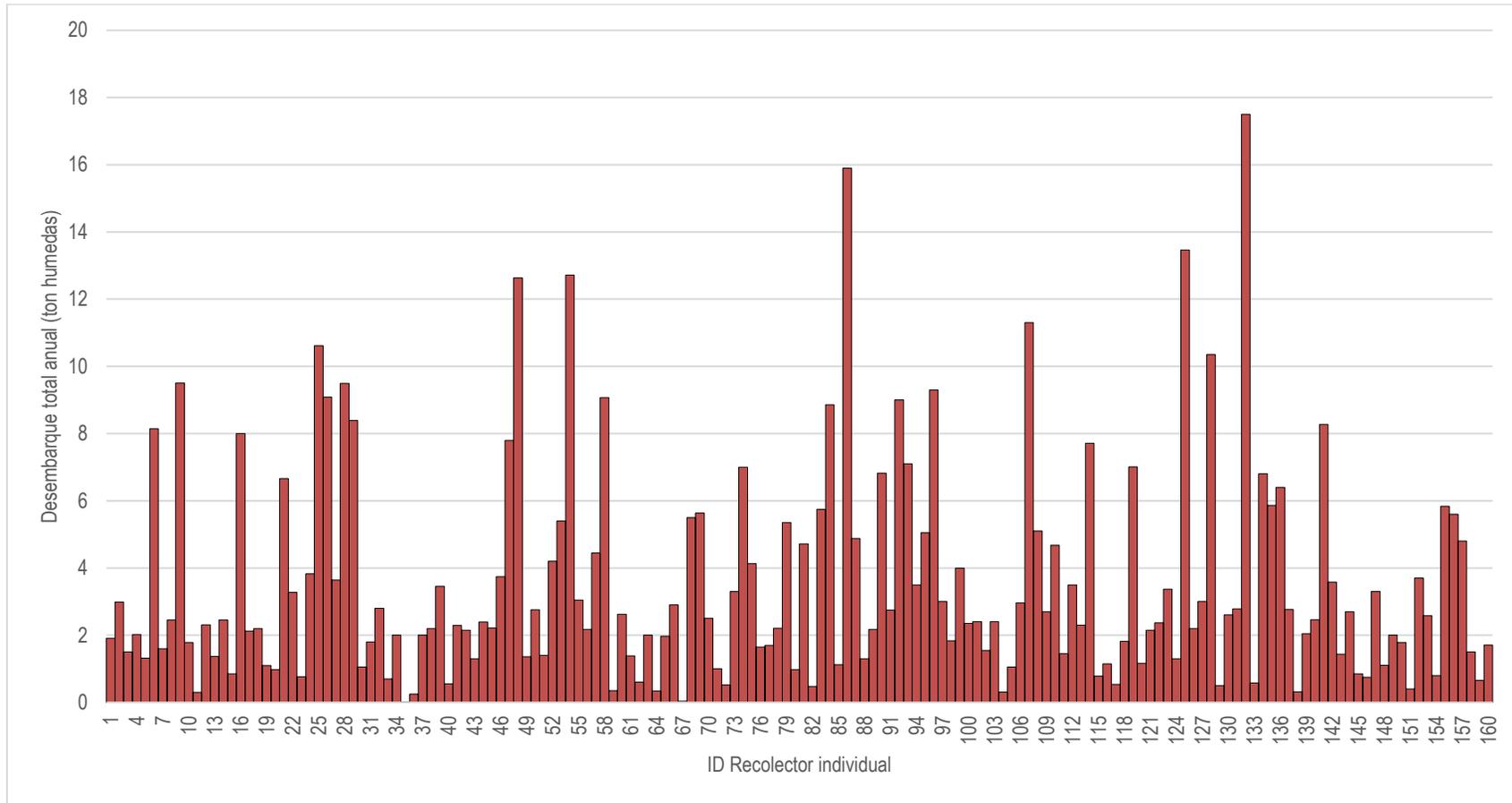


Figura 47. Desembarque total anual de agentes extractores que declararon operaci3n sobre el recurso huero palo en la regi3n de Tarapac3 durante 2015 (Fuente: Sernapesca).

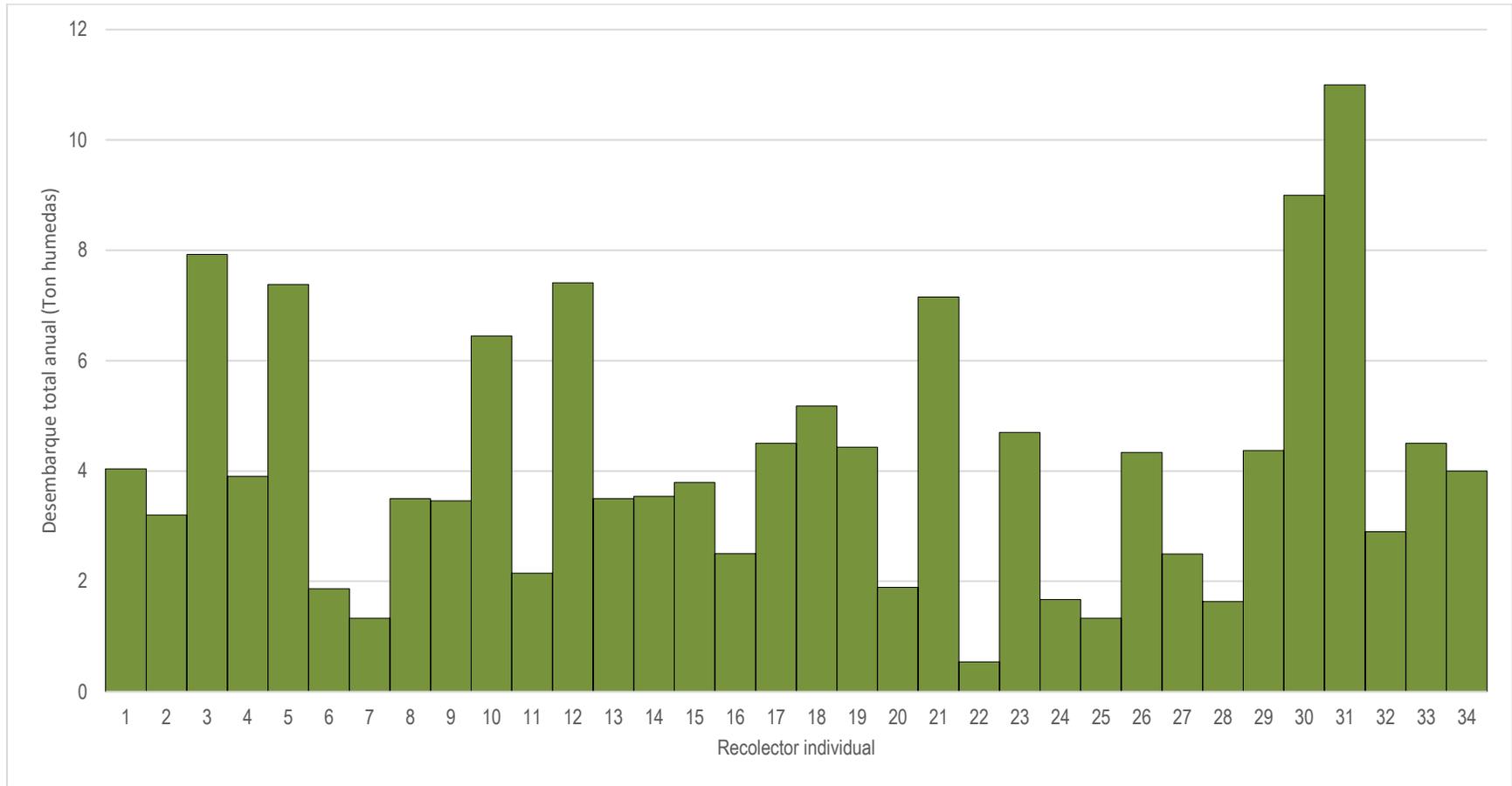


Figura 48. Desembarque total anual de agentes extractores que declararon operación sobre el recurso huiro flotador en la región de Tarapacá durante 2015 (Fuente: Sernapesca).

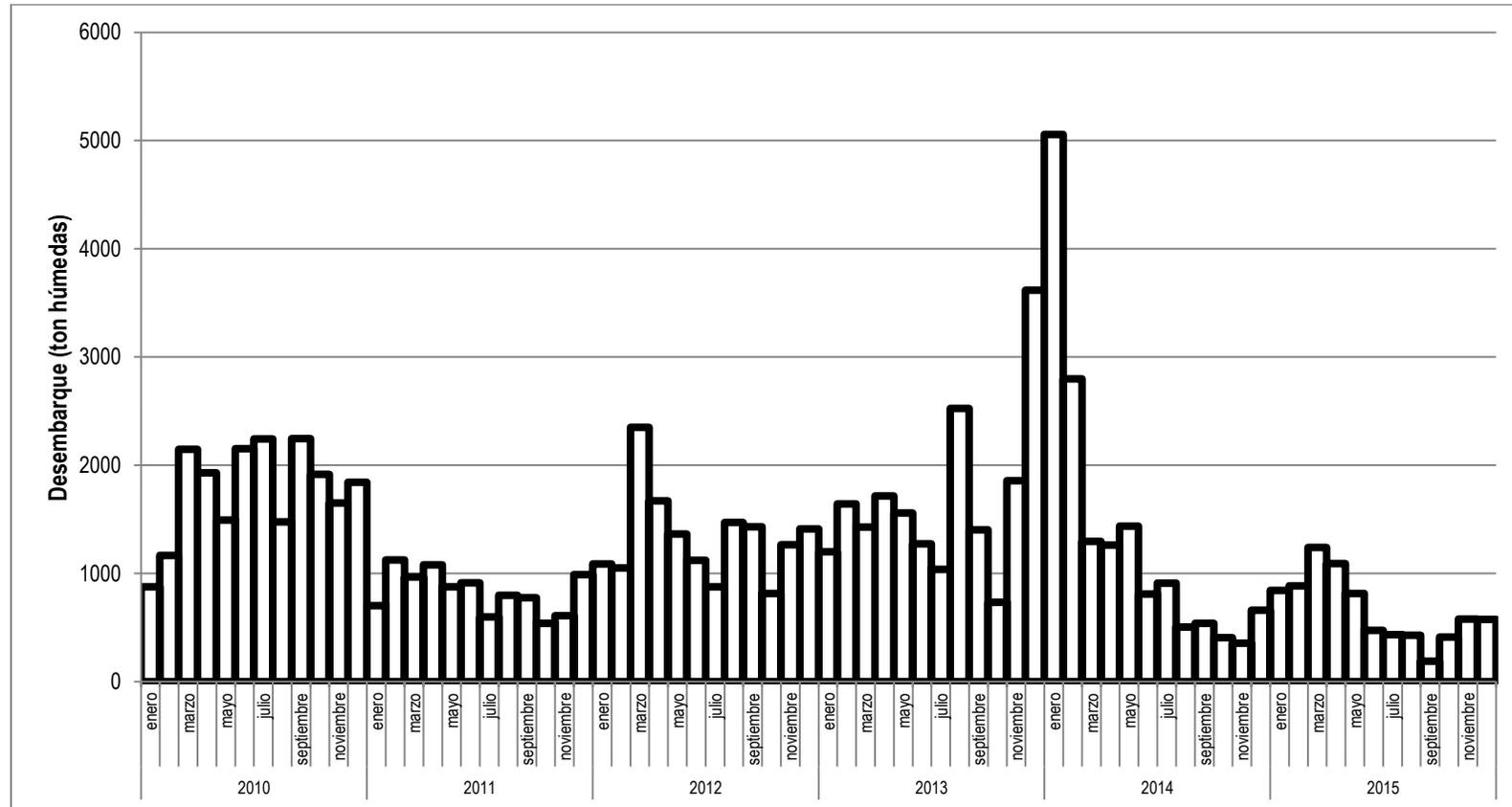


Figura 49. Desembarque total mensual de agentes extractores que declararon operaci3n sobre el recurso huiro negro en la regi3n de Tarapac3 (Serie de tiempo 2010-2015. Fuente: Sernapesca).

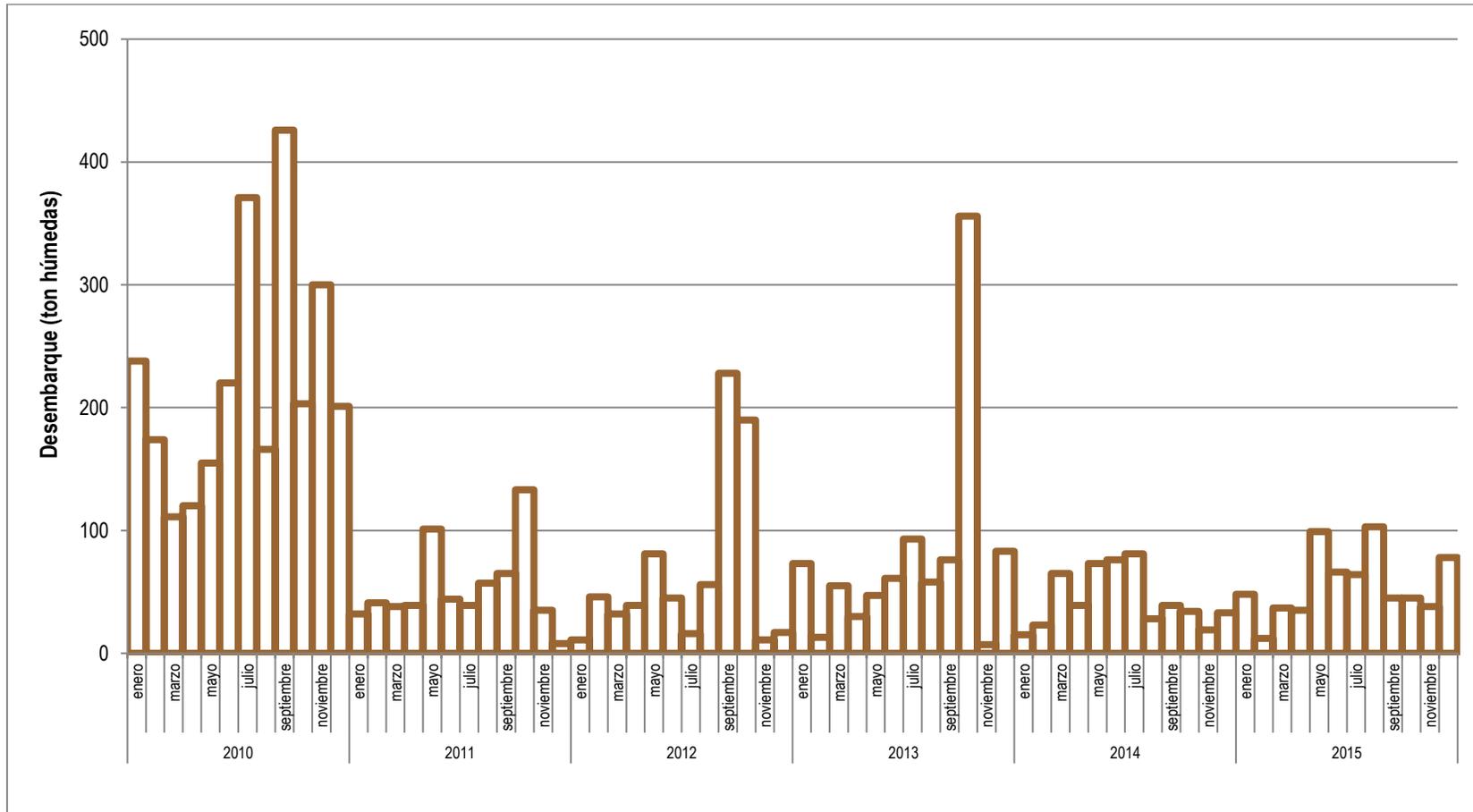


Figura 50. Desembarque total mensual de agentes extractores que declararon operaci3n sobre el recurso huiro palo en la regi3n de Tarapac3 (Serie de tiempo 2010-2015. Fuente: Sernapesca).

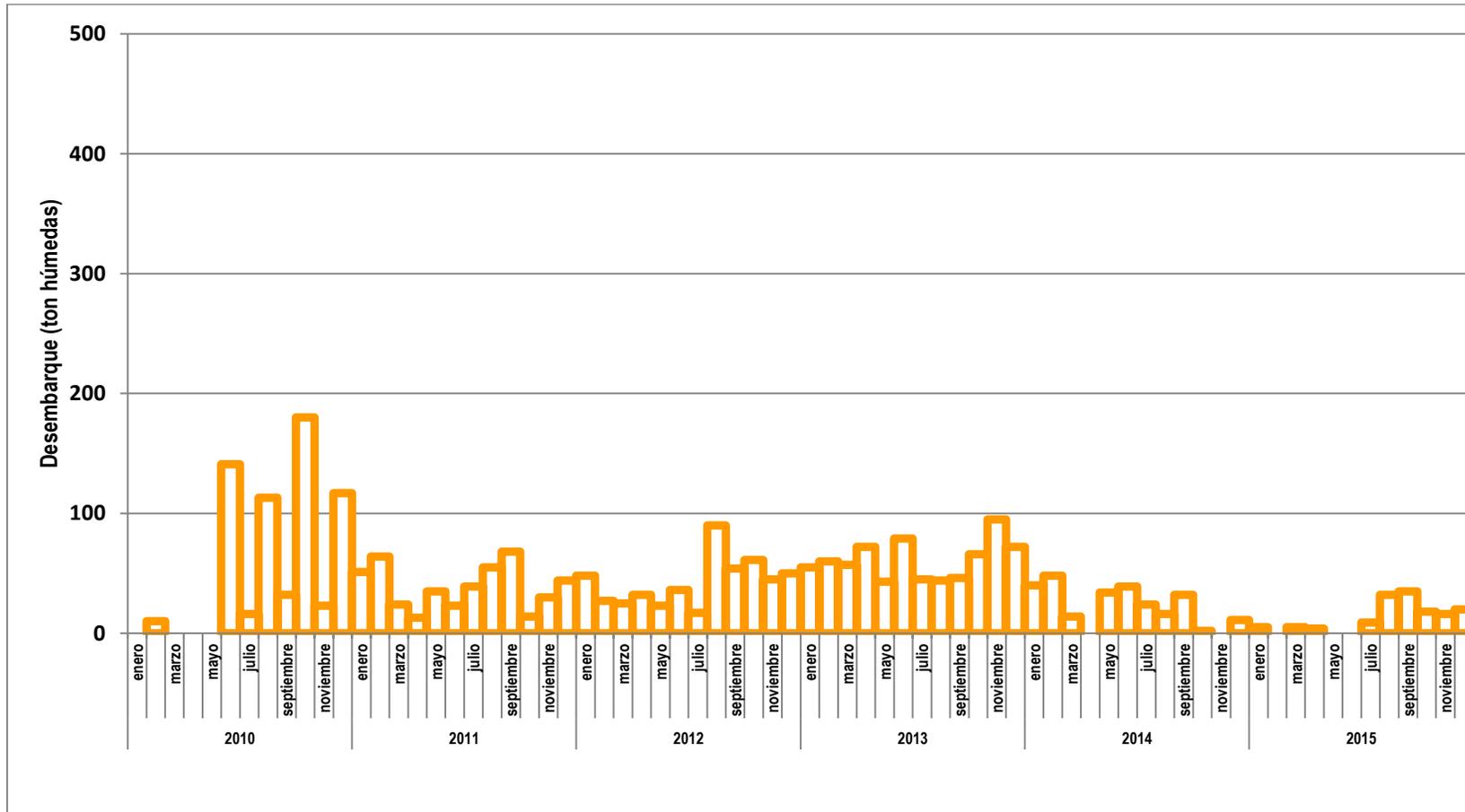


Figura 51. Desembarque total mensual de agentes extractores que declararon operaci3n sobre el recurso huiro flotador en la regi3n de Tarapac3 (Serie de tiempo 2010-2015. Fuente: Sernapesca).

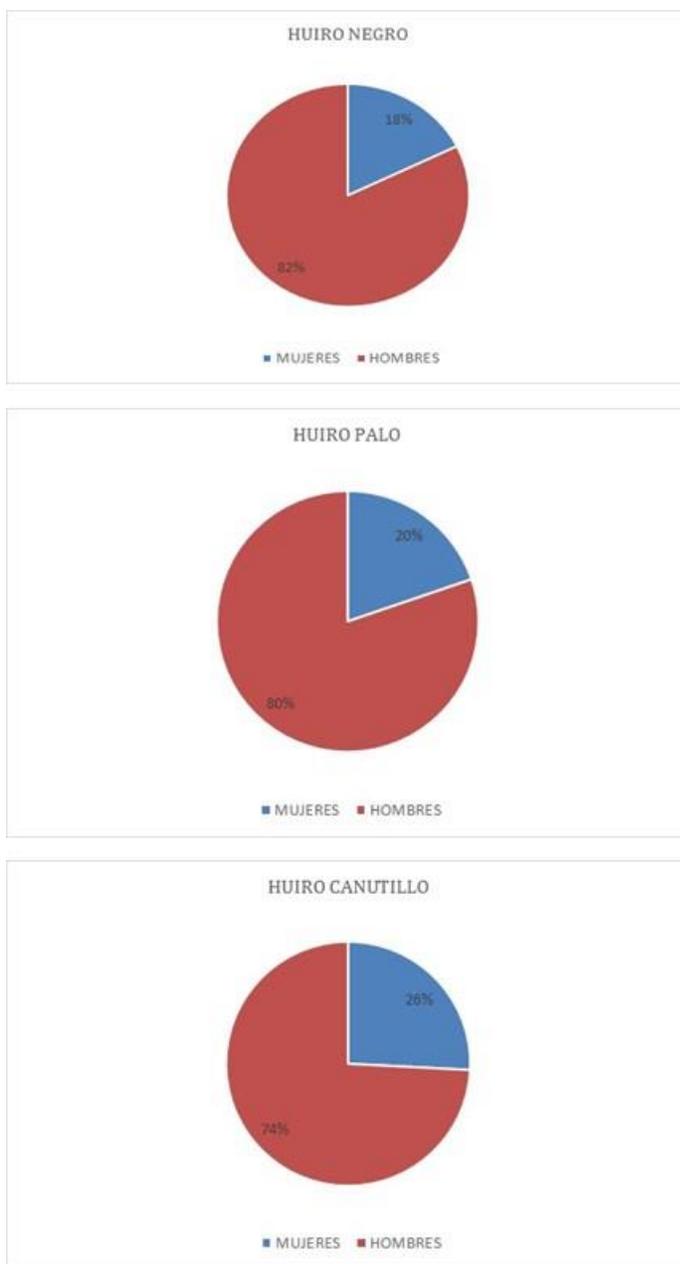


Figura 52. Proporción (hombre-mujer) de algueros dedicados a la extracción de huiro negro (A), huiro palo (B) y huiro flotador (C), inscritos en el Plan de Manejo, durante el año 2015 en la región de Tarapacá.

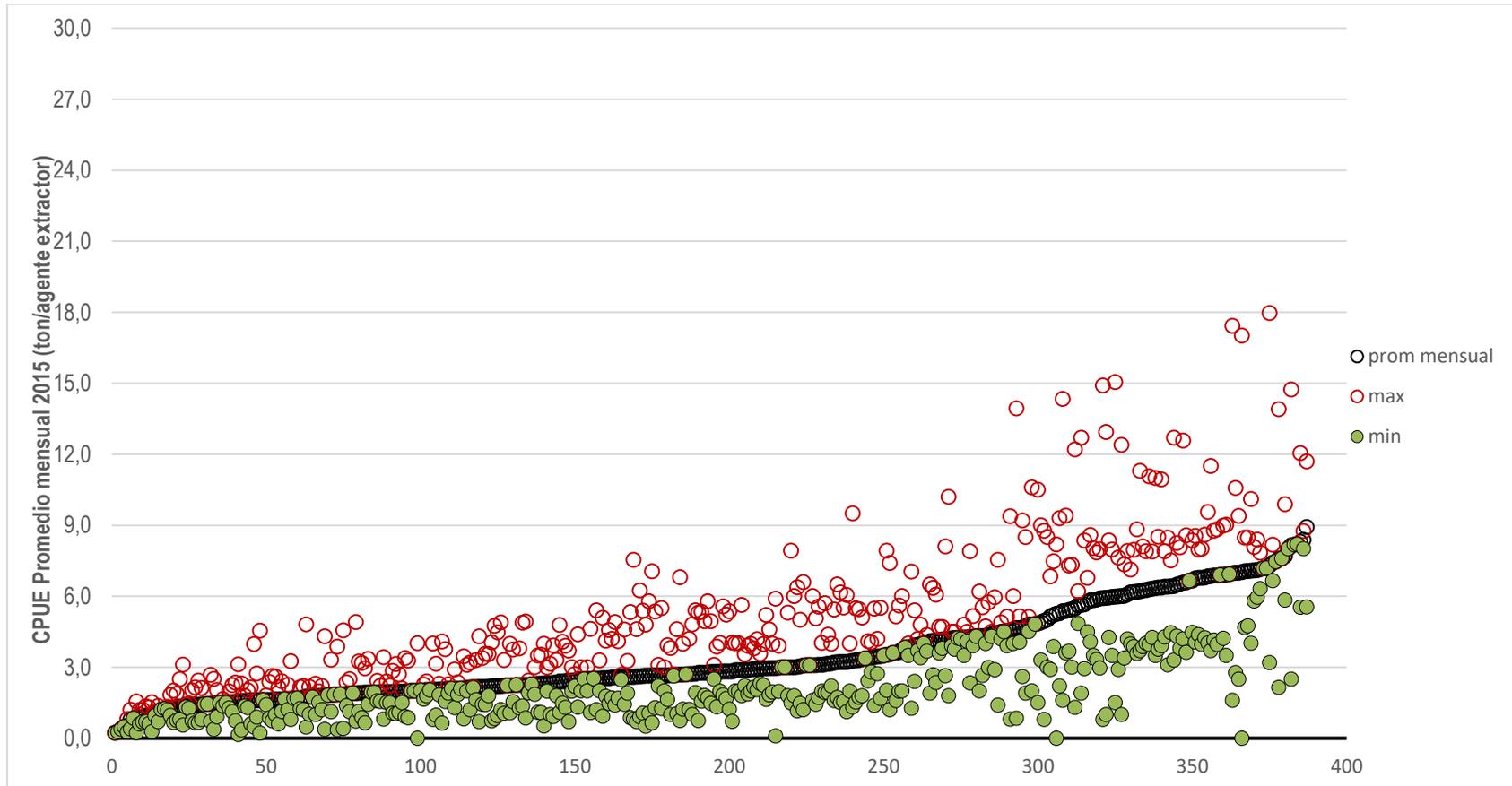


Figura 53. Estimaci3n de CPUE promedio mensual para el a1o 2015 de alqueros dedicados a la extracci3n de huiro negro. C3rculos negros representan el promedio mensual para cada agente extractor. C3rculos verdes representan el valor m3nimo de captura para cada agente extractor. C3rculos rojos representan el valor m3ximo de captura para cada agente extractor.

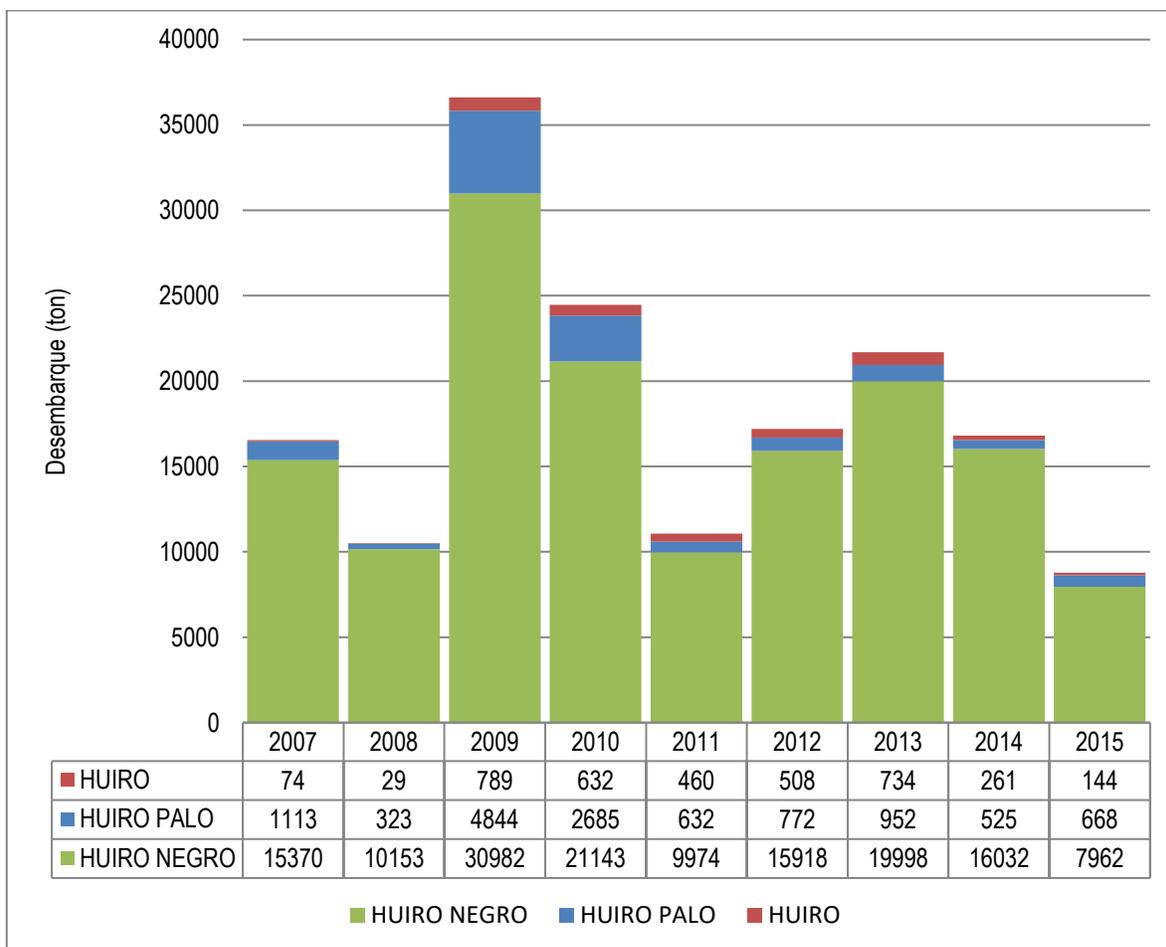


Figura 54. Desembarque (t) de algas pardas en la regi3n de Tarapac3.

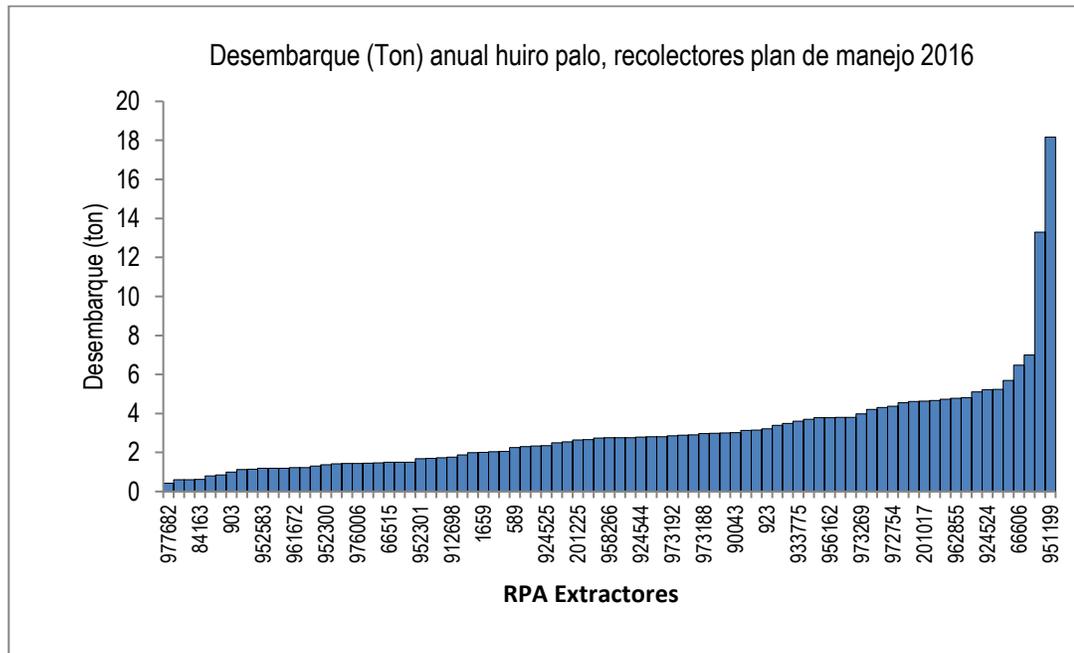
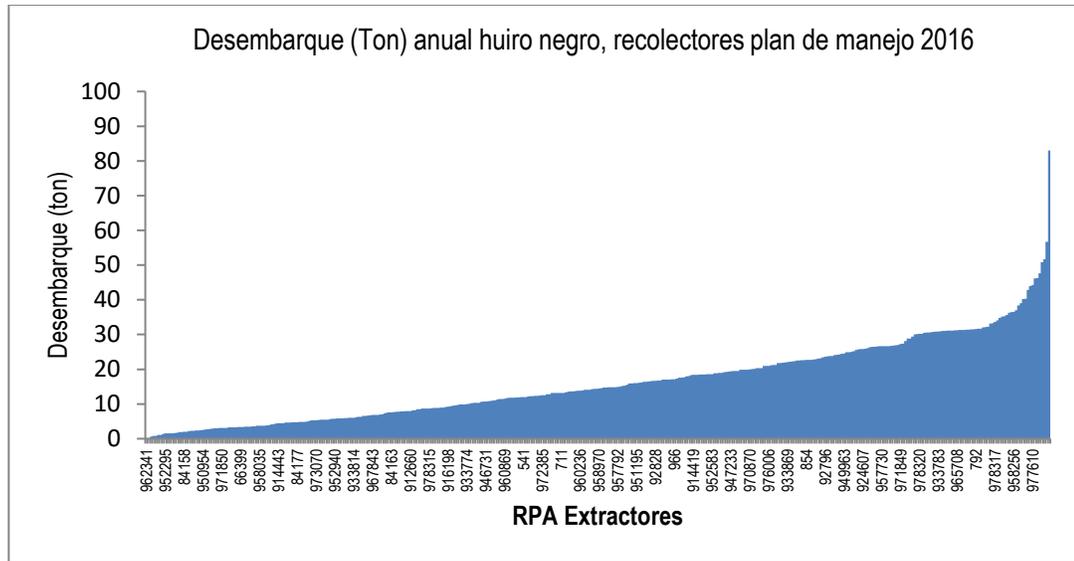


Figura 55. Desembarque algas pardas, participantes Plan de manejo 2016, regi3n de Tarapac3.

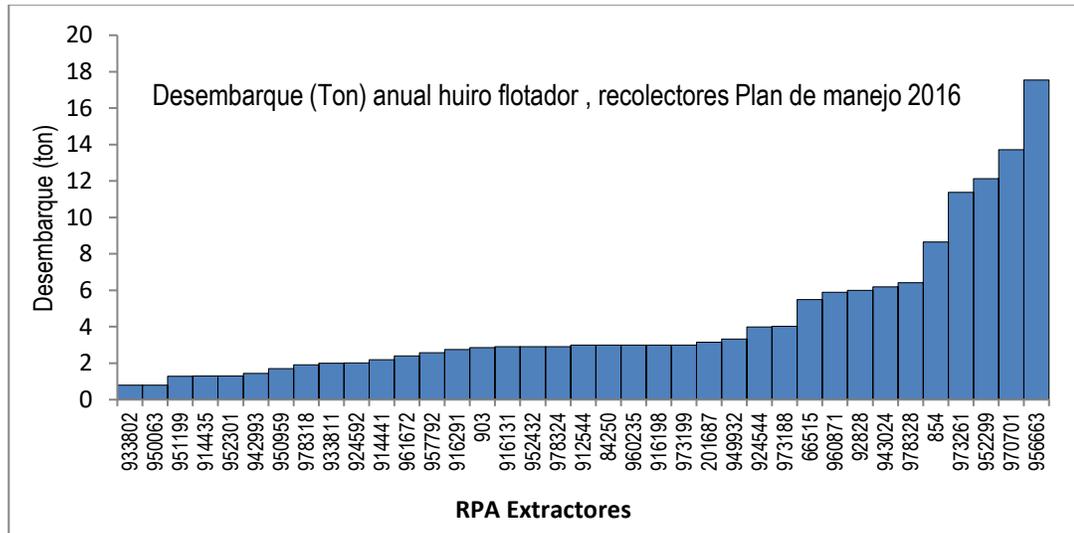


Figura 55. (Continuaci3n). Desembarque algas pardas, participantes Plan de manejo 2016, regi3n de Tarapac3

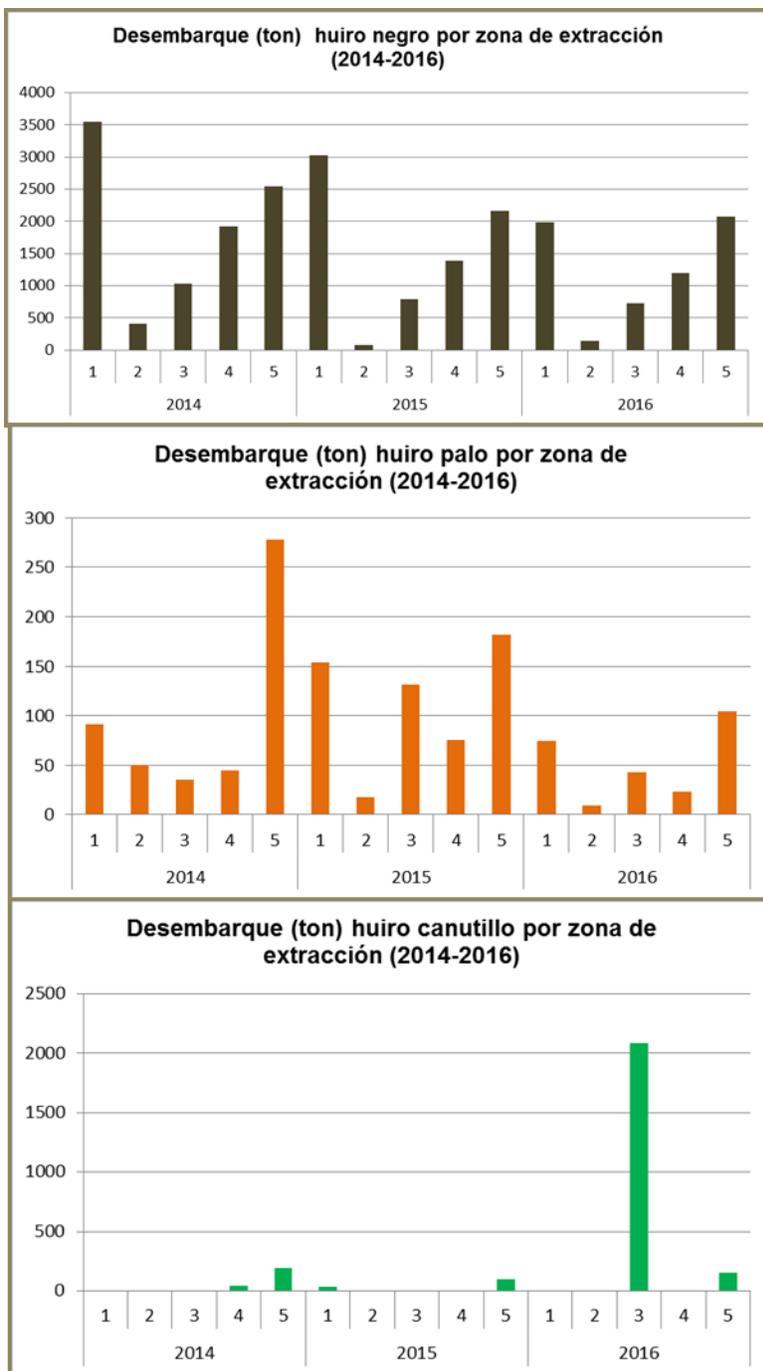


Figura 56. Desembarque (ton) algas pardas por zona de extracci3n, periodo (2014-2016).

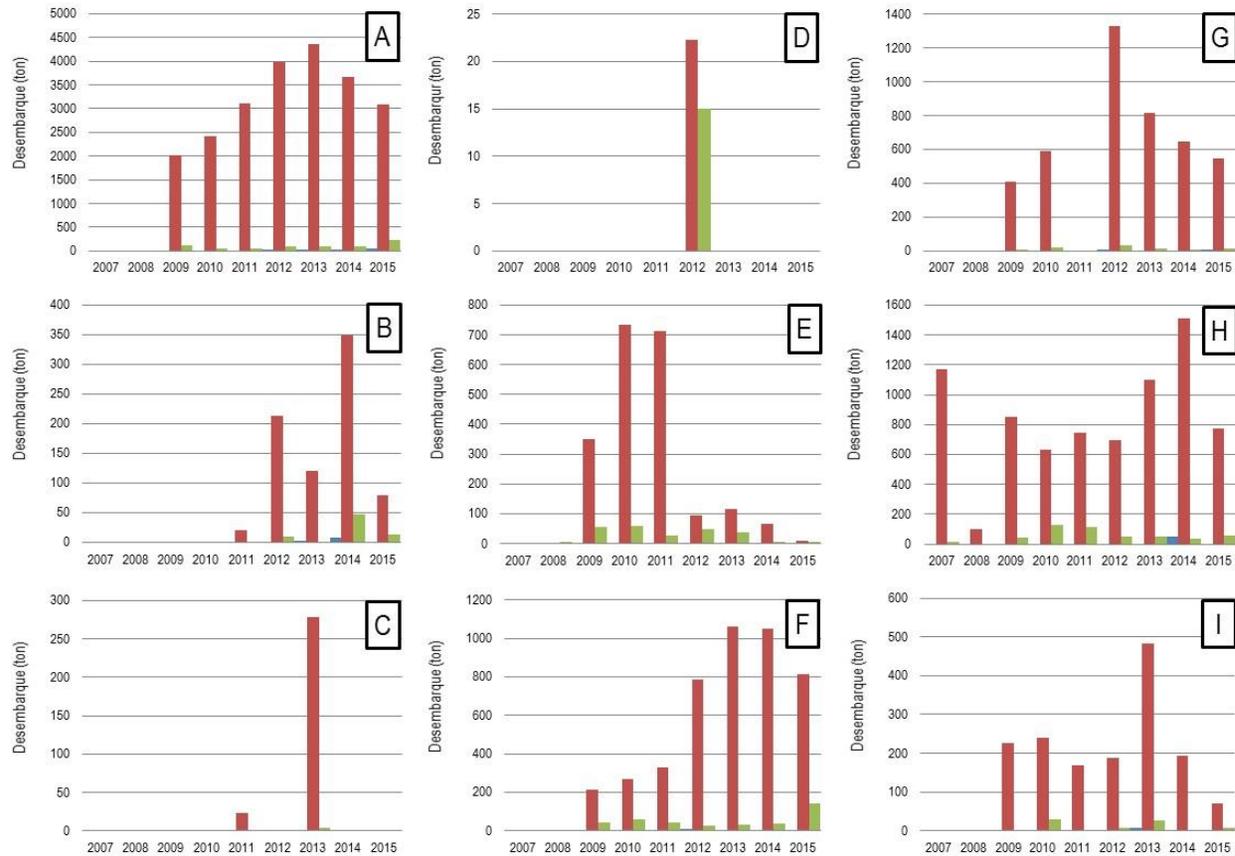


Figura 57. Desembarque (t) de algas pardas por caleta en la regi3n de Tarapac3. (A) Pisagua. (B) Caleta Riquelme. (C) Puerto Iquique. (D) Cavanca. (E) Playa Blanca. (F) Los Verdes. (G) Chanavayita. (H) Caramucho. (I) Cañamo.

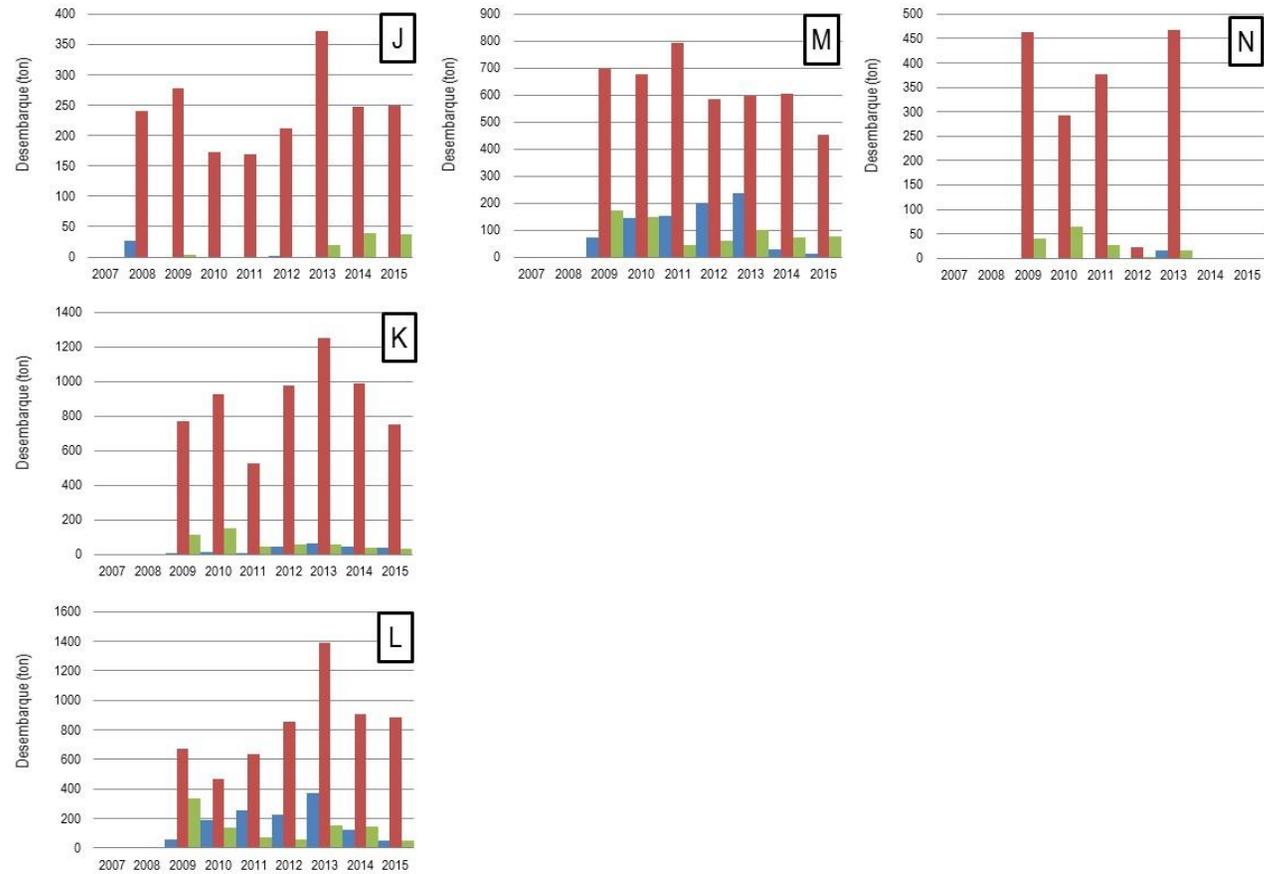


Figura 57. (Continuaci3n). Desembarque (t) de algas pardas por caleta en la regi3n de Tarapac3. (J) Chanavaya. (K) Caleta Rio Seco. (L) Caleta San Marcos. (M) Chipana. (N) Otros sitios de desembarque.

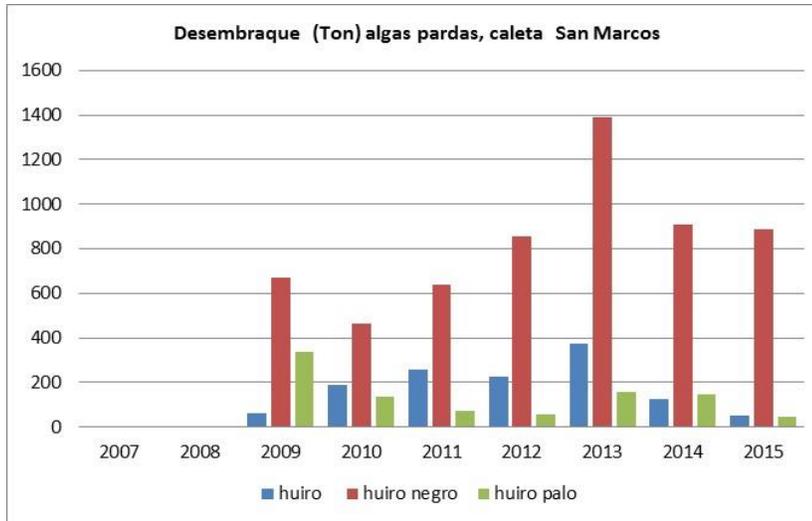


Figura 58. Caleta San Marcos, regi3n de Tarapac3, con mayor desembarque de huiro y huiro palo.

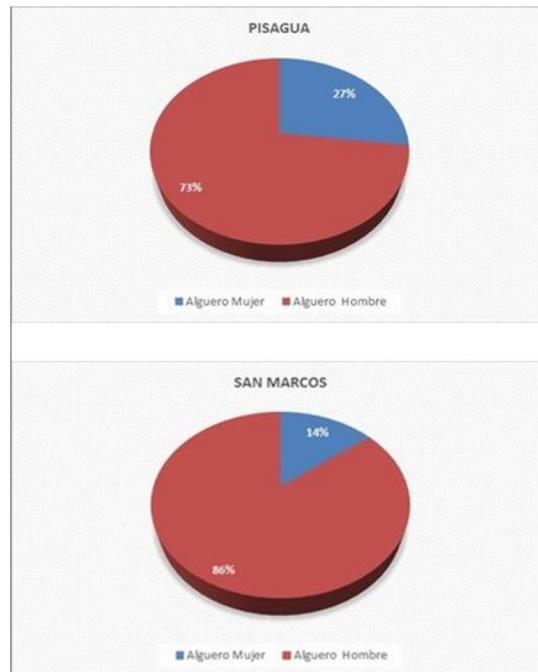


Figura 59. Proporci3n (mujer-hombre) del total de algueros dedicados a la extracci3n de algas pardas en las dos caletas con mayor desembarque, caleta Pisagua (huiro negro) y caleta San Marcos (huiro palo y huiro flotador) en la regi3n de Tarapac3.

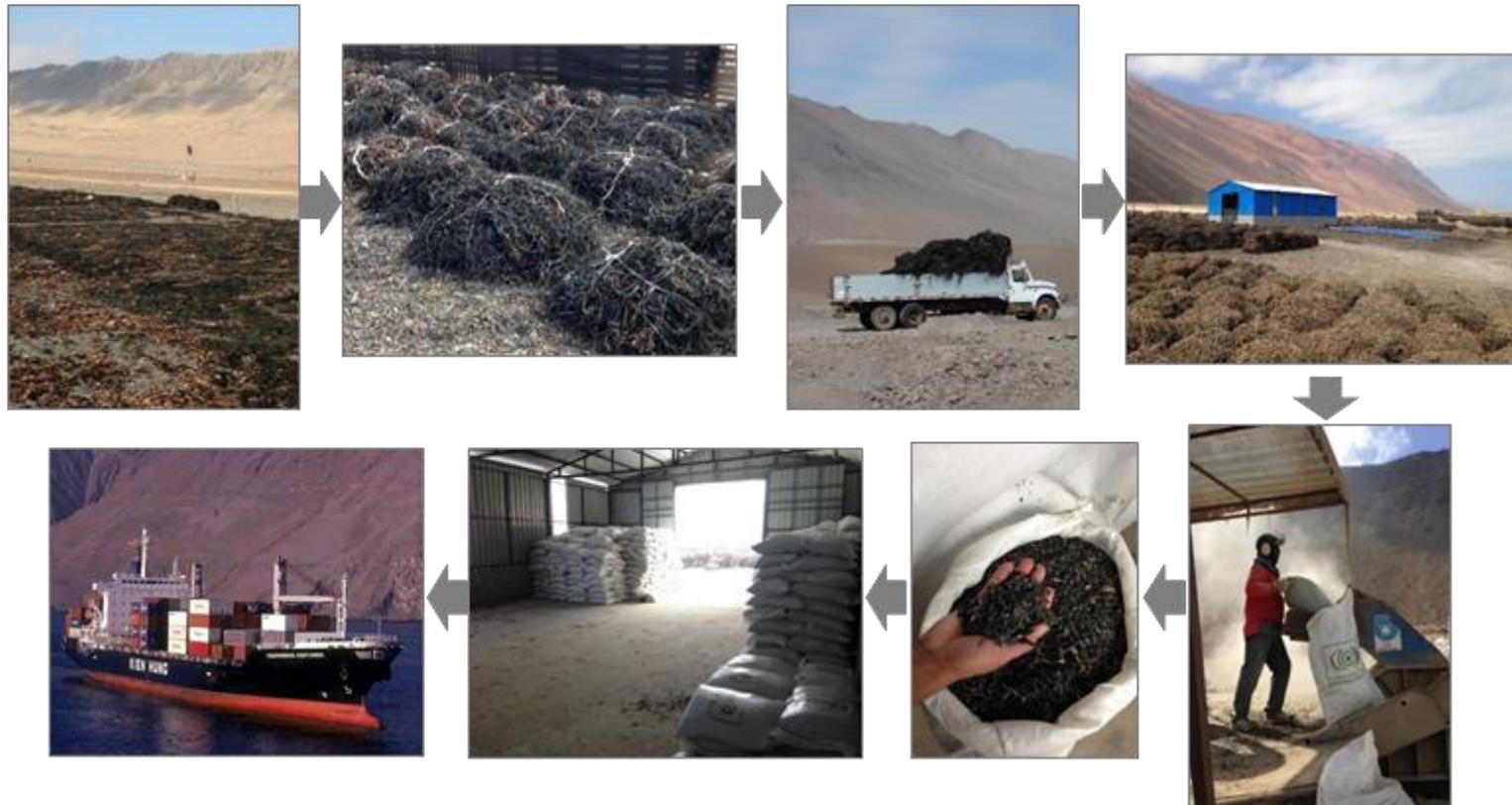


Figura 60. Cadena de comercialización, algas pardas región de Tarapacá.

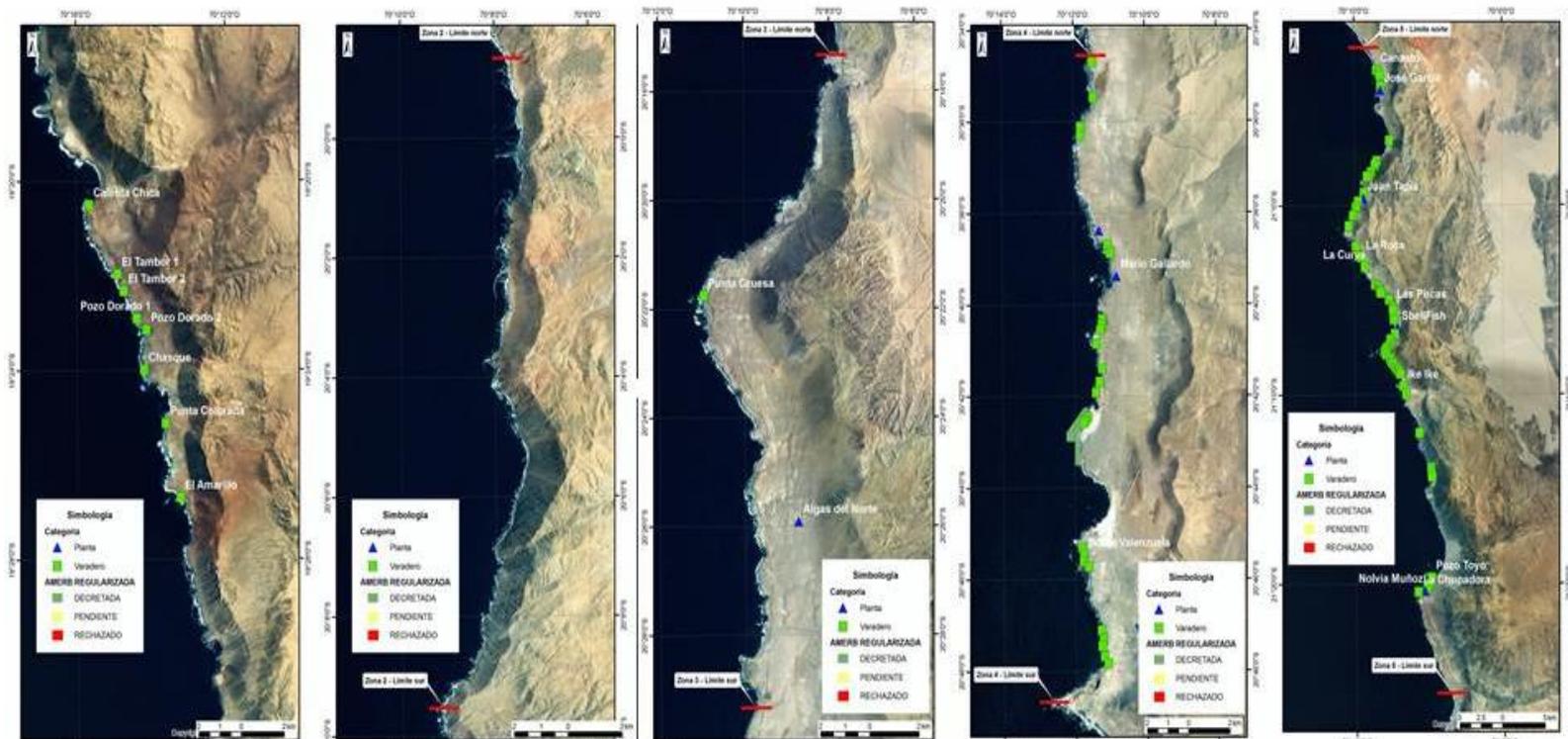


Figura 61. Zonas de varadero históricas algas pardas, región de Tarapacá. Se muestra como ejemplo varadero de Punta Gruesa.

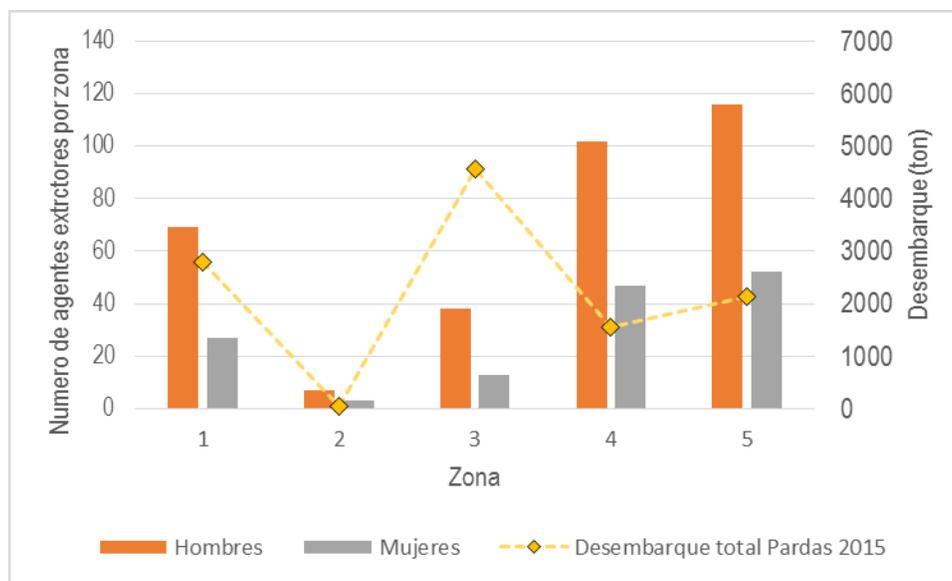


Figura 62. Número de extractores inscritos en el Plan de Manejo, región de Tarapacá, por zona de extracción. Número de agentes extractores por zona de extracción se separa por género. Se indican los volúmenes totales de extracción de algas pardas para el período 2015.



Figura 63. Herramientas utilizadas para la colecta y carga de materia prima desde las playas de la regi3n de Tarapac3.

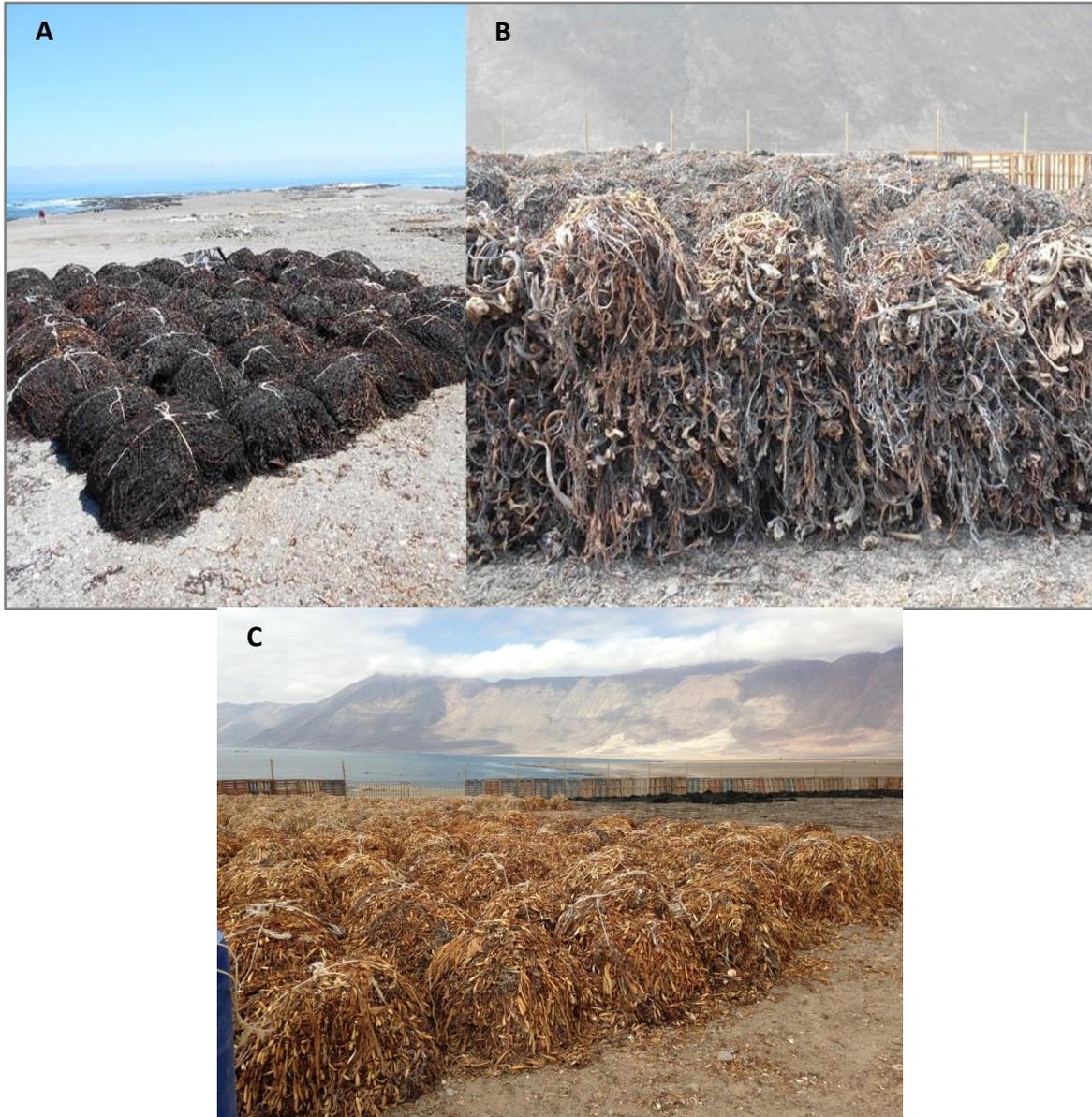


Figura 64. Paquetes o “atados” de alga seca, presentaci3n del alga vendida en playa como “alga en rama”. A) Huiro negro, B) Huiro palo y C) Huiro flotador.

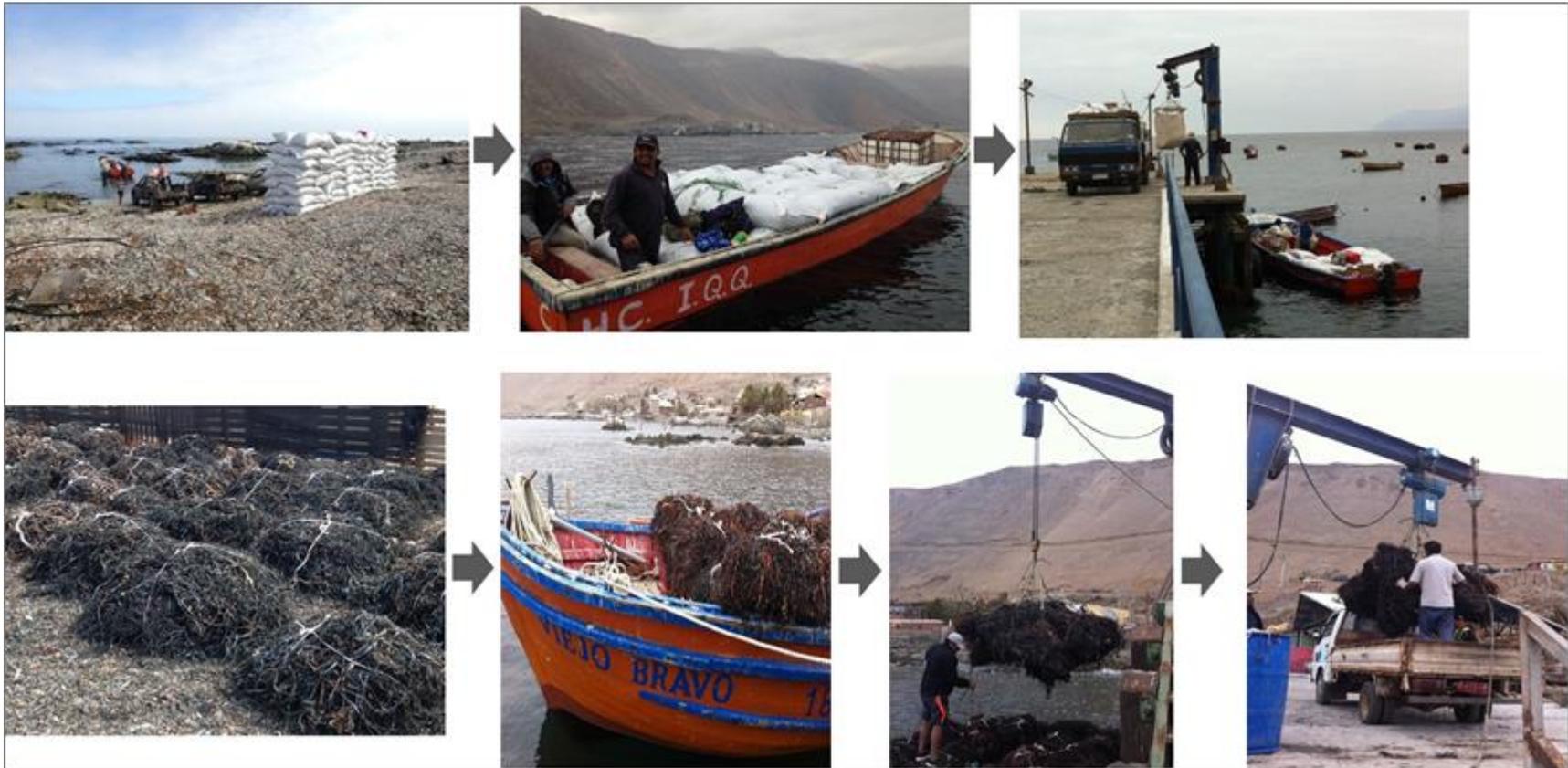


Figura 65. Transporte de materia prima desde la zona norte de la región de Tarapacá a Pisagua (puerto de desembarque principal de huiro negro). A) transporte alga picada en saco B) transporte alga seca en rama.



Figura 66. Proceso de secado y picado de algas pardas en plantas de la región de Tarapacá.



Figura 67. Presentaci3n (calibres) de materia prima vendida por las plantas picadoras de la regi3n de Tarapac3 A) Huiro negro y B) Huiro palo.



Figura 68. Infraestructura de plantas picadoras de algas pardas en la región de Tarapacá.

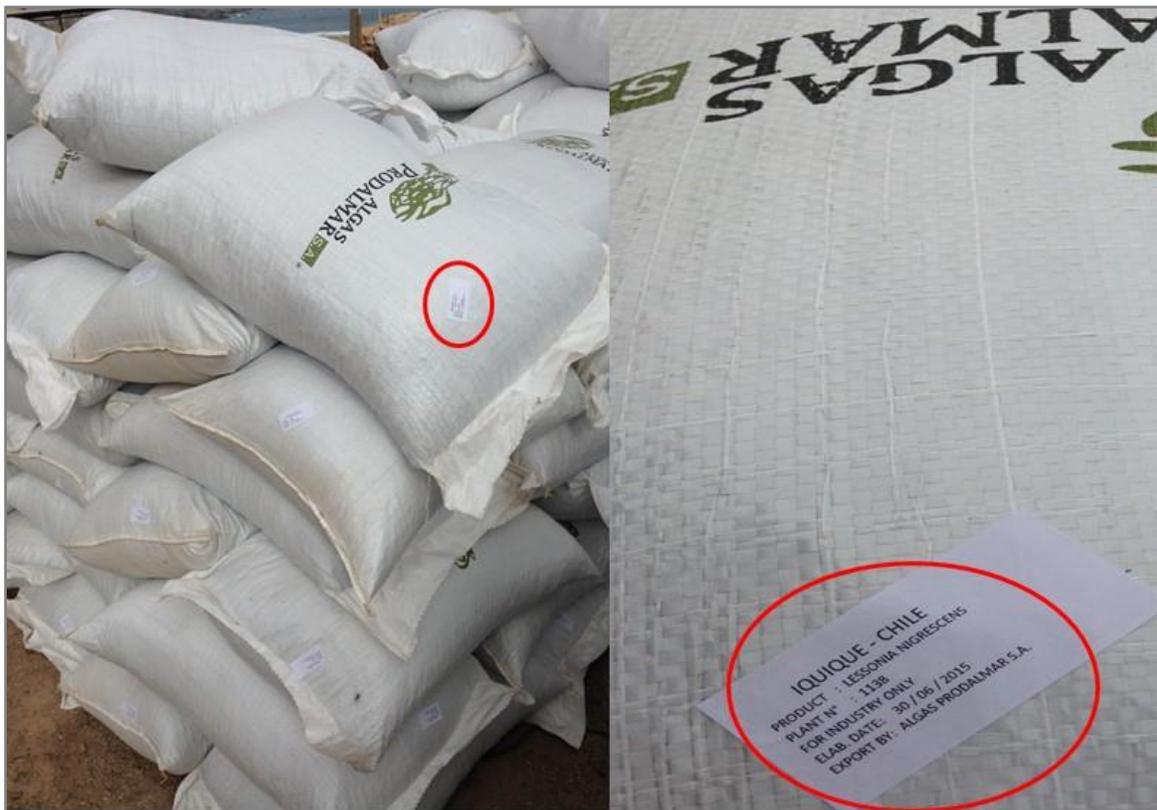


Figura 69. Rótulo de sacos con alga parda desde plantas picadoras de la región de Tarapacá.

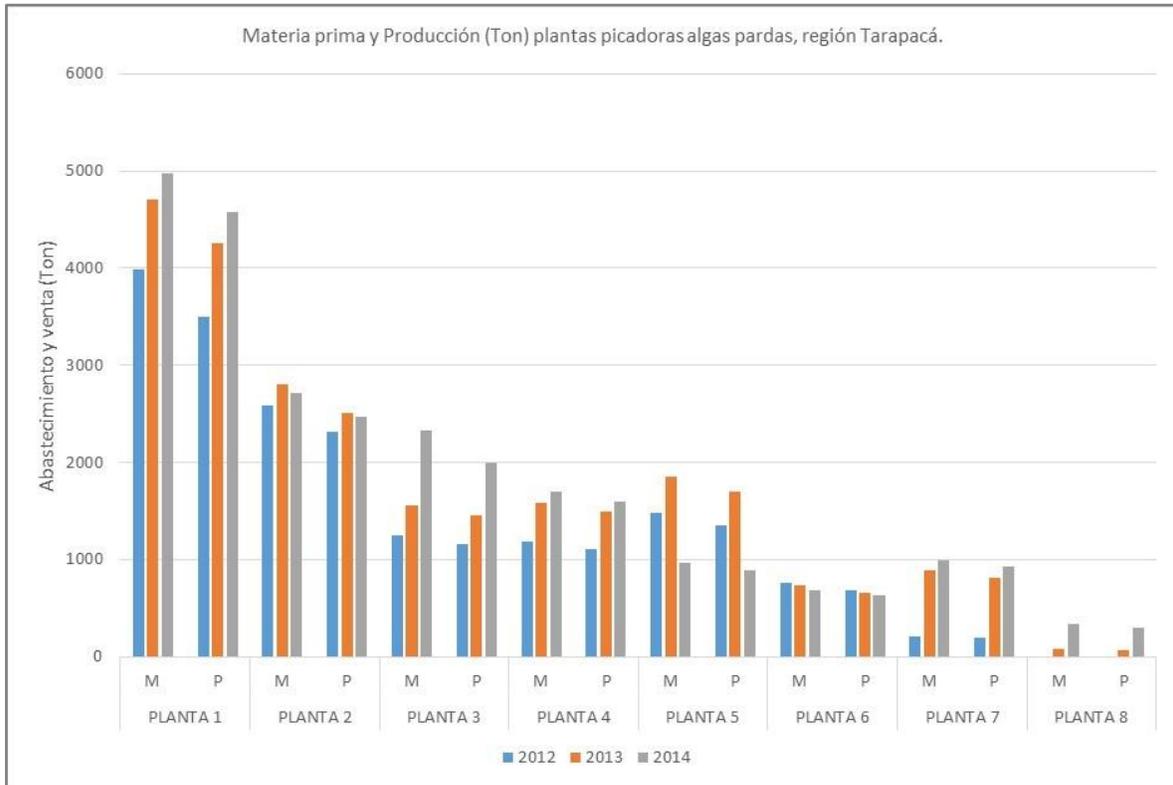


Figura 70. Materia prima (M) y producci3n (P) en toneladas, para plantas picadoras de la regi3n de Tarapac3.

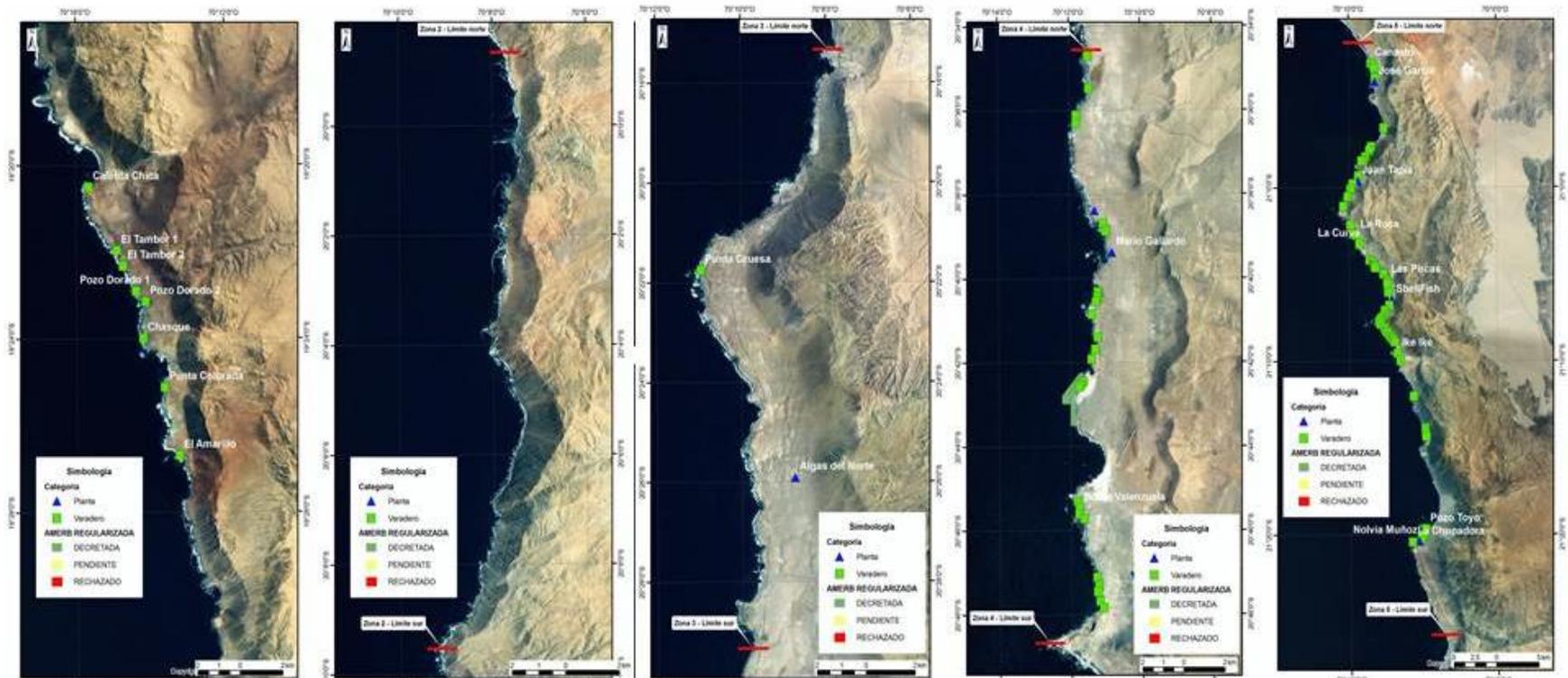


Figura 71. Ubicaci3n de las principales plantas picadoras en la regi3n de Tarapacá, por zona extracci3n.

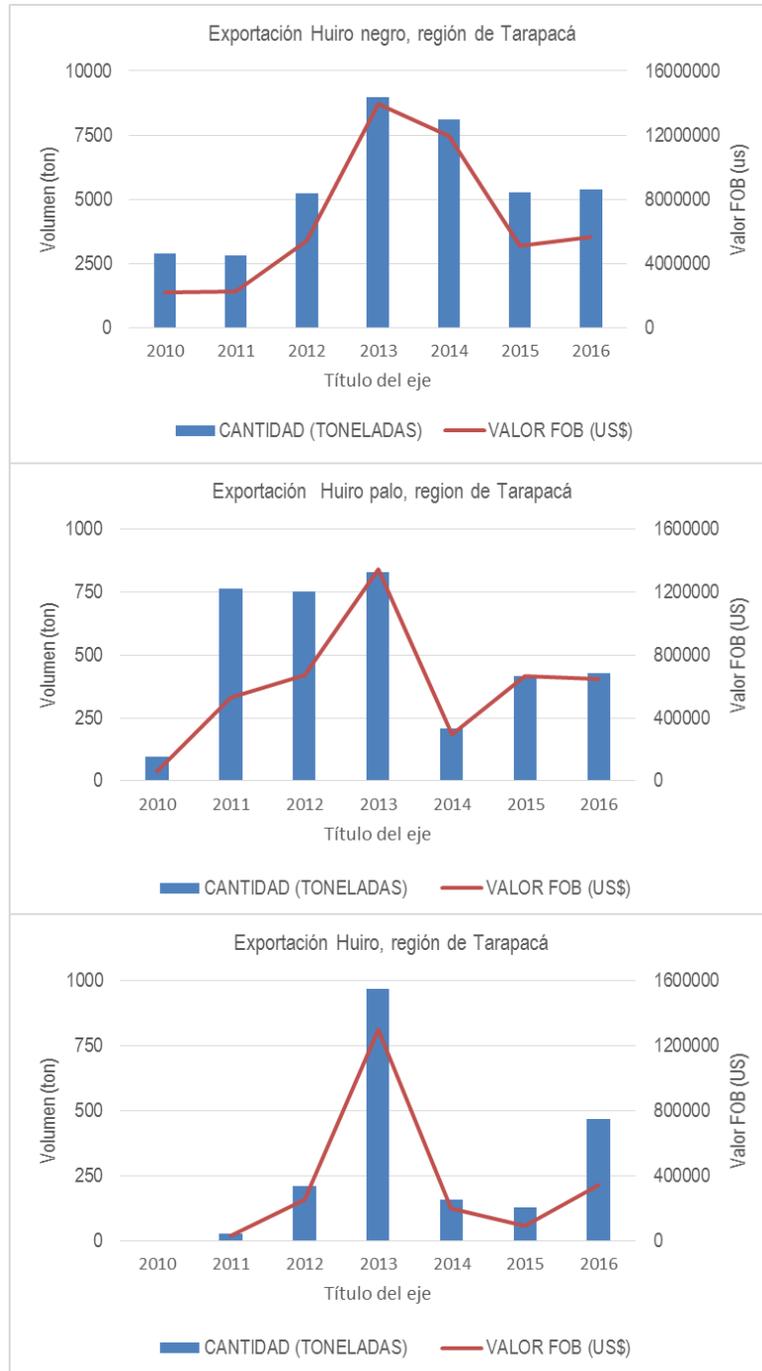


Figura 72. Exportaci3n (cantidad, valor FOB) de alga seca (huiro negro, huiro palo y huiro) regi3n de Tarapac3. Período 2010-2016.



Figura 73. Clasificaci3n de los servicios ecosist3micos. Fuente: Evaluaci3n de los Ecosistemas del Milenio 2005.

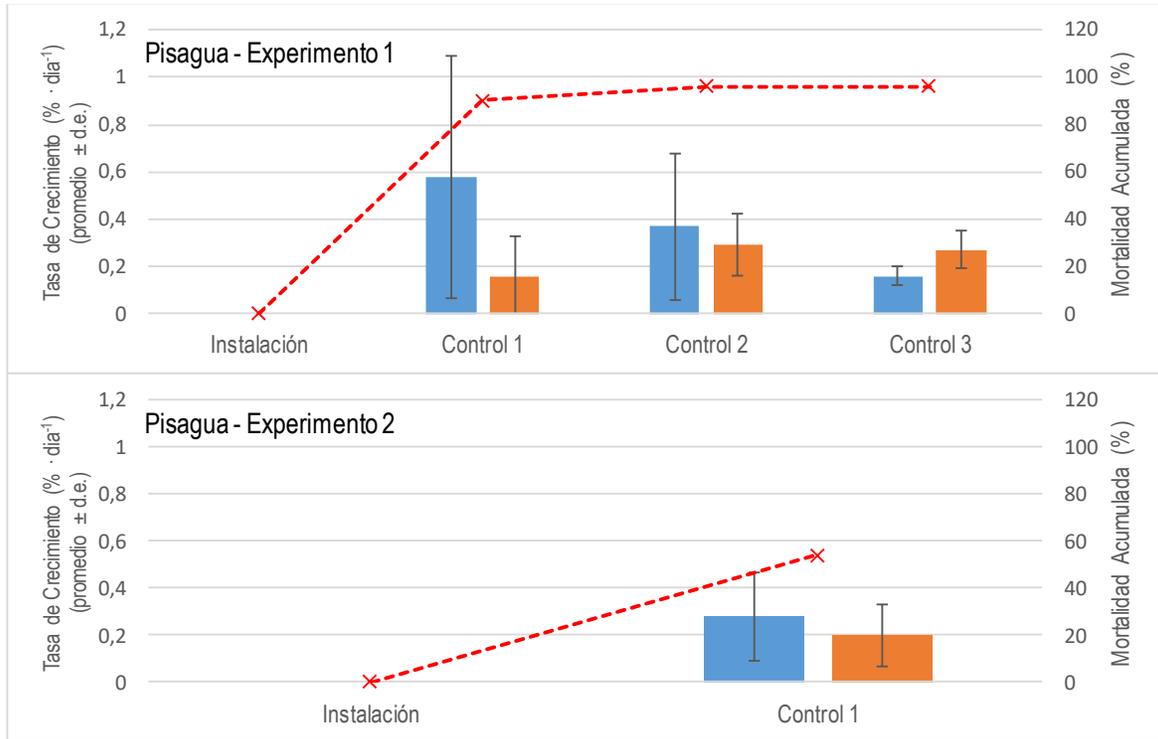


Figura 74. Tasa de crecimiento (promedio \pm d.e) para el diámetro del disco (barras azules) y largo total (barras naranja) en experimentos realizados en Pisagua para huiro negro. Mortalidad acumulada se indica en línea roja segmentada.

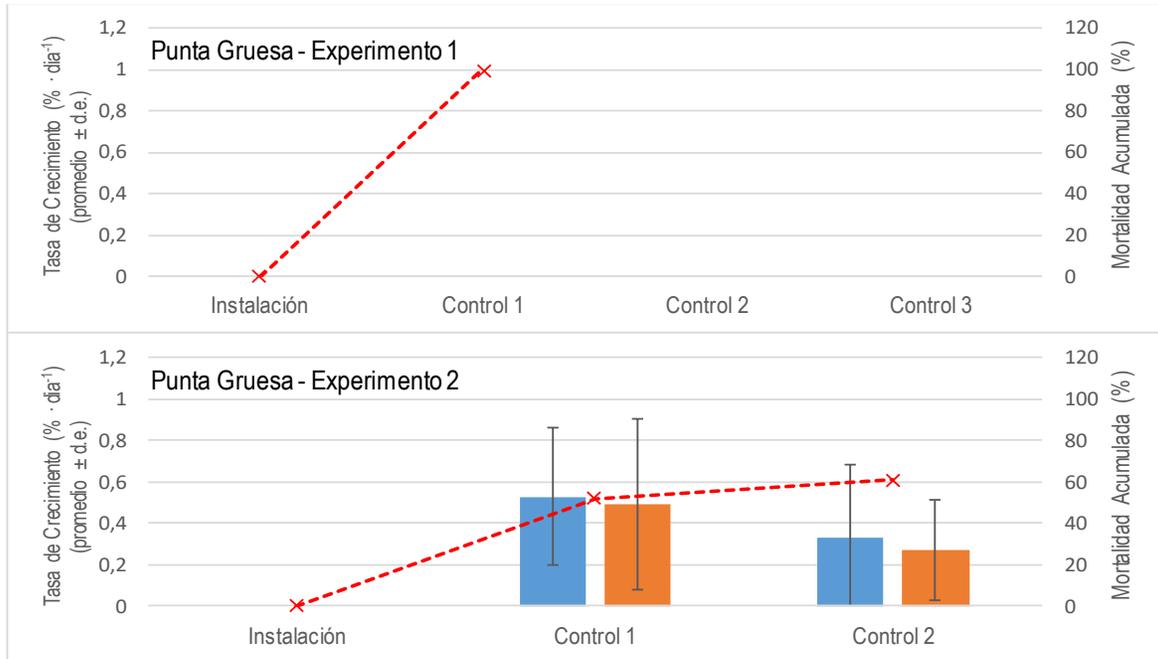


Figura 75. Tasa de crecimiento (promedio ± d.e) para el diámetro del disco (barras azules) y largo total (barras naranja) en experimentos realizados en Punta Gruesa para huiri negro. Mortalidad acumulada se indica en línea roja segmentada.



Figura 76. Marcas plásticas tipo fichas de lotería implementadas en Experimento 3 de crecimiento en Chanavaya

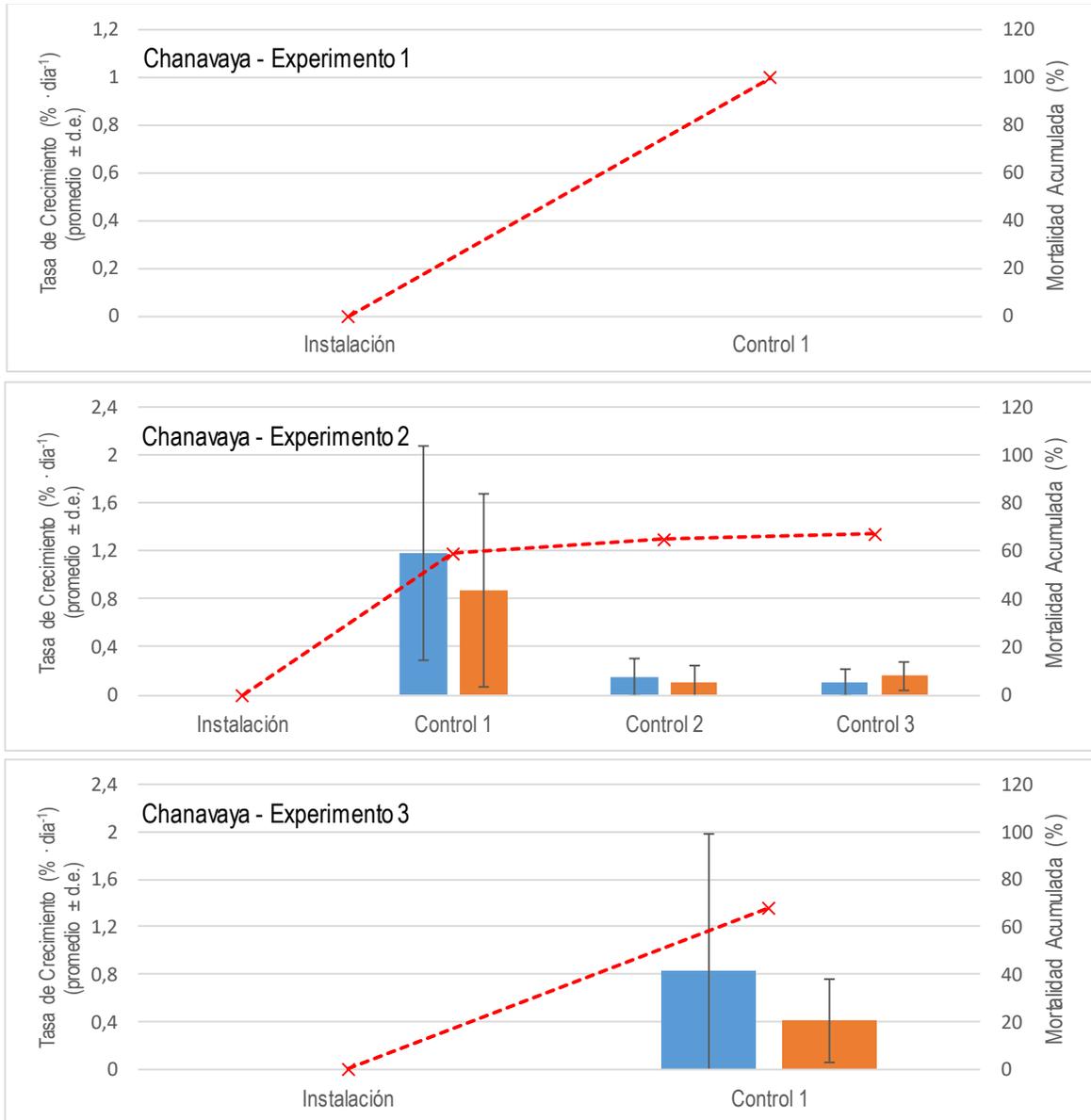


Figura 77. Tasa de crecimiento (promedio \pm d.e) para el diámetro del disco (barras azules) y largo total (barras naranja) en experimentos realizados en Chanavaya para huiro negro. Mortalidad acumulada se indica en línea roja segmentada.

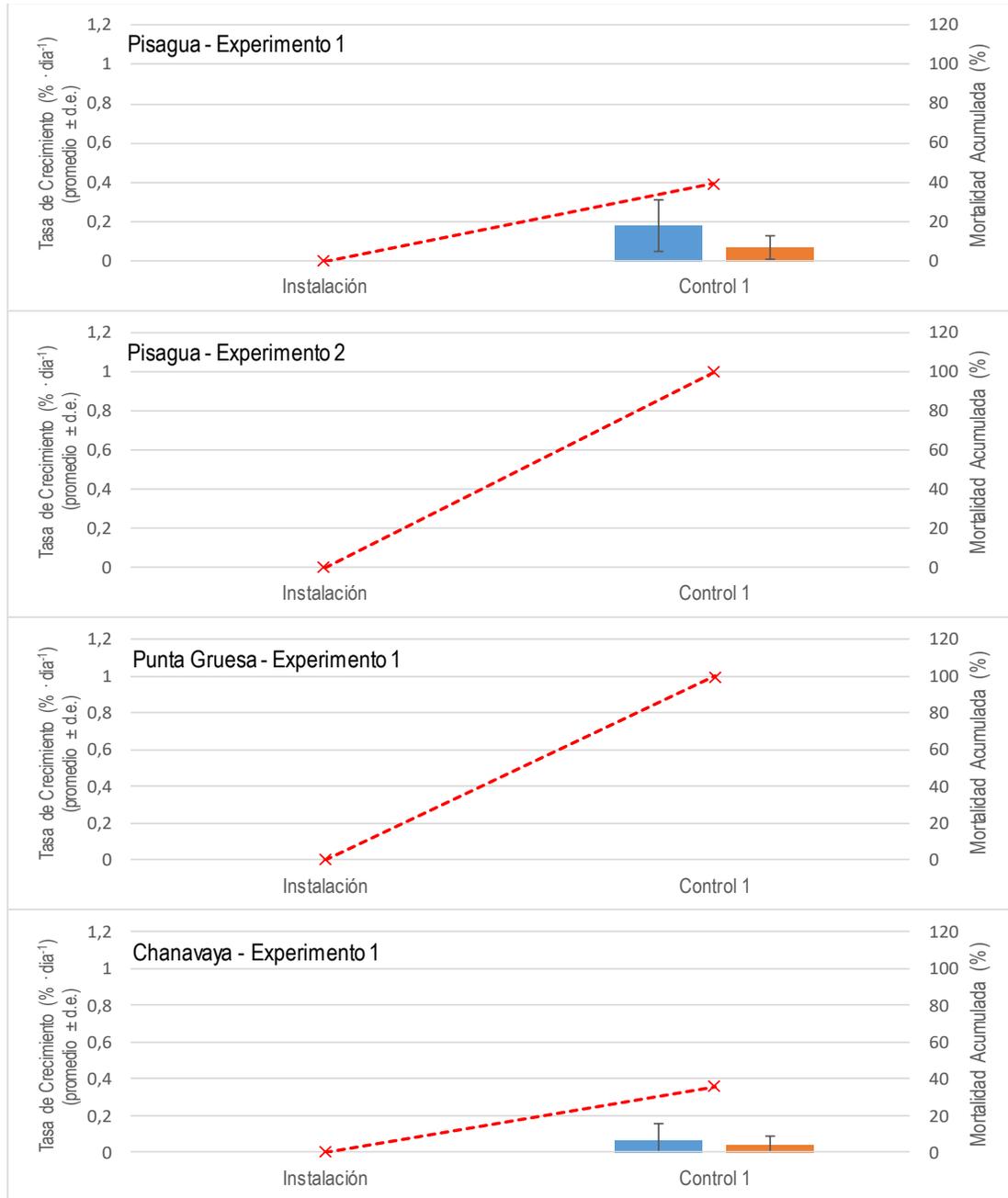


Figura 78. Tasa de crecimiento (promedio ± d.e) para el diámetro del disco (barras azules) y largo total (barras naranja) en experimentos realizados para huero palo. Mortalidad acumulada se indica en línea roja segmentada.

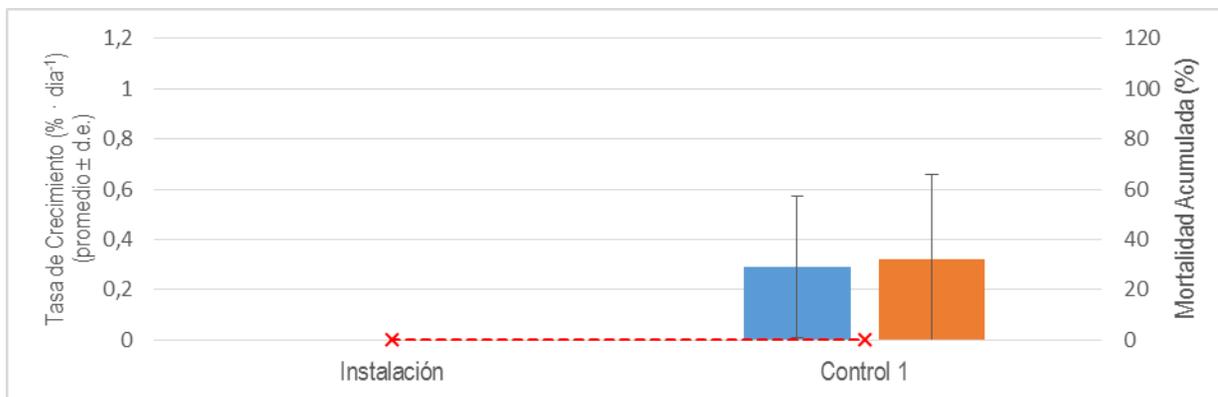


Figura 79. Tasa de crecimiento (promedio ± d.e) para el diámetro del disco (barras azules) y largo total (barras naranja) en experimento realizado para huir canutillo. Mortalidad acumulada se indica en línea roja segmentada.

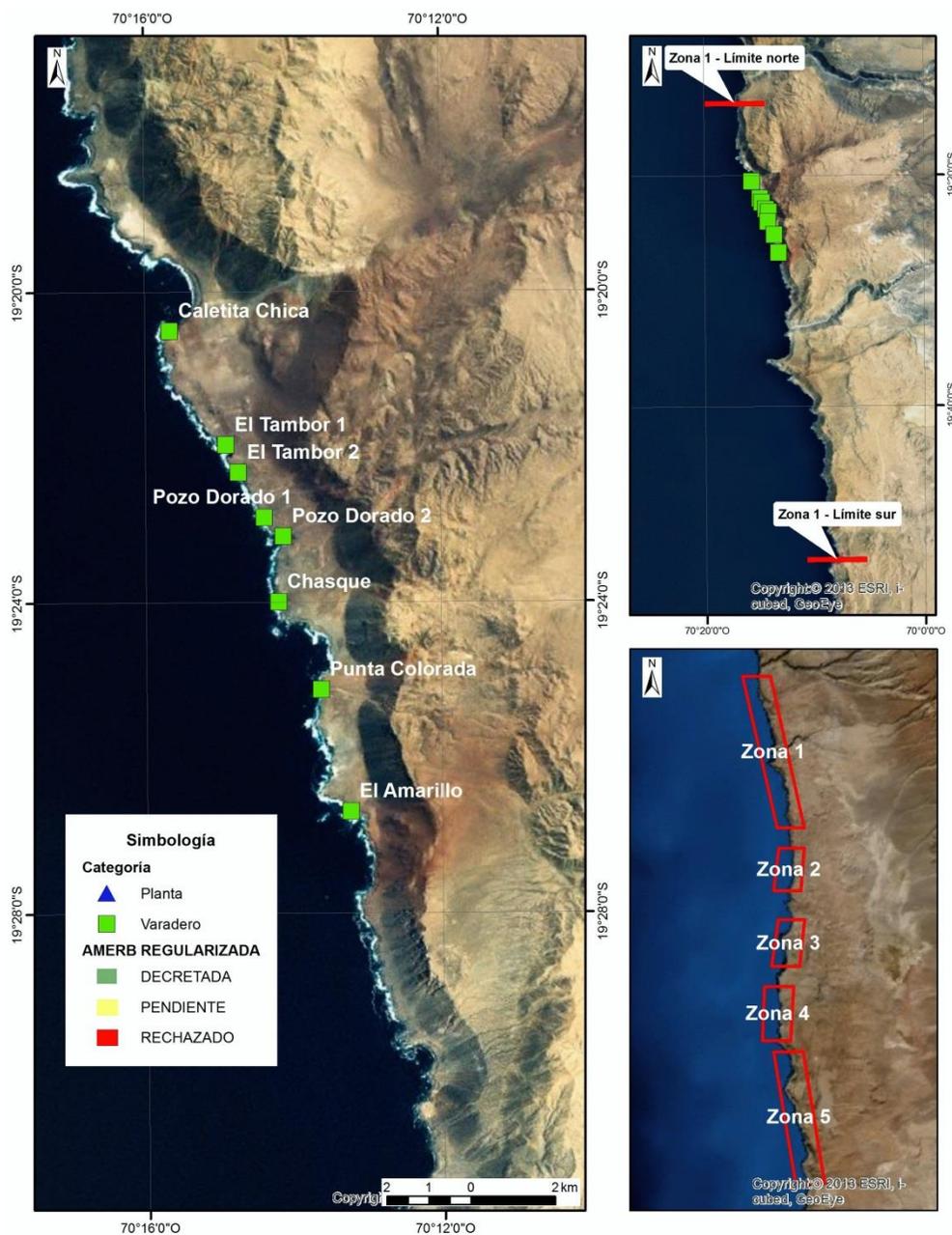


Figura 80. Ubicación geográfica de varaderos identificados en la zona 1.

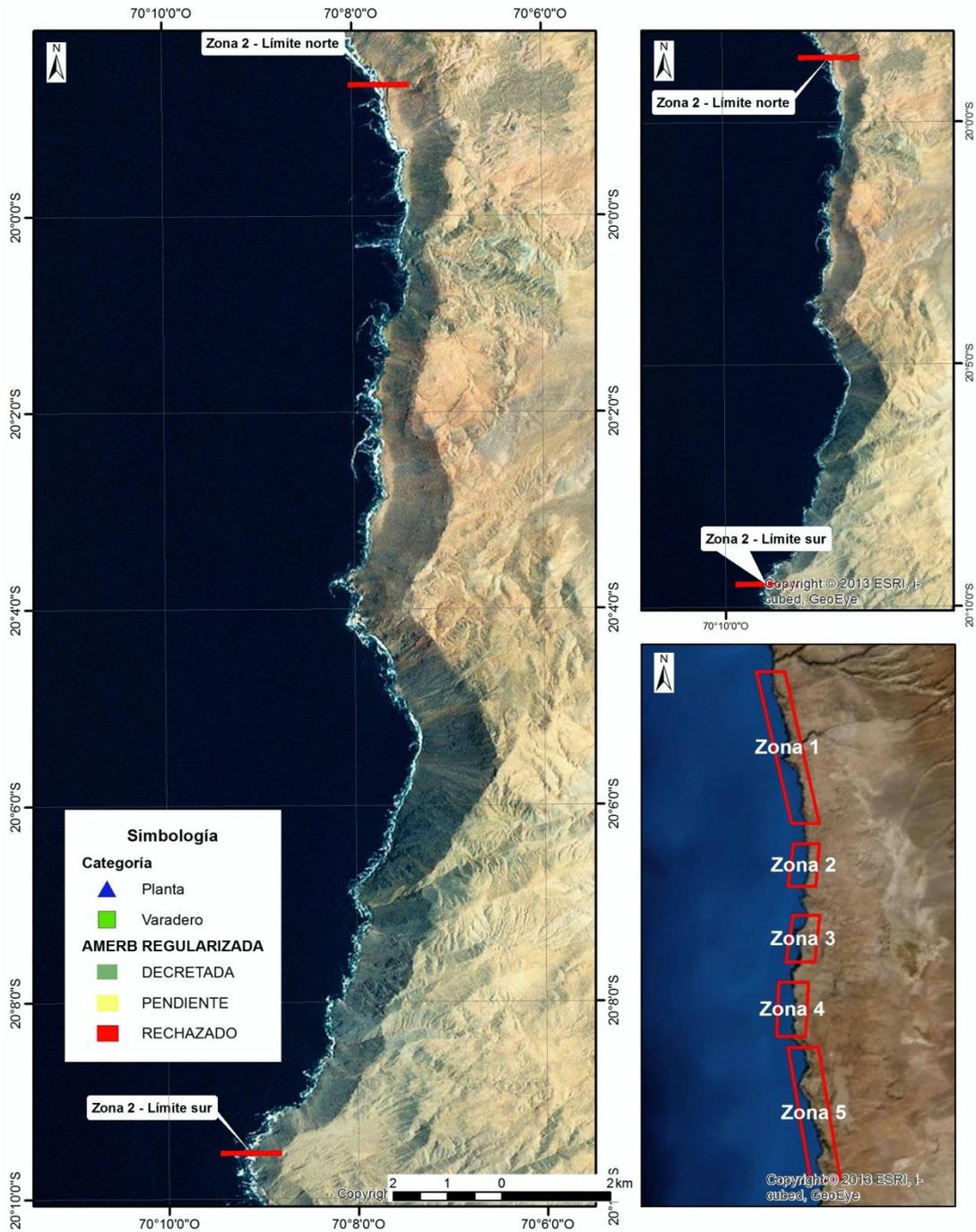


Figura 81. Ubicación geográfica de varaderos identificados en la zona 2.

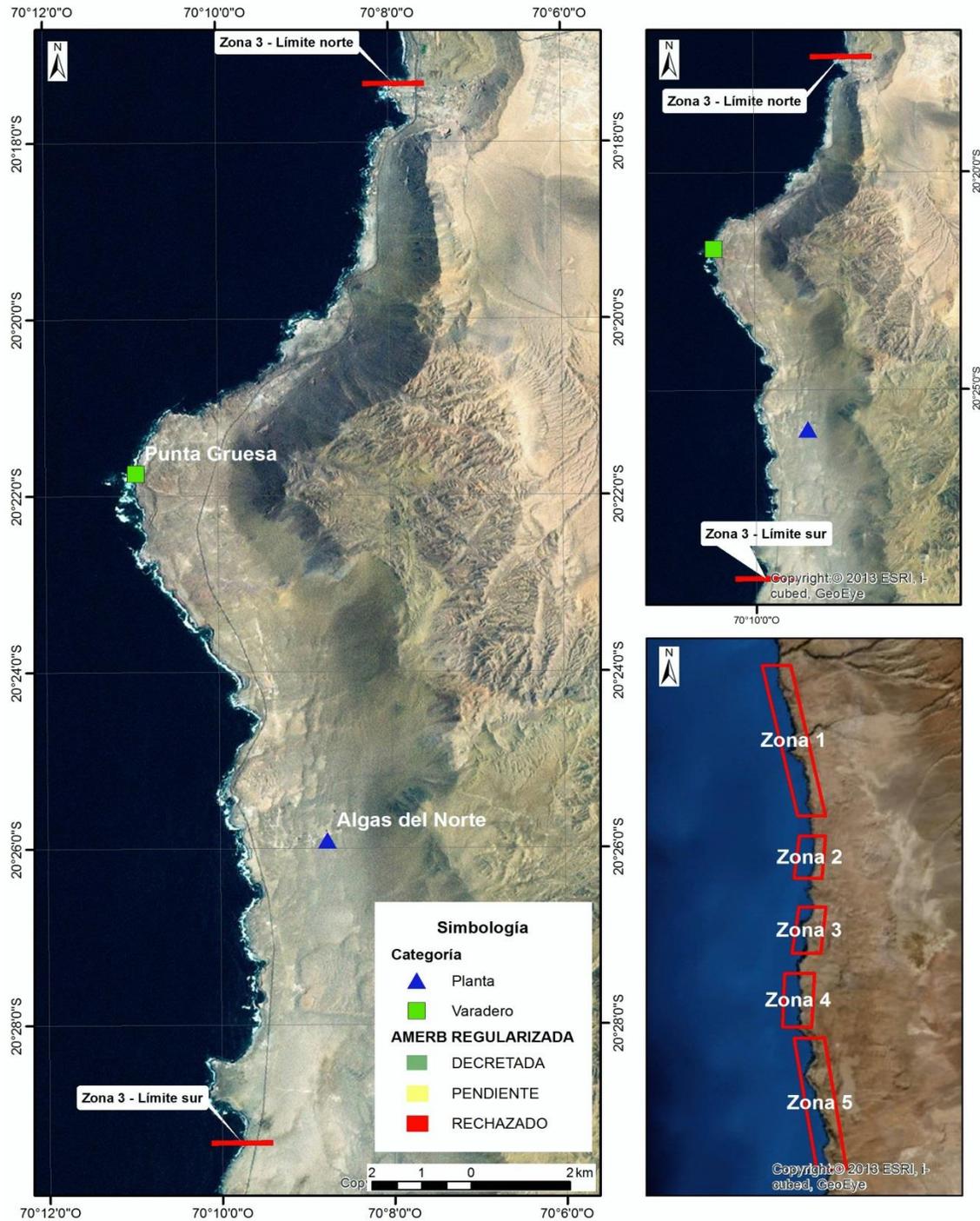


Figura 82. Ubicaci3n geogr3fica de varaderos identificados en la zona 3.

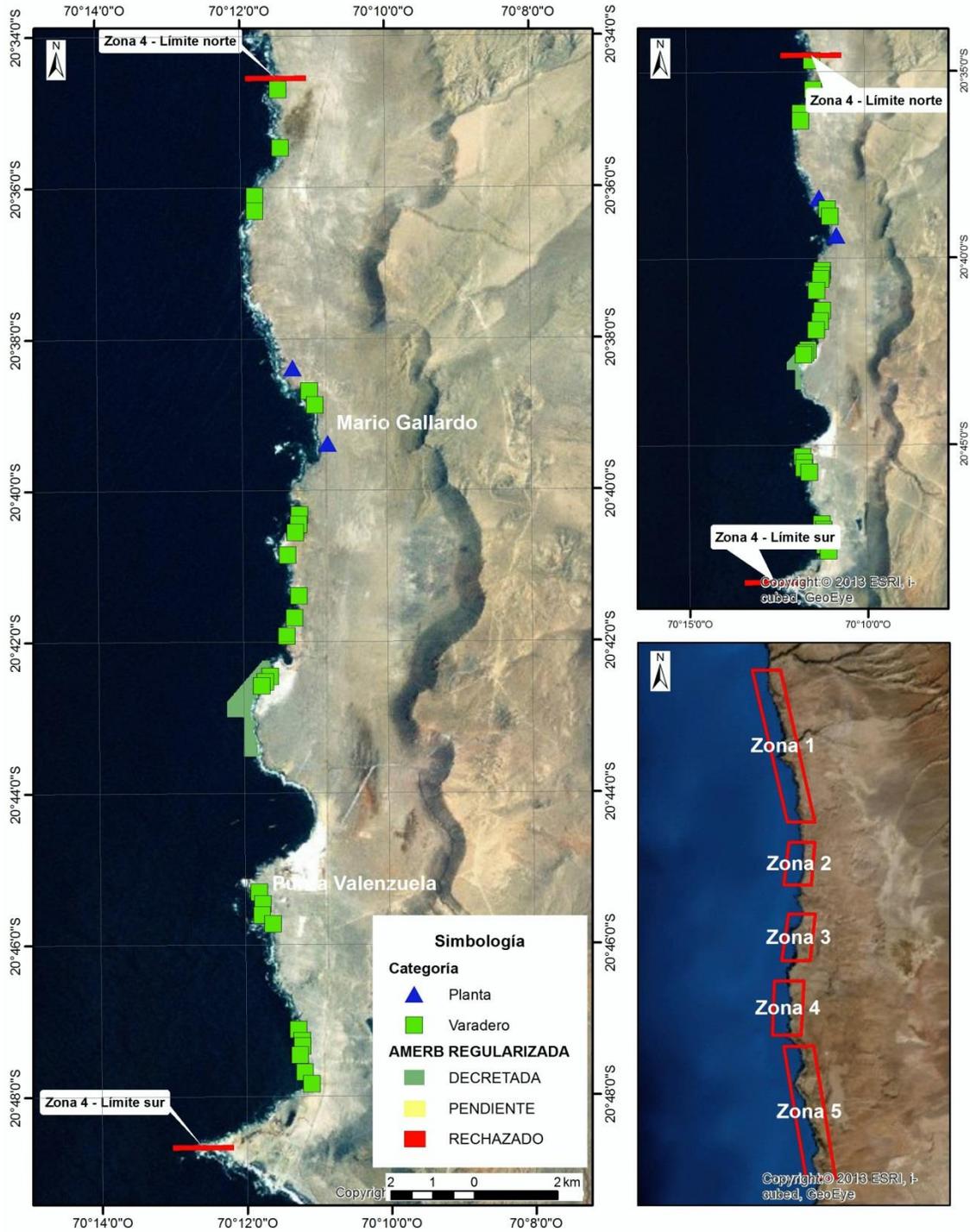


Figura 83. Ubicaci3n geogr3fica de varaderos identificados en la zona 4.

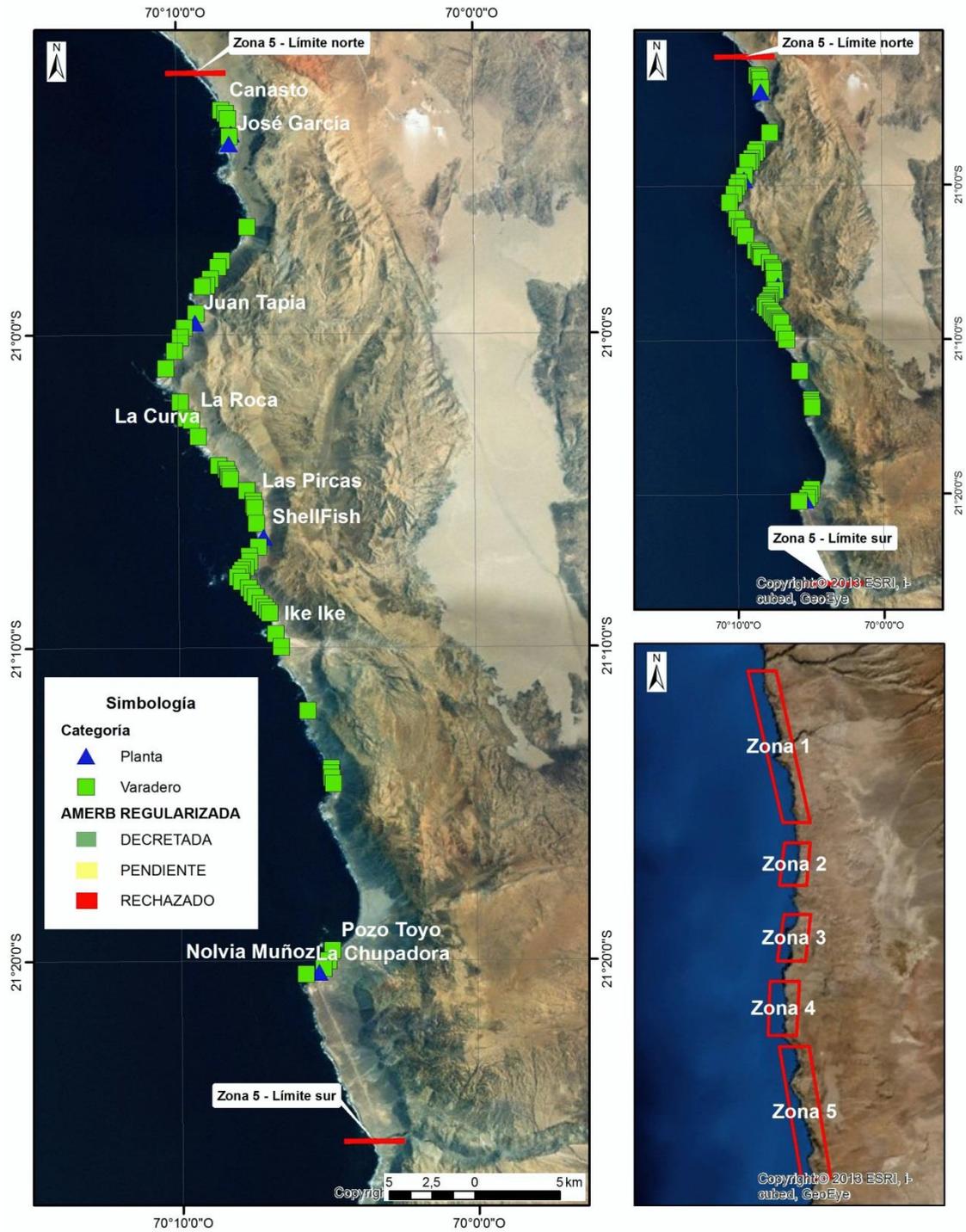


Figura 84. Ubicaci3n geogr3fica de varaderos identificados en la zona 5.

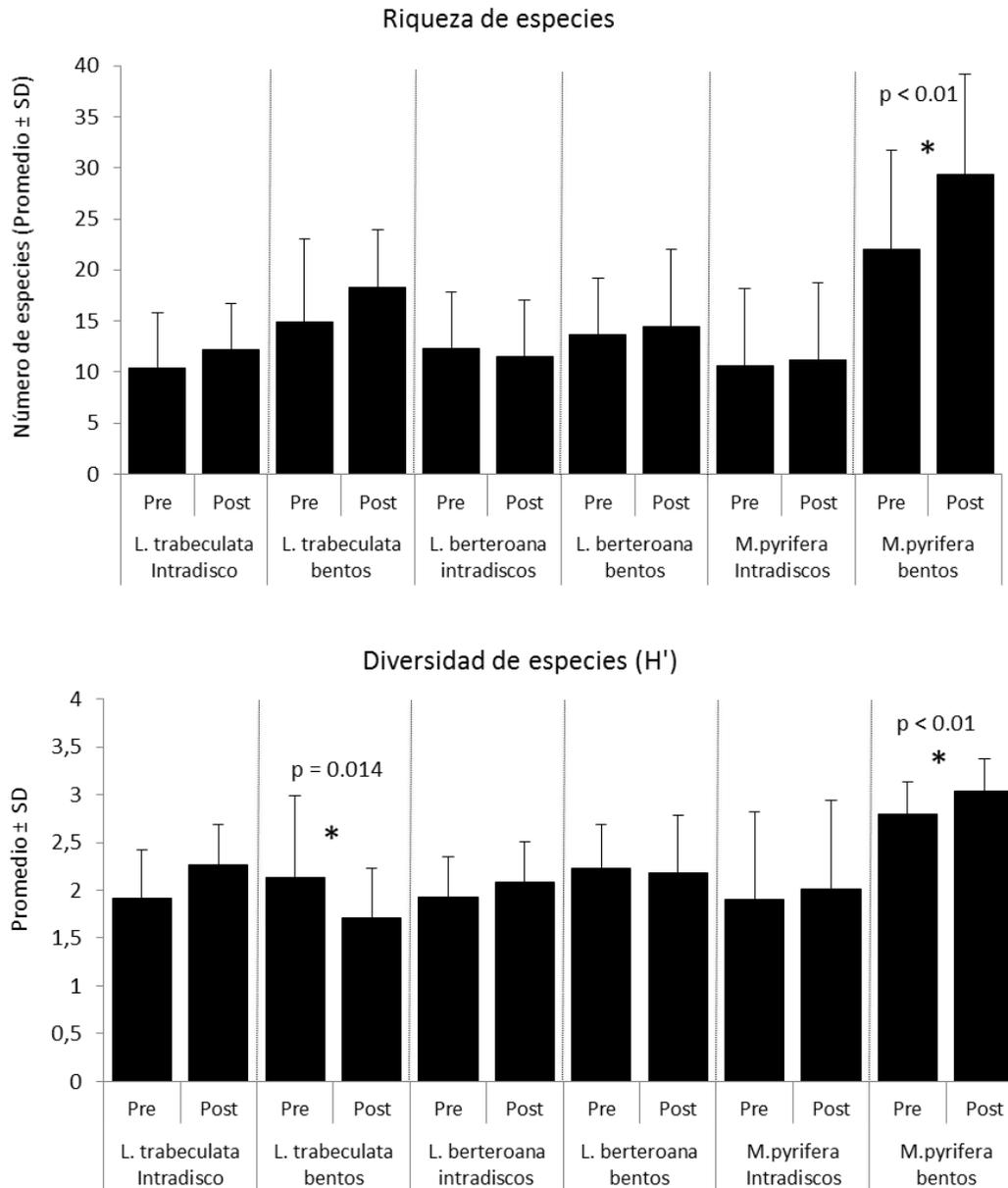


Figura 85. Riqueza y Diversidad de especies (H' log) para los recursos objeto de estudio pre y post tratamiento experimental.

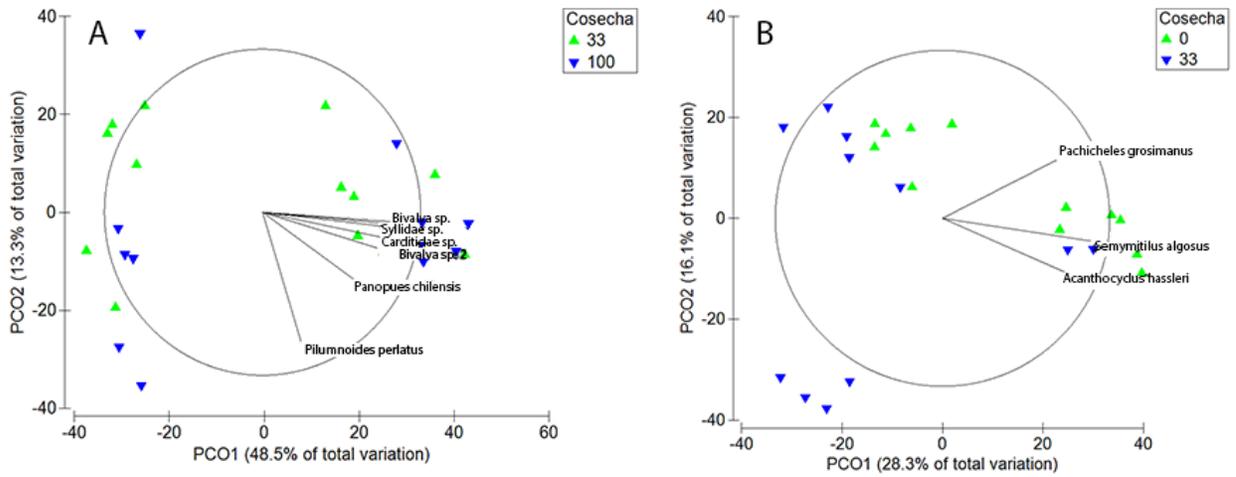


Figura 86. Ordenaci3n de Coordenadas Principales (PCO) de la estructura comunitaria intra-discos de *Lessonia berteriana* para (A) antes de la remoci3n de individuos y (B) luego de 8 meses tras la remoci3n del 33% de los individuos (tri3ngulos azules) y el control (tri3ngulos amarillos). Coeficientes de correlaci3n de M. Pearson ($r > 0.7$) son mostrados como vectores para las especies que se correlacionan mejor con los dos primeros componentes.

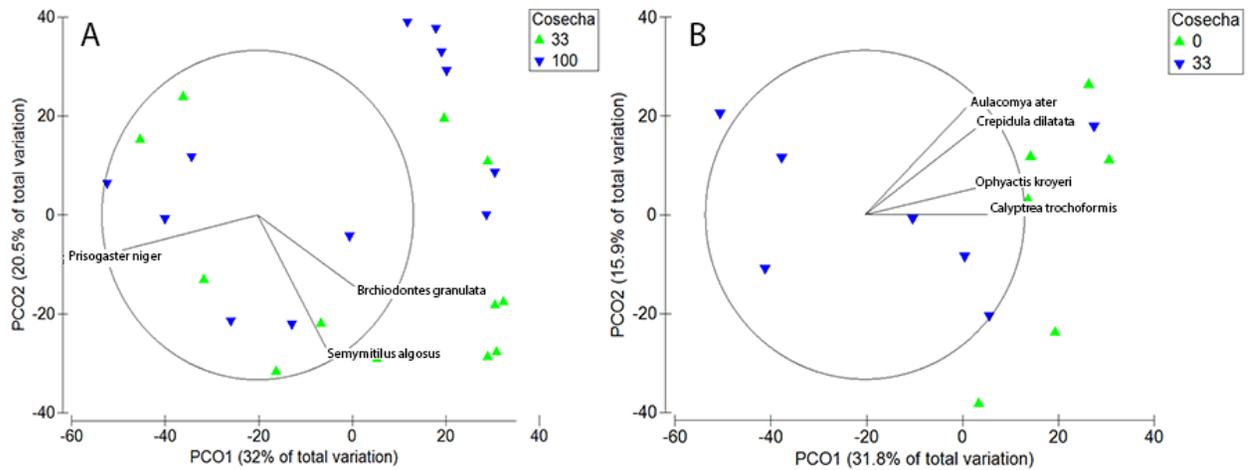


Figura 87. Ordenaci3n de Coordenadas Principales (PCO) de la estructura comunitaria intra-discos de *Lessonia trabeculata* para (A) antes de la remoci3n de individuos y (B) luego de 8 meses tras la remoci3n del 33% de los individuos (tri3ngulos azules) y el control (tri3ngulos amarillos). Coeficientes de correlaci3n de M. Pearson ($r > 0.7$) son mostrados como vectores para las especies que se correlacionan mejor con los dos primeros componentes.

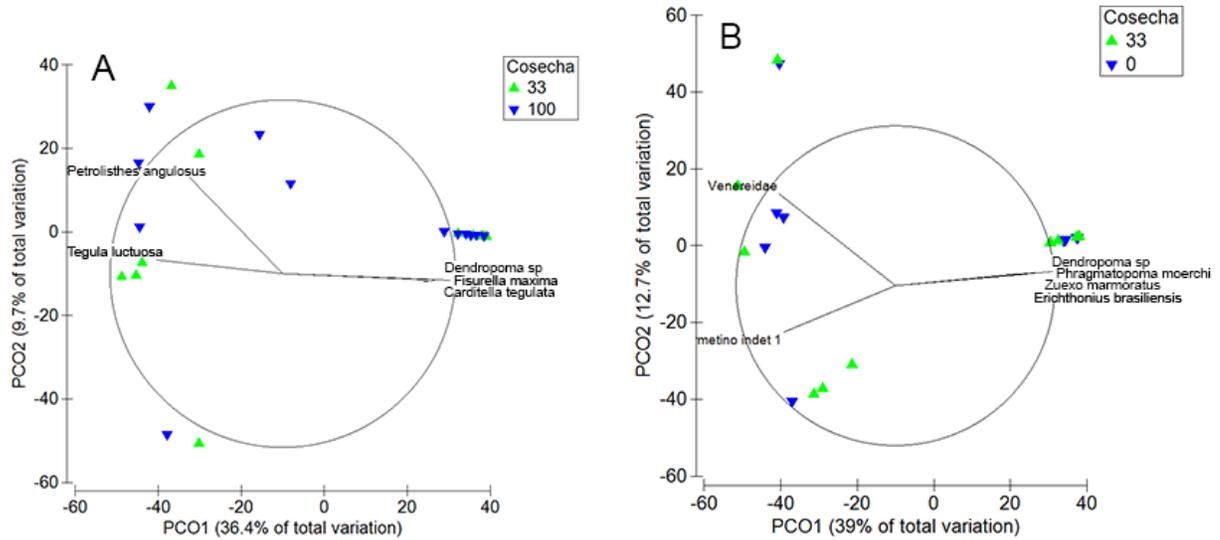


Figura 88. Ordenaci3n de Coordenadas Principales (PCO) de la estructura comunitaria intra-discos de *Macrocystis integrifolia* para (A) antes de la remoci3n de individuos y (B) luego de 8 meses tras la remoci3n del 33% de los individuos (tri3ngulos azules) y el control (tri3ngulos amarillos). Coeficientes de correlaci3n de M. Pearson ($r > 0.8$) son mostrados como vectores para las especies que se correlacionan mejor con los dos primeros componentes.

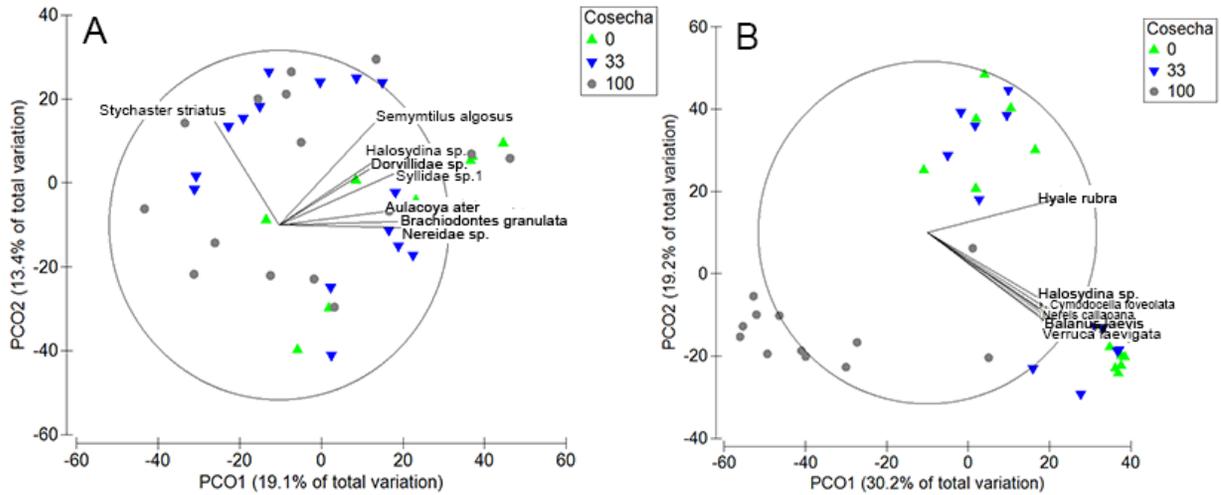


Figura 89. Ordenaci3n de Coordenadas Principales (PCO) de la comunidad bent3nica asociada a *Lessonia berteroana* para (A) antes de la remoci3n de individuos y (B) luego de 8 meses tras la remoci3n del 33% de los individuos (tri3ngulos azules), el 100% de los individuos (C3rculos grises) y el control (tri3ngulos amarillos). Coeficientes de correlaci3n de M. Pearson ($r > 0.7$) son mostrados como vectores para las especies que se correlacionan mejor con los dos primeros componentes.

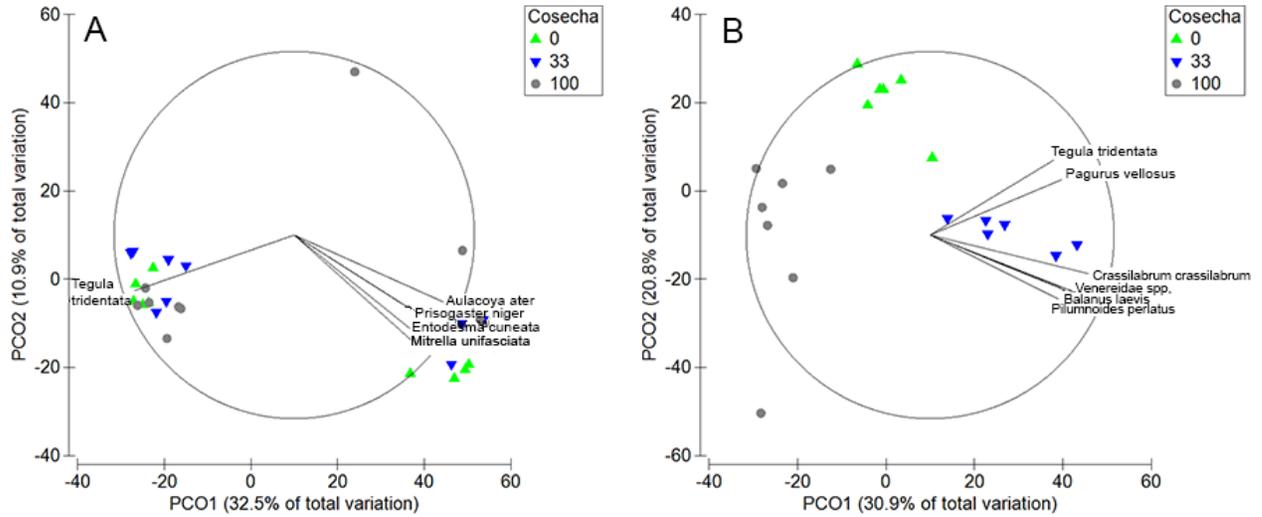


Figura 90. Ordenaci3n de Coordenadas Principales (PCO) de la comunidad bent3nica asociada a *Lessonia trabeculata* para (A) antes de la remoci3n de individuos y (B) luego de 8 meses tras la remoci3n del 33% de los individuos (tri3ngulos azules), el 100% de los individuos (C3rculos grises) y el control (tri3ngulos amarillos). Coeficientes de correlaci3n de M. Pearson ($r > 0.7$) son mostrados como vectores para las especies que se correlacionan mejor con los dos primeros componentes.

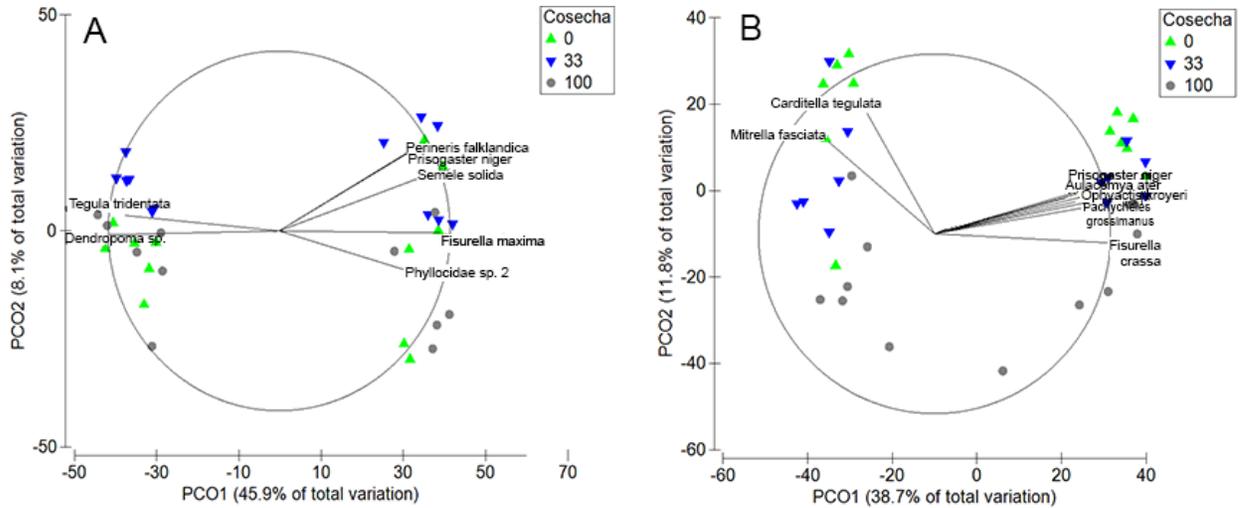


Figura 91. Ordenaci3n de Coordenadas Principales (PCO) de la comunidad bent3nica asociada a *Macrocystis integrifolia* para (A) antes de la remoci3n de individuos y (B) luego de 8 meses tras la remoci3n del 33% de los individuos (tri3ngulos azules), el 100% de los individuos (C3rculos grises) y el control (tri3ngulos amarillos). Coeficientes de correlaci3n de M. Pearson ($r > 0.8$) son mostrados como vectores para las especies que se correlacionan mejor con los dos primeros componentes.

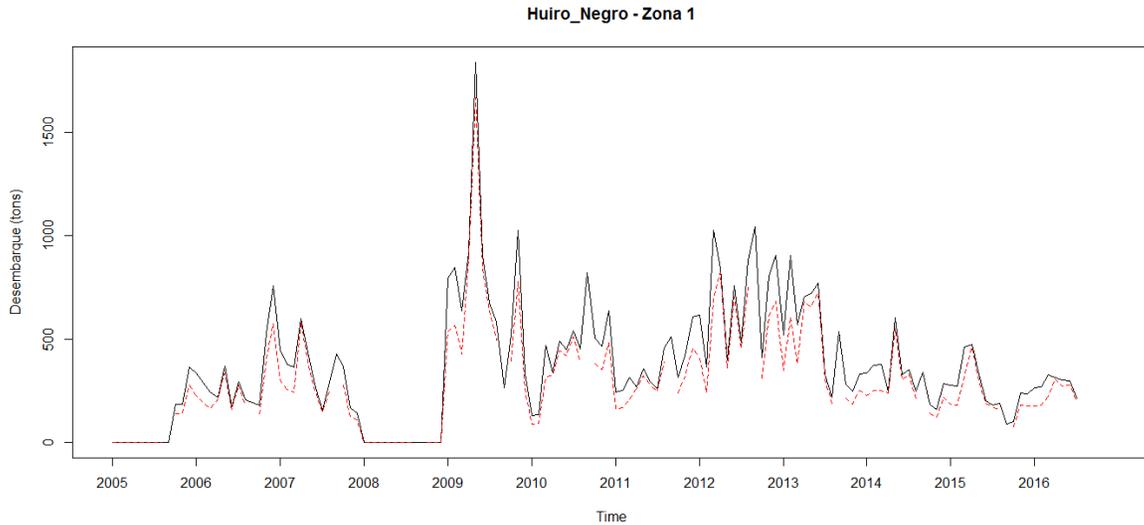


Figura 92. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro negro, zona 1, simuladas por el modelo SHOT 1.

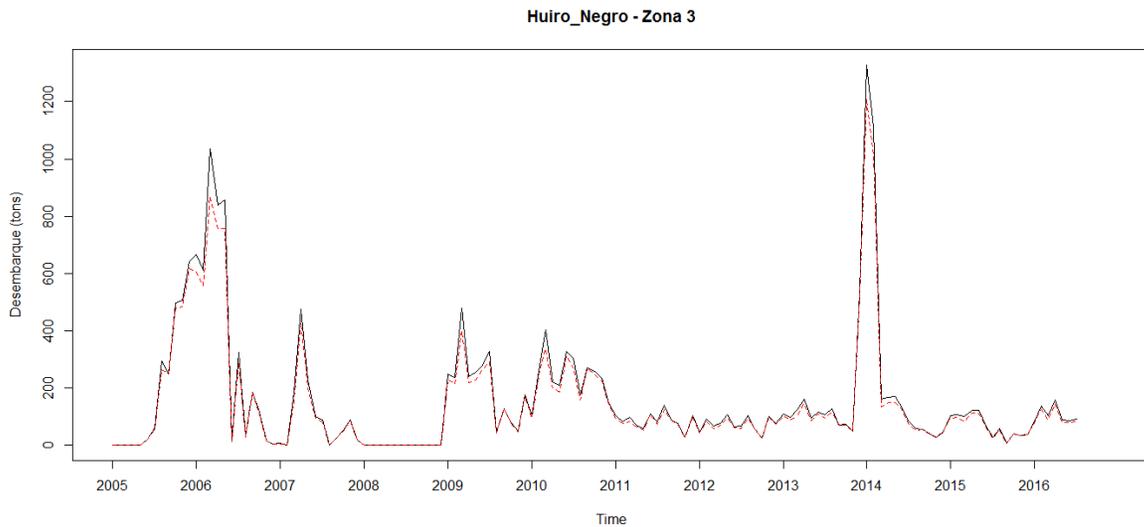


Figura 93. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro negro, zona 3, simuladas por el modelo SHOT 1.

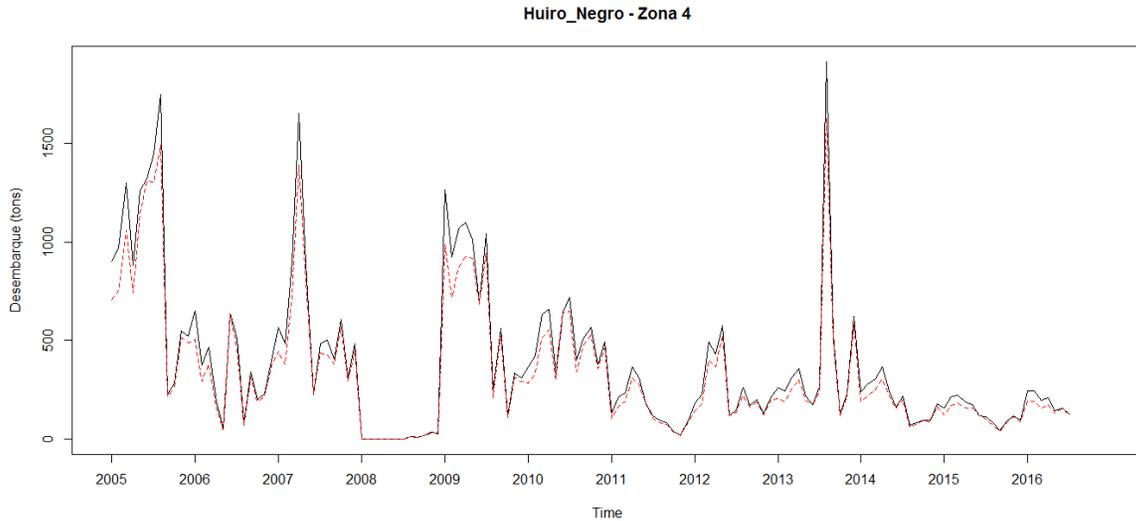


Figura 94. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro negro, zona 4, simuladas por el modelo SHOT 1.

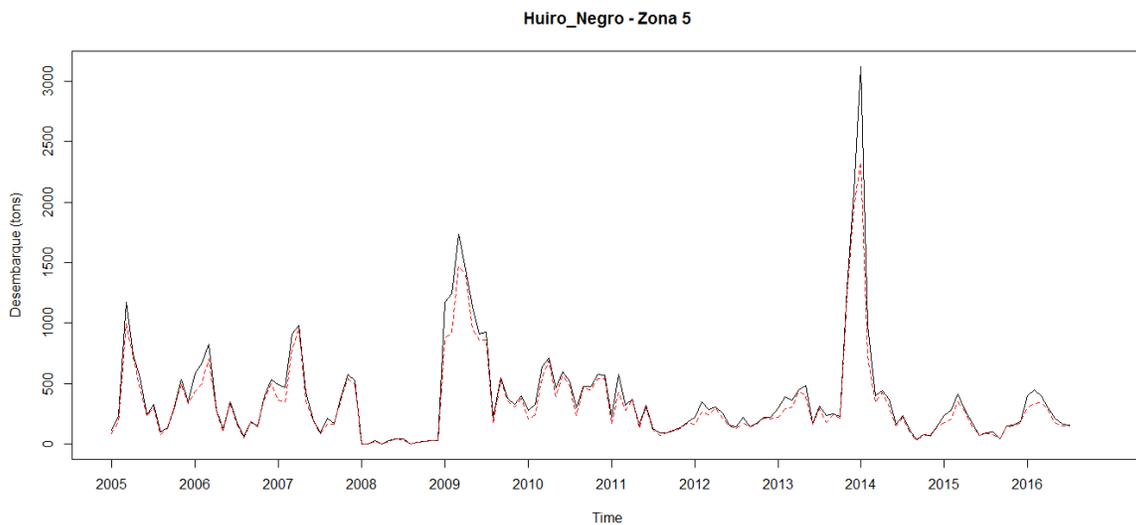


Figura 95. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro negro, zona 5, simuladas por el modelo SHOT 1.

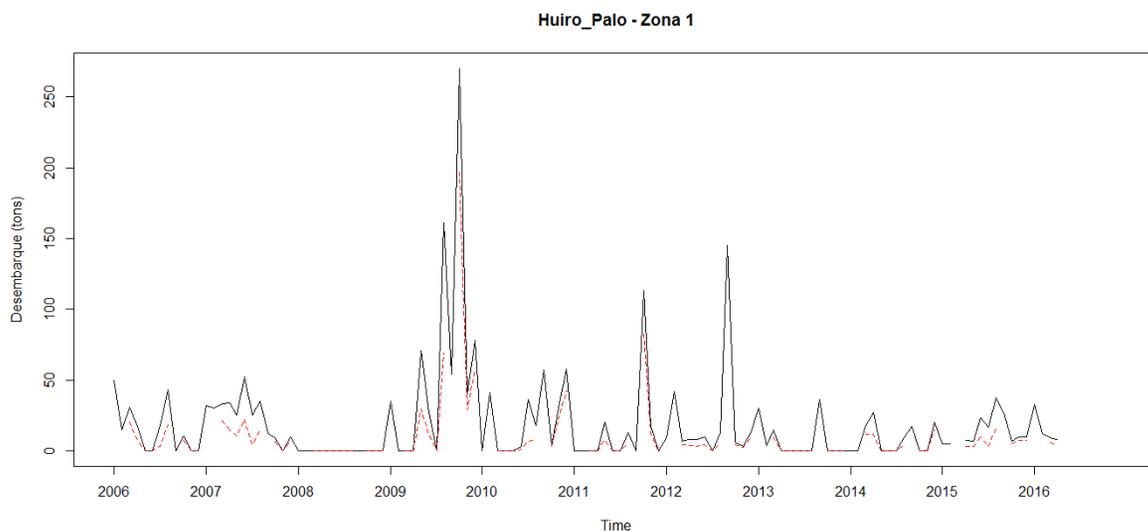


Figura 96. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro palo, zona 1, simuladas por el modelo SHOT 1.

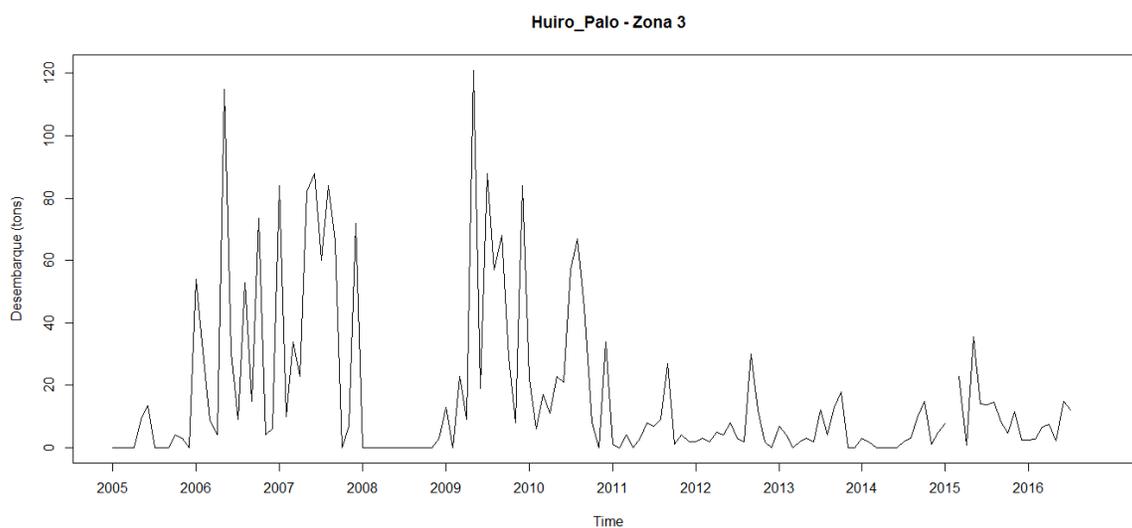


Figura 97. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro palo, zona 3, simuladas por el modelo SHOT 1.

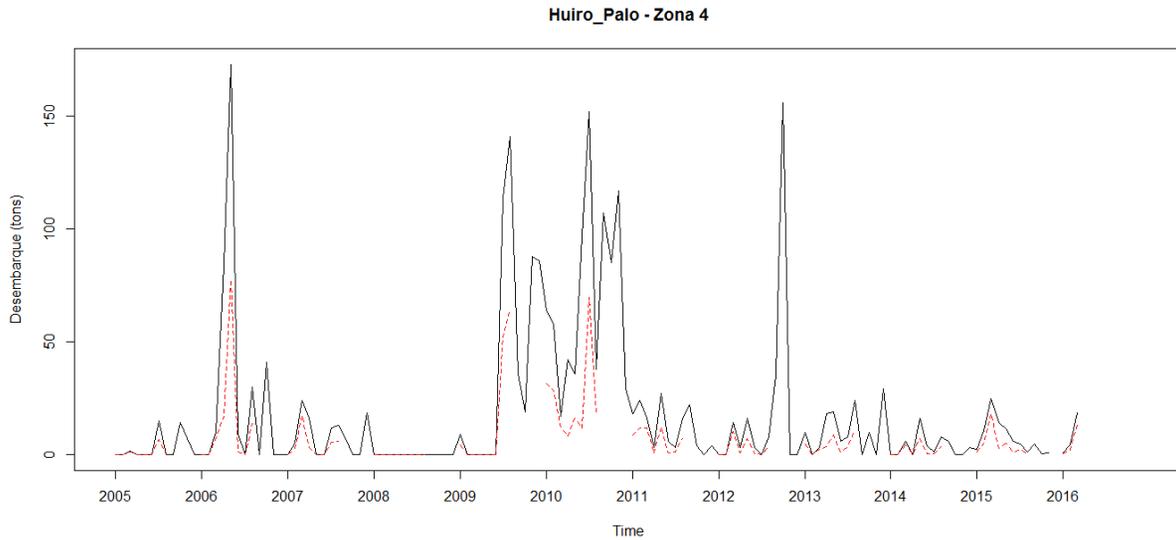


Figura 98. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro palo, zona 4, simuladas por el modelo SHOT 1.

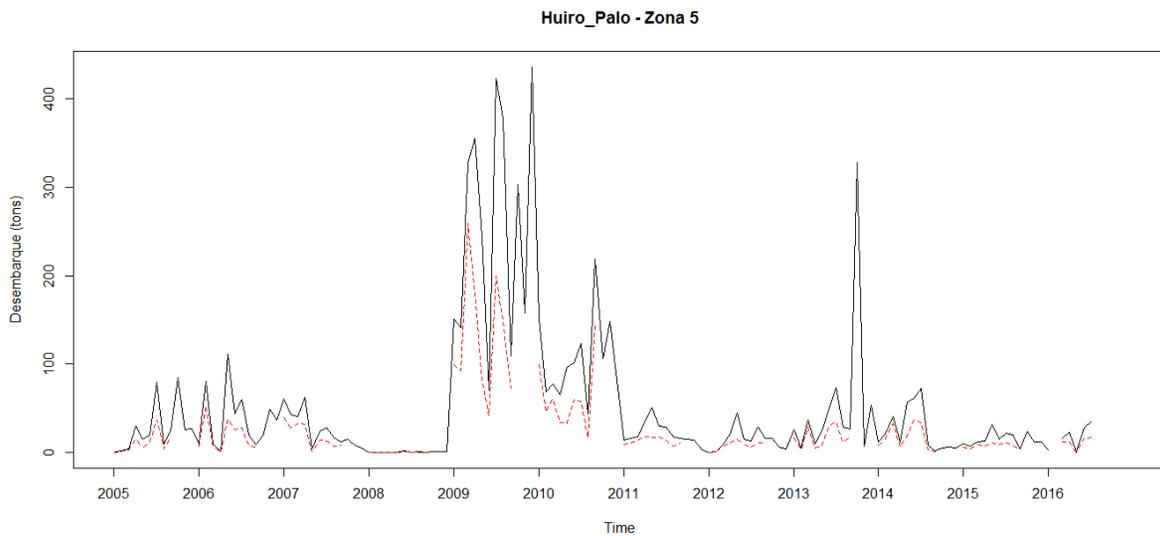


Figura 99. Serie de tiempo de desembarque total (línea negra) y desembarque de plantas menores a 20 cm (línea roja) para huiro palo, zona 5, simuladas por el modelo SHOT 1.

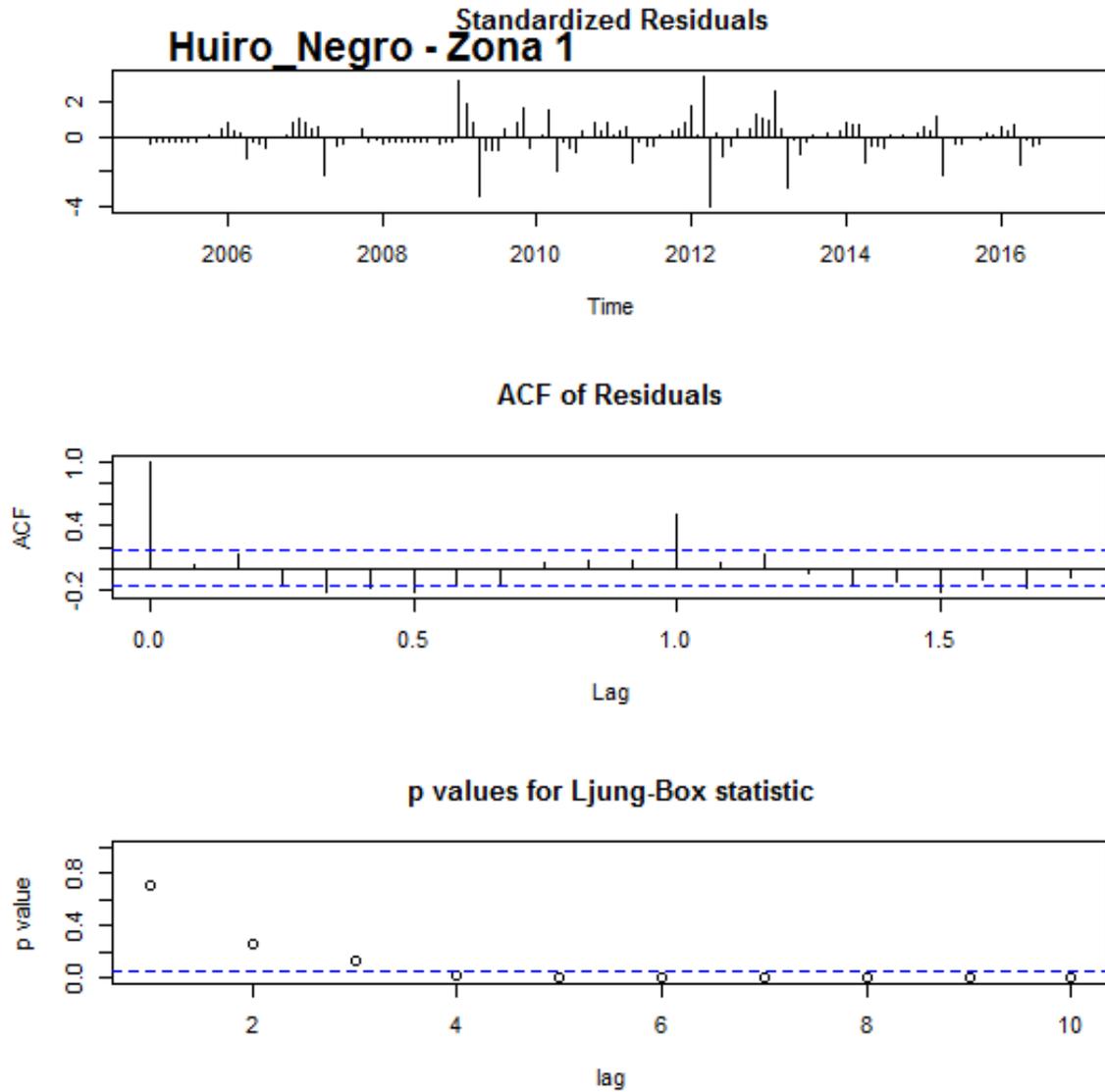


Figura 100. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro negro – zona 1.

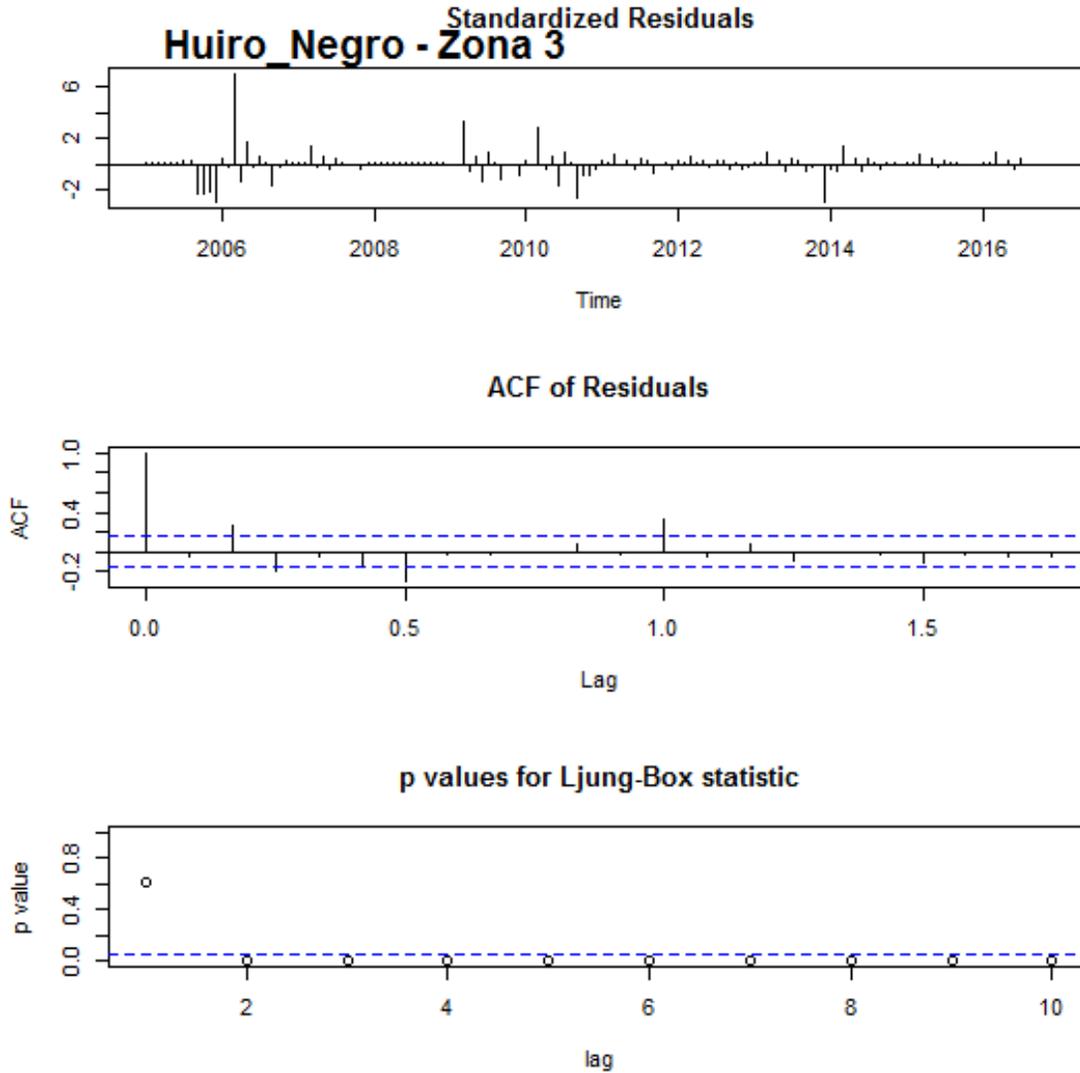


Figura 101. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro negro – zona 3.

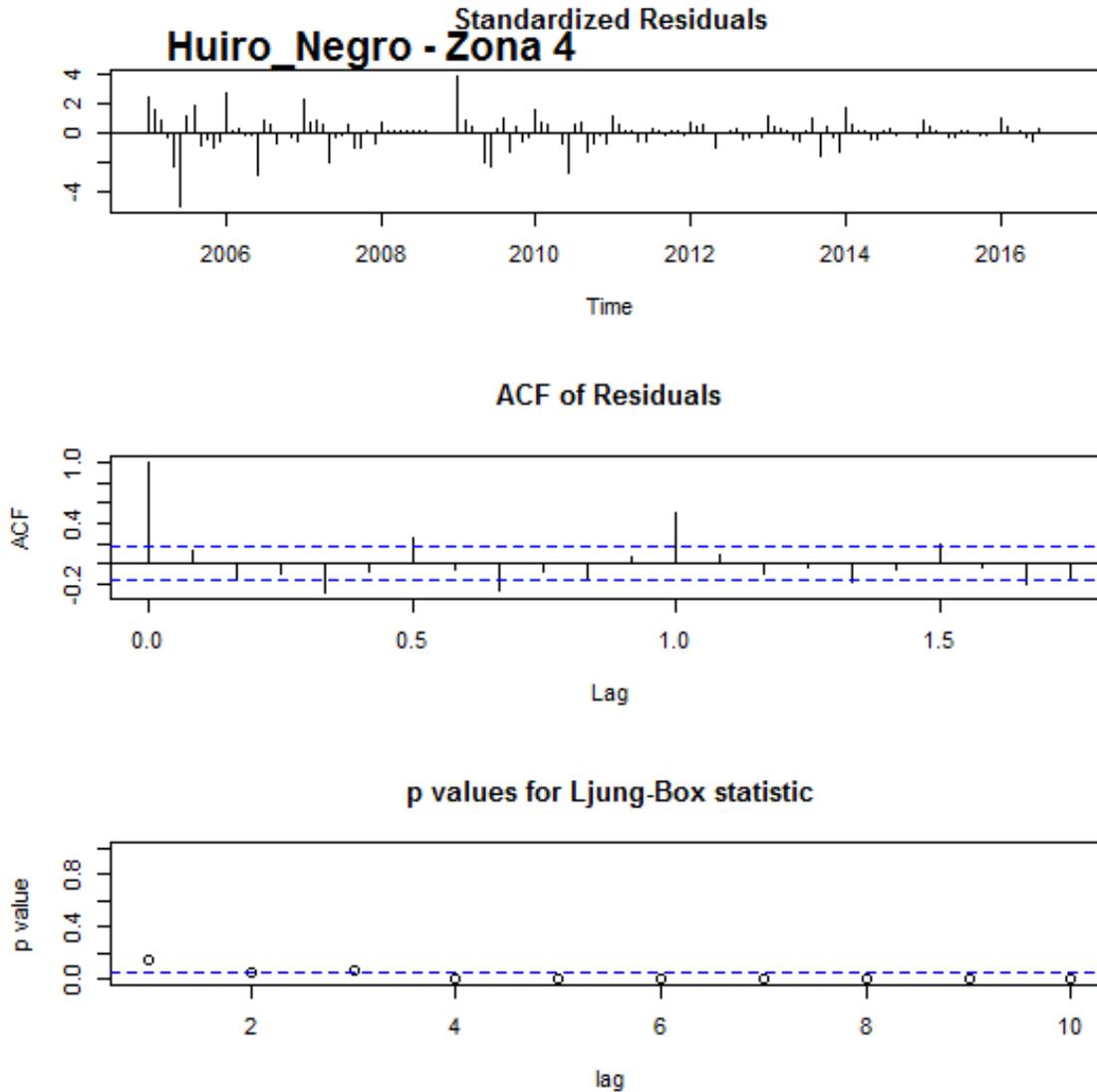


Figura 102. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro negro – zona 4.

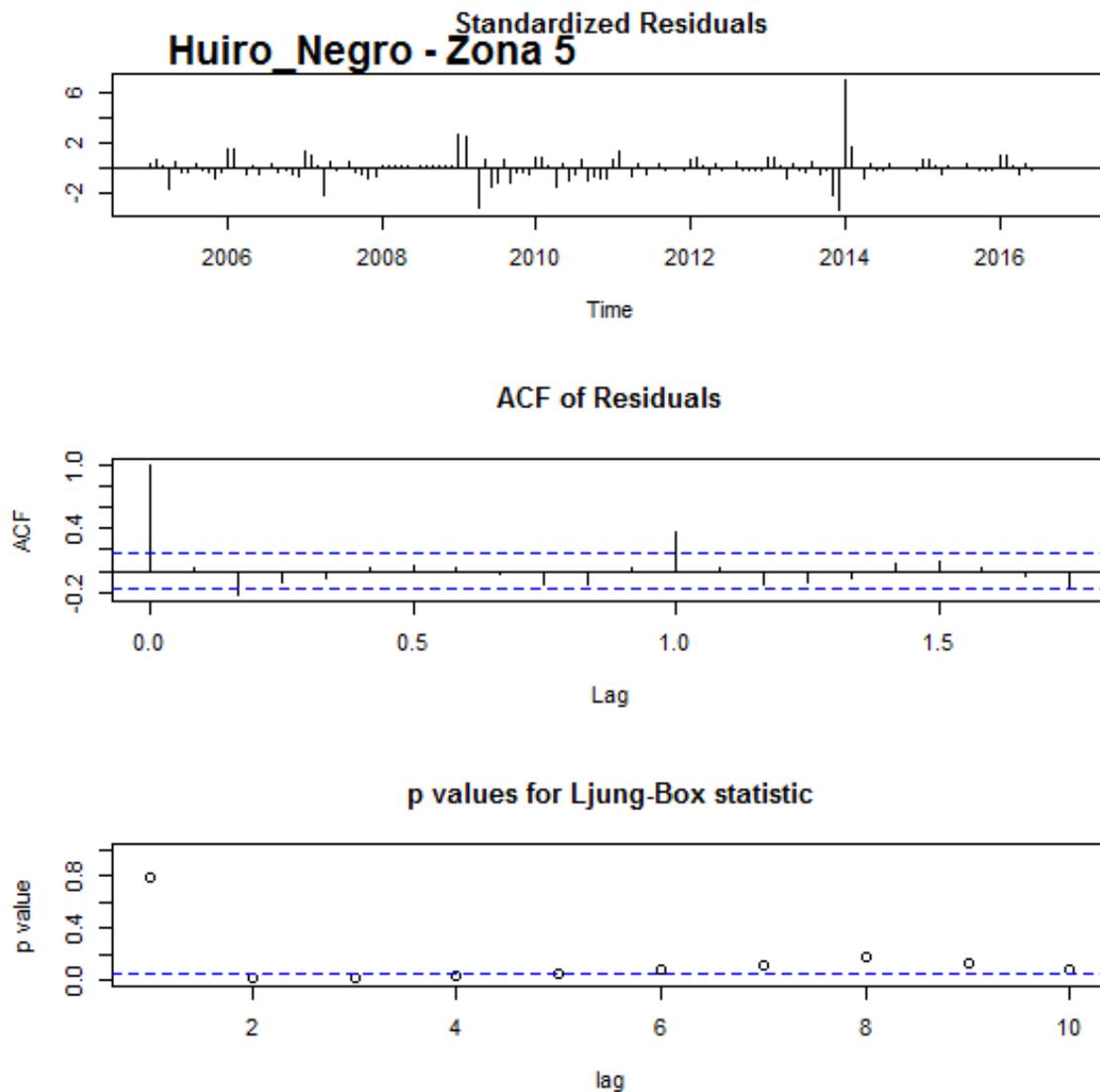


Figura 103. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro negro – zona 5.

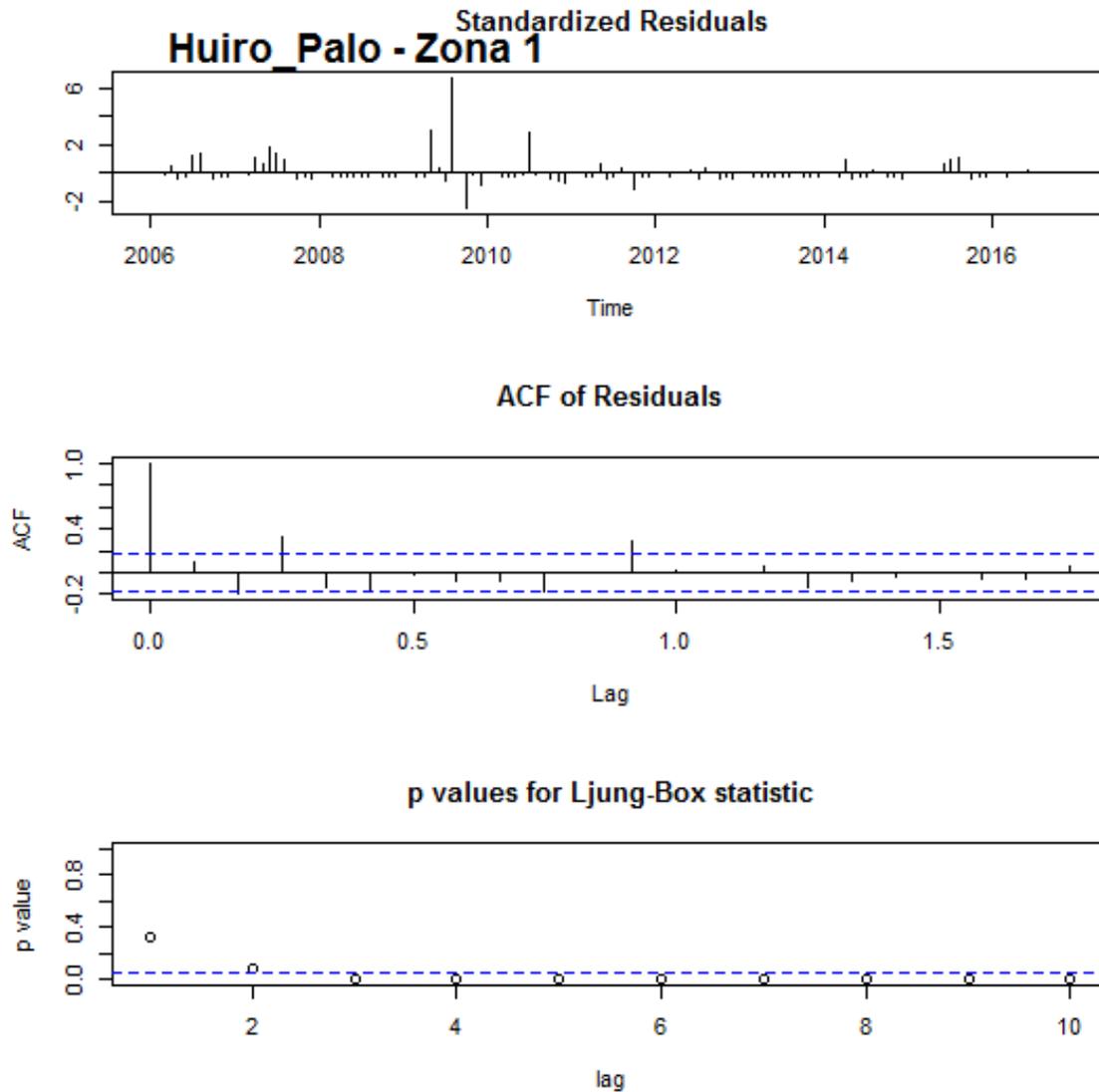


Figura 104. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro palo – zona 1.

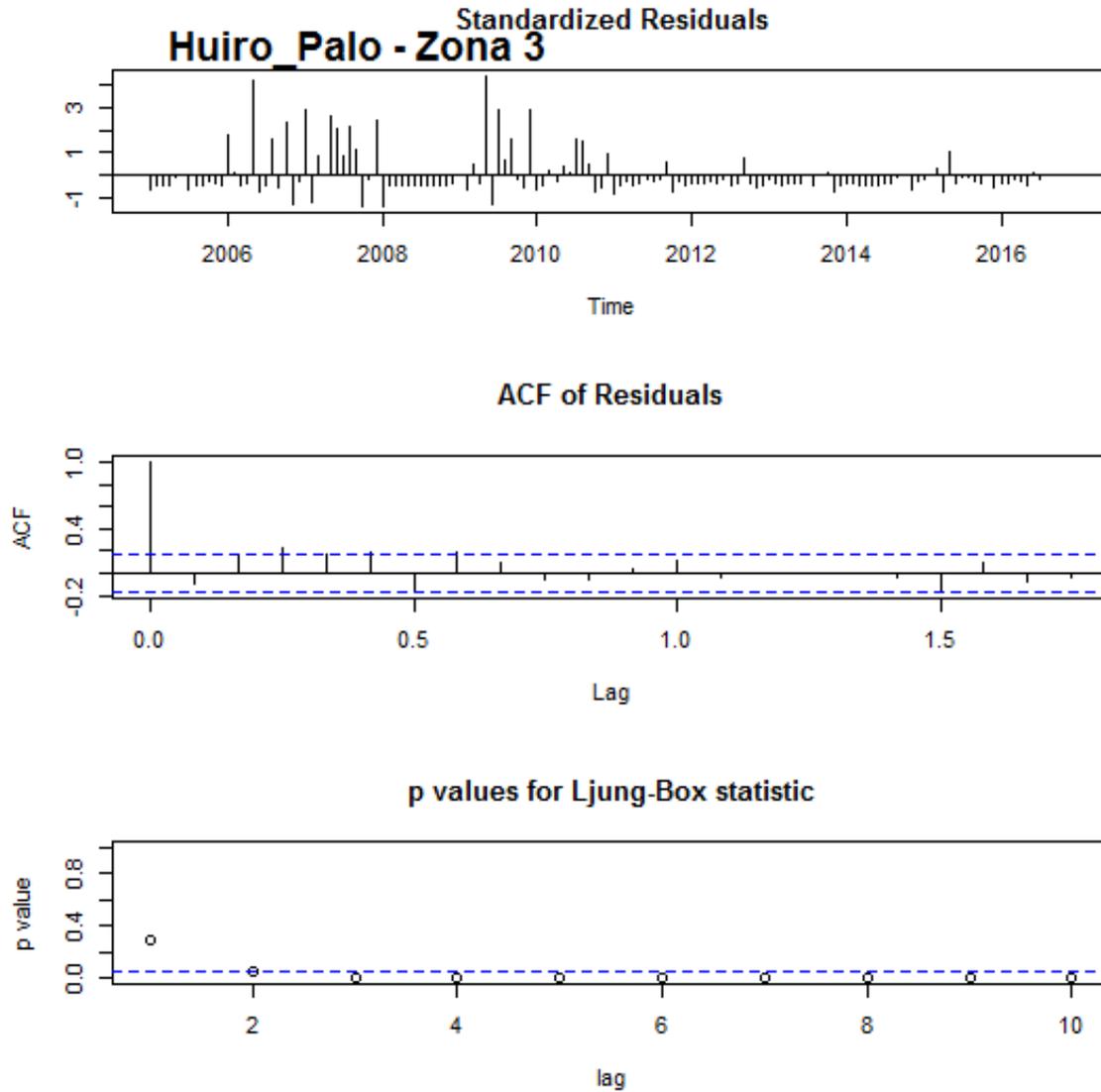


Figura 105. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro palo – zona 3.

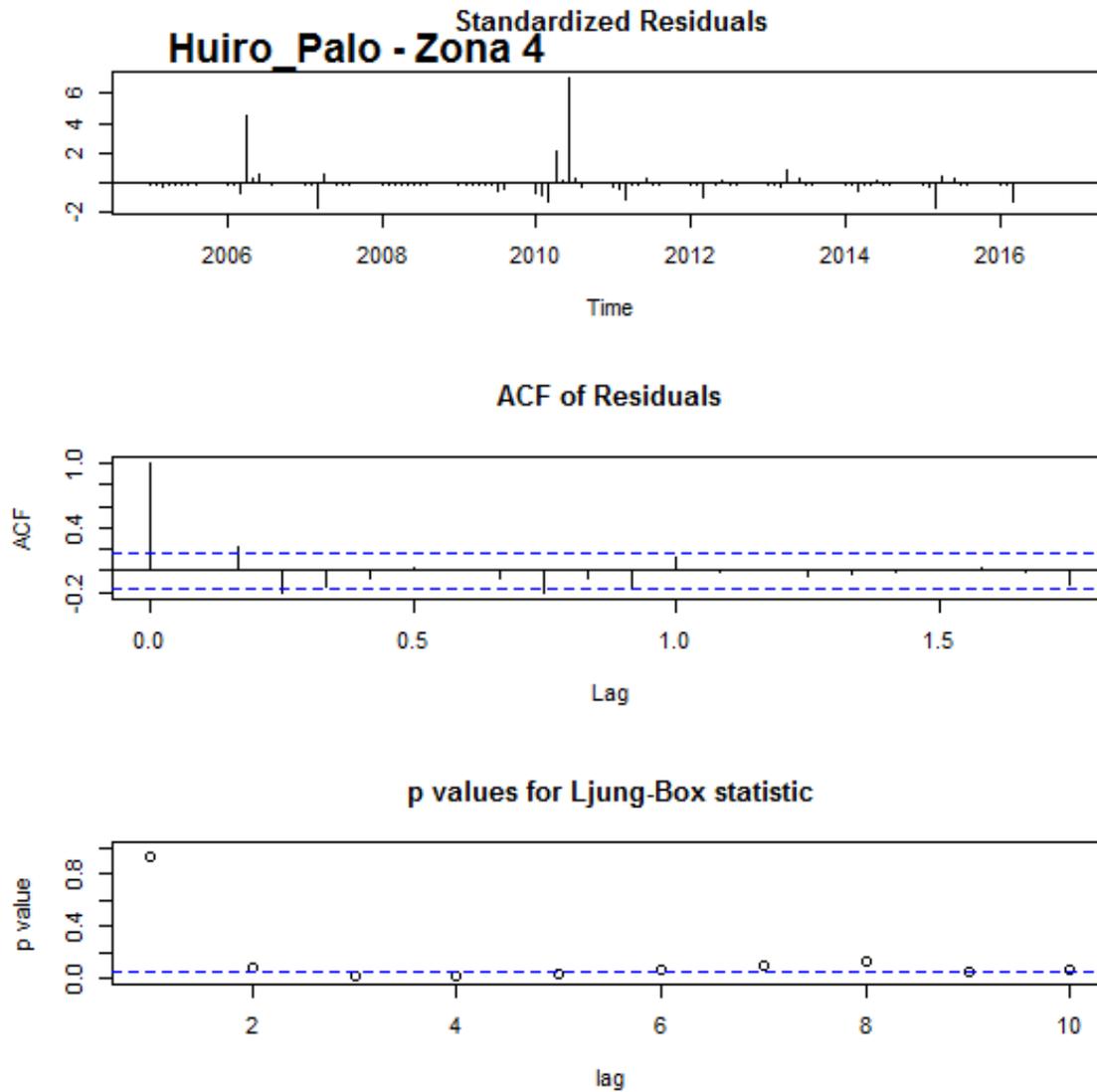


Figura 106. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro palo – zona 4.

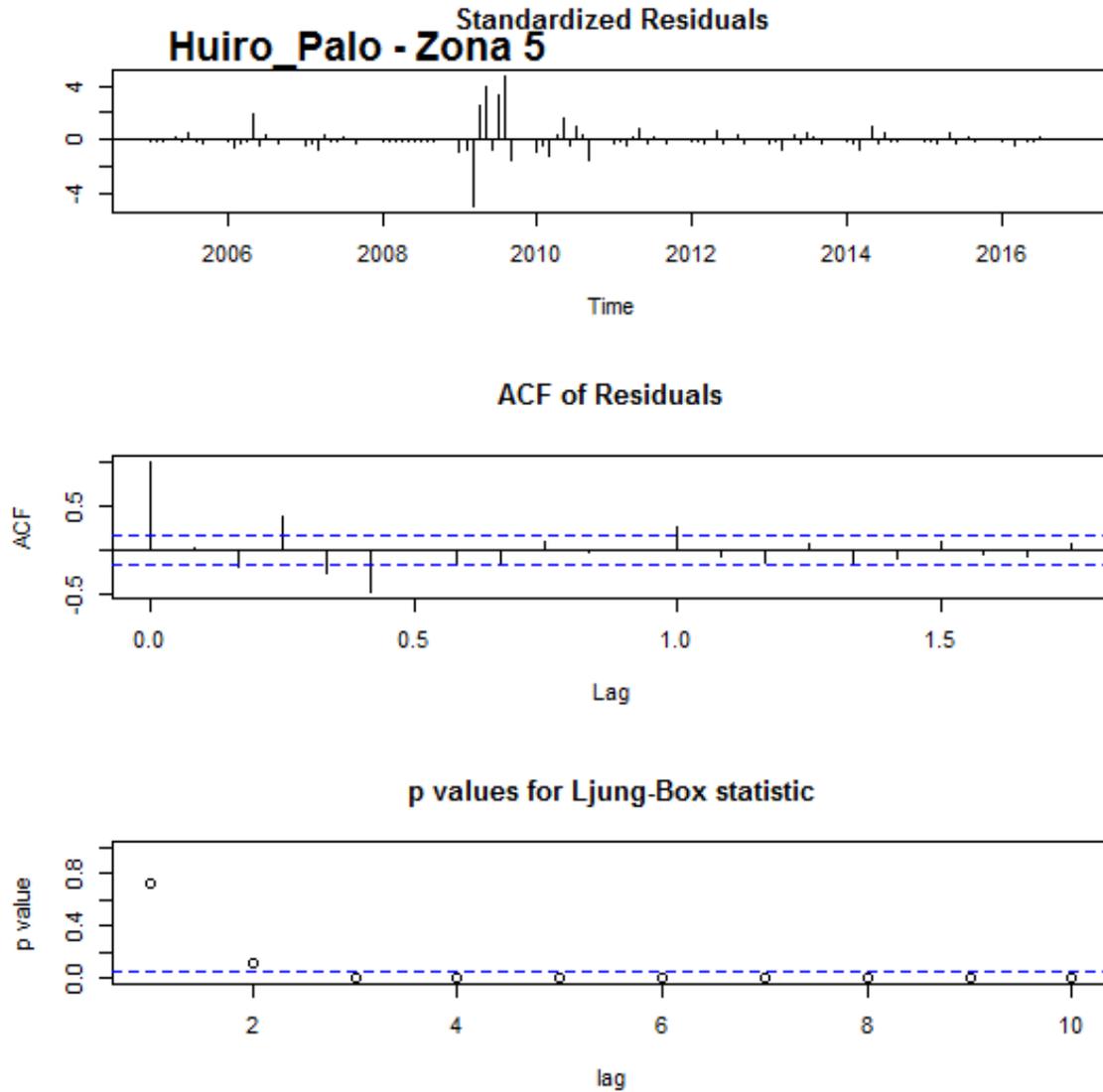


Figura 107. Análisis residual de los ajustes de los modelos SHOT-1 para huiro palo – zona 5.

T A B L A S

**Tabla 1.**

Áreas de extracción de huiro negro. Se presentan los volúmenes de desembarque del recurso para la serie de tiempo 2007-2015
(Fuente: Sernapesca Región de Tarapacá).

Localidad	Año									Volumen total desembarcado (Toneladas Húmedas)
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	
Pisagua			2023,6	2421,2	3107	3986,5	4370,6	3666	3091	22665,9
Riquelme					19,6	213,5	120,4	349	79	781,5
Pto Iquique					22,7		278,3			301
Cavanca						22,3				22,3
Playa Blanca			350,3	732,1	711,8	93,1	113,6	66	7	2073,9
Los Verdes			211,5	271,1	327,3	783,9	1060,8	1052	815	4521,6
Chanavayita			409,5	587,1		1331,6	812,6	647	547	4334,8
Caramucho	1171,8	103,5	853,1	635	743,7	693,4	1100,6	1510	772	7583,1
Cañamo			226,5	239,9	169	188,1	483,2	183	70	1559,7
Chanavaya		241,1	277	172,7	169,8	212,4	371,9	248	250	1942,9
Rio Seco			770,3	924,4	525,6	975	1251	988	751	6185,3
San Marcos		1	671,1	463,5	636	856,3	1390,6	906	888	5812,5
Chipana			697,1	678,4	792	586	595,6	604	453	4406,1
Otros					22,7		278,3		308,6	609,6

**Tabla 2.**

Áreas de extracción de huiro palo. Se presentan los volúmenes de desembarque del recurso para la serie de tiempo 2007-2015
(Fuente: Sernapesca Región de Tarapacá).

Localidad	Año									Volumen total desembarcado (Toneladas Húmedas)
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	
Pisagua	0	0	123,9	57,7	61,6	102,5	85,8	91	232	754,5
Riquelme						9,7		47	13	69,7
Pto. Iquique							3,9			3,9
Cavanca						15				15
Playa Blanca		3	55,6	58,8	25,1	47,9	35,9	3	5	234,3
Los Verdes			44,5	58,4	41,8	25,2	29,4	37	143	379,3
Chanavayita			1,6	23,1		31,5	11,6	9	12	88,8
Caramucho	18,6		44,8	128,5	112,5	49,1	48,8	36	57	495,3
Cañamo				28,9	2,9	7,2	25,5		7	71,5
Chanavaya			3				19,1	40	37	99,1
Rio Seco			114,5	153,1	41,1	58,8	58,4	39	33	497,9
San Marcos		4,7	335,7	136	74,5	58,5	155,5	148	48	960,9
Chipana			174	150,2	45,1	58,7	101,3	74	78	681,3
Otros			39,7	65	27,6	0,2	15,1		12,1	159,7

**Tabla 3.**

Área de extracci3n de huiro flotador. Se presentan los volúmenes de desembarque del recurso para la serie de tiempo 2007-2015 (Fuente: Sernapesca Regi3n de Tarapacá).

Localidad	Año									Volumen total desembarcado (Toneladas Húmedas)
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	
Pisagua						19	31,3	5	41	96,3
Riquelme							2,5	8		10,5
Pto. Iquique										0
Cavancha										0
Playa Blanca										0
Los Verdes						9,4	5,4	1		15,8
Chanavayita						3,9			0,5	4,4
Caramucho								50		50
Cañamo							7,5		2	9,5
Chanavaya		26				1,1				27,1
Rio Seco			1,1	10	6,6	41,2	60	41	39	198,9
San Marcos		3,1	59,9	186,4	256,3	226,9	374,8	126	50	1283,4
Chipana			70,3	143,5	153,2	199,2	237	28	12	843,2
Otros							15,8		1,6	17,4



Tabla 4.
Puntos de geo-referenciación y dimensiones de las praderas seleccionadas y evaluadas

Zona	Recurso	Localidad	Tipo de vértice	Latitud (S)	Longitud (W)	Perímetro (m)	Área (m ²)
1	Huiro negro	Pisagua	Inicial	19°37'38.21"	70° 12'21.48"	598	
			Final	19°37'31.51"	70° 12'20.11"		
1	Huiro palo	Pisagua	Perimetral 1	19°37'28.64"	70° 12'29.75"	864,16	44.177,72
			Perimetral 2	19°37'30.32"	70° 12'24.17"		
			Perimetral 3	19°37'37.53"	70° 12'25.20"		
			Perimetral 4	19°37'37.34"	70° 12'31.67"		
1	Huiro flotador	Pisagua	Perimetral 1	19°37'21.14"	70° 12'12.51"	939,22	35.931,01
			Perimetral 2	19°37'23.59"	70° 12'12.41"		
			Perimetral 3	19°37'27.80"	70° 12'22.86"		
			Perimetral 4	19°37'24.83"	70° 12'26.38"		
2	Huiro negro	Pta. Colorada	Inicial	20°02'54.74"	70° 07'44.72"	626	
			Final	20°02'40.35"	70° 07'43.54"		
3	Huiro negro	Pta. Gruesa	Inicial	20°21'51.48"	70°10'57.78"	526	
			Final	20°22'06.06"	70°10'54.06"		
3	Huiro palo	Pta. Gruesa	Perimetral 1	20°21'48.07"	70°11'14.40"	842,9	47.463,18
			Perimetral 2	20°21'53.94"	70°11'15.48"		
			Perimetral 3	20°21'56.16"	70°11'14.28"		
			Perimetral 4	20°21'56.64"	70°11'10.98"		
			Perimetral 5	20°21'52.55"	70°11'7.64"		
			Perimetral 6	20°21'48.32"	70°11'7.83"		
4	Huiro negro	Caramucho	Inicial	20°39'43.19"	70° 11'10.58"	795	
			Final	20°40'04.24"	70° 11'21.16"		
5	Huiro negro	Chanavaya	Inicial	20°52'41.58"	70°08'35.34"	671	
			Final	20°52'55.66"	70°08'24.02"		



Tabla 4. (Continuación)

Puntos de geo-referenciación y dimensiones de las praderas seleccionadas y evaluadas

Zona	Recurso	Localidad	Tipo de vértice	Latitud (S)	Longitud (W)	Perímetro (m)	Área (m ²)
5	Huiro palo	Chanavaya	Perimetral 1	20°56'09.66"	70°07'46.44"	995,88	28,097,58
			Perimetral 2	20°56'22.52"	70°07'43.01"		
			Perimetral 3	20°56'22.50"	70°07'40.74"		
			Perimetral 4	20°56'09.24"	70°07'43.98"		
5	Huiro negro	Chipana	Inicial	21°20'22.32"	70°05'50.11"	875	
			Final	21°20'41.90"	70°05'45.61"		



Tabla 5.

Fechas de realización de muestreo de caracterización poblacional de praderas en estudio.

Recurso	Localidad	Verano-15	Otoño-15	Invierno-15	Primavera-15	Verano-16
Huiro negro	Pisagua		16-04-2015	02-06-2015	26-09-2015	25-01-2016
	Pata de Gallo		15-04-2015		25-09-2015	
	Punta Gruesa	26-01-2015	18-03-2015		30-09-2015	13-01-2016
	Caramucho		15-04-2015	03-06-2015	06-10-2015	12-01-2016
	Chanavaya	28-01-2015	20-03-2015		01-10-2015	18-01-2016
	Chipana	27-01-2015	29-03-2015		02-10-2015	21-01-2016
Huiro palo	Pisagua		17-04-2015	04-06-2015	27-09-2015	
	Punta Gruesa	26-01-2015	19-04-2015		05-12-2015	
	Chanavaya	28-01-2015	26-03-2015		04-12-2015	
Huiro flotador	Pisagua		18-04-2015	03-06-2015	28-09-2015	



Tabla 6.
Frecuencia absoluta, relativa y relativa acumulada para rangos de talla observados en las caracterizaciones poblacionales de huairo negro en Pisagua.

Otoño 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	121	27,63	27,63
5-10	175	39,95	67,58
10-15	102	23,29	90,87
15-20	33	7,53	98,40
20-25	7	1,60	100,00
25-30	0	0,00	100,00
30-35	0	0,00	100,00
35-40	0	0,00	100,00
Invierno 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	125	21,85	21,85
5-10	237	41,43	63,29
10-15	137	23,95	87,24
15-20	52	9,09	96,33
20-25	19	3,32	99,65
25-30	2	0,35	100,00
30-35	0	0,00	100,00
35-40	0	0,00	100,00
Primavera 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	107	23,11	23,11
5-10	131	28,29	51,40
10-15	118	25,49	76,89
15-20	64	13,82	90,71
20-25	34	7,34	98,06
25-30	7	1,51	99,57
30-35	1	0,22	99,78
35-40	1	0,22	100,00
Verano 2016			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	121	26,36	26,36
5-10	131	28,54	54,90
10-15	116	25,27	80,17
15-20	60	13,07	93,25
20-25	23	5,01	98,26
25-30	7	1,53	99,78
30-35	1	0,22	100,00
35-40	0	0,00	100,00



Tabla 7.
Parámetros poblacionales asociados a la caracterización estacional de praderas de huiro negro en el área de estudio.

Recurso	Pradera	Estación /Año	Parámetros poblacionales (Promedio ± D.E) en base a datos observados en los cuadrantes				Estimación para la pradera (Promedio ± D.E)				
			Biomasa (kg·m ⁻²)	Densidad (ind·m ⁻²)	Diámetro Disco (cm)	Largo medio (cm)	Biomasa (kg)	Densidad (ind·m ⁻²)	Diámetro Disco (cm)	Largo medio (cm)	
Huiro negro	Pisagua	Otoño-15	10,8±6,0	8,8 ± 4,1	9,1±1,9	110,8±17,4	80.824	8,7±3,8	9,2±1,8	110,7±16,5	
		Invierno-15	17,5±10,5	11,4±5,5	10,0±2,7	118,4±24,5	131.762	11,4±5,3	10,0±2,6	118,0±22,7	
		Primavera-15	22,4±16,1	9,3±5,2	12,1±4,4	137,0±39,5	169.493,3	9,3±5,0	11,9±4,1	136,8±36,5	
		Verano-16	18,8±11,2	9,2±3,8	11,2±4,3	129,4±38,2	140.813,9	9,2±3,6	11,2±4,0	129,4±35,3	
	Punta Colorada	Otoño-15	5,6±7,4	3,7±1,2	9,5±4,5	113,7±40,5	84.836,1	3,7±1,3	9,4±4,3	113,0±38,3	
		Primavera-15	22,9±18,1	6,1±1,7	13,8±4,4	152,3±39,3	360.510,9	6,1±1,6	13,8±4,0	152,8±36,8	
	Punta Gruesa	Verano-15	24,9±12,7	4,2±2,1	18,3±4,7	192,6±42,1	416.283,8	4,1±1,9	18,4±4,6	193,6±40,0	
		Otoño-15	17,7±10,4	5,2±2,3	14,0±4,1	153,9±36,3	292.968,6	5,2±2,0	14,0±3,8	154,3±33,5	
		Primavera-15	26,0±16,0	5,8±3,0	15,8±5,3	170,6±47,6	429.401,7	5,8±2,8	15,7±4,8	170,4±43,0	
	Caramucho	Verano-16	26,7±15,6	6,1±2,5	15,3±4,7	166,0±41,5	444.159,7	6,1±2,4	15,4±4,3	165,9±39,1	
		Otoño-15	11,3±6,7	4,8±2,2	14,2±4,4	137,0±28,4	290.379	4,8±2,1	14,2±4,2	137,0±27,3	
		Invierno-15	15,1±10,5	5,6±2,8	14,0±6,7	135,1±43,3	387.741,1	5,6±2,7	13,8±6,1	134,9±39,4	
		Primavera-15	7,1±5,1	5,6±3,1	10,1±3,5	110,5±22,4	183.468,7	5,6±3,0	10,0±3,2	110,3±20,4	
	Chanavaya	Verano-16	13,2±9,6	7,5±3,8	11,4±4,5	118,4±28,8	341.229,3	7,3±3,5	11,4±4,3	118,3±27,8	
		Verano-15	13,6±8,8	4,8±2,6	15,8±5,4	147,4±35,0	267.075,8	4,8±2,5	15,8 ± 5,2	147,4±33,1	
		Otoño-15	12,4±7,2	5,8±4,2	14,1±4,7	136,3±30,3	248.362,4	5,7±3,9	14,1 ± 4,3	135,8±28,0	
		Primavera-15	11,9±11,3	8,8±5,6	9,7±6,1	107,8±39,5	236.013,4	8,7±5,3	9,6 ± 5,8	107,6±37,8	
	Chipana	Verano-16	4,6±4,	5,8±3,1	8,2±4,9	98,3 ±31,5	89.963,8	5,8±3,0	8,2 ± 4,6	98,0±29,9	
		Verano-15	21,0±10,3	7,8±4,9	14,2±5,1	136,8±32,9	458.300,9	7,6±4,4	14,0±4,7	136,1±30,2	
		Otoño-15	9,1±10,0	3,9±1,9	13,2±7,2	130,3±46,7	197.180,3	3,9±1,8	13,1±7,0	129,9±44,7	
		Primavera-15	11,5±8,3	6,5±3,2	11,8±6,0	121,6±38,6	257.220,7	6,4±2,9	11,7±5,3	120,5±35,0	
			Verano-16	18,9±10,9,	6,3±3,6	15,5±4,9	145,4 ±31,9	417.887,6	6,3±3,7	15,5 ± 4,5	145,3±29,2



Tabla 8.

Frecuencia absoluta, relativa y relativa acumulada para rangos de talla observados en las caracterizaciones poblacionales de huïro negro en Punta Colorada.

Otoño 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	60	32,79	32,79
5-10	72	39,34	72,13
10-15	32	17,49	89,62
15-20	10	5,46	95,08
20-25	8	4,37	99,45
25-30	0	0,00	99,45
30-35	0	0,00	99,45
35-40	0	0,00	99,45
40-45	1	0,55	100,00
Primavera 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	35	11,44	11,44
5-10	69	22,55	33,99
10-15	89	29,08	63,07
15-20	63	20,59	83,66
20-25	29	9,48	93,14
25-30	17	5,56	98,69
30-35	3	0,98	99,67
35-40	1	0,33	100,00
40-45	0	0,00	100,00



Tabla 9.

Frecuencia absoluta, relativa y relativa acumulada para rangos de talla observados en las caracterizaciones poblacionales de huiro negro en Punta Gruesa.

Verano 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	18	8,57	8,57
5-10	31	14,76	23,33
10-15	36	17,14	40,48
15-20	51	24,29	64,76
20-25	47	22,38	87,14
25-30	19	9,05	96,19
30-35	6	2,86	99,05
35-40	1	0,48	99,52
40-45	1	0,48	100,00
Otoño 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	50	19,08	19,08
5-10	51	19,47	38,55
10-15	68	25,95	64,50
15-20	50	19,08	83,59
20-25	32	12,21	95,80
25-30	8	3,05	98,85
30-35	2	0,76	99,62
35-40	0	0,00	99,62
40-45	1	0,38	100,00
Primavera 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	46	15,86	15,86
5-10	48	16,55	32,41
10-15	66	22,76	55,17
15-20	72	24,83	80,00
20-25	34	11,72	91,72
25-30	15	5,17	96,90
30-35	8	2,76	99,66
35-40	1	0,34	100,00
40-45	0	0,00	100,00
Verano 2016			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	53	17,32	17,32
5-10	51	16,67	33,99
10-15	67	21,90	55,88
15-20	64	20,92	76,80
20-25	47	15,36	92,16
25-30	17	5,56	97,71
30-35	5	1,63	99,35
35-40	1	0,33	99,67
40-45	1	0,33	100,00



Tabla 10.
Frecuencia absoluta, relativa y relativa acumulada para rangos de talla observados en las caracterizaciones poblacionales de huero negro en Caramucho.

Otoño 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	25	13,02	13,02
5-10	49	25,52	38,54
10-15	58	30,21	68,75
15-20	36	18,75	87,50
20-25	17	8,85	96,35
25-30	4	2,08	98,44
30-35	3	1,56	100,00
35-40	0	0,00	100,00
Invierno 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	44	18,80	18,80
5-10	66	28,21	47,01
10-15	55	23,50	70,51
15-20	30	12,82	83,33
20-25	19	8,12	91,45
25-30	11	4,70	96,15
30-35	5	2,14	98,29
35-40	2	0,85	99,15
40-45	2	0,85	100,00
Primavera 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	63	22,66	22,66
5-10	101	36,33	58,99
10-15	75	26,98	85,97
15-20	29	10,43	96,40
20-25	9	3,24	99,64
25-30	1	0,36	100,00
30-35	0	0,00	100,00
35-40	0	0,00	100,00
Verano 2016			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	98	26,34	26,34
5-10	99	26,61	52,96
10-15	91	24,46	77,42
15-20	54	14,52	91,94
20-25	16	4,30	96,24
25-30	8	2,15	98,39
30-35	6	1,61	100,00
35-40	0	0,00	100,00



Tabla 11.
Frecuencia absoluta, relativa y relativa acumulada para rangos de talla observados en las caracterizaciones poblacionales de huiro negro en Chanavaya.

Verano 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	28	11,62	11,62
5-10	48	19,92	31,54
10-15	74	30,71	62,24
15-20	49	20,33	82,57
20-25	27	11,20	93,78
25-30	10	4,15	97,93
30-35	4	1,66	99,59
35-40	0	0,00	99,59
40-45	1	0,41	100,00
Otoño 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	56	19,18	19,18
5-10	71	24,32	43,49
10-15	74	25,34	68,84
15-20	54	18,49	87,33
20-25	29	9,93	97,26
25-30	5	1,71	98,97
30-35	3	1,03	100,00
35-40	0	0,00	100,00
Primavera 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	244	55,45	55,45
5-10	62	14,09	69,55
10-15	56	12,73	82,27
15-20	39	8,86	91,14
20-25	24	5,45	96,59
25-30	12	2,73	99,32
30-35	3	0,68	100,00
35-40	0	0,00	100,00
Verano 2016			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	160	54,98	54,98
5-10	59	20,27	75,26
10-15	43	14,78	90,03
15-20	20	6,87	96,91
20-25	9	3,09	100,00
25-30	0	0,00	100,00
30-35	0	0,00	100,00
35-40	0	0,00	100,00



Tabla 12.

Frecuencia absoluta, relativa y relativa acumulada para rangos de talla observados en las caracterizaciones poblacionales de huiro negro en Chipana.

Verano 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	59	32,96	32,96
5-10	30	16,76	49,72
10-15	29	16,20	65,92
15-20	29	16,20	82,12
20-25	13	7,26	89,39
25-30	12	6,70	96,09
30-35	6	3,35	99,44
35-40	1	0,56	100,00
Otoño 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	70	35,90	35,90
5-10	34	17,44	53,33
10-15	33	16,92	70,26
15-20	25	12,82	83,08
20-25	18	9,23	92,31
25-30	10	5,13	97,44
30-35	4	2,05	99,49
35-40	1	0,51	100,00
Primavera 2015			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	89	27,47	27,47
5-10	94	29,01	56,48
10-15	70	21,60	78,09
15-20	36	11,11	89,20
20-25	26	8,02	97,22
25-30	4	1,23	98,46
30-35	4	1,23	99,69
35-40	1	0,31	100,00
Verano 2016			
Rango talla Diámetro disco (cm)	Frecuencia absoluta (número de plantas)	Frecuencia relativa (%)	Frecuencia relativa acumulada (%)
0-5	53	16,77	16,77
5-10	49	15,51	32,28
10-15	87	27,53	59,81
15-20	62	19,62	79,43
20-25	41	12,97	92,41
25-30	15	4,75	97,15
30-35	8	2,53	99,68
35-40	1	0,32	100,00
40-45	0	0,00	100,00



Tabla 13.

Parámetros poblacionales asociados a la caracterización estacional de praderas de huiro palo en el área de estudio.

Recurso	Pradera	Estación /Año	Parámetros poblacionales (Promedio ± D.E) en base a datos observados en los cuadrantes				Estimación para la pradera (Promedio ± D.E)			
			Biomasa (kg·m ⁻²)	Densidad (ind·m ⁻²)	Diámetro Disco (cm)	Largo medio (cm)	Biomasa (kg)	Densidad (ind·m ⁻²)	Diámetro Disco (cm)	Largo medio (cm)
Huiro palo	Pisagua	Otoño-15	7,7±6,05	C 5,8±2,3	C 13,9±7,4	C 151,6±55,8	341.275,8	5,7±2,2	13,9±7,2	151,4±54,0
		Invierno-15	13,9±41,3	5,1±2,0	16,0±8,3	167,6±62,5	498.240	5,1±1,9	15,8±7,1	165,9±53,0
		Primavera-15	7,7±5,6	7,3±3,5	12,3±4,0	139,8±30,4	336.114,2	7,3±3,4	12,3±3,9	139,5±28,6
	Punta Gruesa	Verano-15	4,5±4,1	2,9±0,8	13,9±6,7	151,6±50,5	212.162,1	2,9±0,8	13,9±6,4	151,8±8,2
		Otoño-15	4,2±2,9	3,9±1,9	13,0±5,6	144,7±42,3	195.588,7	3,9±1,7	13,0±5,3	144,3±40,1
		Primavera-15	8,3±5,5	8,0±5,6	12,2±5,1	138,9±38,6	388.548,4	7,9±5,3	12,1±4,7	138,1±35,5
	Chanavaya	Verano-15	8,7±5,2	3,6±1,0	15,8±6,3	223,9±6,1	241.193,2	3,6±1,0	15,8±6,0	223,8±5,8
		Otoño-15	10,7±7,9	6,0±4,4	14,1±5,1	222,3±4,9	298.113,4	5,9±4,2	14,2±4,8	222,2±4,6
		Primavera-15	6,1±6,1	3,0±3,2	12,3±5,9	220,5±5,6	167.833,4	2,9±3,0	12,2±5,2	220,4±5,1



Tabla 14.

Parámetros poblacionales asociados a la caracterización estacional de praderas de huiro flotador en el área de estudio.

Recurso	Pradera	Estación /Año	Parámetros poblacionales (Promedio \pm D.E) en base a datos observados en los cuadrantes				Estimación para la pradera (Promedio \pm D.E)			
			Biomasa (kg·m ⁻²)	Densidad (ind·m ⁻²)	Diámetro Disco (cm)	Largo medio (cm)	Biomasa (kg)	Densidad (ind·m ⁻²)	Diámetro Disco (cm)	Largo medio (cm)
Huiro Canutillo	Pisagua	Otoño-15	1,0 \pm 0,7	2,1 \pm 1,1	11,8 \pm 4,3	341,7 \pm 59,2	37.482,75	2,1 \pm 1,1	11,8 \pm 4,2	341,4 \pm 57,0
		Invierno-15	5,7 \pm 2,8	8,7 \pm 4,7	14,5 \pm 2,8	379,5 \pm 38,9	204.989,5	8,6 \pm 4,2	14,5 \pm 2,7	379,2 \pm 37,0
		Primavera-15	5,7 \pm 3,1	6,6 \pm 3,8	16,0 \pm 4,2	399,3 \pm 57,6	205.525,9	6,6 \pm 3,7	16,0 \pm 3,9	398,9 \pm 53,2



Tabla 15.

Parámetros de los ajustes de las regresiones. Resultados son agrupados por modelo y presentados por localidad, recurso y estación.

Modelo: Diámetro del disco v/s biomasa								
Localidad	Recurso	Estación	Parámetros	Estimaciones	S.D	t value	p value	R²
San Marcos	Huiro flotador	Invierno 2015	Log(alpha)	-4.375	0.805	-5.43	<0.01	0.03
			beta	1.479	0.316	4.69	<0.01	
Chanavaya	Huiro Palo	Verano 2015	Log(alpha)	-3.502	0.415	-8.435	<0.01	0.49
	Huiro Negro		beta	1.553	0.137	11.310	<0.01	
Punta Gruesa	Huiro Palo	Verano 2015	Log(alpha)	-6.095	0.347	-17.58	<0.01	0.75
	Huiro Negro		beta	2.542	0.123	20.64	<0.01	
Punta Gruesa	Huiro Palo	Verano 2015	Log(alpha)	-5.984	0.209	-28.58	<0.01	0.81
	Huiro Negro		beta	2.273	0.094	24.15	<0.01	
Punta Gruesa	Huiro Palo	Verano 2015	Log(alpha)	-5.748	0.157	-36.63	<0.01	0.90
	Huiro Negro		beta	2.532	0.079	32.02	<0.01	
Modelo: Diámetro del disco v/s largo								
Localidad	Recurso	Estación	Parámetros	Estimaciones	S.D	t value	p value	R²
San Marcos	Huiro flotador	Invierno 2015	alpha	180.032	64.938	2.772	<0.01	0.14
			beta	13.721	4.818	2.848	<0.01	
Chanavaya	Huiro Palo	Verano 2015	alpha	208.673	10.069	20.725	<0.01	0.03
	Huiro Negro		beta	0.961	0.460	2.089	0.039	
Punta Gruesa	Huiro Palo	Verano 2015	alpha	45.019	13.658	3.296	<0.01	0.37
	Huiro Negro		beta	6.464	0.707	9.139	<0.01	
Punta Gruesa	Huiro Palo	Verano 2015	alpha	47.168	6.005	7.854	<0.01	0.63
	Huiro Negro		beta	7.515	0.499	15.049	<0.01	
Punta Gruesa	Huiro Palo	Verano 2015	alpha	29.258	5.499	5.320	<0.01	0.66
	Huiro Negro		beta	8.918	0.584	15.280	<0.01	



Tabla 16.

Biomasa Cosechable (Standing Crop), Biomasa Disponible (Standing stock) y proporción de la biomasa explotable para las praderas evaluadas en el estudio.

Recurso	Pradera	Estación /Año	Biomasa Cosechable BC (kg)	Biomasa Disponible BD(kg)	Proporción (%) [BC/BD]*100	
Huiro negro	Pisagua	Otoño 2015	0	80.824	0,00	
		Invierno 2015	0	131.762	0,00	
		Primavera 2015	2.841	169.493	1,68	
		Verano 2016	5.468	140.813	3,88	
	Punta Colorada	Otoño 2015	2.788	84.836	3,29	
		Primavera 2015	13.603	36.0510	3,77	
	Punta Gruesa	Verano 2015	11.8164	416.283	28,39	
		Otoño 2015	5.432	292.968	1,85	
		Primavera 2015	50.553	429.401	11,77	
		Verano 2016	46.910	444.159	10,56	
	Caramucho	Otoño 2015	33.580	290.379	11,56	
		Invierno 2015	42.010	387.741	10,83	
		Primavera 2015	375	183.468	0,20	
		Verano 2016	0	341.299	0,00	
	Chanavaya	Verano 2015	46.490	267.075	17,41	
		Otoño 2015	20.385	248.362	8,21	
		Primavera 2015	6.820	236.013	2,89	
		Verano 2016	988	89.963	1,10	
	Chipana	Verano 2015	50.488	458.300	11,02	
		Otoño 2015	26.992	197.180	13,69	
		Primavera 2015	14.163	257.220	5,51	
		Verano 2016	42.290	417.887	10,12	
	Huiro palo	Pisagua	Otoño 2015	77.464	341.275	22,70
			Invierno 2015	143.953	498.240	28,89
Primavera 2015			9.920	336.114	2,95	
Punta Gruesa		Verano 2015	33.305	212.162	15,70	
		Otoño 2015	15.454	195.588	7,90	
		Primavera 2015	9.831	388.548	2,53	
Chanavaya		Verano 2015	46.810	241.193	19,41	
		Otoño 2015	22.445	298.113	7,53	
		Primavera 2015	7.338	167.833	4,37	
Huiro flotador	Pisagua	Otoño-15	18.741	37.482	50	
		Invierno-15	102.494	204.989	50	
		Primavera-15	102.762	205.525	50	



Tabla 17.
Tabla de ANOVA para comparación de descriptores poblacionales de los recursos en estudio.

Recurso	Variable	Factor	G.L	Valor F	Valor P
Huiro flotador	Biomasa total	Estación	2	101.1	<0,01
		Residuos	1129		
	Densidad total	Estación	2	4.708	<0.01
		Residuos	154		
	Diámetro de disco	Estación	2	108.2	<0,01
		Residuos	1129		
	Largo	Estación	2	108.2	<0,01
		Residuos	1129		
Huiro Palo	Biomasa total	Pradera	2	2.873	0.057
		Estación	3	5.265	0.001
		Prad*Est	3	0.104	0.957
		Residuos	2299		
	Densidad total	Pradera	2	13.71	<0,01
		Estación	3	12.87	<0,01
		Prad*Est	3	24.83	<0,01
		Residuos	450		
	Diámetro de disco	Pradera	2	10.91	<0,01
		Estación	3	19.17	<0,01
		Prad*Est	3	1.49	0.215
		Residuos	2299		
	Largo	Pradera	2	486.407	<0,01
		Estación	3	14.644	<0,01
		Prad*Est	3	1.973	0.116
		Residuos	2299		
Huiro Negro	Biomasa total	Pradera	5	103.62	<0,01
		Estación	4	19.88	<0,01
		Prad*Est	12	14.00	<0,01
		Residuos	6823		
	Densidad total	Pradera	5	39.507	<0,01
		Estación	3	16.881	<0,01
		Prad*Est	8	5.396	<0,01
		Residuos	788		
	Diámetro de disco	Pradera	5	80.07	<0,01
		Estación	4	26.12	<0,01
		Prad*Est	12	26.94	<0,01
		Residuos	6823		
	Largo	Pradera	5	130.70	<0,01
		Estación	4	24.40	<0,01
		Prad*Est	12	23.86	<0,01
		Residuos	6823		



Tabla 18.
Registro de Pescadores Artesanales (RPA), inscritos por caletas.

Zona de extracción	CALETAS	Alguero			Armador			Buzo			Pescador			Total		Total General	Total por zona de extracción
		Mujer	Hombre	Total	Mujer	Hombre	Total	Mujer	Hombre	Total	Mujer	Hombre	Total	Mujer	Hombre		
1	PISAGUA	67	178	245	0	28	28	0	38	38	8	56	64	67	181	248	248
2	RIQUELME	10	181	191	6	113	119	0	58	58	13	377	390	21	443	464	1132
	PUERTO IQUIQUE	61	336	397	2	16	18	0	23	23	8	144	152	64	427	491	
	CAVANCHA	2	97	99	1	29	30	0	34	34	2	103	105	4	150	154	
	PLAYA BLANCA	8	14	22	0	2	2	0	5	5	1	5	6	8	15	23	
3	LOS VERDES	32	92	124	0	5	5	0	9	9	0	13	13	32	94	126	126
4	CHANAVAYITA	48	127	175	1	20	21	1	30	31	6	35	41	48	131	179	405
	CARAMUCHO	39	110	149	0	4	4	0	20	20	0	9	9	39	111	150	
	CAÑAMO	29	42	71	0	4	4	0	5	5	2	19	21	29	47	76	
5	CHANAVAYA	32	46	78	0	6	6	0	11	11	0	19	19	32	48	80	499
	RIO SECO	52	91	143	0	6	6	0	15	15	0	10	10	54	93	147	
	SAN MARCOS	26	155	181	0	24	24	0	54	54	1	55	56	26	165	191	
	CHIPANA	21	60	81	1	9	10	0	20	20	1	8	9	21	60	81	
	TOTAL	427	1529	1956	11	266	277	1	322	323	42	853	895	445	1965	2410	2410



Tabla 19.

Registro de usuarios inscritos en Plan de Manejo región de Tarapacá
(Según Resoluciones Exentas N° 2304/2014 y 2511/2015).

Zona de extracción	Extractores Mujeres	Extractores hombres	Extractores total
1	27	69	96
2	3	7	10
3	13	38	51
4	47	102	149
5	52	116	168
Total			474

Tabla 20.

Detalle por zona de operación del número de extractores inscritos en el plan de manejo de algas pardas con desembarques totales anuales de huiro negro mayores a 20 y 45 ton anuales. Entre paréntesis se expresa el porcentaje respecto del total de agentes extractores que operaron en cada zona (Fuente: Sernapesca 2015)

Zona de extracción	Número de extractores que operaron en la zona	Número de extractores con desembarque > 20 ton/año	Número de extractores con desembarque > 45 ton/año ("Super-recolectores")
1	73	58 (79,4%)	23 (31,5%)
2	4	1 (25%)	1 (25%)
3	40	16 (40,0%)	5 (12,5%)
4	119	30 (25,2%)	3 (2,5%)
5	135	39 (28,9%)	2 (1,5%)

**Tabla 21.**

Desembarque total mensual del recurso huiro negro declarado por agentes extractores para la serie de tiempo 2010-2015. (Fuente: Sernapesca)

Recurso	Mes	Año					
		2010	2011	2012	2013	2014	2015
Huiro Negro	enero	876	701	1087	1202	5056	843
	febrero	1168	1124	1051	1643	2797	886
	marzo	2146	967	2349	1428	1296	1239
	abril	1929	1080	1671	1717	1262	1090
	mayo	1494	878	1364	1558	1436	815
	junio	2153	912	1122	1273	809	473
	julio	2243	598	877	1038	911	435
	agosto	1476	798	1472	2526	506	428
	septiembre	2247	776	1431	1404	539	189
	octubre	1915	540	816	732	405	413
	noviembre	1652	610	1266	1858	357	577
	diciembre	1844	990	1412	3619	660	574
	Promedio		1761,9	831,17	1326,5	1666,5	1336,2



Tabla 22.

Desembarque total mensual del recurso huiro palo declarado por agentes extractores para la serie de tiempo 2010-2015. (Fuente: Sernapesca)

Recurso	Mes	Año					
		2010	2011	2012	2013	2014	2015
Huiro Palo	enero	238	32	11	73	15	48
	febrero	174	41	46	13	23	12
	marzo	111	38	32	55	65	37
	abril	120	39	39	30	39	35
	mayo	155	101	81	47	73	99
	junio	220	44	45	61	76	66
	julio	371	39	16	93	81	64
	agosto	166	57	56	58	28	103
	septiembre	426	65	228	76	39	45
	octubre	203	133	190	356	34	45
	noviembre	300	35	11	7	19	38
	diciembre	201	8	17	83	33	78
	Promedio		223,75	52,6	64,3	79,3	43,7

Tabla 23.

Desembarque total mensual del recurso huiro flotador declarado por agentes extractores para la serie de tiempo 2010-2015. (Fuente: Sernapesca)

Recurso	Mes	Año					
		2010	2011	2012	2013	2014	2015
Huiro Palo	enero		51	48	55	40	5
	febrero	10	64	27	60	48	
	marzo		24	25	57	14	5
	abril		13	32	72		4
	mayo		35	23	43	34	
	junio	141	23	36	79	39	
	julio	16	39	17	45	24	9
	agosto	113	55	90	44	16	32
	septiembre	32	68	54	46	32	35
	octubre	180	14	61	66	2	18
	noviembre	23	30	45	95		16
	diciembre	117	44	50	72	11	20
	Promedio		79	38,3	42,3	61,2	26



Tabla 24.

Estimación de CPUE en relación al número de agentes extractores que formaliza volumen extraído de algas pardas.

Algas pardas	Desembarque total 2015	N° agentes extractores	Aproximación anual CPUE
Huiro negro	11308,15	387	29,22
Huiro palo	566,06	160	3,54
Huiro flotador	141,57	34	4,16

Tabla 25.

Estimación de CPUE mensual en relación al número de agentes extractores que formaliza volumen extraído de algas pardas. (Fuente: Sernapesca 2015)

	HUIRO NEGRO			HUIRO PALO			HUIRO FLOTADOR		
	Biomasa	N° Extractores	CPUE	Biomasa	N° Extractores	CPUE	Biomasa	N° Extractores	CPUE
Enero	774,6	214	3,6	22,60	12	1,9	5,0	1	5,0
Febrero	872,9	200	4,4	11,84	4	3,0	0,0	0	0,0
Marzo	1202,1	245	4,9	36,92	17	2,2	5,0	1	5,0
Abril	1055,9	219	4,8	35,01	16	2,2	4,0	1	4,0
Mayo	798,0	198	4,0	99,01	52	1,9	0,0	0	0,0
Junio	463,5	131	3,5	66,29	31	2,1	0,0	0	0,0
Julio	424,1	145	2,9	63,91	39	1,6	8,5	1	8,5
Agosto	427,7	133	3,2	80,23	37	2,2	31,8	9	3,5
Septiembre	182,1	69	2,6	43,17	23	1,9	34,7	10	3,5
Octubre	395,2	162	2,4	44,57	29	1,5	18,4	7	2,6
Noviembre	560,1	190	2,9	37,97	17	2,2	16,4	8	2,1
Diciembre	418,1	162	2,6	24,56	13	1,9	17,7	8	2,2



Tabla 26.

Número de intermediarios por zona de extracción según plan de manejo algas pardas Tarapacá.

Zonas de extracción	N° intermediarios
1	1
2	11
3	5
4	10
5	8
Total	41

Tabla 27.

Materia prima y producción del total de plantas picadoras algas pardas, región de Tarapacá. Periodo 2011-2013.

AÑOS	N° PLANTAS	MATERIA PRIMA (Ton)	PRODUCCION (Ton)
2011	14	44.578,8	8.955,7
2012	13	46.268,8	11.195,6
2013	15	16.680,5	14.992



Tabla 28.
Técnicas de valorización económica.
Fuente: FIP 2005-22

Técnica	Descripción
Técnicas de Preferencias Asumidas (Cambios en la productividad, Costos de reemplazo, Método de valor de mercado propiamente tal)	Este grupo de técnicas usa los precios de mercado de bienes y servicios para valorizar los efectos de los cambios en la calidad ambiental debido a una determinada decisión que los afecta (confiables solo si no se encuentran distorsionados por un poder monopólico, por impuestos y subsidios).
Técnicas de Preferencias Reveladas (precios hedónicos, costo de viaje)	Se deriva de medir el grado de deseabilidad de las personas a pagar por un recurso natural (del cual no existe mercado).
Técnicas de Preferencias Expresadas (valoración contingente)	Donde se consulta directamente si una persona está dispuesta a pagar por un bien o servicio ambiental. Puesto que el deseo a pagar es contingente (depende de) a un mercado hipotético, se le llama método de valoración contingente, donde se plantea un escenario en el que el encuestado revela su máxima disposición a pagar, lo que generalmente requiere de una encuesta directa.



Tabla 29.

Dimensiones estimadas basadas en métodos directos de valorización económica. Fuente: FIP 2005-22.

Dimensión	Descripción	Resultado (pesos Chilenos)
Valor de la Pesquería Directa de Algas Pardas	El valor histórico de la pesquería directa de estas algas es el producto del volumen por su Precio.	\$ 193 mil millones
Valor de especies dependientes de los Huirales, con pesquería	Aquellas especies sobre las cuales existe una pesquería que tiene un grado de relación con las Algas Pardas, es decir, se benefician de la existencia de los huirales, ya que en ellos habitan, desovan y se alimentan.	\$ 38.855.792
Valor como Información Científica	Una de las dimensiones que ha emergido como relevante en la valorización de los huirales ha sido su valor como información científica, en el sentido de que el Estado de Chile ha financiado la ejecución de estudios	\$12.261.338.117.
Valor como depurador climático (Captura de CO2 y emisión de Oxígeno)	Uno de los servicios ambientales que prestan las algas pardas en el ecosistema marino es la fijación de CO2, lo que permite que el medio ambiente marítimo pueda desarrollarse de manera sustentable.	\$10.127.860.135
Valor como Ecoturismo y Educación	Ecoturismo de Huirales, como aquella modalidad turística responsable ambientalmente, consistente en visitar bajo o a nivel de mar los bosques de Algas que dominan la costa entre el nivel intermareal y submareal hasta los 30 metros de profundidad.	\$0



Tabla 30.

Tabla resumen método de valoración contingente de praderas de algas pardas III y IV regiones. Fuente: FIP 2005-22.

Dimensión	Especies sin Pesquería	Herencia Cultural	Bancos Genéticos	Biodiversidad	Totales
Descripción	Una de las funciones de los bosques de algas marinas es ser área de protección para especies sin pesquería que sustentan especies de importancia económica.	Por Patrimonio o herencia Cultural se entiende todas las manifestaciones o producciones humanas representativas de una determinada sociedad o cultura, pretérita o actual, que posea una importancia arqueológica, histórica, etnográfica, social o artística.	Los bancos genéticos son almacenamientos a largo plazo de semillas y plantas enteras o sus partes, que tienen utilidad para conservar la biodiversidad.	Se refiere a la diversidad de formas de vida y a la diversidad y complejidad interna de los ecosistemas.	
Encuestados con Percepción Positiva	153	136	151	154	
Encuestados Dispuestos a Pagar	117	118	126	122	
DAP promedio (\$/mes)	\$ 1.047	\$ 940	\$ 1.090	\$ 984	
DAP (\$/AÑO)	\$1.909.200	\$1.601.400	\$1.961.400	\$1.829.400	\$7.301.400
APORTE LABORAL (HRS/AÑO)	2.616	2.640	2.832	1.944	10.032



Tabla 31.
Estimación de reclutamiento estacional en las praderas de huiro negro.

Localidad	Estación	Control (ind·m ⁻²)			Prom. Control (ind·m ⁻²)	Experimental (ind·m ⁻²)			Prom. Experimental (ind·m ⁻²)
Pisagua	Otoño 2015	3	8	10	7,0	0	0	0	0,0
	Invierno 2015	5	6	5	5,3	3	2	3	2,7
	Primavera 2015	0	0	0	0,0	2	3	4	3,0
	Verano 2016	5	5	2	4,0	12	4	7	7,7
Pta. Gruesa	Otoño 2015	0	0	0	0,0	0	0	0	0,0
	Primavera 2015	0	0	0	0,0	11	9	5	8,3
	Verano 2016	3	2	4	3,0	4	2	2	2,7
Chanavaya	Otoño 2015	0	0	0	0,0	0	0	0	0,0
	Primavera 2015	1	1	2	1,3	6	6	8	6,7
	Verano 2016	5	4	5	4,7	2	4	4	3,3



Tabla 32.
Estimación de reclutamiento estacional en las praderas de huiro palo.

Localidad	Estación	Control (ind·m ⁻²)			Prom. Control (ind·m ⁻²)	Experimental (ind·m ⁻²)			Prom. Experimental (ind·m ⁻²)
Pisagua	Otoño 2015	0	0	0	0,0	0	0	0	0,0
	Invierno 2015	0	0	0	0,0	0	0	0	0,0
	Primavera 2015	0	0	0	0,0	0	0	0	0,0
	Verano 2016	0	0	0	0,0	0	0	0	0,0
Pta. Gruesa	Otoño 2015	0	0	0	0,0	0	0	0	0,0
	Primavera 2015	0	0	0	0,0	0	0	0	0,0
	Verano 2016	0	0	0	0,0	0	0	0	0,0
Chanavaya	Otoño 2015	0	0	0	0,0	0	0	0	0,0
	Primavera 2015	0	0	0	0,0	17	4	12	11,0
	Verano 2016	0	0	0	0,0	8	5	0	4,3



Tabla 33.

Fauna asociada a discos de fijación de *Lessonia berteroana* y *Lessonia trabeculata*. Se compara la presencia ANTES y DESPUES de la instalación de los tratamientos experimentales de remoción de 33% y 100.

Localidad	Punta Gruesa			Chanavaya			
	ANTES		DESPUES	ANTES		DESPUES	
	<i>L. berteroana</i>	<i>L. trabeculata</i>	<i>L. berteroana</i>	<i>L. berteroana</i>	<i>L. trabeculata</i>	<i>L. berteroana</i>	<i>L. trabeculata</i>
PORIFERA							
<i>Porifera sp1</i>		*					
CNIDARIA							
Anthozoa							
<i>Anemonia alicemartinae</i> Häussermann & Försterra, 2001					*		
<i>Phymactis clematis</i> (Drayton in Dana, 1846)			*			*	*
<i>Actinia sp1</i>				*	*		
PLATYHELMINTHES							
NEMATODA							
<i>Nematodo indet.</i>						*	*
NEMERTEA							
<i>Lineus atrocaeruleus</i> (Schmarda, 1859)			*				
ANNELIDA							
Polychaeta							
<i>Anaitides sp.</i>				*			*
Eulipethidae				*			
<i>Flabelligeridae</i> Saint-Joseph, 1894				*			
<i>Lumbrineridae sp1</i>		*	*	*	*	*	
<i>Nereididae</i> Blainville, 1818							*



<i>Nereis callaona</i> (Grube, 1857)	*	*	*	*		*	*
<i>Perinereis falklandica</i> (Ramsay, 1914)			*			*	*
<i>Phagmatoma moerchi</i> (Kinberg, 1867)	*	*	*	*	*		
<i>Syllis</i> sp			*	*		*	
<i>Platynereis australis</i> (Schmarda, 1861)			*				
<i>Pseudonereis variegata</i> (Grube, 1857)			*				
<i>Polychaeta</i> (Grube, 1850)				*			
<i>Halosydna</i> sp		*	*			*	*
MOLLUSCA							
Polyplacophora							
<i>Acanthopleura echinata</i> (Barnes, 1824)			*			*	
<i>Chaetopleura peruviana</i> (Lamarck, 1819)							*
<i>Chiton cumingsii</i> Frembly, 1827							*
<i>Enoplochiton niger</i> (Barnes, 1824)				*		*	
Gastropoda							
<i>Aeneator fontainei</i> (d'Orbigny, 1839)							*
<i>Calyptraea trochiformis</i> Lamarck, 1804 †		*			*		*
<i>Concholepas concholepas</i> (Bruguière, 1789)		*	*	*		*	
<i>Crassilabrum crassilabrum</i> (G. B. Sowerby II, 1834)		*			*		*
<i>Crepidatella dilatata</i> (Lamarck, 1822)			*				*
<i>Crepidula philippiana</i> Gallardo, 1977							*
<i>Crepidatella</i> sp1	*	*			*		
<i>Diloma nigerrima</i> (Gmelin, 1791)						*	
<i>Entodesma cuneata</i> (Gray, 1828)		*			*	*	*
<i>Fissurella crassa</i> Lamarck, 1822						*	
<i>Fissurella latimarginata</i> G. B. Sowerby I, 1835							*



<i>Fissurella picta</i> (Gmelin, 1791)			*			*	
<i>Fisurella sp</i>				*			
<i>Mitrella unifasciata</i> (Sowerby 1832)		*			*		
<i>Nacella deaurata</i> (Gmelin, 1791)					*		
<i>Nassarius gayii</i> (Kiener, 1834)					*		
<i>Prisogaster niger</i> (W. Wood, 1828)			*		*		*
<i>Scurria parasitica</i> (d'Orbigny, 1835)						*	
<i>Tegula atra</i> (Lesson, 1830)		*	*	*		*	
<i>Tegula luctuosa</i> (d'Orbigny, 1841)		*			*		
<i>Tegula tridentata</i> (Potiez & Michaud, 1838)		*	*	*	*		*
<i>Stramonita haemastoma</i> (Linnaeus, 1767)							*
<i>Tricolia macleani</i> Marincovich, 1973							*
Bivalvia							
<i>Aulacomya ater</i> (Molina, 1782)	*	*	*	*	*		
<i>Bivalva sp2</i>				*			
<i>Brachidontes granulatus</i> (Hanley, 1843)	*	*	*	*	*	*	*
Carditidae Férussac, 1822			*			*	
<i>Choromytilus chorus</i> (Molina, 1782)				*	*		*
<i>Hiatella solida</i> (Sowerby, 1834) / <i>Hiatella arctica</i> (Linnaeus, 1767)					*		
<i>Protothaca thaca</i> (Molina, 1782) / <i>Leukoma thaca</i> (Molina, 1782)			*			*	
<i>Semele solida</i> (Gray, 1828)						*	*
<i>Semimytilus algosus</i> (Gould, 1850)	*	*	*	*	*	*	*
Venereidae ind.						*	*
ARTHROPODA							
<i>Austromegabalanus psittacus</i> (Molina, 1782)		*		*	*	*	*
<i>Balanus flosculus</i> (Darwin, 1854)				*			



<i>Balanus laevis</i> (Bruguière, 1789)			*	*			
<i>Jehlius cirratus</i> (Darwin, 1854)				*		*	
<i>Verruca laevigata</i> (Sowerby, 1827)	*	*					
Decapoda							
Anomura							
<i>Acanthocycclus hassleri</i> Rathbun, 1898			*	*			
<i>Alpheus chilensis</i> (Coutière, 1902)			*				*
<i>Allopetrolisthes angulosus</i> (Guérin, 1835)		*	*	*	*	*	*
<i>Allopetrolisthes punctatus</i> (Guérin, 1835)	*		*	*		*	
<i>Liopetrolisthes mitra</i> (Dana, 1852)		*					
<i>Pachycheles crinimanus</i> Haig, 1960							*
<i>Pachycheles grossimanus</i> (Guerin, 1835)	*	*	*	*	*	*	*
<i>Pagurus edwardsii</i> (Dana, 1852)		*					*
<i>Pagurus villosus</i> (Nicolet, 1849)							*
<i>Panopeus chilensis</i> H. Milne Edwards & Lucas, 1843			*				
<i>Petrolisthes tuberculatus</i> (H. Milne Edwards, 1837)				*			
Brachyura							
<i>Pilumnoides perlatus</i> (Poeboig, 1836)		*	*		*	*	*
<i>Pisoides edwardsii</i> (Bell, 1835)		*					
<i>Taliepus dentatus</i> (H. Milne Edwards, 1834)			*				
Caridea							
<i>Synalpheus spinifrons</i> (H. Milne Edwards, 1837)	*	*	*	*		*	
Peracarida							
Tanaidacea							
<i>Zeuxo marmoratus</i> (Nordenstam, 1930)		*	*				
Amphipoda							



<i>Ampelisca sp</i> (Krøyer, 1842)						*	
Amphipoda sp1	*			*			
Amphipoda sp8	*						
<i>Aora maculata</i> (Thomson, 1879)	*		*			*	
<i>Elasmopus</i> (Costa, 1853)	*		*			*	
<i>Erichthonius brasiliensis</i> (Dana, 1853)	*	*	*				*
<i>Hyalé rubra</i> (Thomson, 1879)	*		*	*			
<i>Melitidae sp1</i> (Vousfield, 1973)							*
<i>Orchomenella chilensis</i> (Heller, 1868)		*					
<i>Peramphitoe femorata</i> (Kroyer, 1845)		*	*				*
Isopoda							
<i>Cymodoce foveolata</i> Menzies, 1962			*			*	
<i>Joeropsis bidens</i> (Menzies, 1962)	*	*	*	*		*	
<i>Ischyromene menziesi</i> (Sivertsen & Holthuis, 1980)			*				
<i>Limnoria chilensis</i> Menzies, 1962			*			*	
ECHINODERMATA							
Holoturoidea							
<i>Pattalus mollis</i> Selenka, 1868				*			
Ophiuroidea							
<i>Ophiactis kroeyeri</i> Lütken, 1856		*	*	*	*	*	
<i>Ophiophragmus chilensis</i> (Müller & Troschel, 1843)							*
Equinoidea							
<i>Arbacia dufresnei</i> (Blainville, 1825)					*		
<i>Tetrapygyus niger</i> (Molina, 1782)		*			*	*	*
<i>Loxechinus albus</i> (Molina, 1782)						*	
Asteroidea							



<i>Patiria chilensis</i> (Lutken, 1859)					*		*
<i>Stichaster striatus</i> (Müller & Troschel, 1840)		*	*	*	*	*	
CHORDATA							
<i>Sicyases sanguineus</i> Müller & Troschel, 1843						*	



Tabla 34.

Resumen del análisis de PERMANOVA de la comunidad intra-discos en praderas de *Lessonia berteroana*. El análisis compara la estructura comunitaria de parcelas experimentales al inicio del experimento y el efecto de la presión de cosecha entre parcelas sometidas posteriormente a 0% (Control) y 33% de remoción al final del período de estudio.

<i>L. berteroana</i>	df	Pseudo-F	P(perm)	Permutaciones
Comunidad inicial	1	1.5	0.2	999
Residual	22			
Efecto de cosecha (33%)	2	3	p< 0.01	997
Residual	21			



Tabla 35.

Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de las especies de comunidades intra-discos de *Lessonia berteroana* en condiciones iniciales (Pre-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similaridad promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Parcelas de 33% Pre-tratamiento						
Average similarity: 39.49						
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%	
Panopeus chilensis	4.43	10.74	1.55	27.19	27.19	
Syllidae sp1	15.84	10.30	0.94	26.08	53.27	
Pilumnoides perlatus	4.06	7.85	1.75	19.87	73.14	
Carditidae sp.	3.11	4.11	1.29	10.40	83.54	
Oliva peruviana	2.32	1.80	0.69	4.56	88.10	
Tegula tridentata	1.13	1.16	0.68	2.93	91.02	
Parcelas de 100% Pre-tratamiento						
Average similarity: 40.65						
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%	
Panopeus chilensis	6.78	10.62	1.82	26.12	26.12	
Syllidae sp1	27.42	9.09	0.58	22.37	48.49	
Pilumnoides perlatus	5.39	7.10	0.98	17.46	65.95	
Carditidae sp.	4.02	5.67	1.29	13.95	79.90	
Tegula tridentata	1.81	1.62	0.79	3.98	83.88	
Amphipoda sp.	1.72	1.05	0.69	2.58	86.46	
Bivalva sp1	2.76	0.71	0.49	1.73	88.19	
Liopetrolisthes mitra	0.97	0.61	0.33	1.50	89.70	
Bivalva sp2	1.57	0.50	0.47	1.24	90.94	
Parcelas 33 & 100% Pre-tratamientos						
Average dissimilarity = 61.58						
Species	Parcelas 33% Av.Abund	Parcelas 100% Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Syllidae sp1	15.84	27.42	21.99	1.43	35.71	35.71
Pilumnoides perlatus	4.06	5.39	4.10	0.89	6.66	42.37
Panopeus chilensis	4.43	6.78	3.01	1.25	4.89	47.26
Carditidae	3.11	4.02	2.95	0.99	4.79	52.05
Oliva peruviana	2.32	1.36	2.15	1.16	3.49	55.54
Bivalva sp1	1.07	2.76	2.08	1.24	3.38	58.92
Amphipoda sp.7	0.53	1.72	1.89	0.88	3.07	61.99
Erichthonius brasiliensis	0.75	0.72	1.71	0.66	2.77	64.76
Bivalva sp2	1.35	1.57	1.64	0.99	2.66	67.43
Tegula tridentata	1.13	1.81	1.63	0.94	2.65	70.08
Eurypanopeus crenatus	0.72	0.61	1.63	0.61	2.65	72.73
Phymactis clematis	1.00	1.70	1.51	0.99	2.44	75.18
Amphipoda sp1	1.65	1.09	1.47	0.91	2.38	77.56
Liopetrolisthes mitra	0.41	0.97	1.47	0.62	2.38	79.94
Alpheus chilensis	1.31	0.52	1.19	0.63	1.93	81.87
Jassa sp	0.25	0.92	1.02	0.50	1.65	83.52
Fisurella latimarginata	0.77	0.78	0.90	0.70	1.46	84.98
V180	0.08	0.49	0.86	0.51	1.40	86.38
Aulacomya ater	0.08	0.48	0.85	0.53	1.38	87.76
Ampelisca sp.	0.66	1.25	0.83	0.58	1.35	89.11
Aeneator fontainei	0.88	0.47	0.81	0.86	1.32	90.44



Tabla 36.

Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de las especies de comunidades intra-discos de *Lessonia berteroana* en condiciones finales (Post-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similitud promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Parcelas de 0% Post-tratamiento						
Average similarity: 43.20						
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%	
<i>Pachycheles grosimanus</i>	4.87	12.21	2.45	28.27	28.27	
<i>Brachidontes granulata</i>	4.56	10.43	1.90	24.14	52.41	
<i>Semimytilus algosus</i>	8.14	8.25	1.26	19.09	71.50	
<i>Phragmatoma moerchi</i>	2.62	2.68	0.78	6.20	77.71	
<i>Nereis callaona</i>	1.26	2.09	0.96	4.83	82.54	
<i>Synalpheus spinifrons</i>	0.91	1.05	0.62	2.42	84.96	
<i>Acanthocyclus hassleri</i>	1.40	0.95	0.59	2.21	87.17	
<i>Peramphitoe femorata</i>	0.50	0.88	0.50	2.04	89.21	
<i>Allopetrolisthes angulosus</i>	1.11	0.69	0.51	1.60	90.81	

Parcelas de 33% Post-tratamiento						
Average similarity: 32.93						
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%	
<i>Pachycheles grosimanus</i>	3.53	15.25	2.36	46.30	46.30	
<i>Semimytilus algosus</i>	2.66	5.07	0.96	15.40	61.70	
<i>Brachidontes granulata</i>	1.26	2.71	0.70	8.24	69.94	
<i>Nereis callaona</i>	1.04	1.77	0.53	5.37	75.31	
<i>Synalpheus spinifrons</i>	0.75	1.73	0.56	5.26	80.57	
<i>Erichthonius brasiliensis</i>	0.59	1.24	0.45	3.75	84.33	
<i>Acanthocyclus hassleri</i>	0.72	0.87	0.31	2.63	86.95	
<i>Elasmopus sp.</i>	0.65	0.85	0.30	2.58	89.53	
<i>Pseudonereis variegata</i>	0.82	0.69	0.32	2.09	91.62	

Parcelas 33 & 100% Post-tratamientos						
Average dissimilarity = 67.48						
Species	Parcelas 33%		Parcelas 100%		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
<i>Semimytilus algosus</i>	8.14	2.66	11.21	1.34	16.61	16.61
<i>Brachidontes granulata</i>	4.56	1.26	7.88	1.11	11.68	28.28
<i>Phragmatoma moerchi</i>	2.62	0.40	4.91	0.89	7.27	35.56
<i>Pachycheles grosimanus</i>	4.87	3.53	4.73	1.16	7.01	42.56
<i>Acanthocyclus hassleri</i>	1.40	0.72	2.67	1	3.96	46.52
<i>Nereis callaona</i>	1.26	1.04	2.49	1.21	3.68	50.20
<i>Tegula atra</i>	1.13	0.61	2.29	0.76	3.39	53.60
<i>Allopetrolisthes punctatus</i>	0.83	0.75	1.94	0.88	2.88	56.48
<i>Synalpheus spinifrons</i>	0.91	0.75	1.92	1.08	2.84	59.32
<i>Pseudonereis variegata</i>	0.17	0.82	1.91	0.52	2.83	62.15
<i>Allopetrolisthes angulosus</i>	1.11	0.09	1.69	0.92	2.50	64.65
<i>Elasmopus sp.</i>	0.00	0.65	1.50	0.57	2.22	66.87



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Halosydna sp.	0.74	0.45	1.46	0.99	2.17	69.03
Joeropsis bidens	0.75	0.34	1.45	0.93	2.14	71.18
Erichthonius brasiliensis	0.31	0.59	1.38	0.83	2.05	73.23
Ischynomene menziesi	0.00	0.63	1.28	0.55	1.90	75.13
Typosyllis sp.	0.76	0.22	1.27	0.85	1.88	77.01
Peramphitoe femorata	0.50	0.09	1.25	0.85	1.85	78.86
Concholepas concholepas	0.71	0.00	1.21	0.86	1.79	80.65
Acanthopleura echinata	0.28	0.27	1.10	0.66	1.62	82.27
Prisogaster niger	0.66	0.00	0.95	0.53	1.41	83.68
Ophiactis kroyeri	0.62	0.09	0.92	0.77	1.36	85.05
Phymactis clematis	0.55	0.09	0.90	0.65	1.33	86.38
Crepidula dilatata	0.20	0.18	0.78	0.59	1.16	87.54
Protothaca thaca	0.32	0.09	0.68	0.48	1.01	88.55
Lumbrineris sp.	0.39	0.09	0.68	0.60	1.01	89.56
Aora maculata	0.28	0.00	0.55	0.47	0.81	90.37



Tabla 37.

Resumen del análisis de PERMANOVA de la comunidad intra-discos en praderas de *Lessonia trabeculata*. El análisis compara la estructura comunitaria de parcelas experimentales al inicio del experimento y el efecto de la presión de cosecha entre parcelas sometidas posteriormente a 0% (Control) y 33% de remoción al final del período de estudio.

<i>L. trabeculata</i>	df	Pseudo-F	P(perm)	Permutaciones
Comunidad inicial	1	1.7	0.08	999
Residual	22			
Efecto de cosecha (33%)	1	2	0.05	774
Residual	11			



Tabla 38.

Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de las especies de comunidades intra-discos de *Lessonia trabeculata* en condiciones iniciales (Pre-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similitud promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Parcelas 33% Pre-tratamiento						
Average similarity: 24.40						
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%	
<i>Semimytilus algosus</i>	132.50	13.39	1.09	54.85	54.85	
<i>Brachidontes granulata</i>	155.50	3.83	0.34	15.71	70.56	
<i>Prisogaster niger</i>	13.58	1.67	0.28	6.83	77.39	
<i>Pachycheles grosimanus</i>	15.33	1.34	0.41	5.47	82.86	
<i>Choromytilus chorus</i>	17.42	1.29	0.33	5.28	88.15	
<i>Ophiactis kroyeri</i>	5.75	0.65	0.69	2.66	90.80	
Parcelas 100% Pre-tratamiento						
Average similarity: 19.81						
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%	
<i>Semimytilus algosus</i>	17.58	6.03	0.80	30.45	30.45	
<i>Prisogaster niger</i>	20.67	4.69	0.41	23.68	54.14	
<i>Tegula tridentata</i>	8.00	2.50	0.49	12.61	66.74	
<i>Brachidontes granulata</i>	14.83	2.30	0.44	11.59	78.34	
<i>Choromytilus chorus</i>	10.17	1.09	0.43	5.50	83.83	
<i>Ophiactis kroyeri</i>	6.17	1.06	0.72	5.34	89.17	
<i>Pachycheles grosimanus</i>	2.08	0.36	0.25	1.81	90.99	
Parcelas 33% y 100%						
Average dissimilarity = 82.30						
Species	Parcelas 33%		Parcelas 100%		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
<i>Semimytilus algosus</i>	132.50	17.58	22.36	1.48	27.17	27.17
<i>Brachidontes granulata</i>	155.50	14.83	19.19	0.90	23.32	50.49
<i>Prisogaster niger</i>	13.58	20.67	9.82	0.72	11.93	62.43
<i>Choromytilus chorus</i>	17.42	10.17	6.40	0.77	7.77	70.20
<i>Tegula tridentata</i>	8.00	8.00	4.73	0.58	5.75	75.94
<i>Pachycheles grosimanus</i>	15.33	2.08	4.14	0.76	5.04	80.98
<i>Erichthonius brasiliensis</i>	1.00	4.83	2.38	0.30	2.89	83.87
<i>Ophiactis kroyeri</i>	5.75	6.17	2.14	0.72	2.61	86.47
<i>Phragmatoma moerchi</i>	9.50	2.83	1.63	0.76	1.98	88.46
<i>Austromegabalanus psittacus</i>	5.25	2.50	1.61	0.67	1.95	90.41



Tabla 39.

Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de las especies de comunidades intra-discos de *Lessonia trabeculata* en condiciones finales (Post-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similitud promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Parcelas 0% Post-tratamiento						
Average similarity: 39.86						
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%	
<i>Calyptraea trochiformis</i>	4.06	9.50	2.09	23.85	23.85	
<i>Crepidula dilatata</i>	3.75	7.18	2.07	18.01	41.86	
<i>Ophiactis kroyeri</i>	2.92	6.39	1.93	16.02	57.88	
<i>Aulacomya ater</i>	3.64	5.09	0.77	12.76	70.64	
<i>Brachidontes granulata</i>	2.00	2.45	0.74	6.16	76.80	
<i>Crassilabrum crassilabrum</i>	1.35	2.23	0.76	5.60	82.40	
<i>Patiria chilensis</i>	0.83	1.00	0.44	2.51	84.91	
<i>Erichthonius brasiliensis</i>	1.35	0.86	0.42	2.16	87.08	
<i>Pachycheles grosimanus</i>	0.93	0.81	0.46	2.03	89.11	
<i>Phragmatoma moerchi</i>	0.91	0.70	0.45	1.75	90.86	
Parcelas 33% Post-tratamiento						
Average similarity: 32.00						
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%	
<i>Phragmatoma moerchi</i>	2.68	10.72	1.31	33.49	33.49	
<i>Ophiactis kroyeri</i>	2.26	4.89	1.23	15.28	48.77	
<i>Erichthonius brasiliensis</i>	1.88	2.50	0.75	7.82	56.59	
<i>Calyptraea trochiformis</i>	2.08	2.18	0.85	6.82	63.42	
<i>Tegula tridentata</i>	1.24	1.62	0.59	5.06	68.47	
<i>Crassilabrum crassilabrum</i>	1.05	1.57	0.56	4.91	73.38	
<i>Crepidula dilatata</i>	1.64	1.40	0.52	4.38	77.76	
<i>Pachycheles grosimanus</i>	1.07	1.22	0.60	3.82	81.58	
<i>Brachidontes granulata</i>	1.48	1.11	0.60	3.48	85.06	
<i>Pilumnoides perlatus</i>	0.49	0.95	0.35	2.97	88.03	
<i>Entodesma cuneata</i>	0.63	0.86	0.59	2.70	90.73	
Parcelas 0 & 33						
Average dissimilarity = 68.99						
Species	Parcela 0% Av.Abund	Parcela 33% Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Aulacomya ater</i>	3.64	1.51	7.03	1.29	10.19	10.19
<i>Calyptraea trochiformis</i>	4.06	2.08	6.61	1.31	9.59	19.78
<i>Crepidula dilatata</i>	3.75	1.64	6.17	1.39	8.94	28.72
<i>Phragmatoma moerchi</i>	0.91	2.68	3.87	1.34	5.61	34.33
<i>Brachidontes granulata</i>	2.00	1.48	3.76	1.19	5.45	39.78
<i>Ophiactis kroyeri</i>	2.92	2.26	3.58	1.20	5.19	44.97
<i>Erichthonius brasiliensis</i>	1.35	1.88	3.43	1.21	4.97	49.94
<i>Prisogaster niger</i>	1.59	0.14	2.96	0.61	4.29	54.24
<i>Tegula tridentata</i>	0.88	1.24	2.69	0.99	3.90	58.14
<i>Crassilabrum crassilabrum</i>	1.35	1.05	2.50	1.29	3.63	61.77
<i>Pachycheles grosimanus</i>	0.93	1.07	2.28	1.03	3.31	65.08
<i>Patiria chilensis</i>	0.83	0.00	1.90	0.80	2.75	67.83
<i>Pagurus villosus</i>	0.64	0.63	1.84	0.80	2.67	70.50
<i>Thais haemostoma</i>	0.67	0.40	1.79	0.73	2.59	73.09
<i>Mitrella unifasciata</i>	0.33	0.90	1.63	1.01	2.36	75.45
<i>Phymactis clematis</i>	0.84	0.49	1.55	1.04	2.25	77.70
<i>Tetrapygyus niger</i>	0.67	0.20	1.50	0.50	2.18	79.88
<i>Semimytilus algosus</i>	0.65	0.25	1.34	0.50	1.95	81.83



Pilumnoides perlatus	0.52	0.49	1.33	1.03	1.92	83.75
Pachycheles crinimanus	0.57	0.43	1.26	0.77	1.83	85.57
Entodesma cuneata	0.46	0.63	1.23	1.02	1.79	87.36
Semele solida	0.40	0.39	1.05	0.85	1.52	88.88
Aora maculata	0.37	0.46	1.02	0.67	1.47	90.35

Tabla 40.

Resumen del análisis de PERMANOVA de la comunidad intra-discos en praderas de *Macrosystis integrifolia*. El análisis compara la estructura comunitaria de parcelas experimentales al inicio del experimento y el efecto de la presión de cosecha entre parcelas sometidas posteriormente a 0% (Control) y 33% de remoción al final del período de estudio.

<i>M. integrifolia</i>	df	Pseudo-F	P(perm)	Permutaciones
Comunidad inicial	1	0.8	0.5	998
Residual	21			
Efecto de cosecha (33%)	1	0.6	0.8	998
Residual	21			



Tabla 41.

Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de las especies de comunidades intra-discos de *Macrocystis integrifolia* en condiciones iniciales (Pre-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similitud promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Parcelas 33% Pre-tratamiento					
Average similarity: 15.91					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Tegula luctuosa	0.89	2.58	0.38	16.23	16.23
Allopetrolisthes angulosus	1.64	2.57	0.38	16.16	32.39
Carditella tegulata	1.34	1.62	0.50	10.16	42.55
Fisurella picta	1.45	1.51	0.50	9.52	52.07
Austromegabalanus pssitacus	0.91	0.99	0.41	6.25	58.31
Brachiodontes granulata	0.53	0.78	0.53	4.89	63.21
Dendropoma sp	0.50	0.78	0.53	4.89	68.10
Nasarius gayi	0.88	0.72	0.40	4.55	72.65
Balanus laevis	0.42	0.55	0.41	3.48	76.14
Glyceridae	0.73	0.51	0.31	3.18	79.31
Alpheus chilensis	0.28	0.48	0.18	2.99	82.30
Limnoria chilensis	0.50	0.41	0.31	2.55	84.85
Calyptraea trochiformis	0.33	0.36	0.31	2.29	87.14
Aesopus aliciae	0.54	0.33	0.29	2.09	89.23
Tegula atra	0.24	0.26	0.12	1.64	90.87

Parcelas 100% Post-tratamiento					
Average similarity: 11.58					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Tegula luctuosa	0.98	1.46	0.29	12.64	12.64
Carditella tegulata	1.08	1.21	0.51	10.42	23.06
Nasarius gayi	1.48	1.19	0.39	10.25	33.31
Limnoria chilensis	1.66	1.16	0.38	10.00	43.30
Allopetrolisthes angulosus	1.77	1.12	0.20	9.68	52.98
ahora typica	1.44	1.00	0.39	8.61	61.59
Fisurella picta	1.07	0.91	0.40	7.85	69.44
Dendropoma sp	0.50	0.74	0.51	6.37	75.80
Alpheus chilensis	1.27	0.65	0.25	5.62	81.42
Diloma nigerrima	0.63	0.35	0.31	3.06	84.48
Crepidula philippiana	0.25	0.29	0.21	2.47	86.95
Calyptraea trochiformis	0.51	0.23	0.31	2.03	88.98
Orchomenella chilensis	0.17	0.17	0.12	1.49	90.47

Parcelas 33 y 100% Pre-tratamiento					
Average dissimilarity = 85.88					
Species	Parcela 33%		Parcela 100%		Contrib%
	Av.Abund	Cum.%	Av.Abund	Av.Diss	
Allopetrolisthes angulosus	1.64	10.20	1.77	8.76	10.20
Tegula luctuosa	0.89	16.33	0.98	5.26	6.13
Limnoria chilensis	0.50	21.01	1.66	4.02	4.69
Fisurella picta	1.45	25.50	1.07	3.86	4.49



Carditella tegulata	1.34	1.08	3.77	0.91	4.39
	29.89				
Nasarius gayi	0.88	1.48	3.70	0.95	4.30
	34.19				
ahora typica	0.20	1.44	2.97	0.78	3.46
	37.66				
Alpheus chilensis	0.28	1.27	2.81	0.71	3.28
	40.93				
Austromegabalanus pssitacus	0.91	0.35	2.24	0.85	2.61
	43.54				
Acanthocycclus hassleri	0.26	0.14	1.97	0.34	2.30
	45.84				
Megalobrachium peruvianum	0.53	0.23	1.86	0.45	2.17
	48.01				
Alpheus chilensis	0.28	0.17	1.55	0.49	1.81
	49.82				
Glyceridae	0.73	0.00	1.54	0.63	1.79
	51.61				
Aesopus aliciae	0.54	0.29	1.45	0.71	1.69
	53.30				
Brachiodontes granulata	0.53	0.14	1.43	0.79	1.67
	54.97				
Calyptraea trochiformis	0.33	0.51	1.41	0.76	1.64
	56.61				
Athyonidium chilensis	0.19	0.20	1.41	0.37	1.64
	58.25				
naineris sp	0.42	0.28	1.38	0.59	1.61
	59.86				
Diloma nigerrima	0.12	0.63	1.37	0.65	1.60
	61.46				
Dendropoma sp	0.50	0.50	1.36	0.89	1.59
	63.05				
Halosydna sp	0.52	0.20	1.25	0.62	1.45
	64.50				
Syllidae	0.44	0.24	1.23	0.49	1.44
	65.94				
Arabellidae	0.23	0.25	1.18	0.45	1.38
	67.31				
Semele solida	0.24	0.08	1.18	0.31	1.37
	68.68				
Crepidula philippiana	0.12	0.25	1.17	0.52	1.36
	70.04				
Tegula atra	0.24	0.00	1.12	0.37	1.30
	71.34				
Ampelisca sp	0.20	0.53	1.09	0.58	1.26
	72.61				
Balanus laevis	0.42	0.00	0.96	0.75	1.12
	73.72				
Prisogaster niger	0.08	0.20	0.91	0.45	1.06
	74.78				
Synalpheus spinifrons	0.12	0.12	0.89	0.30	1.04
	75.83				
Nereis calloana	0.14	0.35	0.83	0.51	0.97
	76.80				
Orchomenella chilensis	0.00	0.17	0.82	0.35	0.95
	77.75				
Perineris falklandica	0.28	0.25	0.78	0.52	0.91
	78.66				
Entodesma cuneata	0.20	0.26	0.77	0.41	0.90
	79.56				
Spionidae	0.28	0.08	0.77	0.48	0.89
	80.45				



Panopeus chilensis	0.26	0.19	0.75	0.51	0.87
	81.32				
Robsonella fontaniana	0.00	0.08	0.73	0.21	0.85
	82.17				
Mediomastus sp	0.00	0.36	0.67	0.42	0.78
	82.96				
Pagurus edwardsii	0.35	0.00	0.65	0.39	0.75
	83.71				
Heliaster heliantus	0.35	0.00	0.64	0.54	0.75
	84.46				
Orbinidae	0.08	0.25	0.64	0.38	0.74
	85.20				
Choromytilus chorus	0.20	0.20	0.64	0.53	0.74
	85.95				
Jaeropsis bidens	0.12	0.20	0.63	0.51	0.73
	86.68				
Hesionidae	0.17	0.12	0.63	0.40	0.73
	87.41				
Aulacomya ater	0.00	0.35	0.59	0.52	0.68
	88.09				
Jassa	0.08	0.00	0.58	0.23	0.68
	88.77				
Pachycheles grossimanus	0.17	0.17	0.57	0.57	0.66
	89.43				
Patiria chilensis	0.00	0.29	0.55	0.40	0.64
	90.07				



Tabla 42.

Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de las especies de comunidades intra-discos de *Macrocystis integrifolia* en condiciones finales (Post-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similitud promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Parcelas 0% Post-tratamiento						
Average similarity: 15.06						
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%	
Venereidae	0.73	2.30	0.31	15.27	15.27	
Phragmatopoma moerchi	1.28	1.63	0.55	10.83	26.10	
Erichthonius brasiliensis	1.22	1.56	0.56	10.33	36.43	
Eatoniella nigra	1.16	1.05	0.40	6.95	43.38	
Dendropoma sp	0.55	0.93	0.60	6.15	49.53	
Gastropodo juvenil indet.	0.40	0.88	0.23	5.87	55.40	
Megalomma monoculata	0.93	0.76	0.43	5.02	60.42	
Nermetino indet 1	0.31	0.73	0.23	4.86	65.28	
Zuexo marmoratus	0.62	0.65	0.46	4.32	69.60	
Ahora maculata	0.56	0.43	0.34	2.88	72.48	
Semele solida	0.25	0.39	0.13	2.60	75.08	
Tegula tridentata	0.59	0.38	0.24	2.55	77.63	
Pilumnoides perlatus	0.40	0.38	0.34	2.50	80.13	
Ampelisca sp	0.48	0.36	0.34	2.40	82.53	
Ophiactis kroyeri	0.60	0.30	0.24	2.02	84.55	
Tricolia macleni	0.41	0.25	0.23	1.67	86.22	
Typosyllis sp	0.35	0.24	0.24	1.60	87.82	
Melita sp	0.27	0.19	0.24	1.28	89.10	
Actinia indet	0.25	0.19	0.13	1.25	90.35	
Parcelas 33% Post-tratamiento						
Average similarity: 13.81						
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%	
Nermetino indet 1	0.53	2.24	0.30	16.23	16.23	
Venereidae	0.50	1.76	0.20	12.78	29.01	
Phragmatopoma moerchi	1.07	1.57	0.50	11.38	40.39	
Erichthonius brasiliensis	1.06	0.97	0.40	7.00	47.40	
Dendropoma sp	0.50	0.90	0.53	6.49	53.89	
Zuexo marmoratus	0.53	0.90	0.53	6.49	60.38	
Crepidula dilatata	0.55	0.60	0.41	4.32	64.70	
Tegula tridentata	0.76	0.51	0.29	3.69	68.38	
Caecum chilense	0.66	0.49	0.28	3.52	71.90	
Megalomma monoculata	0.33	0.40	0.31	2.87	74.77	
Ophiactis kroyeri	0.47	0.36	0.31	2.60	77.37	
Typosyllis sp	0.33	0.32	0.31	2.32	79.69	
Carditella tegulata	0.55	0.32	0.31	2.32	82.02	
Melita sp	0.39	0.32	0.31	2.32	84.34	
Alpheus chilensis	0.28	0.26	0.12	1.91	86.25	
Semele solida	0.28	0.26	0.12	1.89	88.14	
Allopetrolisthes angulosus	0.20	0.24	0.12	1.73	89.87	
Entodesma cuneata	0.40	0.22	0.21	1.61	91.48	
Parcelas 33 y 100% Post-tratamiento						
Average dissimilarity = 83.66						
Species	Parcelas 33%		Parcelas 100%		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
Venereidae sp.	0.73	0.50	4.93	0.62	5.90	5.90
Phragmatopoma moerchi	1.28	1.07	3.93	1.00	4.70	10.59



Erichthonius brasiliensis	1.22	1.06	3.80	1.10	4.54	15.13
Nermetino indet 1	0.31	0.53	3.19	0.66	3.81	18.95
Eatoniella nigra	1.16	0.08	2.82	0.73	3.37	22.32
Megalomma monoculata	0.93	0.33	2.51	0.79	3.00	25.31
Tegula tridentata	0.59	0.76	2.50	0.84	2.99	28.30
Semele solida	0.25	0.28	2.47	0.52	2.95	31.25
Gastropodo juvenil indet.	0.40	0.00	2.35	0.49	2.81	34.06
Ophiactis kroyeri	0.60	0.47	1.98	0.86	2.36	36.42
Zuexo marmoratus	0.62	0.53	1.89	1.04	2.26	38.68
Aesopus aliciae	0.56	0.38	1.79	0.68	2.14	40.82
Caecum chilense	0.09	0.66	1.74	0.61	2.08	42.91
Crepidula dilatata	0.27	0.55	1.69	0.80	2.02	44.93
Alpheus chilensis	0.13	0.28	1.66	0.46	1.99	46.91
Hesionidae	0.50	0.27	1.64	0.57	1.96	48.87
Ahora maculata	0.56	0.30	1.61	0.82	1.93	50.80
Dendropoma sp	0.55	0.50	1.54	0.95	1.84	52.64
Carditella tegulata	0.18	0.55	1.38	0.68	1.65	54.29
Actinia indet	0.25	0.00	1.37	0.36	1.63	55.92
Tricolia macleni	0.41	0.20	1.37	0.70	1.63	57.56
Typosyllis sp	0.35	0.33	1.33	0.81	1.59	59.15
Amphipodo sp1	0.13	0.17	1.32	0.38	1.58	60.73
Entodesma cuneata	0.29	0.40	1.31	0.68	1.57	62.30
naineris sp	0.35	0.25	1.29	0.49	1.55	63.85
Glyceridae	0.39	0.20	1.28	0.53	1.53	65.38
Perineris falklandica	0.33	0.25	1.28	0.60	1.53	66.91
Ampelisca sp	0.48	0.17	1.22	0.78	1.46	68.36
Melita sp	0.27	0.39	1.22	0.83	1.45	69.82
Syllidae	0.31	0.26	1.13	0.60	1.35	71.17
Pilumnoides perlatus	0.40	0.17	1.12	0.79	1.34	72.50
Orbinidae	0.13	0.39	1.12	0.51	1.33	73.84
Brachiodontes granulata	0.20	0.23	1.09	0.50	1.30	75.13
Allopetrolisthes angulosus	0.00	0.20	1.08	0.37	1.29	76.42
Spionidae	0.39	0.14	1.05	0.53	1.26	77.68
Planaris indet	0.09	0.08	0.97	0.34	1.16	78.84
Megalopa	0.00	0.17	0.90	0.26	1.07	79.91
Halosydna sp	0.31	0.12	0.89	0.63	1.06	80.97
Mediomastus sp	0.13	0.08	0.88	0.39	1.06	82.03
Lyonsia delicata	0.13	0.17	0.77	0.38	0.92	82.95
Amphipodo sp2	0.13	0.00	0.74	0.28	0.88	83.83
Cirriiformia sp	0.13	0.00	0.74	0.28	0.88	84.71
Pagurus edwardsii	0.09	0.25	0.74	0.61	0.88	85.59
Synalpheus spinifrons	0.18	0.00	0.73	0.29	0.87	86.46
Zeuxo marmoratus2	0.18	0.14	0.70	0.42	0.84	87.30
Ophiophragmus chilensis	0.00	0.08	0.67	0.23	0.80	88.11
Arabellidae	0.09	0.24	0.65	0.41	0.78	88.88
Peramphithoe femorata	0.09	0.17	0.62	0.51	0.74	89.62
Styela sp	0.18	0.08	0.59	0.53	0.71	90.33



Tabla 43.

Fauna asociada a los espacios entre discos de *Lessonia berteroa* (intermareal) y *Lessonia trabeculata* (submareal) en las localidades de Punta Gruesa y Chanavaya. Se compara la presencia ANTES y DESPUES de la instalación de los tratamientos experimentales de remoción de 33% y 100%.

Localidad Tratamiento	Punta Gruesa			Chanavaya			
	ANTES		DESPUES	ANTES		DESPUES	
	Submareal	Intermareal	Intermareal	Submareal	Intermareal	Intermareal	Submareal
PORIFERA							
<i>Porifera sp1</i>			*	*			
CNIDARIA							
Anthozoa							
<i>Anemonia alicemartinae</i> Häussermann & Försterra, 2001	*	*	*	*	*		
<i>Anthothoe chilensis</i> (Lesson, 1830)				*			
<i>Phymactis clematis</i> (Drayton in Dana, 1846)						*	*
<i>Actinia sp1</i>					*		
<i>Actinia sp2</i>				*			
<i>Actinia sp3</i>				*	*		
PLATYHELMINTHES							
Planaria indet.			*			*	
Polycladida		*		*			
NEMATODA							
<i>Nematodo indert.</i>						*	*
ANNELIDA							
Polychaeta							



<i>Anaitides sp</i> (williams, 1882)		*	*	*		*	*
Chaetopteridae(Audouin & Milne Edwards, 1833)				*			
Cirratulidae(Carus, 1863)				*			
Cirratulidae <i>sp1</i> (Carus, 1863)				*			*
Cirratulidae <i>sp2</i> (Carus, 1863)				*			
Dorvilleidae (Chamberlin, 1919)	*	*		*	*		
Lumbrineridae <i>sp1</i> (Schamarda, 1861)	*	*	*	*	*	*	*
Nereididae(Blainville, 1818)	*	*		*	*		*
<i>Nereis callaona</i> (Grube, 1857)	*	*	*	*	*		
Opheliidae (Malmgren, 1867)					*		
Orbiniidae(Hartman, 1942)		*	*	*	*		
<i>Perinereis falklandica</i> (Ramsay, 1914)						*	
<i>Phagmatoma moerchi</i> (Kinberg, 1867)	*	*	*	*	*	*	*
<i>Pherusa tumbensis</i> (Hartmann-Schröder, 1962)	*		*			*	*
<i>Tiposyllis sp</i> (Langerhans, 1879)	*	*	*	*	*	*	*
<i>Pseudonereis variegata</i> (Grube, 1857)			*				*
Polychaeta	*	*		*			
Halosydna <i>sp</i> (Kinberg, 1859)	*	*	*	*	*	*	*
Sabellidae (Latreille, 1825)	*	*	*	*	*		
Spionidae(Grube, 1850)		*		*	*		
ECHIURIDA							
<i>Urechis chilensis</i> (Müller, 1852)	*						
MOLLUSCA							
Polyplacophora							
<i>Acanthopleura echinata</i> (Barnes, 1824)		*	*		*	*	



<i>Chaetopleura peruviana</i> (Lamarck, 1819)	*						
<i>Callistochiton pulchellus</i> (Gray, 1828)	*						
<i>Chiton cumingsii</i> (Frembly, 1827)	*	*	*		*		*
<i>Chiton granosus</i> (Frembly, 1827)		*	*		*	*	
<i>Chiton sp</i>		*					
<i>Enoplochiton niger</i> (Barnes, 1824)		*	*		*	*	
<i>Ischnochiton pusio</i> (Sowerby I, 1832)		*	*				
<i>Tonicia chilensis</i> (Frembly, 1827)	*	*	*	*	*	*	*
<i>Tonicia elegans</i>						*	
Gastropoda							
<i>Aeneator fontainei</i> (d'Orbigny, 1839)							*
<i>Argobuccinum pustulosum</i> (Lightfoot, 1786)	*						
<i>Argobuccinum scabrum</i> (King, 1832)				*			
<i>Caecum chilense</i> Stuardo, 1962	*			*			
<i>Calyptrea trochiformis</i> Lamarck, 1804 †	*	*					
<i>Concholepas concholepas</i> (Bruguière, 1789)	*	*			*	*	
<i>Crassilabrum crassilabrum</i> (G. B. Sowerby II, 1834)	*			*			*
<i>Crepidatella dilatata</i> (Lamarck, 1822)			*				*
<i>Crepidula philippiana</i> Gallardo, 1977							*
<i>Crepidatella sp1</i>	*	*		*			
<i>Diloma nigerrima</i> (Gmelin, 1791)						*	
<i>Entodesma cuneata</i> (Gray, 1828)	*		*	*		*	*
<i>Eurhomalea rufa</i> (Lamarck, 1818)				*			
<i>Fissurella crassa</i> (Lamarck, 1822)	*	*	*			*	
<i>Fissurella latimarginata</i> (Sowerby, 1835)	*	*	*		*	*	*



<i>Fissurella maxima</i> (Soerby, 1834)			*				
<i>Fissurella picta</i> (Gmelin, 1791)	*	*	*	*		*	*
<i>Fisurella sp</i>	*					*	
<i>Gastropoda sp</i>		*	*				
<i>Gastropoda sp1</i>			*	*			
<i>Lottia orbigny</i> (Dall, 1909)			*			*	
<i>Mitrella unifasciata</i> (Sowerby 1832)	*	*		*			
<i>Nacella deaurata</i> (Gmelin, 1791)		*			*		
<i>Nassarius gayi</i> (Kiener, 1835)	*		*	*			*
<i>Nodilittorina peruviana</i> (Lamarck, 1822)		*					
<i>Oliva peruviana</i> (Lamarck, 1811)				*			
<i>Pareuthria sp1</i>				*			
<i>Prisogaster niger</i> (Wood, 1828)	*	*	*	*	*	*	*
<i>Rissonaica inca</i>							*
<i>Scurria araucana</i> (d'Orbigny, 1839)						*	
<i>Scurria ceciliana</i> (d'Orbigny, 1841)		*	*		*		
<i>Scurria parasitica</i> (d'Orbigny, 1835)	*	*			*	*	
<i>Scurria scurra</i> (Lesson, 1830)		*					
<i>Scurria sp1</i>	*		*				
<i>Scurria variabilis</i> (Sowerby, 1839)		*					
<i>Scurria zebrina</i> (Lesson, 1830)		*	*				
<i>Tegula atra</i> (Lesson, 1830)	*	*	*	*	*	*	
<i>Tegula luctuosa</i> (d'Orbigny, 1841)		*				*	
<i>Tegula tridentata</i> (Potiez & Michaud, 1840)	*	*	*	*	*		*
<i>Stramonita haemastoma</i> (Linnaeus, 1767)							*



<i>Tricolia macleani</i> Marincovich, 1973							*
<i>Turritella cingulata</i> G. B. Sowerby I, 1825							*
Bivalvia							
<i>Aulacomya ater</i> (Molina, 1782)	*	*	*	*	*		
<i>Bivalva</i> sp1			*	*			
<i>Bivalva</i> sp2				*			
<i>Brachidontes granulata</i> (Hanley, 1843)	*	*	*	*	*	*	*
<i>Carditidae</i> (Fleming, 1820)	*	*	*	*			*
<i>Chama pellucida</i> (Broderip, 1835)				*			
<i>Choromytilus chorus</i> (Molina, 1782)			*	*	*		*
<i>Diplodonta inconspicua</i> (Philippi, 1845)	*	*					
<i>Perumytilus purpuratus</i> (Lamarck, 1819)						*	
<i>Protothaca thaca</i> (Molina, 1782)	*		*	*			*
<i>Semele solida</i> (Gray, 1828)			*			*	*
<i>Semimytilus algosus</i> (Gould, 1850)	*	*		*	*	*	*
<i>Venus antiqua</i> (King & Broderip, 1835)	*						
OPISTHOBANQUIA							
Nudibranchio indet.						*	*
ARTHROPODA							
Cirripedia							
<i>Austromegabalanus psittacus</i> (Molina, 1782)	*	*		*	*	*	
<i>Balanus laevis</i> (Bruguière, 1789)	*		*	*			*
<i>Elminius</i> sp (Leach, 1825)				*			
<i>Jehlius cirratus</i> (Darwin, 1854)		*	*			*	
<i>Notochthamalus scabrosus</i> (Darwin, 1854)		*	*		*	*	



<i>Verruca laevigata</i> (Sowerby, 1827)	*	*		*		*	*
Decapoda							
Anomura							
<i>Acanthocycclus hassleri</i> (Rathbun, 1898)		*	*			*	
<i>Acanthocycclus gayi</i> (Milne Edwards & Lucas, 1844)						*	
<i>Alpheus chilensis</i> (Coutière, 1902)							*
<i>Allopetrolisthes angulosus</i> (Guérin, 1835)	*	*			*	*	*
<i>Allopetrolisthes punctatus</i> (Guérin, 1835)	*		*	*	*	*	
<i>Allopetrolisthes spinifrons</i> (H. Milne Edwards, 1837)			*		*	*	
<i>Cancer edwardsii</i>			*				
<i>Liopetrolisthes mitra</i> (Dana, 1852)	*	*		*	*	*	
<i>Pachycheles crinimanus</i> Haig, 1960						*	
<i>Pachycheles grossimanus</i> (Guérin, 1835)	*	*	*		*	*	*
<i>Pagurus edwardsii</i> (Dana, 1852)	*	*	*		*		*
<i>Pagurus forceps</i> (H. Milne Edwards, 1836)				*			
<i>Pagurus villosus</i> (Nicolet, 1849)				*			*
<i>Petrolisthes tuberculatus</i> (H. Milne Edwards, 1837)		*			*		
Brachyura							
<i>Homalaspis plana</i> (H. Milne Edwards, 1834)	*						
<i>Pilumnoides perlatus</i> (Poeboig, 1836)	*	*		*	*	*	*
<i>Romaleon polyodon</i> (Poëppig, 1836)		*		*	*		
<i>Taliepus dentatus</i> (H. Milne Edwards, 1834)	*		*	*			*
Caridea			*				
<i>Latreutes antiborealis</i> (Holthuis, 1952)				*			
<i>Nauticaris sp.</i> (A. Milne-Edwards, 1891)				*			



<i>Synalpheus spinifrons</i> (H. Milne Edwards, 1837)	*	*			*	*	
Tanaidacea							
<i>Zeuxo marmoratus</i> (Nordenstam, 1930)	*	*	*				
Amphipoda							
<i>Ampelisca</i> sp (Krøyer, 1842)	*	*		*			*
<i>Amphipoda</i> sp1	*	*	*		*		
<i>Amphipoda</i> sp3	*	*	*				
<i>Amphipoda</i> sp4	*		*				
<i>Amphipoda</i> sp5	*						
<i>Amphipoda</i> sp7	*						
<i>Amphipoda</i> sp8	*						
<i>Aora maculata</i> (Thomson, 1879)	*	*	*				*
<i>Elasmopus</i> sp	*	*	*		*		*
<i>Erichthonius brasiliensis</i> (Dana, 1853)	*	*	*			*	*
<i>Hyale rubra</i> (Thomson, 1879)	*	*	*	*	*	*	*
Melitidae sp1 (Vousfield, 1973)		*	*				
<i>Orchomenella chilensis</i> (Heller, 1868)	*						
<i>Peramphitoe femorata</i> (Kroyer, 1845)							*
Isopoda							
<i>Cymodocella foveolata</i> Menzies, 1962			*			*	
<i>Joeropsis bidens</i> (Menzies, 1962)	*	*	*		*	*	*
<i>Ischyromene menziesi</i> (Sivertsen & Holthuis, 1980)			*			*	
<i>Dynamenella eatoni</i> (Miers, 1875)		*			*		
Pycnogonida							
<i>Achelia assimilis</i> (Haswell, 1885)			*	*		*	



INSECTA							
<i>Pupa indet.</i>			*			*	
ECHINODERMATA							
Holoturoidea							
<i>Pattalus mollis</i> Selenka, 1868	*	*			*	*	
<i>Holoturoidea sp</i>			*				
Ophiuroidea							
<i>Ophiactis kroeyeri</i> Lütken, 1856	*	*		*	*		
<i>Ophiophragmus chilensis</i> (Müller & Troschel, 1843)			*				*
Equinoidea							
<i>Arbacia dufresnei</i> (Blainville, 1825)			*	*			*
<i>Tetrapygus niger</i> (Molina, 1782)	*	*	*		*		
<i>Loxechinus albus</i> (Molina, 1782)	*						*
Asteroidea							
<i>Heliaster helianthus</i> (Lamarck, 1816)		*			*		
<i>Patiria chilensis</i> (Lutken, 1859)	*	*		*			*
<i>Stichaster striatus</i> (Müller & Troschel, 1840)		*		*	*	*	*
CHORDATA							
<i>Sicyases sanguineus</i> Muller y Troschel, 1843					*		



Tabla 44.

Resumen del análisis de PERMANOVA de la comunidad bentónicas asociado a praderas de *Lessonia berteroana*. El análisis compara la estructura comunitaria de parcelas experimentales al inicio del experimento y el efecto de la presión de cosecha entre parcelas sometidas posteriormente a 0% (Control), 33% y 100% de remoción al final del período de estudio.

<i>L. berteroana</i>	df	Pseudo-F	P(perm)	Permutaciones
Comunidad inicial	2	23	0.002	998
Residual	36			
Efecto de cosecha (0%, 33% y 100%)	2	5.8	0.001	996
Residual	33			



Tabla 45.

Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de la comunidad bentónica asociado a *Lessonia berteroana* en condiciones iniciales (Pre-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similaridad promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Parcelas 0% Pre-tratamiento					
Average similarity: 29.47					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Semimytilus algosus	7.22	6.14	1.44	20.83	20.83
Brachidontes granulata	5.23	4.55	1.15	15.45	36.28
Aulacomya ater	3.94	2.55	0.86	8.64	44.92
Nereis callaona	2.89	2.36	1.33	8.02	52.94
Phragmatoma moerchi	2.14	1.71	0.87	5.81	58.75
Syllidae sp1	2.26	1.43	0.71	4.87	63.62
Tegula atra	2.04	1.31	0.38	4.44	68.06
Nereidae sp.	2.66	1.19	0.68	4.02	72.08
Hyale rubra	2.24	1.11	0.58	3.77	75.85
Notochthamalus scabrosus	2.00	0.98	0.70	3.31	79.16
Tegula tridentata	3.10	0.82	0.19	2.80	81.96
Lumbrineris sp.	0.77	0.60	0.71	2.04	84.00
Austromegabalanus psittacus	1.16	0.59	0.38	2.00	86.00
Sabellidae	0.91	0.51	0.50	1.75	87.75
Spionidae	0.72	0.46	0.46	1.58	89.32
Halosydna sp.	0.91	0.38	0.50	1.28	90.60

Parcelas 33% Pre-tratamiento					
Average similarity: 25.87					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Semimytilus algosus	4.94	7.95	1.10	30.72	30.72
Phragmatoma moerchi	4.10	5.27	0.89	20.39	51.10
Tegula atra	2.42	3.16	0.67	12.23	63.33
Nereidae	2.89	2.02	0.36	7.83	71.16
Stichaster striatus	0.95	1.54	0.67	5.96	77.12
Syllidae sp1	0.98	0.69	0.38	2.67	79.79
Allopetrolisthes angulosus	0.86	0.56	0.36	2.18	81.96
Halosydna sp.	0.79	0.51	0.39	1.97	83.93
Austromegabalanus psittacus	2.45	0.50	0.32	1.95	85.88
Patallus mollis	0.60	0.46	0.38	1.78	87.67
Allopetrolisthes punctatus	0.81	0.38	0.22	1.48	89.15
Pachycheles grosimanus	0.36	0.36	0.30	1.41	90.56

Parcelas 100% Pre-tratamiento					
Average similarity: 31.05					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Semimytilus algosus	9.49	12.63	1.33	40.68	40.68
Tegula atra	3.79	6.50	0.78	20.93	61.61
Concholepas concholepas	1.10	1.70	0.81	5.49	67.09
Stichaster striatus	0.75	1.06	0.50	3.40	70.50
Tegula tridentata	1.29	1.02	0.38	3.28	73.78
Nereidae	2.44	0.75	0.34	2.41	76.19
Allopetrolisthes angulosus	0.55	0.63	0.45	2.03	78.22
Halosydna sp	0.82	0.51	0.43	1.63	79.85
Tonicia chilensis	0.43	0.49	0.37	1.58	81.44
Chiton cumingsii	0.82	0.49	0.27	1.57	83.00
Phragmatoma moerchi	0.63	0.47	0.29	1.50	84.51
Actinia sp3	0.48	0.45	0.29	1.45	85.96



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Syllidae sp1	1.28	0.37	0.33	1.20	87.16
Tetrapygnus niger	0.41	0.36	0.29	1.17	88.32
Brachidontes granulata	1.09	0.36	0.36	1.15	89.47
Pachycheles grosimanus	0.63	0.35	0.29	1.12	90.59

Parcelas 0% & 33% Pre-tratamiento
Average dissimilarity = 77.57

Species	Parcelas 0%		Parcelas 33%		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
Semimytilus algosus	7.22	4.94	6.49	1.45	8.37	8.37
Brachidontes granulata	5.23	0.64	5.38	1.49	6.94	15.31
Tegula tridentata	3.10	0.13	4.84	0.53	6.24	21.55
Nereidae	2.66	2.89	4.32	0.97	5.57	27.11
Phragmatoma moerchi	2.14	4.10	4.10	1.09	5.28	32.40
Aulacomya ater	3.94	0.64	3.88	1.25	5.00	37.40
Austromegabalanus psittacus	1.16	2.45	3.75	0.46	4.83	42.23
Tegula atra	2.04	2.42	3.45	1.07	4.44	46.67
Nereis callaona	2.89	0.25	3.26	0.94	4.20	50.87
Hyale rubra	2.24	0.76	2.82	0.84	3.64	54.51
Notochthamalus scabrosus	2.00	0.81	2.61	0.86	3.36	57.88
Syllidae sp1	2.26	0.98	2.25	1.16	2.90	60.78
Polychaeta sp	1.30	0.00	1.37	0.58	1.77	62.55
Halosydna sp	0.91	0.79	1.18	1.06	1.52	64.07
Stichaster striatus	0.00	0.95	1.18	1.08	1.52	65.59
Verruca laevigata	0.81	0.00	1.07	0.42	1.38	66.97
Joeropsis bidens	0.79	0.52	1.07	0.82	1.38	68.35
Sabellidae	0.91	0.07	1.06	0.93	1.37	69.72
Spionidae	0.72	0.36	1.06	0.81	1.37	71.09
Dorvillidae	0.87	0.45	1.03	0.83	1.33	72.42
Patallus mollis	0.75	0.60	1.03	0.97	1.32	73.74
Allopetrolisthes angulosus	0.13	0.86	1.02	0.76	1.31	75.05
Allopetrolisthes punctatus	0.00	0.81	1.00	0.50	1.28	76.34
Dynamenella eatoni	0.43	0.28	0.94	0.57	1.21	77.55
Lumbrineris sp	0.77	0.13	0.87	1.23	1.12	78.67
Zeuxo marmoratus	0.61	0.27	0.80	0.78	1.03	79.70
Pagurus edwardsi	0.52	0.00	0.79	0.54	1.02	80.72
Erichthonius brasiliensis	0.53	0.28	0.78	0.78	1.00	81.73
Mitrella unifasciata	0.43	0.00	0.65	0.54	0.84	82.56
Scurria parasitica	0.33	0.27	0.63	0.53	0.81	83.37
Orbiniidae	0.63	0.07	0.61	0.62	0.79	84.16
Concholepas concholepas	0.13	0.46	0.61	0.65	0.78	84.94
Ophiactis kroyeri	0.43	0.23	0.60	0.79	0.77	85.71
Prisogaster niger	0.30	0.20	0.58	0.61	0.75	86.46
Amphipoda sp1	0.34	0.23	0.56	0.47	0.72	87.18
Elasmopus	0.13	0.39	0.54	0.62	0.70	87.88
Pachycheles grosimanus	0.13	0.36	0.51	0.71	0.65	88.54
Aora maculata	0.40	0.09	0.50	0.46	0.64	89.18
Phyllodocidae	0.47	0.00	0.48	0.57	0.62	89.79
Tetrapygnus niger	0.22	0.16	0.46	0.52	0.59	90.38

Parcelas 0% & 100% Pre-tratamiento
Average dissimilarity = 77.02

Species	Parcelas 0%		Parcelas 100%		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
Semimytilus algosus	7.22	9.49	8.42	1.28	10.93	10.93
Tegula tridentata	3.10	1.29	5.21	0.66	6.76	17.69
Brachidontes granulata	5.23	1.09	5.06	1.45	6.57	24.27
Tegula atra	2.04	3.79	4.27	1.19	5.55	29.81
Aulacomya ater	3.94	0.58	3.82	1.24	4.95	34.77
Nereidae	2.66	2.44	3.47	1.05	4.50	39.27
Nereis callaona	2.89	0.50	3.30	0.99	4.28	43.55



Hyale rubra	2.24	0.98	2.81	0.84	3.65	47.20
Syllidae sp1	2.26	1.28	2.53	1.26	3.28	50.48
Phragmatoma moerchi	2.14	0.63	2.18	1.36	2.83	53.32
Notochthamalus scabrosus	2.00	0.13	2.08	0.79	2.70	56.02
Austromegabalanus psittacus	1.16	0.30	1.58	0.76	2.05	58.06
Polychaeta sp	1.30	0.31	1.46	0.62	1.89	59.96
Concholepas concholepas	0.13	1.10	1.23	1.17	1.60	61.56
Joeropsis bidens	0.79	0.85	1.20	0.90	1.55	63.11
Halosydna sp	0.91	0.82	1.15	1.13	1.49	64.60
Sabellidae	0.91	0.13	1.06	0.94	1.38	65.98
Chiton cumingsii	0.00	0.82	1.04	0.55	1.35	67.33
Verruca laevigata	0.81	0.00	1.03	0.42	1.34	68.66
Erichthonius brasiliensis	0.53	0.54	1.00	0.68	1.29	69.96
Stichaster striatus	0.00	0.75	0.97	0.85	1.26	71.22
Pagurus edwardsi	0.52	0.37	0.96	0.72	1.25	72.47
Spionidae	0.72	0.00	0.93	0.74	1.21	73.68
Dorvillidae	0.87	0.31	0.89	0.83	1.15	74.83
Lumbrineris sp	0.77	0.18	0.86	1.25	1.12	75.95
Elasmopus	0.13	0.65	0.82	0.50	1.07	77.02
Patallus mollis	0.75	0.23	0.78	0.80	1.01	78.03
Pachycheles grosimanus	0.13	0.63	0.73	0.69	0.95	78.97
Tonicia chilensis	0.34	0.43	0.72	0.83	0.94	79.91
Allopetrolisthes angulosus	0.13	0.55	0.71	0.77	0.92	80.83
Tetrapygyus niger	0.22	0.41	0.69	0.71	0.89	81.72
Actinia sp3	0.00	0.48	0.65	0.62	0.84	82.56
Liopetrolisthes mitra	0.00	0.50	0.63	0.57	0.82	83.38
Mitrella unifasciata	0.43	0.00	0.62	0.54	0.81	84.19
Orbiniidae	0.63	0.13	0.61	0.61	0.79	84.98
Zeuxo marmoratus	0.61	0.00	0.60	0.75	0.78	85.76
Dynamenella eatoni	0.43	0.06	0.60	0.66	0.78	86.54
Scurria parasitica	0.33	0.21	0.55	0.55	0.72	87.26
Ophiactis kroyeri	0.43	0.13	0.53	0.76	0.69	87.95
Fisurella picta	0.25	0.30	0.48	0.74	0.63	88.58
Prisogaster niger	0.30	0.13	0.48	0.62	0.63	89.21
Allopetrolisthes punctatus	0.00	0.37	0.47	0.52	0.61	89.82
Phyllodocidae	0.47	0.00	0.46	0.57	0.60	90.42

Parcelas 33% & 100% Pre-tratamiento
Average dissimilarity = 74.05

Species	Parcelas 33%	Parcelas 100%	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Semimytilus algosus	4.94	9.49	10.34	1.34	13.96	13.96
Phragmatoma moerchi	4.10	0.63	5.51	1.11	7.44	21.40
Tegula atra	2.42	3.79	5.50	1.20	7.43	28.83
Nereidae	2.89	2.44	5.49	0.90	7.41	36.24
Austromegabalanus psittacus	2.45	0.30	3.78	0.36	5.10	41.34
Syllidae sp1	0.98	1.28	2.16	0.95	2.92	44.26
Tegula tridentata	0.13	1.29	2.08	0.73	2.81	47.07
Hyale rubra	0.76	0.98	2.03	0.68	2.74	49.81
Brachidontes granulata	0.64	1.09	1.75	0.69	2.36	52.17
Allopetrolisthes punctatus	0.81	0.37	1.59	0.67	2.15	54.32
Concholepas concholepas	0.46	1.10	1.59	1.16	2.15	56.47
Allopetrolisthes angulosus	0.86	0.55	1.54	1.01	2.08	58.56
Halosydna sp	0.79	0.82	1.51	1.07	2.04	60.60
Chiton cumingsii	0.16	0.82	1.51	0.64	2.03	62.63
Stichaster striatus	0.95	0.75	1.44	1.19	1.94	64.57
Elasmopus	0.39	0.65	1.38	0.66	1.86	66.43
Aulacomya ater	0.64	0.58	1.37	0.58	1.85	68.28
Joeropsis bidens	0.52	0.85	1.36	0.79	1.84	70.12



<i>Notochthamalus scabrosus</i>	0.81	0.13	1.31	0.44	1.77	71.89
<i>Pachycheles grosimanus</i>	0.36	0.63	1.16	0.93	1.57	73.46
<i>Erichthonius brasiliensis</i>	0.28	0.54	1.12	0.55	1.52	74.98
<i>Patallus mollis</i>	0.60	0.23	1.04	0.77	1.40	76.38
<i>Nereis callaona</i>	0.25	0.50	1.00	0.45	1.35	77.73
<i>Liopetrolisthes mitra</i>	0.18	0.50	0.96	0.66	1.30	79.03
<i>Actinia sp3</i>	0.00	0.48	0.88	0.63	1.19	80.22
<i>Tetrapyrgus niger</i>	0.16	0.41	0.85	0.71	1.14	81.37
Dorvillidae	0.45	0.31	0.80	0.65	1.09	82.45
<i>Tonicia chilensis</i>	0.07	0.43	0.79	0.73	1.07	83.53
<i>Enoplochiton niger</i>	0.31	0.19	0.76	0.56	1.02	84.55
<i>Pilumnoides perlatus</i>	0.20	0.38	0.70	0.71	0.94	85.49
<i>Dynamenella eatoni</i>	0.28	0.06	0.68	0.30	0.92	86.41
<i>Scurria parasitica</i>	0.27	0.21	0.68	0.56	0.91	87.32
<i>Pagurus edwardsi</i>	0.00	0.37	0.66	0.52	0.89	88.22
<i>Fisurella picta</i>	0.20	0.30	0.66	0.67	0.89	89.11
Amphipoda sp1	0.23	0.19	0.65	0.41	0.87	89.98
<i>Acanthopleura echinata</i>	0.13	0.30	0.58	0.65	0.79	90.77



Tabla 46.

Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de la comunidad bentónica asociado a *Lessonia berteroa* en condiciones finales (Post-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similaridad promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Parcelas 0% Post-cosecha					
Average similarity: 35.74					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Hyale rubra	9.10	8.46	2.20	23.68	23.68
Semimytilus algosus	13.67	7.22	1.53	20.20	43.88
Notochthamalus scabrosus	8.11	2.55	0.66	7.13	51.01
Pupa indet.	8.41	1.97	0.52	5.53	56.53
Verruca laevigata	7.43	1.97	0.53	5.51	62.05
Phragmatoma0moerchi	4.29	1.61	0.93	4.50	66.54
Balanus0laevis	5.19	1.35	0.52	3.77	70.31
Brachidontes0granulata	2.02	1.33	0.76	3.71	74.02
Nereis callaona	4.06	1.32	0.71	3.69	77.72
Erichthonius brasiliensis	1.53	0.88	0.40	2.45	80.17
Acanthocycclus0hassleri	2.34	0.76	0.72	2.14	82.31
Pachycheles0grosimanus	1.68	0.56	0.62	1.56	83.87
Cymodoce0foveolata	2.21	0.51	0.50	1.43	85.30
Phymactis0clematis	1.89	0.45	0.52	1.26	86.56
Holoturidae sp1	0.90	0.39	0.30	1.10	87.66
Joeropsis0bidens	1.30	0.39	0.65	1.08	88.74
Typosyllis0sp	1.40	0.35	0.52	0.98	89.72
Halosydna0sp	1.25	0.34	0.50	0.95	90.67

Parcelas 33%					
Average similarity: 26.36					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Hyale rubra	9.85	9.71	1.26	36.85	36.85
Semimytilus algosus	8.64	3.79	0.61	14.40	51.25
Verruca laevigata	6.44	3.07	0.56	11.63	62.88
Nereis callaona	3.63	1.48	0.58	5.62	68.50
Notochthamalus scabrosus	1.57	0.98	0.20	3.73	72.22
Phymactis clematis	3.20	0.90	0.46	3.41	75.63
Ahora maculata	1.50	0.68	0.25	2.57	78.20
Cymodoce0foveolata	1.20	0.62	0.63	2.34	80.55
Pachycheles grosimanus	0.89	0.56	0.62	2.13	82.68
Balanus laevis	3.05	0.55	0.28	2.10	84.78
Erichthonius brasiliensis	1.70	0.54	0.33	2.03	86.81
Acanthocycclus hassleri	1.41	0.44	0.41	1.68	88.49
Perumytilus purpuratus	2.09	0.40	0.28	1.50	89.99
Pupa indet.	2.03	0.34	0.30	1.28	91.27

Parcelas 100%					
Average similarity: 28.31					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Prisogaster niger	2.92	9.46	1.30	33.40	33.40
Tegula tridentata	3.75	7.69	0.55	27.15	60.55
Tegula atra	3.06	3.46	0.61	12.23	72.78
Phymactis clematis	1.18	3.18	0.44	11.25	84.03
Tetrapygyus niger	0.80	2.56	0.55	9.04	93.07

Parcelas 0% & 33%
Average dissimilarity = 70.29



Species	Parcelas 0%		Parcelas 33%		Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
Semimytilus algosus	13.67	8.64	7.44	1.56	10.59	10.59
Verruca laevigata	7.43	6.44	4.79	1.12	6.82	17.40
Notochthamalus scabrosus	8.11	1.57	4.75	1.07	6.76	24.16
Hyale rubra	9.10	9.85	4.58	1.23	6.51	30.68
Pupa indet.	8.41	2.03	4.33	1.06	6.16	36.84
Balanus laevis	5.19	3.05	3.13	1.00	4.45	41.29
Nereis callaona	4.06	3.63	2.65	1.23	3.77	45.06
Phragmatoma moerchi	4.29	1.62	2.61	1.05	3.72	48.78
Erichthonius brasiliensis	1.53	1.70	2.09	0.81	2.98	51.76
Phymactis clematis	1.89	3.20	2.01	0.95	2.86	54.62
Aora maculata	0.97	1.50	1.97	0.58	2.81	57.42
Perumytilus purpuratus	2.18	2.09	1.81	0.79	2.58	60.00
Brachidontes granulata	2.02	0.24	1.56	0.84	2.22	62.22
Acanthocyclus hassleri	2.34	1.41	1.38	1.27	1.96	64.18
Cymodoce foveolata	2.21	1.20	1.32	1.31	1.88	66.06
Pachycheles grosimanus	1.68	0.89	1.02	1.30	1.45	67.51
Elasmopus	0.51	0.78	1.01	0.65	1.44	68.94
Typosyllis sp	1.40	1.05	0.99	0.97	1.41	70.35
Joeropsis bidens	1.30	0.87	0.97	0.86	1.38	71.73
Holoturidae sp1	0.90	0.00	0.95	0.55	1.35	73.08
Ischyromene menziesi	1.81	0.25	0.89	0.78	1.26	74.34
Melitidae sp1	0.52	0.50	0.83	0.53	1.18	75.51
Halosydna sp	1.25	0.94	0.82	1.10	1.17	76.68
Zeuxo marmoratus	0.20	0.88	0.81	0.54	1.15	77.83
Gastropodo juvenil	0.60	0.32	0.80	0.55	1.13	78.97
Anemonia alicemartinae	0.41	0.61	0.75	0.66	1.07	80.04
Anaitides sp	1.20	0.17	0.66	0.96	0.93	80.97
Enoplochiton niger	0.98	0.24	0.60	0.86	0.85	81.82
Chiton cumingsii	0.48	0.14	0.58	0.48	0.82	82.65
Eulalia sp	0.52	0.12	0.58	0.53	0.82	83.47
Pseudonereis variegata	0.47	0.31	0.57	0.69	0.81	84.27
Prisogaster niger	0.28	0.54	0.56	0.53	0.80	85.07
Balanus flosculus	0.00	1.02	0.56	0.29	0.79	85.87
Tegula atra	0.37	0.31	0.55	0.49	0.79	86.66
Tegula tridentata	0.42	0.14	0.53	0.46	0.75	87.40
Chiton granosus	0.68	0.20	0.45	0.75	0.64	88.04
Lottia orbigny	0.24	0.73	0.43	0.61	0.62	88.66
Sabellidae	0.50	0.00	0.42	0.29	0.60	89.26
Fisurella latimarginata	0.35	0.00	0.37	0.45	0.53	89.79
Lumbrineris sp	0.35	0.37	0.37	0.69	0.53	90.31

Parcelas 0% & 100%

Average dissimilarity = 91.65

Species	Parcelas 0%		Parcelas 100%		Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
Semimytilus algosus	13.67	2.02	10.30	2.38	11.24	11.24
Hyale rubra	9.10	0.82	8.96	1.97	9.77	21.01
Notochthamalus scabrosus	8.11	0.00	5.07	1.17	5.54	26.55
Pupa indet.	8.41	0.00	4.91	0.96	5.36	31.90
Tegula tridentata	0.42	3.75	4.51	0.75	4.92	36.82
Verruca laevigata	7.43	0.00	4.27	0.98	4.65	41.48
Prisogaster niger	0.28	2.92	3.28	1.05	3.57	45.05
Phragmatoma moerchi	4.29	0.97	3.11	1.41	3.40	48.45
Tegula atra	0.37	3.06	3.11	0.81	3.39	51.83
Balanus laevis	5.19	0.00	3.08	0.90	3.37	55.20
Nereis callaona	4.06	0.57	2.70	1.30	2.95	58.15
Erichthonius brasiliensis	1.53	0.00	2.60	0.70	2.84	60.99
Brachidontes granulata	2.02	0.00	2.43	0.85	2.66	63.64
Phymactis clematis	1.89	1.18	1.90	0.88	2.08	65.72
Holoturidae sp1	0.90	0.56	1.71	0.65	1.86	67.58
Aora maculata	0.97	0.00	1.61	0.48	1.76	69.34
Acanthocyclus hassleri	2.34	0.12	1.56	1.25	1.70	71.04



Cymodoceella foveolata	2.21	0.17	1.33	1.00	1.45	72.49
Perumytilus purpuratus	2.18	0.00	1.30	0.67	1.42	73.91
Pachycheles grosimanus	1.68	0.50	1.29	1.04	1.40	75.32
Tetrapygyus niger	0.24	0.80	1.05	0.71	1.15	76.47
Gastropodo juvenil	0.60	0.00	1.04	0.43	1.14	77.61
Elasmopus sp.	0.51	0.17	1.02	0.58	1.11	78.72
Ischymene menziesi	1.81	0.00	1.00	0.70	1.09	79.81
Joeropsis bidens	1.30	0.37	1.00	1.06	1.09	80.90
Melitidae sp1.	0.52	0.17	0.93	0.55	1.01	81.92
Chitoncumingii	0.48	0.25	0.93	0.54	1.01	82.93
Halosydna sp.	1.25	0.17	0.88	0.87	0.96	83.88
Eulalia sp.	0.52	0.00	0.86	0.51	0.94	84.83
Typosyllis sp.	1.40	0.08	0.85	1.00	0.93	85.75
Enoplochiton niger	0.98	0.00	0.82	0.74	0.90	86.65
Anaitides sp.	1.20	0.08	0.82	1.00	0.89	87.54
Anemonia alicemartinae	0.41	0.08	0.73	0.57	0.79	88.34
Pseudonereis variegata	0.47	0.00	0.69	0.55	0.76	89.09
Fisurella latimarginata	0.35	0.00	0.67	0.44	0.73	89.82
Chiton granosus	0.68	0.17	0.65	0.73	0.71	90.53

Parcelas 33% & 100%

Average dissimilarity = 92.35

Species	Parcelas 33%		Parcelas 100%		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
Hyale rubra	9.85	0.82	11.79	1.43	12.76	12.76
Semimytilus algosus	8.64	2.02	8.52	1.09	9.22	21.99
Verruca laevigata	6.44	0.00	5.93	1.00	6.42	28.41
TegulaOtridentata0	0.14	3.75	5.49	0.80	5.95	34.35
Notochthamalus scabrosus	1.57	0.00	4.48	0.47	4.86	39.21
Prisogaster niger	0.54	2.92	3.81	1.09	4.12	43.33
Tegula atra	0.31	3.06	3.69	0.83	4.00	47.33
Phymactis clematis	3.20	1.18	3.47	1.12	3.75	51.09
Aora maculata	1.50	0.00	3.45	0.45	3.74	54.82
Nereis callaona	3.63	0.57	3.36	1.06	3.64	58.46
Balanus laevis	3.05	0.00	2.47	0.63	2.67	61.13
Erichthonius brasiliensis	1.70	0.00	2.38	0.59	2.58	63.71
Phragmatoma moerchi	1.62	0.97	2.30	0.59	2.49	66.20
Pupa indet.	2.03	0.00	2.04	0.60	2.21	68.41
Perumytilus purpuratus	2.09	0.00	1.87	0.56	2.02	70.43
Tetrapygyus niger	0.19	0.80	1.35	0.81	1.47	71.90
Cymodoceella foveolata	1.20	0.17	1.29	0.96	1.40	73.30
Elasmopus sp.	0.78	0.17	1.27	0.47	1.37	74.67
Zeuxo marmoratus	0.88	0.00	1.24	0.49	1.34	76.01
Acanthocyclus hassleri	1.41	0.12	1.23	0.85	1.34	77.34
Joeropsis bidens	0.87	0.37	1.23	0.62	1.34	78.68
Pachycheles grosimanus	0.89	0.50	1.21	1.08	1.31	79.99
Anemonia alicemartinae	0.61	0.08	1.17	0.57	1.26	81.26
Typosyllis sp.	1.05	0.08	1.00	0.66	1.08	82.34
Halosydna sp.	0.94	0.17	0.88	0.95	0.96	83.30
Balanus flosculus	1.02	0.00	0.82	0.30	0.89	84.19
Melitidae sp1	0.50	0.17	0.77	0.35	0.84	85.02
Stichaster striatus	0.36	0.25	0.68	0.62	0.74	85.76
Allopetrolisthes mitra	0.24	0.28	0.60	0.55	0.65	86.41
Crepidula dilatata	0.26	0.14	0.56	0.50	0.61	87.02
Chiton cumingii	0.14	0.25	0.56	0.50	0.61	87.63
Pseudonereis variegata	0.31	0.00	0.55	0.52	0.60	88.23
Holoturidae sp1	0.00	0.56	0.53	0.38	0.58	88.80
Lottia orbigny	0.73	0.00	0.53	0.53	0.57	89.37
Scurria araucana	0.35	0.12	0.49	0.49	0.53	89.90
Gastropodo juvenil	0.32	0.00	0.47	0.56	0.51	90.41



Tabla 47.

Resumen del an3lisis de PERMANOVA de la comunidad bent3nica asociado a praderas de *Lessonia berteroana*. El an3lisis compara la estructura comunitaria de parcelas experimentales al inicio del experimento y el efecto de la presi3n de cosecha entre parcelas sometidas posteriormente a 0% (Control), 33% y 100% de remoci3n al final del per3odo de estudio.

<i>L. trabeculata</i>	df	Pseudo-F	P(perm)	Permutaciones
Comunidad inicial	2	23	0.002	998
	36			
Efecto de cosecha (0%, 33% y 100%)	2	5.8	0.001	996
Residual	33			



Tabla 48.

Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de la comunidad betónica asociado a *Lessonia trabeculata* en condiciones iniciales (Pre-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similitud promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Parcelas 0% Pre-tratamiento					
Average similarity: 37.26					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Tegula tridentata	6.73	13.46	1.08	36.14	36.14
Semimytilus algosus	2.28	3.90	1.02	10.47	46.60
Mitrella unifasciata	3.90	3.46	1.01	9.30	55.90
Pagurus0edwardsi	1.14	2.15	0.93	5.78	61.68
Phragmatoma moerchi	1.69	1.68	0.68	4.50	66.19
Brachidontes0granulata	1.83	1.66	0.54	4.45	70.64
Prisogaster0niger	3.42	1.49	0.44	4.01	74.65
Fisurella0latimarginata	0.79	1.19	0.55	3.18	77.83
Aulacomya ater	4.02	1.15	0.30	3.08	80.92
Zeuxo0marmoratus	0.81	0.86	0.47	2.32	83.24
Verruca0laevigata	1.32	0.68	0.30	1.83	85.07
Tegula atra	0.81	0.66	0.30	1.78	86.85
Tonicia0chilensis	0.68	0.53	0.48	1.42	88.27
Crassilabrum0crassilabrum	1.16	0.49	0.40	1.32	89.58
Allopetrolisthes0punctatus	0.42	0.39	0.30	1.05	90.63
Parcelas 33%					
Average similarity: 27.70					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Tegula tridentata	5.97	11.70	0.96	42.23	42.23
Pagurus0edwardsi	2.13	2.66	0.71	9.61	51.83
Semimytilus algosus	22.49	2.37	0.34	8.56	60.40
Phragmatoma moerchi	3.58	2.00	0.86	7.21	67.61
Mitrella unifasciata	2.72	1.01	0.69	3.63	71.24
Aulacomya ater	8.25	0.95	0.30	3.43	74.67
Choromytilus0chorus	9.06	0.88	0.30	3.18	77.84
Tegula atra	1.05	0.83	0.36	3.00	80.84
Austromegabalanus0psittacus	1.98	0.83	0.48	2.98	83.83
Ophiactis kroyeri	2.71	0.77	0.68	2.79	86.62
Lumbrineris0sp	0.62	0.47	0.37	1.70	88.32
Brachidontes0granulata	0.64	0.43	0.34	1.55	89.87
Erichthonius0brasiliensis	0.46	0.36	0.29	1.30	91.18
Parcelas 100%					
Average similarity: 15.96					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Tegula tridentata	4.74	3.84	0.56	24.09	24.09
Brachidontes granulata	1.92	1.36	0.55	8.49	32.58
Liopetrolisthes mitra	1.88	1.20	0.43	7.53	40.11
Erichthonius brasiliensis	1.57	1.10	0.56	6.90	47.01
Semimytilus algosus	5.86	0.99	0.59	6.21	53.22
Crassilabrum crassilabrum	2.49	0.98	0.78	6.13	59.35
Pagurus edwardsi	1.23	0.76	0.44	4.75	64.10
Tegula atra	0.85	0.69	0.57	4.31	68.40
Ophiactis kroyeri	1.47	0.64	0.67	3.99	72.39
Fisurella latimarginata	0.70	0.60	0.55	3.77	76.16
Carditidae	0.81	0.39	0.42	2.47	78.63
Choromytilus chorus	10.74	0.35	0.13	2.21	80.84



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Elasmopus sp.	0.91	0.33	0.31	2.09	82.94
Prisogaster niger	0.82	0.29	0.42	1.82	84.76
Zeuxo marmoratus	0.69	0.29	0.32	1.79	86.55
Mitrella unifasciata	0.94	0.24	0.31	1.48	88.03
Chiton cumingsii	0.40	0.22	0.32	1.35	89.38
Loxechinus albus	0.40	0.22	0.32	1.35	90.73

Parcelas 0% & Parcelas 33%
Average dissimilarity = 71.94

Species	Parcelas 0% Parcelas 33%		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Semimytilus algosus	2.28	22.49	10.71	0.96	14.88	14.88
Aulacomya ater	4.02	8.25	5.59	0.94	7.77	22.65
Choromytilus0chorus	0.38	9.06	4.05	0.71	5.63	28.28
Tegula tridentata	6.73	5.97	3.61	1.35	5.02	33.30
Mitrella unifasciata	3.90	2.72	3.37	0.91	4.69	37.99
Prisogaster niger	3.42	1.81	3.17	0.80	4.40	42.39
Phragmatoma moerchi	1.69	3.58	2.49	1.22	3.46	45.85
Pagurus edwardsi	1.14	2.13	2.22	0.91	3.08	48.92
Brachidontes granulata	1.83	0.64	2.02	0.82	2.81	51.74
Tegula atra	0.81	1.05	1.76	0.86	2.45	54.19
Austromegabalanus psittacus	0.00	1.98	1.71	0.81	2.37	56.56
Ampelisca sp.	0.20	1.48	1.56	0.45	2.17	58.74
Ophiactis kroyeri	0.48	2.71	1.55	1.34	2.15	60.89
Verruca laevigata	1.32	0.11	1.46	0.56	2.03	62.92
Polychaeta sp.	1.21	1.78	1.42	0.75	1.97	64.89
Entodesma cuneata	1.14	1.39	1.36	0.83	1.89	66.78
Crassilabrum crassilabrum	1.16	1.08	1.24	0.93	1.72	68.51
Pagurus villosus	1.47	0.00	1.15	0.50	1.60	70.11
Nassarius gayi	1.07	0.85	1.11	0.57	1.55	71.65
Fisurella latimarginata	0.79	0.30	1.03	0.83	1.44	73.09
Zeuxo marmoratus	0.81	0.00	1.00	0.71	1.39	74.47
Nereidae sp.	0.20	1.00	0.90	0.82	1.25	75.72
Eurhomalea rufa	0.00	2.13	0.81	0.52	1.12	76.84
Lumbrineris sp.	0.20	0.62	0.76	0.81	1.05	77.89
Tonicia0chilensis	0.68	0.16	0.75	0.81	1.05	78.94
Ericthonius brasiliensis	0.33	0.46	0.75	0.77	1.04	79.98
Syllidae sp1	0.27	0.78	0.70	0.69	0.97	80.95
Crepidatella sp1	0.13	0.35	0.67	0.54	0.93	81.88
Anemonia0alicemartinae	0.50	0.22	0.63	0.76	0.88	82.76
Allopetrolisthes punctatus	0.42	0.11	0.61	0.63	0.85	83.61
Halosydna sp	0.23	0.82	0.60	0.79	0.83	84.44
Anthotoe chilensis	0.00	1.46	0.58	0.67	0.80	85.25
Calyptrea trochiformis	0.47	0.11	0.57	0.69	0.79	86.03
Hyale rubra	0.00	0.44	0.49	0.54	0.68	86.72
Patiria chilensis	0.09	0.60	0.48	0.55	0.67	87.39
Allopetrolisthes angulosus	0.33	0.11	0.45	0.55	0.63	88.01
Venus antiqua	0.00	0.33	0.45	0.34	0.62	88.64
Nereis callaona	0.33	0.33	0.43	0.72	0.60	89.24
Chiton cumingsii	0.13	0.27	0.42	0.60	0.58	89.82
Pilumnoides perlatus	0.00	0.38	0.40	0.62	0.55	90.38

Parcelas 0% & Parcelas 100%
Average dissimilarity = 80.67

Species	Parcelas 0% Parcelas 100%		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Tegula tridentata	6.73	4.74	9.73	0.83	12.06	12.06
Choromytilus0chorus	0.38	10.74	5.61	0.42	6.96	19.01
Semimytilus algosus	2.28	5.86	5.38	0.81	6.67	25.68
Aulacomya ater	4.02	3.29	4.84	0.72	5.99	31.67
Mitrella unifasciata	3.90	0.94	4.38	0.91	5.43	37.10
Prisogaster niger	3.42	0.82	3.65	0.76	4.52	41.63
Brachidontes granulata	1.83	1.92	3.26	0.90	4.05	45.67
Pagurus edwardsi	1.14	1.23	2.25	1.03	2.78	48.46



Phragmatoma moerchi	1.69	0.81	2.22	0.98	2.75	51.21
Crassilabrum crassilabrum	1.16	2.49	2.13	1.21	2.65	53.85
Liopetrolisthes mitra	0.00	1.88	2.10	0.76	2.60	56.45
Verruca laevigata	1.32	0.00	1.85	0.54	2.30	58.75
Erichthonius brasiliensis	0.33	1.57	1.77	1.01	2.19	60.94
Tegula atra	0.81	0.85	1.72	0.63	2.14	63.08
Fisurella latimarginata	0.79	0.70	1.52	0.65	1.88	64.96
Zeuxo marmoratus	0.81	0.69	1.51	0.71	1.87	66.84
Pagurus villosus	1.47	0.00	1.36	0.49	1.69	68.52
Ophiactis kroyeri	0.48	1.47	1.28	1.00	1.58	70.11
Polychaeta sp.	1.21	0.23	1.24	0.62	1.54	71.64
Entodesma cuneata	1.14	0.33	1.11	0.59	1.38	73.02
Tonicia chilensis	0.68	0.42	0.99	0.83	1.22	74.24
Nassarius gayi	1.07	0.33	0.97	0.42	1.20	75.44
Elasmopus sp.	0.00	0.91	0.93	0.63	1.15	76.59
Allopetrolisthes punctatus	0.42	0.17	0.88	0.53	1.09	77.68
Anemonia alicemartinae	0.50	0.24	0.81	0.72	1.01	78.69
Carditidae sp.	0.13	0.81	0.80	0.79	1.00	79.69
Calyptraea trochiformis	0.47	0.08	0.70	0.64	0.86	80.55
Halosydna sp.	0.23	0.50	0.67	0.59	0.83	81.38
Syllidae sp1	0.27	0.36	0.67	0.51	0.83	82.21
Tetrapygyus niger	0.35	0.23	0.63	0.56	0.79	83.00
Lumbrineris sp.	0.20	0.47	0.62	0.75	0.77	83.76
Nereidae sp.	0.20	0.23	0.60	0.50	0.74	84.50
Balanus laevis	0.00	1.15	0.60	0.30	0.74	85.24
Ampelisca sp.	0.20	0.37	0.58	0.57	0.72	85.95
Chiton cumingii	0.13	0.40	0.55	0.71	0.68	86.63
Allopetrolisthes angulosus	0.33	0.08	0.54	0.49	0.67	87.30
Hyale rubra	0.00	0.54	0.53	0.52	0.66	87.97
Eurhomalea rufa	0.00	1.20	0.51	0.30	0.63	88.60
Joeropsis bidens	0.00	0.50	0.50	0.63	0.62	89.22
Patiria chilensis	0.09	0.53	0.47	0.55	0.59	89.81
Loxechinus albus	0.00	0.40	0.46	0.66	0.57	90.38

Parcelas 0% & Parcelas 33%
Average dissimilarity = 81.72

Species	Parcelas 0% & Parcelas 33%					
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Semimytilus algosus	22.49	5.86	10.83	0.89	13.26	13.26
Tegula tridentata	5.97	4.74	8.52	0.72	10.42	23.68
Choromytilus chorus	9.06	10.74	7.68	0.61	9.40	33.07
Aulacomya ater	8.25	3.29	4.27	0.77	5.22	38.30
Pagurus edwardsi	2.13	1.23	3.56	0.72	4.36	42.66
Phragmatoma moerchi	3.58	0.81	3.16	0.78	3.86	46.52
Brachidontes granulata	0.64	1.92	2.23	0.83	2.73	49.25
Tegula atra	1.05	0.85	2.13	0.55	2.60	51.85
Austromegabalanus psittacus	1.98	0.70	2.10	0.74	2.57	54.42
Mitrella unifasciata	2.72	0.94	2.06	1.02	2.52	56.94
Ophiactis kroyeri	2.71	1.47	1.90	1.14	2.33	59.26
Liopetrolisthes mitra	0.00	1.88	1.86	0.68	2.27	61.54
Ampelisca sp.	1.48	0.37	1.85	0.39	2.26	63.80
Erichthonius brasiliensis	0.46	1.57	1.83	0.86	2.24	66.04
Crassilabrum crassilabrum	1.08	2.49	1.68	1.06	2.06	68.10
Prisogaster niger	1.81	0.82	1.26	0.98	1.55	69.64
Eurhomalea rufa	2.13	1.20	1.17	0.58	1.44	71.08
Lumbrineris sp.	0.62	0.47	1.04	0.64	1.28	72.36
Crepipatela sp1	0.35	0.17	0.95	0.43	1.17	73.52
Nereidae sp.	1.00	0.23	0.93	0.64	1.14	74.67
Fisurella latimarginata	0.30	0.70	0.92	0.69	1.12	75.79
Hyale rubra	0.44	0.54	0.86	0.63	1.05	76.84
Entodesma cuneata	1.39	0.33	0.83	0.69	1.01	77.85



Elasmopus sp.	0.00	0.91	0.82	0.58	1.00	78.85
Balanus laevis	0.19	1.15	0.82	0.41	1.00	79.86
Polychaeta sp.	1.78	0.23	0.82	0.63	1.00	80.86
Carditidae sp.	0.22	0.81	0.77	0.77	0.95	81.80
Syllidae sp1	0.78	0.36	0.76	0.65	0.93	82.73
Patiria chilensis	0.60	0.53	0.71	0.55	0.87	83.60
Anthotoe chilensis	1.46	0.47	0.70	0.72	0.85	84.45
Pilumnoides perlatus	0.38	0.43	0.66	0.65	0.81	85.26
Joeropsis bidens	0.22	0.50	0.62	0.69	0.76	86.02
Halosydna sp.	0.82	0.50	0.62	0.83	0.76	86.78
Chiton cumingii	0.27	0.40	0.62	0.65	0.75	87.53
Zeuxo marmoratus	0.00	0.69	0.61	0.61	0.75	88.28
Nassarius gayi	0.85	0.33	0.58	0.66	0.71	88.99
Amphipod sp.5	0.19	0.08	0.56	0.30	0.69	89.68
Bivalva sp1.	0.93	0.58	0.55	0.57	0.67	90.35



Tabla 49.

Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de la comunidad betónica asociado a *Lessonia trabeculata* en condiciones finales (Post-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similaridad promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Parcelas 0% Post-tratamiento					
Average similarity: 58.02					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Phragmatoma moerchi	10.24	13.19	2.64	22.74	22.74
Pagurus villosus	5.70	8.68	3.66	14.96	37.70
Mitrella unifasciata	4.83	7.94	11.43	13.68	51.38
Nassarius gayi	5.76	7.58	2.75	13.06	64.44
Tegula tridentata	4.84	6.96	2.93	12.00	76.44
Crassilabrum crassilabrum	2.85	4.88	4.08	8.42	84.86
Argobuccinum scabrum	1.57	1.31	0.73	2.26	87.12
Pagurus edwardsi	1.43	1.30	0.75	2.24	89.36
Erichthonius brasiliensis	1.04	1.06	0.78	1.84	91.19
Parcelas 33% Post-cosecha					
Average similarity: 59.98					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Verruca laevigata	10.31	6.98	1.30	11.63	11.63
Balanus laevis	10.60	6.57	1.16	10.95	22.58
Phragmatoma moerchi	8.46	5.49	1.18	9.15	31.73
Pagurus villosus	6.24	5.27	3.53	8.79	40.52
Crassilabrum crassilabrum	5.61	5.20	3.83	8.67	49.20
Mitrella unifasciata	7.46	4.62	1.24	7.71	56.91
Ophiactis kroyeri	6.66	4.00	1.27	6.67	63.57
Typosyllis sp	4.58	3.72	2.23	6.20	69.77
Tegula tridentata	3.80	3.18	2.87	5.30	75.07
Pilumnoides perlatus	3.66	2.81	3.32	4.69	79.75
Entodesma cuneata	2.09	1.87	6.42	3.12	82.87
Semele solida	1.83	1.27	1.29	2.11	84.99
Halosydna sp	1.70	1.11	1.26	1.84	86.83
Elasmopus sp.	1.28	0.99	1.32	1.65	88.49
Phymactis clematis	1.84	0.90	0.71	1.49	89.98
Nassarius gayi	1.78	0.86	0.78	1.44	91.42
Parcelas 100%					
Average similarity: 46.67					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Phragmatoma moerchi	13.31	19.82	1.39	42.47	42.47
Choromytilus chorus	5.77	4.14	0.59	8.88	51.35
Crassilabrum crassilabrum	2.15	3.65	3.26	7.81	59.16
Mitrella unifasciata	2.50	3.03	1.39	6.50	65.66
Erichthonius brasiliensis	1.74	2.44	1.35	5.22	70.89
Ophiactis kroyeri	2.03	2.27	1.35	4.86	75.75
Typosyllis sp.	1.78	2.14	1.39	4.58	80.33
Nassarius gayi	1.70	1.80	0.87	3.86	84.19
Pagurus villosus	1.75	1.47	0.80	3.14	87.33
Pilumnoides perlatus	0.89	1.34	0.81	2.87	90.20
Parcelas 0% & Parcelas 33%					
Average dissimilarity = 58.71					
Parcelas 0% Parcelas 33%					



Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Balanus laevis	0.00	10.60	6.94	1.75	11.81	11.81
Verruca laevigata	0.00	10.31	6.93	2.02	11.80	23.61
Ophiactis kroyeri	0.94	6.66	3.97	1.71	6.75	30.37
Phragmatoma moerchi	10.24	8.46	3.95	1.39	6.72	37.09
Nassarius gayi	5.76	1.78	2.96	1.42	5.04	42.13
Mitrella unifasciata	4.83	7.46	2.95	1.57	5.03	47.16
Typosyllis sp	0.98	4.58	2.72	1.46	4.63	51.79
Pilumnoides operlatus	0.98	3.66	2.07	2.13	3.52	55.31
Crassilabrum crassilabrum	2.85	5.61	1.91	1.81	3.25	58.56
Pagurus villosus	5.70	6.24	1.52	1.42	2.58	61.14
Tegula tridentata	4.84	3.80	1.40	1.27	2.38	63.52
Phymactis clematis	0.00	1.84	1.22	1.20	2.08	65.60
Entodesma cuneata	0.81	2.09	1.19	2.40	2.02	67.62
Semele solida	0.24	1.83	1.14	1.66	1.94	69.57
Rissona inca	1.49	0.98	1.09	1.11	1.86	71.43
Argobuccinum scabrum	1.57	0.00	1.08	1.19	1.84	73.27
Flabelligeridae sp2	0.00	1.37	1.08	0.94	1.84	75.10
Halosydna sp	0.57	1.70	0.96	1.40	1.64	76.74
Veneridae spp.	0.00	1.38	0.96	1.20	1.63	78.37
Aeneator fontainei	1.35	0.24	0.95	0.60	1.61	79.98
Pagurus edwardsi	1.43	1.62	0.94	1.15	1.61	81.59
Tricolia macleani	1.18	0.87	0.83	1.24	1.41	83.01
Elasmopus	0.33	1.28	0.82	1.69	1.39	84.40
Brachidontes granulata	0.00	1.11	0.79	1.26	1.34	85.74
Lumbrineris sp	0.57	1.15	0.75	1.20	1.28	87.02
Semimytilus algosus	0.81	0.33	0.71	0.73	1.20	88.22
Toncia chilensis	0.94	0.24	0.68	0.89	1.15	89.37
Erichthonius brasiliensis	1.04	1.05	0.63	1.17	1.07	90.44

Parcelas 0% & Parcelas 100%
Average dissimilarity = 60.98

Species	Parcelas 0% Parcelas 33%		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Phragmatoma moerchi	10.24	13.31	7.20	1.62	11.80	11.80
Choromytilus chorus	0.24	5.77	5.20	1.13	8.53	20.33
Tegula tridentata	4.84	0.00	4.99	2.16	8.18	28.52
Nassarius gayi	5.76	1.70	4.30	1.39	7.05	35.57
Pagurus villosus	5.70	1.75	4.21	1.66	6.91	42.48
Mitrella unifasciata	4.83	2.50	2.60	1.27	4.27	46.75
Aeneator fontainei	1.35	0.74	1.63	0.76	2.67	49.41
Ophiactis kroyeri	0.94	2.03	1.51	1.36	2.47	51.89
Rissona inca	1.49	0.00	1.47	0.84	2.42	54.30
Typosyllis sp	0.98	1.78	1.45	1.44	2.38	56.69
Argobuccinum scabrum	1.57	0.40	1.45	1.15	2.38	59.07
Pagurus edwardsi	1.43	0.20	1.39	1.18	2.29	61.36
Phymactis clematis	0.00	1.55	1.39	1.02	2.28	63.63
Pilumnoides perlatus	0.98	0.89	1.34	1.06	2.20	65.83
Tricolia macleani	1.18	0.00	1.21	0.86	1.99	67.82
Erichthonius brasiliensis	1.04	1.74	1.08	1.20	1.77	69.60
Entodesma cuneata	0.81	0.55	1.06	0.96	1.74	71.33
Crassilabrum crassilabrum	2.85	2.15	1.03	1.34	1.69	73.02
Elasmopus sp	0.33	1.08	1.00	0.68	1.64	74.66
Toncia chilensis	0.94	0.20	0.99	0.89	1.62	76.28
Semimytilus algosus	0.81	0.20	0.98	0.66	1.61	77.89
Chiton cumingii	0.00	1.00	0.88	1.04	1.44	79.33
Carditidae	0.80	0.29	0.87	0.97	1.42	80.75
Turitella cingulata	0.87	0.00	0.83	0.86	1.35	82.11
Crepidula dilatata	0.67	0.40	0.79	0.89	1.30	83.41
Ampelisca sp	0.24	0.61	0.77	0.56	1.26	84.66
Lumbrineris sp	0.57	0.49	0.74	0.84	1.22	85.88
Halosydna sp	0.57	0.53	0.74	0.85	1.21	87.09
Semele solida	0.24	0.75	0.71	0.92	1.17	88.26



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Pseudonereis variegata	0.00	0.74	0.70	0.82	1.16	89.41
Pherusa lumbensis	0.33	0.63	0.70	0.82	1.15	90.57

Parcelas 33% & Parcelas 100%
Average dissimilarity = 67.87

Species	Parcelas 33% Parcelas 100%		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Verruca laevigata	10.31	0.00	7.31	1.94	10.77	10.77
Balanus laevis	10.60	0.00	7.29	1.69	10.75	21.52
Phragmatoma moerchi	8.46	13.31	5.57	1.43	8.20	29.73
Mitrella unifasciata	7.46	2.50	4.10	1.62	6.04	35.76
Choromytilus chorus	0.24	5.77	3.88	1.08	5.72	41.49
Ophiactis kroyeri	6.66	2.03	3.73	1.53	5.50	46.98
Pagurus villosus	6.24	1.75	3.34	1.62	4.92	51.91
Tegula tridentata	3.80	0.00	2.78	2.36	4.10	56.01
Crassilabrum crassilabrum	5.61	2.15	2.59	1.84	3.82	59.83
Typosyllis sp	4.58	1.78	2.34	1.20	3.44	63.28
Pilumnoides perlatus	3.66	0.89	1.88	2.02	2.78	66.05
Phymactis clematis	1.84	1.55	1.29	1.30	1.90	67.95
Flabelligeridae sp2	1.37	0.00	1.15	0.92	1.69	69.64
Elasmopus sp	1.28	1.08	1.11	1.27	1.64	71.28
PagurusOedwardsi	1.62	0.20	1.10	1.16	1.62	72.90
Semele solida	1.83	0.75	1.07	1.36	1.58	74.48
Halosydna sp	1.70	0.53	1.05	1.41	1.55	76.03
Entodesma cuneata	2.09	0.55	1.03	2.14	1.52	77.55
Nassarius gayi	1.78	1.70	1.02	1.09	1.50	79.04
Venereidae spp.	1.38	0.00	1.01	1.18	1.49	80.53
Erichthonius brasiliensis	1.05	1.74	0.88	1.22	1.30	81.83
Lumbrineris sp	1.15	0.49	0.81	1.16	1.20	83.02
Brachidontes granulata	1.11	0.14	0.79	1.20	1.17	84.19
Ampelisca sp	0.47	0.61	0.71	0.73	1.04	85.24
Rissonaica inca	0.98	0.00	0.69	0.90	1.01	86.25
Chiton cumingsii	0.00	1.00	0.67	1.03	0.98	87.23
Tricolia macleani	0.87	0.00	0.61	1.25	0.90	88.13
Pherusa lumbensis	0.76	0.63	0.60	1.06	0.88	89.02
Aeneator fontainei	0.24	0.74	0.57	0.66	0.84	89.86
Pseudonereis variegata	0.00	0.74	0.52	0.81	0.77	90.63



Tabla 50.

Fauna asociada a los espacios entre discos de *Macrocystis integrifolia* en las localidades de Pisagua y San Marcos. Se compara la presencia ANTES y DESPUES de la instalación de los tratamientos experimentales de remoción de 33% y 100%.

Localidad	Pisagua		San Marcos	
	ANTES	DESPUES	ANTES	DESPUES
Tratamiento	<i>M.integrifolia</i>	<i>M.integrifolia</i>	<i>M.integrifolia</i>	<i>M.integrifolia</i>
PORIFERA				
<i>demospongiae sp1</i>		*		*
CNIDARIA				
Anthozoa				
<i>Anemonia alicemartinae</i> Häussermann & Försterra, 2001				*
<i>anthothoe chilensis</i> (Lesson, 1830)			*	*
<i>Phymactis clematis</i> (Drayton in Dana, 1846)	*		*	
PLATYHELMINTHES				
NEMATODA				
<i>Nematodo indet sp1</i>	*	*	*	*
<i>Nematodo indet sp2</i>				*
NEMERTEA				
<i>Lineus atrocaeruleus</i> (Schmarda, 1859)	*	*	*	*
ANNELIDA				
Polychaeta				
<i>Anaitides sp.</i>	*	*	*	*
<i>Arabellidae</i>	*	*		
<i>Cirriformia</i> Hartman, 1936		*		*
<i>Dorvilleidae</i> Chamberlin, 1919	*	*	*	*



<i>Hesionidae</i>	*	*		
<i>Glyceridae</i> Grube 1859	*	*		
<i>Lumbrineridae</i> sp1	*	*	*	*
<i>Naineris</i> sp Blainville, 1828	*	*	*	*
<i>Nereis callaona</i> (Grube, 1857)		*	*	*
<i>Maldane</i> sp	*	*	*	*
<i>Marphysa</i> sp	*	*	*	*
<i>Mediomastus</i> sp Hartman, 1944	*		*	*
<i>Megalomma monoculata</i> Hartmann-Schröder, 1965	*	*	*	*
<i>Orbiniidae</i>	*	*		*
<i>Perinereis falklandica</i> (Ramsay, 1914)	*		*	*
<i>Phagmatoma moerchi</i> (Kinberg, 1867)	*	*	*	*
<i>Pherusa</i> sp Oken, 1807		*	*	*
<i>Phyllodocidae</i> sp1 Örsted, 1843	*	*		*
<i>Phyllodocidae</i> sp2 Örsted, 1843		*		*
<i>Tiposyllis</i> sp Langerhans, 1879	*	*	*	*
<i>Platynereis australis</i> (Schmarda, 1861)	*		*	*
<i>Pseudonereis variegata</i> (Grube, 1857)	*	*		*
<i>Halosydna</i> sp	*	*	*	*
<i>Sabellidae</i> sp1 Latreille, 1825				*
<i>Syllidae</i> Grube, 1850	*	*		*
<i>Spionidae</i> Grube, 1850	*	*		*
MOLLUSCA				
Polyplacophora				
<i>Acanthopleura echinata</i> (Barnes, 1824)				



<i>Chaetopleura peruviana</i> (Lamarck, 1819)			*	*
<i>Chiton cumingsii</i> Frembly, 1827	*	*	*	
<i>Ischnochiton stramineus</i> (G. B. Sowerby I, 1832)	*			
<i>Tonicia chilensis</i> (Frembly, 1827)	*		*	*
<i>Tonicia elegans</i>		*		
Gastropoda				
<i>Aeneator fontainei</i> (d'Orbigny, 1839)	*			
<i>Aesopus aliciae</i> (Marincovich, 1973)	*	*	*	*
<i>Agathotoma ordinaria</i> (E.A. Smith, 1882)	*	*	*	*
<i>argobuccinum scabrum</i> (King, 1832)	**	*	*	*
<i>Caecum chilensis</i> Stuardo, 1962	*	*		*
<i>Colisella sp</i>	*	*		
<i>Crassilabrum crassilabrum</i> (G. B. Sowerby II, 1834)	*	*	*	*
<i>Crepidatella dilatata</i> (Lamarck, 1822)	*	*	*	*
<i>Crepidula philippiana</i> Gallardo, 1977	*	*		
<i>Crucibulum quiriquinae</i> (Lesson, 1830)	*		*	*
<i>Dendropoma sp</i>	*	*	*	
<i>Diloma nigerrima</i> (Gmelin, 1791)	*			
<i>Eatoniella latina</i> Marincovich, 1973		*		*
<i>Entodesma cuneata</i> (Gray, 1828)	*	*	*	*
<i>Fissurella crassa</i> Lamarck, 1822	*			*
<i>Fisurella maxima</i> G.B. Sowerby I, 1834	*			
<i>Fisurella peruviana</i> Lamarck, 1822	*	*		
<i>Fissurella picta</i> (Gmelin, 1791)	*	*		
<i>Fisurella sp</i>	*			*



<i>Gastropoda juvenil indet.</i>		*		*
<i>Mitrella unifasciata</i> (Sowerby 1832)	*	*		*
<i>Nassarius gayii</i> (Kiener, 1834)	*	*	*	*
<i>Prisogaster niger</i> (W. Wood, 1828)	*			*
<i>Rissoina inca</i> D'Orbigny, 1840		*		*
<i>Tegula atra</i> (Lesson, 1830)	*		*	*
<i>Tegula luctuosa</i> (d'Orbigny, 1841)				*
<i>Tegula tridentata</i> (Potiez & Michaud, 1838)	*	*	*	*
<i>Tricolia macleani</i> Marincovich, 1973	*	*		*
<i>Turritella cingulata</i> G. B. Sowerby I, 1825		*		
Nudibranquia				
<i>Gargamela immaculata</i> Bergh, 1894			*	
Bivalvia				
<i>Aulacomya ater</i> (Molina, 1782)				*
<i>Brachidontes granulata</i> (Hanley, 1843)	*	*	*	*
Carditidae Férussac, 1822	*	*	*	*
<i>Choromytilus chorus</i> (Molina, 1782)			*	*
<i>Lyonsia delicata</i> Marincovich, 1973	*	*		*
<i>Protothaca thaca</i> (Molina, 1782) / <i>Leukoma thaca</i> (Molina, 1782)		*	*	*
<i>Semele solida</i> (Gray, 1828)		*	*	*
<i>Semimytilus algosus</i> (Gould, 1850)	*	*	*	*
Venereidae ind.				*
<i>Venus antiqua</i> King y Broderip, 1832		*		
CEFALOPODA				
<i>Octopus sp</i>		*		*



ARTHROPODA				
<i>Balanus laevis</i> (Bruguière, 1789)	*	*	*	
Decapoda				
Anomura				
<i>Alpheus chilensis</i> (Coutière, 1902)			*	
<i>Allopetrolisthes angulosus</i> (Guérin, 1835)			*	*
<i>Cancer edwardsii</i>	*	*		*
Juveniles indeterminados		*		*
<i>Megalobrachium peruvianum</i> Haig, 1960			*	*
<i>Megalopa indet</i>		*		*
<i>Pachycheles grossimanus</i> (Guerin, 1835)	*		*	*
<i>Pagurus edwardsii</i> (Dana, 1852)	*	*	*	*
<i>Pagurus villosus</i> (Nicolet, 1849)	*	*	*	*
<i>Panopeus chilensis</i> H. Milne Edwards & Lucas, 1843	*		*	
<i>romaleon polyodon</i> (Poeppig, 1836)	*			*
Brachyura				
<i>Pilumnoides perlatus</i> (Poeppig, 1836)	*	*	*	*
<i>Pisoides edwardsii</i> (Bell, 1835)			*	*
<i>Taliepus dentatus</i> (H. Milne Edwards, 1834)	*	*		*
Caridea				
<i>Synalpheus spinifrons</i> (H. Milne Edwards, 1837)				*
Peracarida				
Cumacea				
<i>Cumacea sp1</i>				*
Tanaidacea				



<i>Zeuxo marmoratus</i> (Nordenstam, 1930)	*	*		*
<i>Tanaidacea</i> indet.		*		*
Caprellidae				
<i>Jassa</i> sp Leach, 1814				
caprellidae indet	*	*		
Ischyroceridae				*
Amphipoda				
<i>Ampelisca</i> sp (Krøyer, 1842)	*	*	*	*
Amphipoda sp1		*		*
Amphipoda sp2		*		
<i>Aora maculata</i> (Thomson, 1879)	*	*		*
<i>Ahora typica</i>			*	
<i>Elasmopus</i> sp(Costa, 1853)	*	*	*	*
<i>Erichthonius brasiliensis</i> (Dana, 1853)	*	*	*	*
<i>Hyale rubra</i> (Thomson, 1879)	*	*	*	*
<i>Melitidae</i> sp1 (Vousfield, 1973)		*	*	*
<i>Orchomenella chilensis</i> (Heller, 1868)	*	*		*
<i>Peramphitoe femorata</i> (Kroyer, 1845)		*		*
Isopoda				
<i>Joeropsis bidens</i> (Menzies, 1962)	*	*	*	*
<i>Ischyromene menziesi</i> (Sivertsen & Holthuis, 1980)				
<i>Isopodo</i> indet.				*
Insecta				
Pupa indet				*
ECHINODERMATA				



Holoturoidea				
<i>Athyonidium chilensis</i> (Semper, 1868)	*			
Ophiuroidea				
<i>Ophiactis kroeyeri</i> Lütken, 1856	*	*	*	*
<i>Ophiophragmus chilensis</i> (Müller & Troschel, 1843)	*	*	*	*
Equinoidea				
<i>Tetrapyrgus niger</i> (Molina, 1782)			*	
Asteroidea				
<i>Patiria chilensis</i> (Lutken, 1859)	*	*	*	*
UROCHORDATA				*
<i>Pyura chilensis</i> (Molina, 1782)	*	*		
<i>Styela</i> sp		*		*



Tabla 51.

Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de la comunidad betónica asociado a *Macrocystis Integrifolia* en condiciones iniciales (Pre-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similitud promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Parcelas 0% Pre-tratamiento					
Average similarity: 25.15					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Tegula tridentata	4.89	4.53	0.51	18.01	18.01
Prisogaster niger	5.23	3.74	0.84	14.86	32.87
Perineris falklandica	2.25	1.82	0.65	7.22	40.10
Phyllocidae sp2	1.76	1.49	0.50	5.91	46.01
Naineris sp	1.27	1.10	0.53	4.36	50.36
Argobuccinum scabrum	1.10	1.09	0.62	4.34	54.71
Phragmatopoma moerchi	1.69	0.96	0.34	3.80	58.51
Hesionidae	2.09	0.77	0.41	3.04	61.55
Mitrella unisfaciata	0.93	0.76	0.49	3.01	64.56
Fisurella maxima	0.58	0.74	0.64	2.95	67.51
Tricolia macleni	1.02	0.62	0.50	2.47	69.98
Pagurus villosus	0.91	0.59	0.50	2.34	72.33
Dendropoma sp	0.50	0.59	0.53	2.34	74.66
Semele solida	1.23	0.53	0.39	2.12	76.79
Pachycheles grossimanus	0.80	0.47	0.39	1.86	78.64
Crepidula philippiana	0.60	0.46	0.40	1.81	80.46
Lineus atrocaerulus	0.89	0.40	0.41	1.58	82.03
Tonicia elegans	0.66	0.36	0.30	1.43	83.46
Aesopus aliciae	0.75	0.34	0.21	1.34	84.80
Fisurella crassa	0.82	0.32	0.40	1.29	86.09
Pagurus edwardsii	0.80	0.32	0.25	1.29	87.38
Glyceridae	0.75	0.32	0.31	1.27	88.64
Ophiophragmus chilensis	0.96	0.31	0.31	1.22	89.86
Anisidoris fontaini	0.67	0.28	0.30	1.10	90.96

Parcelas 33% Pre-tratamiento					
Average similarity: 34.00					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Tegula tridentata	5.28	4.31	0.53	12.68	12.68
Hesionidae	2.88	3.02	1.33	8.87	21.56
Perineris falklandica	3.85	2.65	0.80	7.80	29.36
Prisogaster niger	4.55	2.30	0.54	6.78	36.14
Pagurus edwardsii	2.23	2.05	0.90	6.04	42.18
Elasmopus chilensis	2.81	1.92	0.81	5.66	47.84
Nasarius gayi	1.76	1.41	0.62	4.16	52.00
Crepidula philippiana	1.33	1.25	0.66	3.67	55.67
Anisidoris fontaini	2.42	1.15	0.55	3.38	59.05
Caecum chilense	1.29	0.95	0.78	2.81	61.86
Phymactis clematis	2.02	0.95	0.57	2.78	64.64
Crassilabrum crassilabrum	1.16	0.75	0.52	2.21	66.85
Melita sp	1.41	0.75	0.53	2.19	69.04
Halosydna sp	1.00	0.69	0.67	2.02	71.07
Crepidula dilatata	0.84	0.67	0.65	1.96	73.02
Mitrella unisfaciata	0.96	0.66	0.52	1.95	74.97
Carditella tegulata	1.11	0.60	0.50	1.77	76.74
Argobuccinum scabrum	1.35	0.57	0.36	1.69	78.43
Semele solida	1.26	0.56	0.46	1.65	80.08



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Aesopus aliciae	1.08	0.55	0.41	1.61	81.69
Pagurus villosus	0.92	0.54	0.40	1.59	83.28
Glyceridae	1.04	0.51	0.51	1.49	84.77
Dendropoma sp	0.50	0.45	0.54	1.32	86.09
Pachycheles grossimanus	1.08	0.44	0.49	1.30	87.39
Amphipodo sp2	1.12	0.36	0.42	1.06	88.44
Ophiophragmus chilensis	0.86	0.35	0.41	1.03	89.47
Dorvilleidae	0.55	0.34	0.41	1.01	90.48

Parcelas 100% Pre-tratamiento
Average similarity: 25.27

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Phragmatopoma moerchi	3.35	2.02	0.52	7.98	7.98
Tegula tridentata	3.03	1.99	0.51	7.89	15.87
Prisogaster niger	3.23	1.96	0.48	7.77	23.64
Perineris falklandica	2.08	1.90	0.60	7.51	31.15
Ampelisca sp	2.84	1.35	0.39	5.36	36.50
Aesopus aliciae	1.36	1.17	0.60	4.64	41.14
Glyceridae	1.11	1.11	0.60	4.39	45.53
Hesionidae	1.46	1.11	0.52	4.38	49.91
Semele solida	1.19	0.98	0.52	3.89	53.80
Anisidoris fontaini	1.34	0.98	0.39	3.88	57.68
Ophiophragmus chilensis	1.27	0.77	0.39	3.07	60.74
Tonicia elegans	0.95	0.74	0.40	2.95	63.69
Pherusa sp	0.86	0.64	0.40	2.53	66.22
Typosyllis sp	0.95	0.62	0.51	2.44	68.65
Fisurella maxima	0.50	0.56	0.51	2.22	70.88
Halosydna sp	0.68	0.56	0.50	2.22	73.10
Lineus atrocaerulus	0.96	0.55	0.36	2.18	75.28
Pagurus edwardsii	1.54	0.55	0.34	2.16	77.45
Phyllocidae sp2	0.88	0.49	0.28	1.95	79.39
Melita sp	0.93	0.49	0.30	1.94	81.33
Dendropoma sp	0.50	0.44	0.53	1.74	83.08
Pagurus villosus	0.99	0.40	0.39	1.57	84.65
Nasarius gayi	0.87	0.35	0.41	1.39	86.03
Caecum chilense	0.77	0.35	0.30	1.37	87.41
Crassilabrum crassilabrum	0.68	0.32	0.40	1.28	88.69
Brachiodontes granulata	0.74	0.30	0.31	1.20	89.89
Entodesma cuneata	0.71	0.28	0.40	1.11	91.00

Parcelas 0% & parcelas 33 %
Average dissimilarity = 72.30

Species	Parcelas 0%		Parcelas 33 %		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
Tegula tridentata	4.89	5.28	5.67	1.17	7.85	7.85
Prisogaster niger	5.23	4.55	5.40	1.26	7.47	15.32
Perineris falklandica	2.25	3.85	3.23	1.25	4.47	19.79
Hesionidae	2.09	2.88	2.70	1.33	3.74	23.53
Elasmopus chilensis	0.23	2.81	2.43	1.14	3.35	26.88
Anisidoris fontaini	0.67	2.42	2.15	0.97	2.98	29.86
Pagurus edwardsii	0.80	2.23	2.12	1.10	2.93	32.79
Phyllocidae sp2	1.76	1.11	1.90	1.03	2.63	35.42
Nasarius gayi	0.64	1.76	1.82	1.08	2.52	37.94
Phymactis clematis	0.28	2.02	1.82	0.92	2.51	40.45
Phragmatopoma moerchi	1.69	0.12	1.71	0.70	2.36	42.81
Argobuccinum scabrum	1.10	1.35	1.67	1.03	2.31	45.12
Amphipodo sp2	0.99	1.12	1.58	0.68	2.19	47.31
Semele solida	1.23	1.26	1.47	1.09	2.04	49.34
Aesopus aliciae	0.75	1.08	1.34	0.93	1.85	51.20
Lineus atrocaerulus	0.89	1.15	1.34	0.83	1.85	53.05
Melita sp	0.52	1.41	1.29	1.06	1.78	54.83
Crepidula philippiana	0.60	1.33	1.27	1.21	1.76	56.59
naineris sp	1.27	0.58	1.22	1.14	1.68	58.27
Crassilabrum crassilabrum	0.08	1.16	1.21	0.90	1.67	59.94



Mitrella unisfaciata	0.93	0.96	1.19	1.08	1.65	61.59
Caecum chilense	0.46	1.29	1.19	1.16	1.64	63.23
Pachycheles grossimanus	0.80	1.08	1.17	1.00	1.62	64.85
Pagurus villosus	0.91	0.92	1.13	1.03	1.57	66.42
Ophiophragmus chilensis	0.96	0.86	1.12	0.99	1.55	67.97
Glyceridae	0.75	1.04	1.11	1.08	1.53	69.50
Carditella tegulata	0.17	1.11	1.09	0.88	1.51	71.01
Phyllocidae	0.96	0.73	1.07	0.77	1.47	72.48
Halosydna sp	0.52	1.00	0.94	1.26	1.30	73.78
Tricolia macleni	1.02	0.00	0.93	0.78	1.29	75.06
Crepidula dilatata	0.39	0.84	0.90	1.07	1.25	76.31
Tonicia elegans	0.66	0.51	0.89	0.80	1.23	77.54
Fisurella crassa	0.82	0.44	0.86	0.81	1.19	78.73
Syllidae	0.41	0.55	0.79	0.68	1.10	79.83
Pherusa sp	0.12	0.79	0.73	0.69	1.01	80.84
Ophiactis kroeyeri	0.23	0.54	0.70	0.52	0.96	81.80
Athyonidium chilensis	0.41	0.59	0.69	0.86	0.96	82.76
Anatides sp	0.33	0.46	0.62	0.68	0.86	83.62
Pyura chilensis	0.08	0.60	0.61	0.82	0.85	84.47
Dorvilleidae	0.08	0.55	0.61	0.80	0.84	85.31
Nermetino indet 1	0.17	0.55	0.57	0.70	0.78	86.09
Entodesma cuneata	0.41	0.32	0.56	0.76	0.77	86.86
Typosyllis sp	0.40	0.24	0.52	0.78	0.72	87.58
Semimmytilus algosus	0.29	0.40	0.52	0.59	0.72	88.30
Spionidae	0.30	0.30	0.51	0.57	0.70	89.00
Fisurella maxima	0.58	0.50	0.50	0.96	0.69	89.69
Dendropoma sp	0.50	0.50	0.49	0.96	0.67	90.36

Parcelas 0% & Parcelas 100%
Average dissimilarity = 75.26

Species	Parcelas 0% Parcelas 100%		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Tegula tridentata	4.89	3.03	5.82	1.13	7.73	7.73
Prisogaster niger	5.23	3.23	5.64	1.16	7.49	15.22
Phragmatopoma moerchi	1.69	3.35	3.79	1.03	5.04	20.26
Ampelisca sp	0.51	2.84	3.03	0.82	4.02	24.29
Perineris falklandica	2.25	2.08	2.54	1.28	3.38	27.67
Hesionidae	2.09	1.46	2.39	0.95	3.17	30.84
Phyllocidae sp2	1.76	0.88	2.05	1.04	2.72	33.56
Pagurus edwardsii	0.80	1.54	1.87	0.87	2.49	36.05
Anisidoris fontaini	0.67	1.34	1.76	0.90	2.33	38.38
Semele solida	1.23	1.19	1.71	1.19	2.27	40.66
Ophiophragmus chilensis	0.96	1.27	1.66	0.96	2.21	42.87
Aesopus aliciae	0.75	1.36	1.66	1.05	2.21	45.07
Argobuccinum scabrum	1.10	0.58	1.50	1.03	2.00	47.07
Lineus atrocaerulus	0.89	0.96	1.37	1.00	1.82	48.89
Glyceridae	0.75	1.11	1.37	1.11	1.82	50.72
naineris sp	1.27	0.25	1.37	1.03	1.82	52.53
Tonicia elegans	0.66	0.95	1.33	1.00	1.76	54.30
Melita sp	0.52	0.93	1.32	0.75	1.75	56.05
Crepidula philippiana	0.60	0.90	1.28	0.93	1.70	57.75
Pagurus villosus	0.91	0.99	1.27	1.06	1.68	59.43
Phyllocidae	0.96	0.63	1.22	0.69	1.62	61.05
Amphipodo sp2	0.99	0.00	1.20	0.42	1.59	62.64
Nasarius gayi	0.64	0.87	1.19	0.87	1.57	64.22
Mitrella unisfaciata	0.93	0.08	1.15	0.75	1.53	65.74
Tricolia macleni	1.02	0.24	1.12	0.85	1.49	67.23
Caecum chilense	0.46	0.77	1.07	0.79	1.42	68.65
Typosyllis sp	0.40	0.95	1.06	1.02	1.41	70.06
Pherusa sp	0.12	0.86	1.03	0.85	1.37	71.43
Pachycheles grossimanus	0.80	0.33	0.99	0.75	1.31	72.74
Fisurella crassa	0.82	0.24	0.90	0.74	1.20	73.94
Halosydna sp	0.52	0.68	0.89	1.06	1.19	75.12



Entodesma cuneata	0.41	0.71	0.89	0.90	1.18	76.30
Pyura chilensis	0.08	0.69	0.79	0.61	1.05	77.35
Brachiodontes granulata	0.00	0.74	0.76	0.67	1.01	78.37
Crepidula dilatata	0.39	0.49	0.75	0.78	1.00	79.36
Athyonidium chilensis	0.41	0.53	0.75	0.78	0.99	80.35
Arabellidae	0.08	0.61	0.73	0.63	0.98	81.33
Marphysa sp	0.17	0.56	0.70	0.61	0.94	82.27
Crassilabrum crassilabrum	0.08	0.68	0.70	0.82	0.93	83.20
Zeuxo marmoratus2	0.38	0.28	0.65	0.62	0.86	84.06
Phymactis clematis	0.28	0.42	0.65	0.57	0.86	84.92
Zuexo marmoratus	0.00	0.53	0.61	0.53	0.81	85.73
Diloma nigerrima	0.26	0.31	0.58	0.52	0.77	86.50
Dendropoma sp	0.50	0.50	0.58	0.93	0.77	87.27
Fisurella maxima	0.58	0.50	0.57	0.94	0.76	88.02
Ophiactis kroyeri	0.23	0.35	0.54	0.66	0.72	88.75
Ahora maculata	0.08	0.50	0.53	0.52	0.71	89.46
Syllidae	0.41	0.08	0.53	0.51	0.70	90.15

Parcelas 33% & Parcelas 100%
Average dissimilarity = 73.75

Species	Parcelas 0% Parcelas 100%		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Tegula tridentata	5.28	3.03	5.30	1.15	7.19	7.19
Prisogaster niger	4.55	3.23	4.49	1.14	6.09	13.27
Perineris falklandica	3.85	2.08	3.10	1.27	4.21	17.48
Phragmatopoma moerchi	0.12	3.35	2.90	0.88	3.93	21.41
Ampelisca sp	0.00	2.84	2.42	0.75	3.29	24.70
Elasmopus chilensis	2.81	0.08	2.40	1.14	3.25	27.96
Pagurus edwardsii	2.23	1.54	2.30	1.20	3.12	31.07
Anisidoris fontaini	2.42	1.34	2.28	1.09	3.09	34.17
Hesionidae	2.88	1.46	2.00	1.36	2.71	36.87
Nasarius gayi	1.76	0.87	1.73	1.07	2.35	39.22
Phymactis clematis	2.02	0.42	1.72	0.93	2.33	41.55
Argobuccinum scabrum	1.35	0.58	1.54	0.78	2.09	43.65
Crepidula philippiana	1.33	0.90	1.51	1.21	2.05	45.70
Melita sp	1.41	0.93	1.44	0.98	1.95	47.65
Phyllocidae sp2	1.11	0.88	1.43	0.86	1.94	49.60
Lineus atrocaerulus	1.15	0.96	1.41	0.86	1.92	51.51
Semele solida	1.26	1.19	1.41	1.22	1.91	53.43
Aesopus aliciae	1.08	1.36	1.41	1.13	1.91	55.34
Ophiophragmus chilensis	0.86	1.27	1.32	1.02	1.79	57.13
Crassilabrum crassilabrum	1.16	0.68	1.19	1.02	1.62	58.74
Pagurus villosus	0.92	0.99	1.19	1.01	1.61	60.35
Caecum chilense	1.29	0.77	1.18	1.14	1.60	61.95
Glyceridae	1.04	1.11	1.15	1.18	1.57	63.52
Pherusa sp	0.79	0.86	1.06	0.99	1.44	64.96
Carditella tegulata	1.11	0.25	1.06	0.91	1.43	66.39
Tonicia elegans	0.51	0.95	1.02	0.94	1.39	67.78
Pachycheles grossimanus	1.08	0.33	0.99	0.88	1.34	69.11
Mitrella unisfaciata	0.96	0.08	0.98	0.91	1.33	70.45
Amphipodo sp2	1.12	0.00	0.93	0.65	1.27	71.71
Pyura chilensis	0.60	0.69	0.92	0.96	1.24	72.95
Phyllocidae	0.73	0.63	0.90	0.86	1.22	74.18
Typosyllis sp	0.24	0.95	0.87	0.95	1.18	75.36
Halosydna sp	1.00	0.68	0.87	1.24	1.18	76.54
Crepidula dilatata	0.84	0.49	0.85	1.05	1.15	77.68
Brachiodontes granulata	0.30	0.74	0.77	0.79	1.05	78.73
Ophiactis kroyeri	0.54	0.35	0.75	0.59	1.01	79.74
Athyonidium chilensis	0.59	0.53	0.73	0.86	0.99	80.73
Marphysa sp	0.31	0.56	0.70	0.68	0.95	81.68



Dorvilleidae	0.55	0.22	0.70	0.83	0.95	82.63
Entodesma cuneata	0.32	0.71	0.66	0.88	0.90	83.53
Arabellidae	0.17	0.61	0.66	0.71	0.89	84.42
naineris sp	0.58	0.25	0.63	0.79	0.85	85.27
Nermetino indet 1	0.55	0.33	0.61	0.80	0.82	86.10
Syllidae	0.55	0.08	0.59	0.56	0.80	86.89
Semimmytilus algius	0.40	0.36	0.56	0.60	0.76	87.65
Mediomastus sp	0.25	0.45	0.55	0.69	0.75	88.40
Nereis calloana	0.33	0.39	0.51	0.51	0.69	89.09
Zuexo marmoratus	0.00	0.53	0.50	0.54	0.68	89.77
Fisurella crassa	0.44	0.24	0.49	0.70	0.66	90.43

Tabla 52.

Resumen del análisis de PERMANOVA de la comunidad bentónica asociado a praderas de *Macrocystis integrifolia*. El análisis compara la estructura comunitaria de parcelas experimentales al inicio del experimento y el efecto de la presión de cosecha entre parcelas sometidas posteriormente a 0% (Control), 33% y 100% de remoción al final del período de estudio.

<i>M. integrifolia</i>	df	Pseudo-F	P(perm)	Permutaciones
Comunidad inicial	2	1.3	0.2	997
Residual	33			
Efecto de cosecha (0%, 33% y 100%)	2	1.7	0.04	997
Residual	33			



Tabla 53.

Análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) de la comunidad betónica asociado a *Macrocystic integrifolia* en condiciones finales (Post-tratamiento). Se destacan las especies que contribuyeron con más del 5% de las abundancias totales. Av. Abund = Abundancia promedio; Av. Sim = Similitud promedio; Sim/SD = Contribución promedio/ desviación standard; Contrib% = Porcentaje de contribución por especie a la abundancia total y Cum% = Porcentaje acumulativo de las contribuciones a la abundancia total.

Parcelas 0% Post-Tratamiento					
Group 0					
Average similarity: 32.78					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Ampelisca sp	9.22	3.00	0.99	9.16	9.16
Prisogaster niger	14.76	2.49	0.53	7.61	16.77
Anisidoris fontaini	13.18	1.97	0.49	6.02	22.79
Tegula tridentata	4.36	1.75	0.69	5.34	28.13
Ophiactis kroyeri	5.29	1.50	1.13	4.57	32.70
Melita sp	4.34	1.38	1.27	4.21	36.91
Eatoniella nigra	5.42	1.35	0.63	4.11	41.02
Carditella tegulata	3.02	1.11	0.77	3.38	44.40
Tricolia macleni	5.24	1.05	0.43	3.20	47.60
Typosyllis sp	3.23	0.98	0.97	2.99	50.59
Phragmatopoma moerchi	3.18	0.95	0.57	2.90	53.49
Pagurus edwardsii	5.08	0.91	0.80	2.78	56.27
Hesionidae	7.25	0.89	0.55	2.71	58.99
Zeuxo marmoratus2	3.16	0.87	0.85	2.67	61.66
Orbinidae	4.03	0.75	0.74	2.28	63.93
Pachycheles grossimanus	5.00	0.70	0.51	2.14	66.08
Perineris falklandica	4.84	0.68	0.52	2.09	68.17
Zuexo marmoratus	2.39	0.63	0.57	1.92	70.08
Elasmopus chilensis	3.04	0.50	0.64	1.54	71.62
Nasarius gayi	1.83	0.48	0.50	1.46	73.08
Nermetino indet 1	3.83	0.47	0.53	1.44	74.53
Caecum chilense	2.47	0.47	0.66	1.44	75.96
Phymactis clematis	4.35	0.46	0.43	1.41	77.37
Glyceridae	2.76	0.43	0.59	1.32	78.69
Protothaca thaca	2.16	0.38	0.53	1.15	79.84
Mitrella unisfaciata	1.72	0.36	0.41	1.09	80.92
Semele solida	2.57	0.35	0.63	1.08	82.00
Megalopa	2.36	0.34	0.53	1.04	83.05
Argobuccinum scabrum	1.87	0.33	0.64	1.02	84.07
Lineus atrocaerulus	2.22	0.33	0.53	1.00	85.06
Fisurella crassa	2.33	0.31	0.51	0.95	86.01
Diloma nigerrima	2.17	0.30	0.51	0.91	86.92
Dendropoma sp	0.67	0.27	0.62	0.82	87.75
lumbrineris sp	1.38	0.27	0.39	0.82	88.57
Erichthonius brasiliensis	1.08	0.25	0.39	0.75	89.32
Phyllocidae	2.61	0.24	0.49	0.74	90.06
Parcelas 33%					
Average similarity: 28.40					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Phragmatopoma moerchi	6.15	2.92	0.55	10.30	10.30
Pagurus edwardsii	3.54	2.01	1.63	7.07	17.37
Anisidoris fontaini	8.25	1.66	0.48	5.84	23.21
Tegula tridentata	3.91	1.53	0.48	5.38	28.59
Prisogaster niger	7.79	1.40	0.45	4.93	33.52
Hesionidae	7.11	1.37	0.56	4.81	38.32
Ampelisca sp	4.70	1.30	0.56	4.57	42.89



Ophiactis kroyeri	4.66	1.19	0.62	4.19	47.08
Elasmopus chilensis	3.66	1.10	0.80	3.87	50.95
Pachycheles grossimanus	4.14	0.86	0.50	3.03	53.98
Mitrella unisfaciata	1.64	0.82	0.48	2.88	56.86
Tricolia macleni	2.82	0.77	0.56	2.70	59.56
Phyllocidae sp2	2.93	0.72	0.65	2.52	62.09
Orbinidae	2.82	0.67	0.72	2.37	64.46
Melita sp	1.73	0.62	0.83	2.18	66.64
Nasarius gayi	2.04	0.61	0.58	2.15	68.79
Perineris falklandica	3.76	0.59	0.46	2.08	70.87
Zeuxo marmoratus2	1.77	0.45	0.48	1.59	72.46
Dendropoma sp	0.67	0.44	0.62	1.56	74.01
Phymactis clematis	2.23	0.43	0.45	1.53	75.54
Carditella tegulata	1.72	0.43	0.46	1.50	77.04
Glyceridae	1.57	0.42	0.49	1.48	78.51
Brachiodontes granulata	1.19	0.41	0.37	1.45	79.97
Lineus atrocaerulus	1.92	0.40	0.51	1.42	81.38
Spionidae	1.37	0.39	0.39	1.37	82.76
Nermetino indet 1	2.39	0.38	0.48	1.33	84.08
Semele sólida	1.96	0.34	0.49	1.21	85.29
Zuexo marmoratus	1.14	0.32	0.30	1.13	86.42
Diloma nigerrima	1.40	0.29	0.53	1.02	87.44
Eatoniella nigra	1.29	0.27	0.39	0.96	88.40
Juvenil jaiba indet.	1.03	0.21	0.38	0.74	89.14
Argobuccinum scabrum	1.19	0.21	0.40	0.74	89.88
Halosydna sp	0.62	0.21	0.30	0.72	90.60

Parcelas 100%

Average similarity: 20.27

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Ophiactis kroyeri	2.65	2.09	1.14	10.31	10.31
Hesionidae	4.09	1.90	0.92	9.38	19.69
Prisogaster niger	8.01	1.84	0.43	9.10	28.78
Phragmatopoma moerchi	1.72	1.74	0.47	8.57	37.35
Anisidoris fontaini	7.31	1.42	0.40	6.99	44.34
Spionidae	2.40	1.17	0.54	5.75	50.10
Ampelisca sp	1.77	0.94	0.73	4.63	54.73
Elasmopus chilensis	1.69	0.71	0.63	3.48	58.21
Dendropoma sp	0.50	0.65	0.53	3.23	61.43
Glyceridae	1.64	0.57	0.64	2.80	64.24
Pachycheles grossimanus	1.43	0.51	0.49	2.51	66.75
Phymactis clematis	1.53	0.50	0.51	2.45	69.20
Erichthonius brasiliensis	0.63	0.35	0.29	1.74	70.93
Argobuccinum scabrum	1.07	0.31	0.39	1.55	72.48
Tegula tridentata	1.26	0.29	0.21	1.45	73.93
Orbinidae	1.30	0.29	0.30	1.45	75.38
Phyllocidae sp2	2.32	0.29	0.39	1.42	76.80
Pagurus edwardsii	1.28	0.25	0.28	1.26	78.05
Fisurella maxima	0.50	0.25	0.51	1.24	79.29
Styela sp	0.37	0.23	0.30	1.12	80.41
Ahora maculata	0.48	0.20	0.21	1.01	81.42
Tricolia macleni	0.45	0.18	0.21	0.90	82.32
Lineus atrocaerulus	0.79	0.17	0.30	0.86	83.18
Caprellidae	0.55	0.17	0.22	0.86	84.04
Crepidula dilatata	0.33	0.17	0.22	0.83	84.87
Protothaca thaca	0.80	0.17	0.30	0.82	85.69
Juvenil jaiba indet.	0.79	0.15	0.21	0.72	86.41
Marphysa sp	0.78	0.15	0.30	0.72	87.13
Semele sólida	0.76	0.14	0.30	0.70	87.83
Octopus sp	0.61	0.14	0.29	0.70	88.53
Ophiophragmus chilensis	0.57	0.14	0.29	0.70	89.23
naineris sp	0.31	0.14	0.22	0.68	89.91



Zeuxo marmoratus sp2						
	0.55	0.14	0.20	0.68	90.59	
Parcelas 0% & Parcelas 33%						
Average dissimilarity = 69.55						
Species	Parcelas 0% Parcelas 100%		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Prisogaster niger	14.76	7.79	4.62	1.15	6.64	6.64
Anisidoris fontaini	13.18	8.25	4.39	1.10	6.32	12.96
Ampelisca sp	9.22	4.70	2.95	1.04	4.25	17.21
Hesionidae	7.25	7.11	2.88	1.13	4.14	21.35
Phragmatopoma moerchi	3.18	6.15	2.42	0.96	3.48	24.84
Tricolia macleni	5.24	2.82	2.28	0.89	3.27	28.11
Tegula tridentata	4.36	3.91	2.01	1.07	2.88	30.99
Eatoniella nigra	5.42	1.29	2.00	0.93	2.87	33.86
Pachycheles grossimanus	5.00	4.14	1.77	1.11	2.55	36.42
Perineris falklandica	4.84	3.76	1.72	1.10	2.47	38.88
Ophiactis kroyeri	5.29	4.66	1.71	1.41	2.45	41.34
Pagurus edwardsii	5.08	3.54	1.46	1.44	2.09	43.43
Phymactis clematis	4.35	2.23	1.44	1.00	2.07	45.50
Nermetino indet 1	3.83	2.39	1.37	0.90	1.98	47.47
Orbinidae	4.03	2.82	1.31	1.19	1.89	49.36
Elasmopus chilensis	3.04	3.66	1.22	1.23	1.75	51.12
Melita sp	4.34	1.73	1.14	1.26	1.64	52.76
Carditella tegulata	3.02	1.72	1.13	1.13	1.63	54.39
Zeuxo marmoratus2	3.16	1.77	1.13	0.99	1.62	56.02
Phyllocidae sp2	1.91	2.93	0.99	1.05	1.43	57.45
Typosyllis sp	3.23	0.86	0.98	1.31	1.41	58.86
Fisurella crassa	2.33	2.01	0.96	0.94	1.38	60.24
Zuexo marmoratus	2.39	1.14	0.94	0.97	1.36	61.60
Pagurus villosus	1.88	1.54	0.94	0.68	1.35	62.95
Glyceridae	2.76	1.57	0.94	0.86	1.35	64.29
Nasarius gayi	1.83	2.04	0.90	1.05	1.29	65.58
Semele solida	2.57	1.96	0.87	1.11	1.25	66.84
Mitrella unifaciata	1.72	1.64	0.85	1.01	1.22	68.05
Lineus atrocaerulus	2.22	1.92	0.78	1.13	1.12	69.17
Phyllocidae	2.61	0.92	0.78	0.83	1.12	70.29
Caecum chilense	2.47	0.72	0.76	1.24	1.09	71.38
Megalopa	2.36	0.75	0.71	0.98	1.02	72.40
Diloma nigerrima	2.17	1.40	0.71	1.13	1.02	73.42
Aesopus aliciae	1.44	0.24	0.67	0.64	0.96	74.39
Megalomma monoculata	1.13	0.93	0.67	0.73	0.96	75.35
Brachiodontes granulata	1.00	1.19	0.67	0.84	0.96	76.31
Protothaca thaca	2.16	0.77	0.66	0.99	0.95	77.26
Argobuccinum scabrum	1.87	1.19	0.64	1.12	0.92	78.18
Octopus sp	1.78	1.08	0.63	0.86	0.91	79.09
lumbrineris sp	1.38	0.24	0.62	0.75	0.89	79.98
Turritella cingulata	1.53	0.64	0.60	0.78	0.87	80.84
Amphipodo sp2	1.22	1.35	0.57	0.76	0.82	81.66
Gastropodo juvenil indet.	1.49	0.08	0.56	0.49	0.81	82.47
Caprellidae	1.17	0.29	0.56	0.40	0.80	83.27
Mediomastus sp	0.91	1.37	0.55	0.84	0.79	84.06
Erichthonius brasiliensis	1.08	0.52	0.54	0.73	0.78	84.84
Spionidae	0.00	1.37	0.53	0.73	0.76	85.60
Peramphithoe femorata	0.99	0.82	0.50	0.78	0.72	86.32
Lyonsia delicata	1.15	0.77	0.48	0.93	0.69	87.01
Hyale rubra	0.56	0.84	0.47	0.62	0.67	87.68
Halosydna sp	1.10	0.62	0.46	1.06	0.66	88.34
Ophiophragmus chilensis	0.97	0.94	0.44	0.82	0.63	88.98
Semimmytilus algosus	0.77	0.49	0.43	0.53	0.62	89.60
Crassilabrum crassilabrum	0.69	0.57	0.43	0.62	0.62	90.22
Parcelas 0% & Parcelas 100%						
Average dissimilarity = 79.51						

Parcelas 0% Parcelas 100%



Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Prisogaster niger	14.76	8.01	5.72	1.17	7.20	7.20
Anisidoris fontaini	13.18	7.31	5.39	1.05	6.78	13.97
Ampelisca sp	9.22	1.77	3.71	1.03	4.66	18.64
Hesionidae	7.25	4.09	2.72	1.19	3.43	22.06
Tricolia macleni	5.24	0.45	2.67	0.78	3.36	25.42
Tegula tridentata	4.36	1.26	2.59	0.93	3.26	28.68
Eatoniella nigra	5.42	0.30	2.51	0.88	3.16	31.84
Pachycheles grossimanus	5.00	1.43	1.76	1.17	2.21	34.06
Pagurus edwardsii	5.08	1.28	1.75	1.18	2.20	36.26
Perineris falklandica	4.84	1.15	1.68	1.02	2.11	38.37
Ophiactis kroyeri	5.29	2.65	1.66	1.72	2.08	40.45
Melita sp	4.34	0.37	1.64	1.60	2.06	42.51
Phymactis clematis	4.35	1.53	1.62	0.96	2.03	44.55
Nermetino indet 1	3.83	1.41	1.59	0.80	2.00	46.54
Carditella tegulata	3.02	0.17	1.53	1.09	1.93	48.47
Phragmatopoma moerchi	3.18	1.72	1.53	1.04	1.93	50.40
Orbinidae	4.03	1.30	1.49	1.18	1.87	52.27
Zeuxo marmoratus2	3.16	0.55	1.37	0.94	1.72	53.99
Typosyllis sp	3.23	0.25	1.34	1.31	1.69	55.68
Glyceridae	2.76	1.64	1.19	0.88	1.50	57.18
Zuexo marmoratus	2.39	0.35	1.16	0.96	1.46	58.63
Elasmopus chilensis	3.04	1.69	1.14	1.33	1.43	60.07
Phyllocidae sp2	1.91	2.32	1.12	0.73	1.41	61.48
Spionidae	0.00	2.40	1.09	0.74	1.37	62.85
Nasarius gayi	1.83	0.45	1.01	0.86	1.27	64.12
Pagurus villosus	1.88	0.62	0.98	0.62	1.23	65.35
Fisurella crassa	2.33	0.88	0.93	0.84	1.17	66.52
Mitrella unisfaciata	1.72	0.28	0.92	0.82	1.16	67.68
Caecum chilense	2.47	0.28	0.91	1.13	1.15	68.82
Semele solida	2.57	0.76	0.89	1.08	1.12	69.95
Aesopus aliciae	1.44	0.24	0.84	0.62	1.06	71.01
Protothaca thaca	2.16	0.80	0.81	1.14	1.02	72.03
Phyllocidae	2.61	0.08	0.80	0.75	1.01	73.04
Megalopa	2.36	0.45	0.80	1.09	1.01	74.05
Caprellidae	1.17	0.55	0.80	0.47	1.00	75.05
Lineus atrocaerulus	2.22	0.79	0.79	1.13	1.00	76.05
lumbrineris sp	1.38	0.17	0.77	0.78	0.97	77.02
Argobuccinum scabrum	1.87	1.07	0.77	1.10	0.97	77.99
Gastropodo juvenil indet.	1.49	0.37	0.76	0.58	0.96	78.95
Diloma nigerrima	2.17	0.29	0.72	0.91	0.91	79.86
Erichthonius brasiliensis	1.08	0.63	0.72	0.81	0.91	80.77
Turritella cingulata	1.53	0.44	0.72	0.75	0.91	81.68
Megalomma monoculata	1.13	0.45	0.69	0.73	0.86	82.54
Octopus sp	1.78	0.61	0.67	0.89	0.84	83.38
Amphipodo sp2	1.22	1.04	0.66	0.60	0.83	84.21
Brachiodontes granulata	1.00	0.29	0.60	0.70	0.75	84.96
Lyonsia delicata	1.15	0.00	0.51	0.79	0.65	85.60
Halosydna sp	1.10	0.08	0.49	0.83	0.62	86.22
Peramphithoe femorata	0.99	0.25	0.49	0.61	0.62	86.83
Semimmytilus algius	0.77	0.29	0.47	0.44	0.59	87.42
Crassilabrum crassilabrum	0.69	0.20	0.47	0.50	0.59	88.01
Hyale rubra	0.56	0.35	0.47	0.53	0.59	88.60
Ophiophragmus chilensis	0.97	0.57	0.45	0.89	0.57	89.17
Ahora maculata	0.69	0.48	0.44	0.68	0.55	89.73
Styela sp	0.93	0.37	0.43	0.94	0.55	90.27

Parcelas 33% & Parcelas 100%
Average dissimilarity = 77.47

Parcelas 0% Parcelas 100%



Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Prisogaster niger	7.79	8.01	5.25	1.00	6.78	6.78
Anisidoris fontaini	8.25	7.31	5.17	1.00	6.68	13.46
Phragmatopoma moerchi	6.15	1.72	4.16	0.93	5.37	18.83
Hesionidae	7.11	4.09	3.60	1.16	4.64	23.47
Tegula tridentata	3.91	1.26	3.07	0.73	3.97	27.44
Ampelisca sp	4.70	1.77	2.74	0.75	3.53	30.98
Ophiactis kroyeri	4.66	2.65	2.30	1.64	2.97	33.95
Pachycheles grossimanus	4.14	1.43	1.98	1.12	2.56	36.50
Phyllocidae sp2	2.93	2.32	1.77	0.95	2.28	38.78
Pagurus edwardsii	3.54	1.28	1.76	1.44	2.27	41.06
Elasmopus chilensis	3.66	1.69	1.73	1.37	2.23	43.29
Perineris falklandica	3.76	1.15	1.72	0.93	2.22	45.50
Tricolia macleni	2.82	0.45	1.64	0.80	2.11	47.62
Nermetino indet 1	2.39	1.41	1.51	0.76	1.94	49.56
Spionidae	1.37	2.40	1.50	0.91	1.94	51.50
Orbinidae	2.82	1.30	1.40	1.03	1.81	53.31
Phymactis clematis	2.23	1.53	1.32	0.94	1.70	55.02
Mitrella unisfaciata	1.64	0.28	1.22	0.89	1.57	56.59
Nasarius gayi	2.04	0.45	1.16	0.95	1.50	58.09
Glyceridae	1.57	1.64	1.08	1.03	1.39	59.48
Zeuxo marmoratus2	1.77	0.55	1.05	0.89	1.36	60.84
Fisurella crassa	2.01	0.88	1.05	0.62	1.36	62.20
Carditella tegulata	1.72	0.17	1.03	0.79	1.32	63.52
Brachiodontes granulata	1.19	0.29	0.98	0.71	1.27	64.79
Semele solida	1.96	0.76	0.96	1.01	1.24	66.03
Zuexo marmoratus	1.14	0.35	0.94	0.71	1.21	67.24
Lineus atrocaerulus	1.92	0.79	0.93	1.10	1.20	68.44
Amphipodo sp2	1.35	1.04	0.89	0.66	1.15	69.59
Pagurus villosus	1.54	0.62	0.88	0.67	1.14	70.73
Juvenil jaiba indet.	1.03	0.79	0.84	0.79	1.09	71.82
Eatoniella nigra	1.29	0.30	0.84	0.71	1.09	72.91
Melita sp	1.73	0.37	0.80	1.37	1.03	73.94
Megalomma monoculata	0.93	0.45	0.79	0.50	1.03	74.96
Argobuccinum scabrum	1.19	1.07	0.76	0.97	0.98	75.94
Mediomastus sp	1.37	0.40	0.69	0.76	0.89	76.83
Diloma nigerrima	1.40	0.29	0.64	0.95	0.82	77.66
Octopus sp	1.08	0.61	0.63	0.87	0.82	78.47
Protothaca thaca	0.77	0.80	0.63	0.75	0.81	79.29
Erichthonius brasiliensis	0.52	0.63	0.63	0.69	0.81	80.10
Typosyllis sp	0.86	0.25	0.62	0.71	0.81	80.90
Marphysa sp	0.62	0.78	0.57	0.75	0.74	81.64
Ophiophragmus chilensis	0.94	0.57	0.57	0.86	0.74	82.38
Hyale rubra	0.84	0.35	0.57	0.67	0.74	83.12
Nereis calloana	0.65	0.30	0.56	0.72	0.73	83.84
Peramphithoe femorata	0.82	0.25	0.52	0.74	0.67	84.51
Entodesma cuneata	0.86	0.39	0.51	0.77	0.66	85.17
Semimmytilus algius	0.49	0.29	0.50	0.57	0.64	85.82
Halosydna sp	0.62	0.08	0.49	0.68	0.63	86.45
Caecum chilense	0.72	0.28	0.48	0.74	0.62	87.07
Megalopa	0.75	0.45	0.47	0.67	0.61	87.69
Caprellidae	0.29	0.55	0.46	0.60	0.59	88.28
Lyonsia delicata	0.77	0.00	0.46	0.68	0.59	88.87
Turritella cingulata	0.64	0.44	0.46	0.65	0.59	89.46
Styela sp	0.69	0.37	0.46	0.85	0.59	90.05



Tabla 54.
Ajustes modelo SHOT-1 por recurso y zona.

Recurso	Zona	α (s.e)	Estadístico T (p value)	ϕ (s.e)	Estadístico T (p value) de ϕ	ψ (s.e)	Estadístico T (p value) de ψ	σ^2	Log- verosimilitud	χ^2 - JB (p value)
Huiro Palo	1	3.077 (1.130)	2.722 (0.004)	0.187 (0.103)	1.812 (0.036)	1.459 (0.039)	37.719 (0.000)	74.57	-329.27	1875.557 (< 0.01)
	3	16.631 (3.054)	5.446 (0.000)	0.330 (0.080)	4.140 (0.000)	-	-	583.5	-635.39	273.364 (< 0.01)
	4	0.806 (1.109)	0.726 (0.234)	-0.122 (0.123)	0.988 (0.162)	2.250 (0.087)	25.754 (0.000)	97.41	-337.56	3471.253 (< 0.01)
	5	3.011 (3.036)	0.992 (0.162)	0.137 (0.098)	1.403 (0.081)	1.720 (0.061)	28.192 (0.000)	549.4	-480.33	649.246 (< 0.01)
Huiro Negro	1	25.143 (11.027)	2.280 (0.012)	0.449 (0.076)	5.869 (0.000)	1.146 (0.025)	45.670 (0.000)	2854	-691.96	93.176 (< 0.01)
	3	-1.736 (1.422)	1.221 (0.112)	0.213 (0.084)	2.546 (0.000)	1.108 (0.006)	200.884 (0.000)	119.5	-529.71	1871.226 (< 0.01)
	4	-3.901 (6.670)	0.585 (0.280)	0.519 (0.074)	6.972 (0.000)	1.160 (0.011)	108.7 (0.000)	1036	-679.94	214.013 (< 0.01)
	5	-9.050 (7.580)	1.194 (0.117)	0.090 (0.084)	1.062 (0.145)	1.174 (0.015)	76.229 (0.000)	3550	-765.37	1837.194 (< 0.01)

A N E X O S

A N E X O 1

Acta Reunión de Coordinación Valparaíso
(05/01/2015)



ACTA REUNIÓN INICIAL DE COORDINACIÓN PROYECTO FIP N° 2014-15

“Evaluación directa de macroalgas/impacto de la extracción
sobre las comunidades bentónicas, I Región”

En Valparaíso, el día lunes 5 de enero de 2015, a partir de las 10.00 h en la sala de videoconferencias de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, ubicada en Bellavista 168, piso 20, se desarrolló la reunión de coordinación inicial del proyecto FIP 2014-15 **“Evaluación directa de macroalgas/impacto de la extracción sobre las comunidades bentónicas, I Región”**; la cual es requerida por bases.

En forma presencial en Valparaíso, participaron las siguientes personas.

- María Alejandra Pinto B. – Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
- Nicole Maturana R. - Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
- Antonio González C. - Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
- Luis Carroza L. – Fondo de Investigación Pesquera
- Francisco Galleguillos F. – Instituto de Fomento Pesquero.

Conectado por video-conferencia, desde la Dirección Zonal de Pesca XV, I y II Regiones, participó el Sr. Juan Carlos Villarroel, Profesional Dirección Zonal de Pesca y Acuicultura XV, I y II Regiones.

La reunión de coordinación estuvo enfocada en discutir y consensuar metodologías asociadas a la ejecución del proyecto, y estuvo basada en una presentación PowerPoint que sintetizó los principales aspectos de marco conceptual y metodológico. Dicha presentación constituye parte de esta acta, la que se entrega en el Anexo 1.

Los principales acuerdos emanados de esta reunión de coordinación fueron los siguientes:

1. Se considera necesario realizar una reunión de coordinación entre las unidades ejecutoras de los tres proyectos de evaluación de algas pardas que fueron adjudicados en las regiones XV, I y II. Esta reunión estaría dirigida a consensuar entre las unidades ejecutoras aspectos relacionados a las metodologías de evaluación de standing stock y crop, elección de praderas en la zona de los estudios (de manera que sean representativas de la realidad de la pesquería en cada región), aunar criterios relacionados al objetivo específico de determinación del status de la pesquería de algas pardas en cada región administrativa y consensuar las aproximaciones relacionadas al objetivo específico de evaluación indirecta. Esta reunión será gestionada por la Unidad de Recursos Bentónicos de la Sub Secretaría de Pesca y Acuicultura.



2. La Dirección Zonal de Pesca de las regiones XV, I y II será la encargada de liderar la difusión de los proyectos FIP 2014-14, 2014-15 y 2014-16 a ejecutar en cada región administrativa.
3. El Instituto de Fomento Pesquero, como unidad ejecutora del proyecto FIP 2014-15, solicitará a la brevedad la pesca de investigación requerida para su correcta ejecución. La Unidad de Recursos Bentónicos y las otras unidades vinculadas a este requerimiento harán todos los esfuerzos para que este requisito sea tramitado en el más breve plazo.
4. La Dirección Zonal de Pesca de las regiones XV, I y II, actuará como unidad coordinadora entre el proyecto FIP 2014-15 “EVALUACIÓN DIRECTA DE MACROALGAS/IMPACTO DE LA EXTRACCIÓN SOBRE LAS COMUNIDADES BENTÓNICAS, I REGIÓN” y el proyecto CUI-2014-43-FAP-25 “TRANSFERENCIA EN CAPACITACIÓN Y TECNOLOGÍA DE ALGUEROS” (EN VÍAS DE ADJUDICACIÓN A LA FECHA DE ELABORACIÓN DE ESTA ACTA), a fin de evitar doblar esfuerzos de levantamiento de información y principalmente complementar ambas iniciativas en lo que se refiere a levantamiento de información en terreno.
5. En relación al desarrollo del objetivo específico número uno, se acoge la sugerencia de aumentar el número de praderas de huiro negro de 3 a 5, de manera de incluir una por cada zona de operación del plan de manejo de algas pardas de la región de Tarapacá. Para los otros recursos considerados en este estudio, se mantendrá el número de tres (3) praderas a evaluar.
6. En cuanto al desarrollo del objetivo específico número dos del proyecto FIP 2014-15, los integrantes de la Unidad de Recursos Bentónicos realizan el alcance de que este no es sólo un objetivo de gabinete, sino que debe considerar los resultados que emanen de este proyecto, ya que servirá para ordenar las acciones de esta pesquería hacia el año 2016. Entre otros aspectos, debería considerar una estimación de la actividad ilegal y una caracterización socioeconómica de los agentes extractores formales y no formales.
7. Respecto del desarrollo del objetivo específico número cuatro, se sugiere una modificación de los niveles de remoción experimentales. Originalmente, los niveles de remoción considerados eran 0, 50 y 100%, pero se sugirió modificarlos a 0, 33 y 100%, para hacerlo coincidir con las recomendaciones de manejo para algas pardas. Esta sugerencia fue acogida y será incorporada en la instalación de los experimentos.
8. Se sugiere durante la reunión incorporar en la evaluación de standing stock y la estimación de biomasa mediante métodos indirectos a personal de IFOP relacionado a la unidad de evaluación de stock.



9. Se sugiere en relación a la determinación de parámetros morfométricos predictores de biomasa, hacer las estimaciones con y sin frondas, de manera de poder aproximarse a una estimación de la fracción de biomasa realmente comercializada en la pesquería de algas pardas.
10. El profesional de la Dirección Zonal de Pesca XV, I y II regiones, Sr. Juan Carlos Villarroel, será el encargado de intermediar en las acciones que fueren necesarias durante la ejecución del proyecto entre la unidad ejecutora y el comité de manejo de algas pardas de la región de Tarapacá.

Los abajo firmantes manifiestan conformidad respecto de los puntos considerados en esta acta.

María Alejandra Pinto Blaña.

Jefa Departamento Pesquerías
División de Administración Pesquera
Subsecretaría de Pesca y Acuicultura

Nicole Maturana R.

Unidad de Recursos Bentónicos
División de Administración Pesquera
Subsecretaría de Pesca y Acuicultura

Antonio González Casanga.

Unidad de Recursos Bentónicos
División de Administración Pesquera
Subsecretaría de Pesca y Acuicultura

Juan Carlos Villarroel Ugalde.

Profesional Dirección Zonal de Pesca y Acuicultura XV, I y II
Regiones
Subsecretaría de Pesca y Acuicultura

Luis Carroza Larrondo.

Director Ejecutivo
Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura

Francisco Galleguillos Foix.

Investigador
Jefe Proyecto FIP 2014-15

A N E X O 2

Carta Gantt presentada en Oferta Técnica



ANEXO 2: Carta Gantt Proyecto FIPA N° 2014-15

Objetivo Específico No.1	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1.- Reconocimiento e identificación principales praderas en ALA.	■														
2.- Identificación de áreas de extracción de algas pardas en ALA.															
3.- Selección y georreferenciación de praderas a evaluar (3 por recurso en ALA).	■														
4.- Caracterización de cada pradera seleccionada de acuerdo a propuesta.	■		■		■		■		■						
Objetivo Específico No.2															
1.- Recopilación de información sobre niveles de explotación.	■	■	■												
2.- Levantamiento información/ caracterización de recolectores.	■				■		■		■						
3.- Levantamiento de información desde Sernapesca.	■	■	■				■	■	■						
4.- Mesas de Trabajo.			■				■	■	■						
5.- Elaboración de SIG.						■	■	■	■						
Objetivo Específico No. 3															
1.- Montaje de experiencias para determinar tasas de crecimiento.	■														
2.- Montaje de experiencias para determinar tasas de reclutamiento.	■														
3.- Montaje de experiencias para determinar tasas de mortalidad.	■														
4.- Control bimensual de las variables crecimiento, reclutamiento y mortalidad.	■		■		■		■		■						
Objetivo Específico No. 4															
1.- Montaje de tratamientos experimentales en una pradera por recurso.	■														
2.- Muestreo de condición inicial de fauna inter e intradiscos en praderas.	■														
3.- Muestreos cuatrimestrales de condición de fauna interdiscos.					■				■						
4.- Muestreo de condición final de fauna intradiscos.										■					
5.- Censos visuales de peces.	■		■		■		■		■		■				
6.- Análisis de la información y elaboración de informes.	■	■	■	■	■	■	■	■	■						



Objetivo Específico No. 5																			
1.- Implementación de modelo de evaluación indirecta stock algas pardas.	■	■	■																
2.- Cruce de modelo implementado con variables bióticas.	■		■		■		■		■										
3.- Cruce de modelo implementado con variables abióticas.	■		■		■		■		■										
4.- Análisis de datos y puesta a prueba del modelo.					■	■	■	■	■										
Reunión de coordinación en Valparaíso	■																		
Reuniones bimensuales en DZP Regiones XV, I y II	■		■		■		■		■										
Taller de análisis y discusión																			
Taller de difusión																	■		
Informes de Avance			■						■										
Pre-Informe Final																■			
Informe Final																	■		

A N E X O S 3 al 9

(Incluidos en CD adjunto al inicio de este documento)

- Anexo 3.** Base de Datos Muestreos Poblacionales.
- Anexo 4.** Base de datos utilizada para validación de indicadores morfométricos.
- Anexo 5.** Intermediarios Cadena Comercialización Plan Manejo Paldas Tarapacá-Base de datos desembarque 2012-2016.
- Anexo 6.** Base de datos para estimación de crecimiento y mortalidad.
- Anexo 7.** Base de datos de fauna dentro y entre discos.
- Anexo 8.** Base de datos para implementación de modelo SHOT-1.
- Anexo 9.** Registro fotográfico.

A N E X O 10

Respuestas a observaciones del evaluador.



Puerto Montt, 27 de abril de 2017.

Sr.
LUIS CARROZA LARRONDO.
DIRECTOR EJECUTIVO
FONDO DE INVESTIGACIÓN PESQUERA Y DE ACUICULTURA.
Bellavista 168. Piso 21
Valparaíso.

Ant: Carta FIPA 231
Ref: Respuestas a evaluación Pre-Informe Final
FIP N° 2014-15

Estimado Sr. Carroza:

En el marco de la ejecución del Proyecto FIP 2014-15 “**Evaluación directa de macroalgas / impacto de la extracción sobre la comunidad bentónica, I Región**” solicito a usted, tenga a bien considerar las correcciones y respuestas, tanto al Evaluador como al FIPA, que son incorporadas al Informe Final, las cuales se detallan por objetivo específico a continuación:

Objetivo Específico No. 1: Determinar y analizar la distribución espacio-temporal de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock) y biomasa cosechable (standing crop), de Huiro negro, Huiro palo y Huiro, en toda el área de estudio.

Observaciones realizadas por Evaluador/FIPA en versión anterior del informe	Acciones emprendidas por la Unidad Ejecutora para abordar las observaciones realizadas por el Evaluador/FIPA
<p>Evaluador: indica que se requiere una mejor interpretación de los parámetros demográficos evaluados en este estudio. A modo de ejemplo, indica que en el informe se menciona que no es posible determinar una tendencia en la variación espacio temporal de la biomasa. Sugiere una reinterpretación de los resultados, poniendo énfasis en las tendencias respecto de la variación en las variables demográficas evaluadas.</p>	<p>En la sección 4.1.4 de resultados (pág 40 a 50), se analiza para cada pradera evaluada la variación espacial y significancia (a través de comparaciones a posteriori con test de Tukey) de las principales variables demográficas analizadas en el presente estudio (diámetro de disco, densidad y biomasa).</p> <p>Las tendencias de las principales variables demográficas analizadas para huiro negro (Ver <i>Variación espacio temporal de los principales parámetros poblacionales de los recursos en estudio</i>, pág. 54 a 56) muestran que en el caso del diámetro del disco, densidad y biomasa promedio, las praderas de Pisagua, Punta Colorada, Punta Gruesa y Chipana mostraron valores mayores en primavera/verano en comparación a otoño/invierno. La biomasa disponible para la pradera completa muestra la misma tendencia en esos sitios (Figura 20). Para huiro palo no es posible establecer</p>



	tendencias en estas variables al interior de las praderas analizadas.
FIPA: Mejorar análisis de variables demográficas y comparar tendencias en los resultados con información disponible para el área Arica - Coquimbo	En la sección <i>Análisis y Discusión de Resultados</i> (pág. 143 a 148) se comparan las variables demográficas del presente estudio con los principales resultados disponibles para el área Arica – Coquimbo. Los resultados del presente estudio coinciden con las descripciones hechas para praderas sometidas a fuerte presión de extracción.
FIPA: Para biomasa cosechable, entregar propuestas con distintos escenarios (variación en diámetro de disco mínimo) en función de resultados del proyecto y comparación con estudios ya realizados	En la sección <i>Estimación de biomasa disponible/cosechable para el área de distribución de los recursos evaluados</i> se entrega una tabla con biomasa cosechable para la región con diferentes escenarios de diámetro de disco mínimo (pág. 69).
FIPA: Incorporar resultados de biomasa disponible y cosechable para huiro flotador en Tabla 16.	Se incorporan resultados sugeridos para ese recurso en Tabla 16.

Objetivo Específico No. 2: Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos Huiro negro, Huiro palo y Huiro, en el área de estudio.

Observaciones realizadas por Evaluador/FIPA en versión anterior del informe	Acciones emprendidas por la Unidad Ejecutora para abordar las observaciones realizadas por el Evaluador/FIPA
FIPA: En relación al análisis realizado con los datos de desembarque, se debe incorporar la definición del estado de explotación de cada recurso	En la sección <i>Análisis y Discusión de Resultados</i> (pág. 149) se compara el uso de los datos de desembarque versus los parámetros poblacionales como insumo para la definición del estado de explotación de huiro negro. Se estima que los datos de desembarque no son adecuados para definir el estado de explotación, en cambio los parámetros poblacionales si son buenos indicadores del grado de explotación de las praderas, y coinciden con reportes para otras áreas de distribución del recurso.
FIPA: Incluir en la discusión el efecto estadístico de utilizar promedios o percentiles para definir límites máximos de extracción individuales.	En la sección <i>Análisis y Discusión de Resultados</i> (pág. 150) se analiza la utilidad de promedios v/s percentiles para una posible asignación de cuotas máximas individuales.



Objetivo Específico No. 3: Estimar la tasa de crecimiento, reclutamiento y mortalidad natural de Huiro negro, Huiro palo y Huiro en una escala espacial y temporal dentro del área de estudio.

Observaciones realizadas por Evaluador/FIPA en versión anterior del informe	Acciones emprendidas por la Unidad Ejecutora para abordar las observaciones realizadas por el Evaluador/FIPA
Evaluador: indica que el tamaño de la muestra para estimar crecimiento es insuficiente para obtener conclusiones válidas. Sugiere analizar tendencias sin considerar en demasía premisas estadísticas, considerar literatura actualizada y/o previamente sugerida.	En la sección <i>Análisis y Discusión de Resultados</i> (pág. 152) los resultados de este estudio son comparados con otros de diseño similar (ej. FIP 2014-17). Los resultados coinciden en una tendencia a mayores crecimientos en primavera/verano en comparación a otoño/invierno, y que las tasas de crecimiento son mayores en largo que en diámetro del disco.
FIPA: presentar información de crecimiento en cm/día	En la sección de resultados (pág. 125) se presenta una tabla con la expresión de resultados de crecimiento (rango) en cm/día
FIPA: acotar las conclusiones de los experimentos de crecimiento a período donde se obtuvo más información y hacer análisis comparativo de tendencias con información existente.	En la sección <i>Análisis y Discusión de Resultados</i> (pág. 152) los resultados de este estudio con comparados con otros de diseño similar (ej. FIP 2014-17). Los resultados coinciden en una tendencia a mayores crecimientos en primavera/verano en comparación a otoño/invierno, y que las tasas de crecimiento son mayores en largo que en diámetro del disco.

Objetivo Específico No. 4: Establecer un protocolo de muestreo que permita evaluar el efecto de la actividad extractiva del recurso Huiro negro, Huiro palo y Huiro sobre las comunidades asociadas en el área de estudio.

Observaciones realizadas por Evaluador/FIPA en versión anterior del informe	Acciones emprendidas por la Unidad Ejecutora para abordar las observaciones realizadas por el Evaluador/FIPA
Evaluador: indica que no se han acogido sugerencias en el sentido de incorporar <i>Scurria scurra</i> como un indicador de praderas explotadas, sugiriendo un análisis comparativo de este objetivo con la literatura disponible.	En la sección <i>Análisis y Discusión de Resultados</i> (pág. 156 a 158) se establecen las limitaciones para usar <i>Scurria</i> como un indicador del estado de explotación de praderas de huiro negro en el área de estudio, proponiendo otras especies como probables indicadores en reemplazo de <i>Scurria</i> , respaldándose en los resultados de la literatura disponible.



<p>FIPA: realizar comparación de los resultados de estudio con literatura propuesta/disponible, y analizar porqué la especie sugerida por el evaluador no sería posible de considerar.</p>	<p>En la sección <i>Análisis y Discusión de Resultados</i> (pág. 156 a 158) <i>Estado de explotación de praderas L. berteriana según la abundancia de especies clave en comunidades asociadas a alga pardas</i>, se establecen las limitaciones para usar <i>Scurria</i> como un indicador del estado de explotación de praderas de huiro negro en el área de estudio, proponiendo otras especies como probables indicadores en reemplazo de <i>Scurria</i>, respaldándose en los resultados de la literatura disponible.</p>
<p>FIPA: entregar un protocolo de muestreo más explícito</p>	<p>En la sección <i>Análisis y Discusión de Resultados</i> (pág. 159) se propone un protocolo cualitativo para evaluar efecto de presión de cosecha en base a indicadores ecológicos relacionados a la fauna presente en los discos y/o estipes.</p>

Objetivo Específico No. 5: Considerando los antecedentes de la pesquería y los resultados del proyecto, proponer e implementar un método de evaluación indirecta para cada especie de algas, que permita realizar proyecciones sobre los niveles de biomasa disponible y cosechable.

<p>Observaciones realizadas por Evaluador/FIPA en versión anterior del informe</p>	<p>Acciones emprendidas por la Unidad Ejecutora para abordar las observaciones realizadas por el Evaluador/FIPA</p>
<p>FIPA: especificar donde y porque se decidió el uso del modelo, posibilidad de incorporar otras variables para disminuir el error de predicción del modelo, consideración de Juicio Experto (Carlos Techeira)</p>	<p>Se implementó el modelo SHOT 1 con datos de desembarque anual disponibles por zona para los recursos huiro negro y huiro palo entre 2007 y 2015. No existen datos disponibles de desembarque antes de 2007 para los recursos en estudio, dado que las estadísticas de Sernapesca sólo separan los desembarques de Tarapacá desde ese año. Se evaluó y gestionó la incorporación de otros datos (de índole ambiental), que no contribuyeron a mejorar la predictibilidad del modelo.</p>

Conclusiones

<p>Observaciones realizadas por Evaluador/FIPA en versión anterior del informe</p>	<p>Acciones emprendidas por la Unidad Ejecutora para abordar las observaciones realizadas por el Evaluador/FIPA</p>
<p>FIPA: Se debe incorporar síntesis de los principales resultados obtenidos para cada objetivo</p>	<p>Se incorpora una síntesis de los principales resultados obtenidos para cada objetivo específico (pág. 163 y 164)</p>

**Equipo de Trabajo**

Observaciones realizadas por Evaluador/FIPA en versión anterior del informe	Acciones emprendidas por la Unidad Ejecutora para abordar las observaciones realizadas por el Evaluador/FIPA
FIPA: Se sugiere justificar los cambios en el equipo de trabajo.	La justificación del reemplazo de los investigadores A. Candia y P. Rojas es que en el primer caso, el profesional dejó de prestar su servicio al Instituto, en el caso de P. Rojas, fue trasladado de funciones al interior de la División de Investigación en Acuicultura. Los profesionales C. Espinoza y L. Figueroa se han mantenido vinculados a labores del proyecto. En reemplazo de A. Candia y P. Rojas, se incorporaron L. Figueroa (con amplia experiencia en efectos ambientales/antropogénicos sobre fauna bentónica) y F. Cárcamo, con amplia experiencia en coordinación y seguimiento y gestión de proyectos. El desarrollo del objetivo específico 5 fue cubierto adecuadamente por el profesional Sr. Javier Contreras, cubriendo adecuadamente las actividades en que estaba comprometido el Sr. P. Rojas.

Base de datos

Observaciones realizadas por Evaluador/FIPA en versión anterior del informe	Acciones emprendidas por la Unidad Ejecutora para abordar las observaciones realizadas por el Evaluador/FIPA
FIPA: Se solicita que se entreguen todas las bases de datos e información generada en el proyecto.	Se entregan todas las bases de datos utilizadas en el presente estudio

Calificación del informe (Observaciones o recomendaciones para próximos informes)

Observaciones realizadas por Evaluador/FIPA en versión anterior del informe	Acciones emprendidas por la Unidad Ejecutora para abordar las observaciones realizadas por el Evaluador/FIPA
Evaluador: sugiere que se entregue un análisis adecuado y pertinente de las “tendencias” de biomasa disponible y cosechable del área de estudio, integrando y comparando la información recabada con lo disponible para el área Arica – Los Vilos, extendiendo este análisis a otros resultados obtenidos de este proyecto (uso de fauna asociada en la estimación de sustentabilidad de la pesquería,	En la sección <i>Análisis y Discusión de Resultados</i> (pág. 142 a 161) se entrega un análisis detallado de los aspectos abordados en este proyecto y su semejanza con información levantada para el área Arica-Coquimbo.



indicadores ecológicos, tasas de crecimiento, reclutamiento, evolución de pesca ilegal, etc.).	
--	--

Taller de difusión

Observaciones realizadas por Evaluador/FIPA en versión anterior del informe	Acciones emprendidas por la Unidad Ejecutora para abordar las observaciones realizadas por el Evaluador/FIPA
FIPA: Se solicita realizar el taller final durante la primera semana de abril, considerando la presencia del comité de manejo.	Se realizó el Taller Final el 10/04/2017

Informe Final

Observaciones realizadas por Evaluador/FIPA en versión anterior del informe	Acciones emprendidas por la Unidad Ejecutora para abordar las observaciones realizadas por el Evaluador/FIPA
FIPA: Se deberá entregar el 28 de abril de 2017, considerando las observaciones antes señaladas y los resultados del taller.	Se entregará el informe final el 28/04/2017, acogiendo las diversas observaciones sugeridas y la ejecución del Taller final.

Finalmente, hago presente a usted la disposición de este Instituto para aclarar o completar cualquier antecedente relacionado con esta materia.

Sin otro particular, le saluda muy atentamente,

LEONARDO NUÑEZ MONTANER
DIRECTOR EJECUTIVO
INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Cc DIA
DRC
JEFE DE PROYECTO



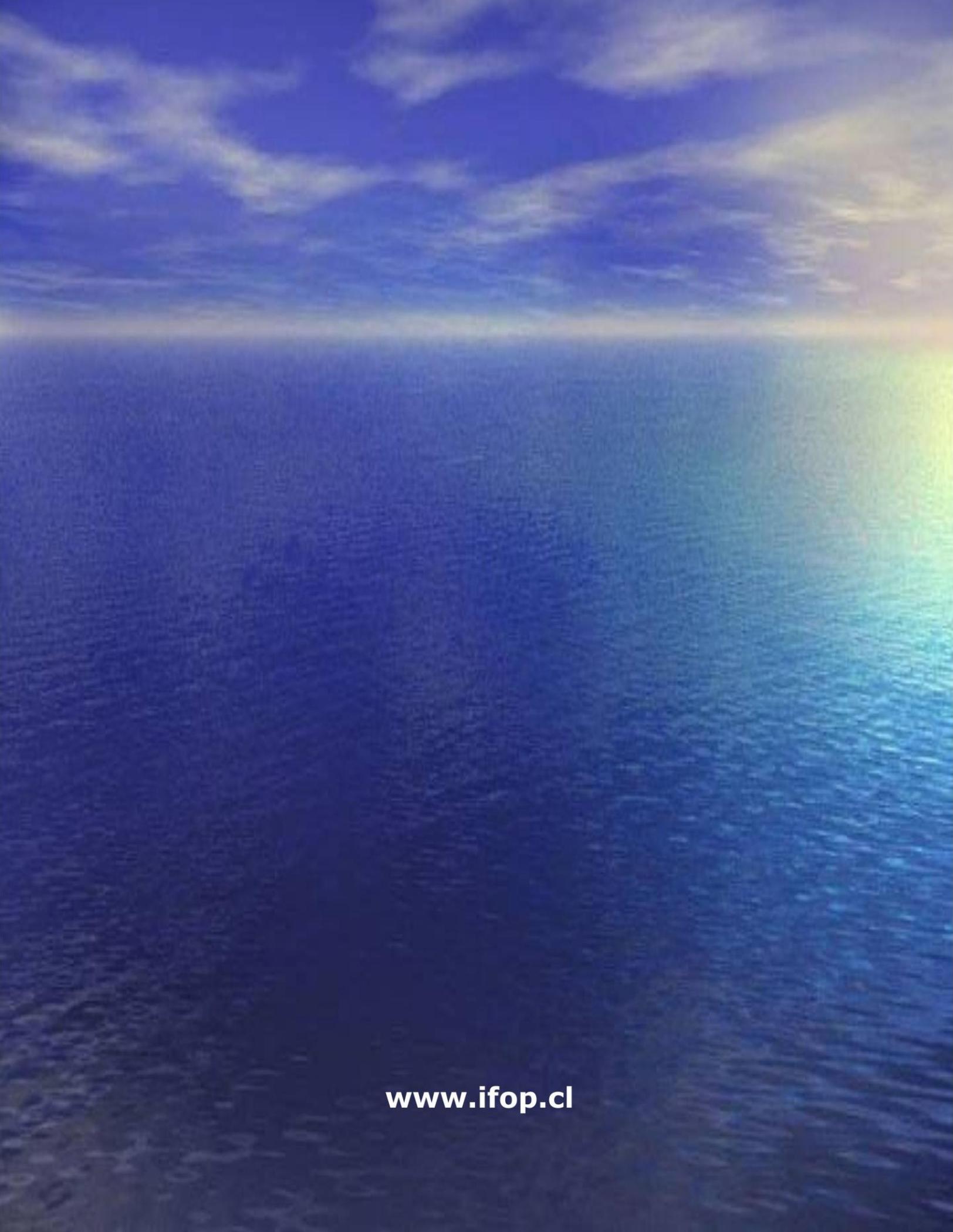
INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Almte. Manuel Blanco Encalada 839

Fono 56-32-2151500

Valparaíso, Chile

www.ifop.cl



www.ifop.cl