



Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Programa de Magister en Ciencias Mención Pesquerías

Estudio de la conectividad larval y reclutamiento de
Jasus frontalis (Milne Edwards, 1837) en las islas de los
archipiélagos Juan Fernández y Desventuradas

JAVIER POROBIC GÁRATE
CONCEPCIÓN-CHILE
2013

Profesor Guía: Billy Ernst Elizalde
Depto. de Oceanografía,
Facultad de Ciencias naturales y Oceanográficas
Universidad de Concepción

La presente tesis se realizo en el Departamento de Oceanografía de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas de la Universidad de Concepción y ha sido aprobada por la siguiente Comisión Evaluadora:

Profesor Guía

Dr. Billy Ernst Elizalde
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción

Comisión Evaluadora

Dr. Billy Ernst Elizalde
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción

Dra. Carolina Parada Veliz
Departamento Geofísica
Universidad de Concepción

Dr. Samuel Hormazábal Fritz
Escuela de Ciencias del Mar
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso

Director de Programa

Dr. Leonardo Castro Cifuentes
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción

Dedicada a mi familia

Agradecimientos

INDICE

INTRODUCCION GENERAL.....	8
----------------------------------	----------

CAPÍTULO 1: MODELACIÓN DE LA CONECTIVIDAD DE LAS SUBPOBLACIONES DE LA LANGOSTA DE JUAN FERNÁNDEZ A TRAVÉS DE UN MODELO BIOFÍSICO	15
---	-----------

1 RESUMEN.....	16
2 ABSTRACT	16
3 INTRODUCCIÓN	17
4 MATERIALES Y MÉTODOS.....	20
4.1 El modelo hidrodinámico.....	20
4.2 Descripción regional de la circulación.....	21
4.3 Configuración del modelo biofísico, definición de parámetros e índices relacionados	21
4.3.1 Submodelo de movimiento	22
4.3.2 Área, fecha de liberación y asentamiento de partículas	22
4.4 Experimentos de simulación y análisis de sensibilidad	23
5 RESULTADOS.....	24
5.1 Patrones de circulación	24
5.2 Índices de conectividad y retención	24
5.3 Análisis de sensibilidad.....	25
6 DISCUSIÓN	26
6.1 Relevancia de los patrones de circulación en los procesos de conectividad y asentamiento	26
6.2 Implicancias de los resultados de la modelación en la dinámica de la población.....	27
6.3 Modelo conceptual de conectividad y asentamiento.....	28
6.4 Limitaciones de la aproximación modelística y estudios futuros.....	29
7 CONCLUSIÓN.....	30
8 REFERENCIAS.....	32
TABLAS.....	37
Tabla 1.....	38
Tabla 2.....	39
Tabla 3.....	40
FIGURAS.....	41
Figura 1	42
Figura 2	43
Figura 3	44
Figura 5	46
Figura 6	47
Figura 7	48
Figura 8	49
Figura 9	50
Figura 10	51
Figura 11	52
Figura 12	53
Figura 13	54
Figura 14	55

CAPITULO 2: EVALUACIÓN DE ESCENARIOS DE MANEJO BASADOS EN ÁREAS MARINAS PROTEGIDAS PARA LA PESQUERÍA DE LA LANGOSTA DE JUAN FERNÁNDEZ.....56

1 RESUMEN.....	57
2 ABSTRACT.....	58
3 INTRODUCCIÓN.....	59
4 MATERIALES Y MÉTODOS.....	63
4.1 Etapa de estimación y condicionamiento.....	63
4.1.2 Modelo bentónico agregado espacialmente.....	63
4.1.3 Ajuste y estimación.....	64
4.2 Etapa de simulación.....	65
4.2.1 Modelo bentónico desagregado.....	65
4.2.2 Modelo biofísico.....	65
4.2.3 Acoplamiento del modelo hidrodinámico y biológico.....	67
4.3 Etapa de proyección y experimentos.....	67
4.3.1 Proyecciones.....	68
4.3.2 Experimentos.....	68
4.3.2.1 Desempeño de las AMPs.....	68
4.3.2.2 Otros escenarios y medidas de manejo.....	69
5 RESULTADOS.....	70
5.1 Conectividad.....	70
5.2 Fase estimación y simulación.....	70
5.3 Fase proyección.....	71
5.3.1 AMPs.....	71
5.4 Otros escenarios y estrategias de manejo.....	73
5.4.1 Efectos matrices de conectividad.....	73
5.4.1.1 Conectividad pelágica.....	73
5.4.1.2 Conectividad Bentónica.....	73
5.4.2 Otras estrategias de manejo.....	73
6 CONCLUSION Y DISCUSION.....	74
6.1 Conectividad.....	74
6.2 AMP's.....	75
6.2.1 Desempeño del modelo.....	75
6.2.2 Matrices de Conectividad.....	76
6.2.3 Desempeño de las AMP's en RC-SC.....	77
6.3 Otras medidas de manejo.....	79
6.4 Aspectos sociales.....	80
6.5 Pasos futuros.....	81
6.6 Conclusión general.....	82
7 REFERENCIAS.....	84
TABLAS.....	89
Tabla 1.....	90
Tabla 2.....	91
Tabla 3.....	92
Tabla 4.....	93
Tabla 5.....	94
Tabla 6.....	95
FIGURAS.....	96
Figura 1.....	97
Figura 2.....	98

Figura 3	99
Figura 4	100
Figura 5	101
Figura 6	102
Figura 7	103
Figura 8	104
Figura 9	105
Figura 10	106
Figura 11	107
Figura 12	108
Figura 13	109
Figura 14	110
ANEXO 1: ECUACIONES MODELO BENTONICO	111
DISCUSION GENERAL	115
Patrones de conectividad	115
Modelo conceptual	116
Limitaciones de la aproximación biofísica en AJF	116
Modelo pelágico - bentónico acoplado.....	117
Areas marinas protegidas en RC-SC.....	118
Limitaciones.....	119
Recomendaciones de manejo.....	120
REFERENCIAS GENERALES	122

RESUMEN

Los archipiélago de Juan Fernández y de las islas Desventuradas, corresponden a dos grupos de islas oceánicas, separados entre sí 460 mn y ubicados aproximadamente a 360 mn frente a la costa chilena. La economía local de estas islas se basa casi exclusivamente en la extracción y comercialización de recursos marinos, focalizados principalmente en la explotación de la langosta (*Jasus frontalis*). Esta especie endémica se encuentra distribuida en ambos archipiélagos conformando una metapoblación, donde su dinámica y estructura poblacional esta modulada por forzantes oceanográficos, especialmente durante su prolongada fase larval planctónica. El conocer el nivel de conectividad entre las subpoblaciones es relevante en especial al momento de implementar o sugerir medidas de manejo para una pesquería. Desde mediados del año 1960 hasta el 2000 los desembarques de langosta mostraron una tendencia negativa, la cual ha sido atribuida en múltiples ocasiones a un efecto de sobrepesca. Producto de esto se han propuesto a lo largo del tiempo variadas medidas de manejo, entre ellas la planteada por Eddy et al. (2010), la cual sugiere la implementación de un área marina protegida (AMP) en la franja costera norte de la isla Robinson Crusoe- Santa Clara (RC-SC). Dada la importancia de conocer el grado de conectividad entre las subpoblaciones y las implicancias sociales y económicas de una medida de manejo como la propuesta por Eddy et al. (2010), en este estudio se evaluó: i) la estructura poblacional y el grado de conectividad-retención dentro y entre las diferentes islas mediante el uso de modelos biofísicos acoplados (modelos hidrodinámicos provenientes del modelo OFES y un modelo individuo basado de *J. frontalis*); y ii) la efectividad de una AMP y otras estrategias de manejo utilizando modelos que simulen el ciclo de vida completo de *J. frontalis*, mediante el acoplamiento de un modelo biofísico y un modelo de dinámica poblacional.

Los resultados de la modelación biofísica indican que la variabilidad en el reclutamiento asociado al archipiélago de Juan Fernández depende mayoritariamente de larvas originadas en este mismo sistema, con un aporte importante de reclutas hacia el archipiélago de las Desventuradas. Los índices de retención y conectividad son significativamente influenciados por los patrones temporales y espaciales reproductivos, la duración del estadio larval y la temporada (año). Finalmente, se propone que *J. frontalis* presenta una estructura metapoblacional con un alto nivel de conectividad en el archipiélago de Juan Fernández y un fuerte aporte de larvas hacia las islas Desventuradas. Estos flujos se ven determinados

principalmente por el acoplamiento entre los factores biológicos y los factores oceanográficos imperantes.

Los principales resultados de la implementación de AMPs en diferentes zonas indican que no existen diferencias importantes en los estadísticos de desempeño evaluado (captura, talla media, reclutamiento y stock desovante) respecto de un modelo sin AMP. La implementación de un AMP en RC-SC sería poco recomendable principalmente por tres motivos: a) no presenta un efecto importante en las variables de desempeño consideradas en este estudio; b) problemas asociados a la redistribución del esfuerzo de pesca, debido principalmente a un complejo sistema de tenencia de lugares de pesca, ‘marcas’; y c) bajo nivel de apoyo de los usuarios respecto de esta medida lo cual recaería en altos costos de implementación por parte de autoridad pesquera al tratar de implementarla. La implementación de un AMP en RC-SC, debería asociarse a otras medidas de manejo, como por ejemplo la reducción del esfuerzo. Este tipo de medidas acopladas presentan mejores resultados en los indicadores de desempeño, que una medida que sólo contempla la implementación de un AMP. En conclusión un AMP por sí sola no tendría resultados positivos para esta pesquería generando inestabilidad en las reglas internas de manejo.

ABSTRACT

Located approximately 360 nm off the coast of Chile there is a disjoint realm of two small oceanic island systems, the Juan Fernández and the Desventuradas archipelago. Currently the local economy of the islands is almost exclusively supported by the harvest and trade of marine resources, focusing mainly on the exploitation of the rock lobster (*Jasus frontalis*). This endemic species is distributed in both archipelagos forming a metapopulation, whose population structure and dynamics is modulated by oceanographic forcing, especially during its extended planktonic larval phase. Knowing the degree of connectivity among subpopulations is especially relevant when implementing or suggest management measures for a fishery. From the mid 1960's to 2000, landings showed a negative trend, which has been attributed to an overfishing effect. Several management strategies have been proposed, including the establishment of a marine protected area (MPA) in the north side of the Robinson Crusoe-Santa Clara (RC-SC) island, proposed by Eddy et al. (2010). Given the importance of understand the degree of connectivity among subpopulations and the social and

economic implications of a management measurement as the one proposed by Eddy et al. (2010), in this study we evaluated: i) The population structure and the connection-retention within a between island using a coupled biophysical model (the hydrodynamics model OFES and an individual-based model of *J. frontalis*); and ii) the effectiveness of an MPA and other management measurement using models that simulate the entire life cycle of *J. frontalis*, using a coupled biophysical and a population dynamic model.

The analysis of the hydrodynamic model predictions showed the presence of mesoscale structures associated with the islands systems. The simulation results indicated significant levels of connectivity-retention within and between island systems, showing also a strong interannual variation. Biophysical modelling results indicate that recruitment variability associated with the Juan Fernandez archipelago depends mainly on larvae originated within this system, which as well will contribute with recruits to the Desventuradas archipelago. Retention and connectivity rates are significantly influenced by the temporal and spatial reproductive patterns, larval stage duration and season (year). Finally, a metapopulation structure for *J. frontalis*, with a high level of connectivity in the archipelago of Juan Fernandez and a considerable amount of larvae to the Desventuradas islands is proposed. These fluxes are determined mainly by the coupling between prevailing biological and oceanographic factors. The main results of the MPAs implementation in different areas do not show significant differences with a base case model without MPA for all evaluated factors (catch, average size, recruitment and spawning stock). The implementation of an MPA in RC-SC should not be recommended for three main reasons: a) lack of a significant effect on the performance variables evaluated in this study; b) high difficulty in the redistribution of fishing effort, mainly due to a complex tenure system of fishing spots ('Marcas'); and c) low level of user engagement with the measure which would be on a high level of effort of the fisheries authority in trying to implement it. To implement a MPA in RC-SC, other associated management strategy should be additioned, such as reducing fishing effort. These coupled strategies have better performance in all indicators than a MPA itself. In conclusion, the MPA itself would not have positive results for the fishery and could cause instability in the internal management rules.

INTRODUCCION GENERAL

En la última década el estudio de la conectividad y flujo migratorio entre poblaciones bentónicas marinas ha sido materia central de estudio de ecólogos y oceanógrafos. Este estudio ha estado centrado principalmente en entender cómo estos flujos migratorios entre zonas alejadas influyen la dinámica de una población (Cowen et al., 2000, 2006; Galindo et al., 2006, Werner et al., 2007). Las escalas y niveles de conectividad dependen de factores biológicos inherentes a las poblaciones y de factores físico-oceanográficos que actúan sobre éstas, modulando la dispersión y retención de los estadios pelágicos tempranos. (Cowen et al., 2006; Largier, 2003; McConaughy, 1992; Parada et al., 2010a; b). Así factores biológicos asociados a un estadio larval prolongado, podrían ser claves en determinar la dispersión y la conectividad de las poblaciones de especies marinas (Largier, 2003; Shanks, 2009; Shanks et al., 2003; Sponaugle et al., 2002). Debido a una mayor capacidad de originar interconexiones entre áreas que se encuentran separadas por grandes distancias geográficas (Shanks, 2009; Shanks et al., 2003). En efecto, la determinación de las escalas y del grado de variabilidad de estos procesos físico-oceanográficos es fundamental para establecer el nivel de conectividad entre diferentes sistemas. Por un lado, procesos físicos-oceanográficos locales (remolinos locales, corrientes costeras) podrían afectar el grado de retención de las larvas pelágicas en un sistema (Chiswell & Booth, 1999; Cowen & Castro, 1994), y por otro, procesos de mesoescala (remolinos, meandros) podrían potenciar la conectividad en zonas alejadas (Chiswell et al., 2003).

El conocimiento asociado al nivel de conectividad de las subpoblaciones, constituye un importante aporte para la formulación apropiada de acciones en el manejo y conservación de los recursos naturales (Dayton et al., 1995; Allison et al., 1998; Sanchirico & Wilen, 1999; Tuck & Possingham, 2000; Russ, 2002; Fogarty & Botsford, 2007; Botsford et al., 2009). De esta forma, el entender los mecanismos de dispersión y el grado de conectividad sería un elemento esencial para la elaboración de medidas eficaces de manejo espacial de las poblaciones por dos razones fundamentales: 1) determinación de la escala espacial apropiada para las acciones de manejo; y 2) especificación de las subáreas anidadas dentro de un área mayor que podrían ser protegidas de la explotación (Fogarty & Botsford, 2007; Botsford et al., 2009).

Actualmente, para entender problemáticas de conectividad entre regiones alejadas, se utilizan herramientas de vanguardia como la modelación bio-oceanográfica de los estadios larvales de recursos marinos. Esto permite conocer el nivel de homogeneización de las poblaciones y por lo tanto la estructura poblacional espacial que se genera producto de factores físicos y biológicos (Griffin et al., 2001; Chiswell et al., 2003; Xue et al., 2008). El acoplamiento de modelos biológicos a modelos hidrodinámicos ha sido utilizado para estudiar la conectividad entre subpoblaciones (Butler, 2003; Xue et al., 2008) lo cual ha permitido entender los patrones tanto temporales como espaciales de las poblaciones. Estos modelos acoplados constituyen una herramienta esencial para abordar de forma robusta los procesos complejos que determinan la conectividad de las poblaciones en el sistema marino (Werner et al., 2007). Sin embargo, una modelación realista requiere que se trate explícitamente la historia de vida en un contexto espacial y las características individuales, ya que durante la ontogenia las especies marinas se desarrollan y son transportadas a lo largo de sus distintos estadios por diferentes ambientes físicos. El efecto de estos factores físicos tiene un impacto profundo sobre el éxito del asentamiento en crustáceos (Parada et al., 2010a,b). Los modelos basados en el individuo (IBM) han sido usados para estudiar la historia de vida de organismos marinos en diferentes sistemas, relacionando las condiciones ambientales y patrones de transporte que afectan las etapas de vida temprana de peces e invertebrados marinos (Mullon et al., 2003; Parada et al., 2003; Parada et al., 2010a, b). Estos modelos acoplados, que incluyen simultáneamente la dinámica física y los rasgos biológicos, proporcionan una potente herramienta para el estudio ecológico de las poblaciones y para medir cuantitativamente la conectividad entre las poblaciones (Cowen et al., 2000, 2006; Galindo et al., 2006, Werner et al., 2007).

Las características oceánicas y el alto grado de endemismo compartido entre el Archipiélago Juan Fernández (AJF), ubicado 360 mn. frente a la costa de Chile, y las Islas Desventuradas (Rozbaczylo & Castilla, 1987; Pequeño & Sáez, 2000), ubicadas 460 mn al norte, resaltan su particularidad como un sistema para estudiar los efectos de los procesos oceanográficos y las características de la historia de vida de las poblaciones bentónicas. Dentro del grupo de especies endémicas que habitan el archipiélago Juan Fernández y las Islas Desventuradas, se encuentra *Jasus frontalis* (langosta de Juan Fernández). Esta es una especie bentónica de importancia comercial que presenta un ciclo de vida con una prolongada fase larval pelágica, la cual puede extenderse más de un año. Durante este período las larvas

pueden ser afectadas por diferentes procesos oceanográficos que podrían determinar el grado de conectividad entre las diferentes subpoblaciones. La pesquería de la langosta en Juan Fernández ha operado por más de un siglo, siendo actualmente considerada una de las pesquerías de crustáceos más antiguas de Chile (Ernst et al. 2010). Esta pesquería se enmarca en una pesquería tipo “S” (Orensanz et al. 2005) caracterizada por varias particularidades: i) recurso altamente rentable; ii) presencia de una flota compacta, con pocas variaciones tanto en el tipo como en el número de embarcaciones; iii) regulaciones simples con ausencia de control de salida y bajo control de entrada. En general, el manejo de esta pesquería ha estado basado en un conjunto de regulaciones formales e informales. Desde los años 30’ hasta la actualidad las capturas de esta pesquería presentan marcadas variaciones, las cuales han sido atribuidas al efecto de la sobrepesca del recurso (Eddy et al. 2010; Arana et al. 1997; Arana et al. 2006). En base a estos resultados se han propuesto la implementación de variadas medidas de manejo, destacándose: i) disminución del esfuerzo pesquero (Arana et al 2006b; Eddy et al 2010); ii) instauración de cuotas de pesca (Larraín & Yáñez 1983; Arana 1983; Yáñez et al 1985; Henríquez et al 1985; Yáñez et al 2000); y iii) la implementación de un área marina protegida (AMP; Eddy et al 2010). La evaluación de estas propuestas se basa en modelos que asumen un estado de equilibrio pesquero-poblacional y han considerado diferentes poblaciones como sistemas cerrados sin conectividad entre ellas (Eddy et al 2010). Estos modelos y las medidas de manejo son cuestionables debido a que: i) no capturan la dinámica real de la población/recurso; y ii) las medidas de manejo no necesariamente son aplicables a esta pesquería, debido al principalmente sistema de manejo actual. Esto genera la necesidad de estudios más profundos acerca de la dinámica de la población/recurso y de medidas de manejo más acorde con esta pesquería.

Interrogantes

En base a los antecedentes expuestos surgen varias interrogantes, las cuales fueron abordadas durante esta tesis en dos capítulos: 1) Mediante la utilización de un modelo biofísico se intentan responder tres preguntas: (a) ¿Cuál es el grado de conectividad-retención de los sub-grupos poblacionales de *J. frontalis*?, (b) ¿Son los resultados de estas conexiones biofísicas similares entre los diferentes sub-grupos?, y (c) ¿Cómo estos procesos físicos determinan la retención/dispersión larval y el impacto sobre los niveles de asentamiento larval dentro del sistema de archipiélagos?; 2) En base a los resuelto en el primer capítulo y con la información de los niveles de conectividad entregado por el modelo biofísico en conjunto con

un modelo clásico de evaluación stocks, se pretende evaluar si ¿es apropiado definir como medida de manejo la implementación de un área marina protegida en la pesquería de langosta en el archipiélago de Juan Fernández, dado la dinámica poblacional de *J. frontalis* (tanto pelágica como bentónica) y los patrones de conectividad-retención en la fase pelágica?.

Hipótesis

En base a las interrogantes y los antecedentes expuesto se generan las siguientes hipótesis que dan forma a esta tesis.

H₁: El alto tiempo de permanencia de las larvas de *J. frontalis* en conjunto con los procesos oceanográficos estarían generando alto grado de conectividad dentro y entre las islas del Archipiélago de Juan Fernández y las islas Desventuradas.

H₂: La instauración de una área marina protegida en la pesquería de la langosta de Juan Fernández en Robinson Crusoe-Sta. Clara genera resultados positivos en indicadores pesqueros y poblacionales.

CAPÍTULO 1: Modelación de la conectividad de las subpoblaciones de la langosta de Juan Fernández a través de un modelo biofísico

Artículo publicado:

Latin American Journal of Aquatic Research., 40(3): 613-632, 2012

International Conference: “Environment and Resources of the South Pacific”

1 **RESUMEN**

El archipiélago de Juan Fernández y el de las islas Desventuradas, corresponden a dos pequeños grupos de islas oceánicas, separados entre sí 460 mn y ubicados aproximadamente a 360 mn frente a la costa chilena. La economía local de estas islas se basa casi exclusivamente en la extracción y comercialización de recursos marinos, focalizados principalmente en la explotación de la langosta (*Jasus frontalis*). Esta especie endémica se encuentra distribuída en ambos archipiélagos conformando una metapoblación, donde su dinámica y estructura poblacional sería modulada por forzantes oceanográficos, especialmente durante su prolongada fase larval planctónica. Se evaluó la estructura poblacional y el grado de conectividad-retención dentro y entre las diferentes islas mediante el uso de modelos biofísicos acoplados (modelos hidrodinámicos provenientes del modelo OFES y un modelo individuo basado de *J. frontalis*). El análisis de los resultados del modelo hidrodinámico indican la presencia de estructuras de mesoescala asociadas al sistema de islas. Índices provenientes del modelo biofísico muestran niveles importantes de conectividad-retención dentro y entre los sistemas de islas y una fuerte variación interanual de estos. Los resultados de la modelación biofísica indican que la variabilidad en el reclutamiento asociado al archipiélago de Juan Fernández depende mayoritariamente de larvas originadas en este mismo sistema, con un aporte importante de reclutas hacia el archipiélago de las Desventuradas. Se realizaron estudios de sensibilidad del modelo biofísico para identificar forzantes potenciales de las variables dependientes del modelo (e.g. índices de conectividad-retención), resultando que los patrones temporales y espaciales reproductivos, la duración del estadio larval y la temporada (año) son altamente significativos. Finalmente, se propone que *J. frontalis* presenta una estructura metapoblacional con un alto nivel de conectividad en el archipiélago de Juan Fernández y un fuerte aporte de larvas hacia las islas Desventuradas. Estos flujos se ven determinados principalmente por el acoplamiento entre los factores biológicos y los factores oceanográficos imperantes.

2 **ABSTRACT**

Located approximately 360 nm off the coast of Chile there is a disjoint realm of two small oceanic island systems, the Juan Fernández and the Desventuradas archipelago. Currently the local economy of the islands is almost exclusively supported by the harvest and

trade of marine resources, focusing mainly on the exploitation of the rock lobster (*Jasus frontalis*). This endemic species is distributed in both archipelagos and forming a metapopulation, whose population structure and dynamics is modulated by oceanographic forcing, especially during its extended planktonic larval phase. The population structure and the connection-retention within a between island were assessed based on the use of coupled biophysical model (the hydrodynamics model OFES and an individual-based model of *J. frontalis*). The analysis of the hydrodynamic model predictions showed the presence of mesoscale structures associated with the islands systems. The simulation results indicated significant levels of connectivity-retention within and between island systems, showing also a strong interannual variation. Biophysical modelling results indicate that recruitment variability associated with the Juan Fernandez archipelago depends mainly on larvae originated within this system, which as well will contribute with recruits to the Desventuradas archipelago. The sensitivity analysis of the biophysical model to identify the potential biophysical forcing of the dependent variables of the model (e.g. connectivity-retention index), resulted in that temporal and spatial patterns reproductive larval stage duration and season (year) are highly significant factors. Finally, a metapopulation structure for *J. frontalis*, with a high level of connectivity in the archipelago of Juan Fernandez and a considerable amount of larvae to the Desventuradas islands is proposed. These fluxes are determined mainly by the coupling between prevailing biological and oceanographic factors.

3 INTRODUCCIÓN

La pesquería de la langosta de Juan Fernández (*J. frontalis*) corresponde a una de las principales actividades económicas en el archipiélago de Juan Fernández y en las Islas Desventuradas, constituyendo un alto porcentaje de la economía local (Arana, 1987; Ernst *et al.*, 2010a). *J. frontalis* pertenece al grupo de especies endémicas que son compartidas por un grupo de islas oceánicas del Pacífico sur oriental frente a la zona central de Chile, el Archipiélago de Juan Fernández (AJF) y el Archipiélago de las islas Desventuradas (AID; Rozbaczylo *et al.*, 1987; Pequeño *et al.*, 2000). La población de *J. frontalis* se distribuye entre esos dos archipiélagos dividiéndose en tres sub-grupos poblacionales importantes. Dos de estos grupos se localizan en las islas del archipiélago de Juan Fernández (Isla Alejandro Selkirk (AS), Isla Robinson Crusoe y Santa Clara (RC-SC)) separados por 90 mn, mientras que el tercer grupo está constituido por el Archipiélago de las islas Desventuradas (San Félix y

San Ambrosio), está ubicado a 460 mn más al norte del anterior (Fig. 1). A pesar de la gran distancia geográfica entre los sub-grupos de islas *J. frontalis* se caracteriza por ser una población panmíctica con un fuerte flujo génico entre sus sub-componentes y sin estructuración genética (Porobic et al., 2013). *J. frontalis* al igual que especies del mismo género presentan sólo un proceso reproductivo al año caracterizado por la liberación de un gran número de larvas. Posterior a esta liberación las larvas planctónicas de *J. frontalis* permanecerían en el plancton por un período aproximado de 12 meses (Arana, 1987; Dupré & Guisado, 1996). La historia de vida temprana de *J. frontalis* comienza con la liberación larval en zonas cercanas a la costa y el desarrollo hasta alcanzar la última metamorfosis en aguas oceánicas (estadio puerulus) antes del asentamiento (Booth, 1994; Chiswell et al., 1999; George, 2005; MacDiarmid & Sainte-Marie, 2006). Durante toda la fase larval pelágica esta especie pasa por 14 estadios (Baez, 1973) antes de asentarse y pasar a los estadios bentónicos (Dupré et al., 1996; George, 2005; MacDiarmid & Sainte-Marie, 2006).

En poblaciones fragmentadas esta estrategia de vida es fundamental, en especial para especies sedentarias o de muy baja movilidad donde la conectividad poblacional está restringida principalmente a la dispersión larval de los estadios tempranos de la ontogenia (James et al., 2002; Grantham et al., 2003; Shanks et al., 2003; Cowen et al., 2007; Shanks, 2009). Durante este estadio pelágico, las larvas se ven expuestas a diferentes procesos oceanográficos que podrían afectar su distribución (Booth, 1994; Chiswell et al., 1999; Garvey et al., 2001; Yeung et al., 2001; Phillips et al., 2006). En muchas ocasiones debido a la escasa capacidad natatoria de las especies en los estadios primarios, procesos oceanográficos tales como remolinos locales/mesoescala, meandros, giros oceánicos y corrientes costeras podrían tener un marcado efecto sobre la población, condicionando la dinámica local (retención) y/o la interacción entre diferentes sub-poblaciones (conectividad) (Chiswell et al., 1998; Chiswell et al., 1999; James et al., 2002; Chiswell et al., 2003; Chiswell et al., 2005). Debido a esto se ha planteado que la duración del estadio larval podría ser un factor clave que contribuiría en la conectividad de sistemas localizados a gran distancia (Sponaugle et al., 2002; Largier, 2003; Shanks et al., 2003; Shanks, 2009).

En términos oceanográficos, la zona comprendida por el archipiélago de Juan Fernández y las islas Desventuradas no ha sido estudiada en detalle y la información sobre los procesos físicos que operan tanto en la costa como en el océano es bastante escasa. Estudios en el Océano Pacífico sur oriental sobre la actividad de remolinos alrededor de los 30 grados

de latitud sur contribuyen a entender la dinámica física del sistema (Hormazábal *et al.*, 2004a). Estas estructuras generan una zona de alta energía cinética conocida como la zona de transición costera (ZTC), que se extiende desde la costa hasta los 600-800 km costa afuera. En esta zona, los remolinos de mesoescala presentan una escala espacial típica de 200 km, estructuras que se mantienen por meses, propagándose principalmente hacia el oeste y noroeste, y produciendo un transporte neto de $2 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Hormazábal *et al.*, 2004a, 2004b). Se ha reportado que estas estructuras oceanográficas son procesos importantes en la circulación oceánica y en el transporte de organismos y nutrientes entre zonas aisladas (Aristegui *et al.*, 1997; Martín *et al.*, 2001; Hormazábal *et al.*, 2004b; Benítez-Nelson *et al.*, 2007; Correa-Ramírez *et al.*, 2007; McGillicuddy Jr *et al.*, 2007).

En base a los antecedentes antes expuestos en relación a la información sobre la dinámica oceanográfica del sistema de archipiélagos (AJF y AID), la dependencia de los procesos de conectividad-retención respecto de factores oceanográficos y los propios de la población tales como las características biológicas de *J. frontalis* (i.e. duración del estadio larval) (McConaugha, 1992; Largier, 2003; Cowen *et al.*, 2006; Parada *et al.*, 2008; Parada *et al.*, 2010), surgen tres preguntas, que se abordarán en este estudio, relacionadas con la dinámica migracional de la población de *J. frontalis*: (a) ¿Cuál es el grado de conectividad-retención de los sub-grupos poblacionales de *J. frontalis*?, (b) ¿Son los resultados de estas conexiones biofísicas similares entre los diferentes sub-grupos?, y (c) ¿Cómo estos procesos físicos determinan la retención/dispersión larval y el impacto sobre los niveles de asentamiento larval dentro del sistema de archipiélagos?. Estas interrogantes son las que guían el esquema conceptual de este trabajo y son abordadas durante el desarrollo de este estudio.

Actualmente, para resolver este tipo de problemáticas, donde se intenta evaluar la dinámica entre la conectividad y la retención en poblaciones fragmentadas espacialmente, se cuenta con herramientas de frontera que utilizan la información físico-oceanográfica de un sistema junto con la información biológica de la especie (Galindo *et al.*, 2006; Grimm *et al.*, 2006; Cowen *et al.*, 2007; Werner *et al.*, 2007). Este tipo de aproximación permite hacer inferencias sobre el nivel de homogeneización, conectividad y/o retención dentro de un sistema, producto de factores físicos y biológicos (Hinckley *et al.*, 2001; Parada *et al.*, 2003; Grimm *et al.*, 2006; Miller *et al.*, 2006; Parada *et al.*, 2008; Xue *et al.*, 2008; Hinckley *et al.*, 2009; Incze *et al.*, 2010; Parada *et al.*, 2010). Estos modelos hidrodinámicos acoplados a modelos biológicos ya han sido utilizados para estudiar la conectividad de varias poblaciones de crustáceos (Xue *et*

al., 2008; Chassé & Miller, 2010; Incze *et al.*, 2010; Parada *et al.*, 2010) y han permitido establecer la estructura y dinámica espacio-temporal de las poblaciones. Este acoplamiento de modelos físico-biológicos constituye una herramienta esencial para abordar de forma robusta los complejos procesos que determinan la conectividad de las poblaciones en sistemas marinos. A través de la implementación de un modelo biofísico para el sistema de islas se propone evaluar la dinámica entre la conectividad y la retención de *J. frontalis* en el archipiélago de Juan Fernández e islas Desventuradas.

4 MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 El modelo hidrodinámico

El modelo hidrodinámico tridimensional utilizado para describir la dinámica de la circulación entre el archipiélago Juan Fernández y las islas Desventuradas, fue el modelo hidrodinámico OFES (Ocean Model for the Earth Simulator; (Masumoto *et al.*, 2004). Este modelo posee una cobertura global que abarca desde los 75° S hasta los 75° N con una resolución horizontal de 0.1°. El modelo presenta 54 niveles en el eje vertical, con una alta resolución en la capa superficial para reproducir de forma realista la circulación sobre la termoclina. El “*spin-up*” del modelo fue realizado con una integración climatológica media de 50 años (NECP/NCAR), restaurando las condiciones a los campos de temperatura y salinidad observadas por el World Ocean Atlas (WOA98; más detalles ver: Masumoto *et al.*, 2004; Sasai *et al.*, 2006; Sasaki *et al.*, 2006; Sasai *et al.*, 2007). El dominio de las salidas hidrodinámicas, provenientes del modelo OFES, utilizadas para este trabajo va desde 4°53'51"N hasta 49°56'2" S y desde 70°6'55" W hasta 99°53'4" W. El modelo fue implementado entre 2004 y 2007, con una resolución temporal de promedios diarios cada 3 días. La validación de las salidas del modelo fue abordada a través de la comparación del modelo hidrodinámico de la región del Pacífico Sur Oriental con datos *in situ* (Combes *et al.*, en revisión). Paralelamente, la validación de las salidas del modelo hidrodinámico en escala local fue realizada en el marco del proyecto Conicyt N° 78090007. El modelo reproduce las principales características físicas del sistema, incorporando señales hidrodinámicas ecuatoriales y el flujo hacia el polo. Este modelo permite entender los patrones de circulación dentro y entre las islas del archipiélago de Juan Fernández y las islas Desventuradas.

4.2 Descripción regional de la circulación

Para describir la evolución espacio-temporal de la circulación regional basada en el modelo hidrodinámico, se utilizaron los campos superficiales de corrientes basados en los componentes ortogonales u y v , los cuales nos entregan tanto la dirección como la magnitud de las corrientes horizontales. Estos diagramas fueron realizados para el área comprendida entre $35^{\circ}05'S$ y $25^{\circ}00'S$ y entre $85^{\circ}W$ y $71^{\circ}W$, que incluye el archipiélagos Juan Fernández y las islas Desventuradas, de octubre a marzo entre 2004 y 2007. Las velocidades de las corrientes se obtuvieron directamente del modelo hidrodinámico.

4.3 Configuración del modelo biofísico, definición de parámetros e índices relacionados

Se implementó un Modelo Individuo Basado (IBM) para los estadios tempranos de *J. frontalis*, utilizando la herramienta de simulación Ichthyop desarrollada por el Institute de Recherche pour le Développement (IRD). La versión utilizada para este trabajo fue modificada de la original de Lett *et al.*, (2008) y adaptada para la zona de estudio. El IBM desarrollado para *J. frontalis* fue acoplado al modelo OFES implementado para la zona de estudio. Durante la trayectoria de los primeros estadios de vida de *J. frontalis*, desde el momento de la liberación larval hasta el momento del asentamiento (Fig. 2), son evaluados dos estadísticos provenientes del modelo (IBM), que en conjunto dan cuenta del nivel de asentamiento: i) el índice de conectividad dentro y entre los sistemas de islas (Robinson Crusoe-Santa Clara (RC-SC), Selkirk (AS) y el AID), y ii) el índice de retención. Estas variables dependientes se definen como el porcentaje del total por zona (ver más adelante): (a) índice de conectividad: corresponde a la proporción de partículas liberadas en la columna de agua, que son transportadas a otro grupo de islas durante el tiempo de la simulación y que permanecen allí hasta que empieza su período de asentamiento; (b) índice de retención: es la proporción de partículas que son liberadas en la columna de agua y que retornan o se mantienen en el mismo sistema que fueron liberadas hasta el período de asentamiento. El período de asentamiento se definió como un mes antes del límite del asentamiento larval (ver más adelante). El índice de asentamiento corresponde al total de partículas asentadas en el sistema ya sea por efecto de la retención o de la conectividad del sistema.

4.3.1 Submodelo de movimiento

La posición de las partículas es función de la velocidad de las corrientes para cada paso de tiempo del modelo y se resuelve utilizando las siguientes ecuaciones diferenciales:

$$\frac{dx}{dt} = u ; \frac{dy}{dt} = v ; \frac{dz}{dt} = w$$

Donde u y v son las componentes ortogonales este-oeste y norte-sur de las corrientes respectivamente, y w es la componente vertical proveniente de las salidas del modelo OFES. La posición de las partículas en cada paso de tiempo (dt), fue aproximada con un esquema Euler hacia adelante donde x_t , y_t y z_t es la posición en 3 dimensiones de las partículas en el tiempo t , y x_{t+1} , y_{t+1} y z_{t+1} es la posición de las partículas en el tiempo $t+1$:

$$x_{t+1} = x_t + udt ; y_{t+1} = y_t + vdt ; z_{t+1} = z_t + wdt$$

La liberación de las partículas se realizó aleatoriamente dentro de cada zona a una profundidad entre 10 y 200 metros. Este rango corresponde al rango de distribución de *J. frontalis*. Detalles de la configuración del modelo son descritos a continuación.

4.3.2 Área, fecha de liberación y asentamiento de partículas

Se configuraron áreas de liberación diferentes para cada sistema: 4 zonas para RC-SC (Noroeste (R_NO), Noreste (R_NE), Suroeste (R_SO), Sureste (R_SE)), 4 para el sistema de AS (Noroeste (S_NO), Noreste (S_NE), Suroeste (S_SO), Sureste (S_SE)) y una zona para el AID (Fig. 1). Para la estimación de los porcentajes de liberación de partículas en cada una de las zonas por sistema se utilizó como aproximación el cálculo de la probabilidad de avistar una hembra ovígera dentro de cada área de liberación (Roa & Niklitschek, 2007). Los datos de la cantidad de hembras con huevos fue obtenido de información georeferenciada proveniente de la actividad de la flota pesquera que opera dentro de las respectivas islas entre septiembre y mayo del año siguiente. Para el caso RC-SC se utilizó información proveniente del proyecto “Marcas” (Ernst *et al.*, 2010) que operó durante las temporadas 2004-2005, 2005-2006 y 2006-2007 (Fig. 3a, 3b, 3c). Para AS se utilizó información de la temporada 2008-2009 (Ernst *et al.*, 2010b; Fig. 3d). Debido a la falta de información para otros años se asumió que la distribución de las hembras en la isla AS era similar en los años que se realizó la simulación (2004-2007). Para el sistema del AID se definió una sola área

alrededor del archipiélago, debido a la falta de mayores antecedentes. Las partículas fueron sembradas aleatoriamente dentro de esta área. En este estudio se entenderá por asentamiento al momento en el ciclo de vida de *J. frontalis* donde pasa del estadio planctónico al estadio bentónico. El área de asentamiento de las partículas se definió como una zona de 50 km alrededor de cada sistema de islas medidos desde la línea de costa. Este criterio de asentamiento se basa en información reportada para larvas del mismo género, donde las larvas puerulus a esa distancia de la costa serían capaces de remontar activamente las corrientes marinas para asentarse (Chiswell *et al.*, 2003; Phillips *et al.*, 2006).

Para definir la fecha de liberación larval se utilizó la información de la proporción de hembras portadoras por mes sobre el total de hembras por temporada (Fig. 4a). Esta información es consistente con lo reportado por otros autores (Arana *et al.*, 1985; Dupré, 2000) quienes sugieren que la fecha principal de desove se ubicaría entre octubre y febrero. Finalmente, en el IBM de langosta se incorporó la curva resultante del promedio mensual de las proporciones de portación de huevos durante la temporada (Fig. 4b).

La duración del estadio larval considerada para la evaluación general de la conectividad en este sistema de islas fue de 12 meses. Esta se debe a que la duración larval (DL) para *J. frontalis* no ha sido documentada, por esto, la selección de la DL para la evaluación de la conectividad se hizo en base a la información existente para otras especies de langostas, donde la DL media para esas especies corresponde a 12 meses (Phillips *et al.*, 2006). Esta DL es coincidente con la máxima duración larval estimada para *J. frontalis* en experimentos de laboratorio (Dupré, 2000).

4.4 Experimentos de simulación y análisis de sensibilidad

Para evaluar el efecto de los diferentes factores que componen el modelo IBM de langosta, sobre el éxito en la conectividad, se realizaron varios experimentos de simulación. Estos diferentes escenarios simulados incluyen los siguientes factores: (a) fecha de liberación larval: variación en la proporción individuos liberados durante el período de desove; (b) área de liberación larval: proporción de liberación por sistemas (RC-SC, AS, AID) y por sub-áreas dentro de cada sistema (Fig. 1); (c) temporada de liberación: temporadas 2004-2005, 2005-2006, 2006-2007; (d) duración del estadio larval: se consideran 3 posibles tiempos de duración del desarrollo hasta el momento de asentarse 6, 9

y 12 meses (Fig. 5, Tabla 1), estas fechas utilizadas están basadas en información biológica de *J. frontalis* (Dupré & Guisado, 1996) y de especies congénéricas (Phillips *et al.*, 2006). Para evaluar cuál de estos factores aportan significativamente al nivel de conectividad dentro del sistema, se realizó un análisis de sensibilidad utilizando un análisis de varianza donde se incorporan los diferentes factores (Tabla 1), mediante el procedimiento descrito por Parada *et al.*, (2008). Se realizaron simulaciones utilizando todas las combinaciones de factores posibles, con 3 réplicas en todos los experimentos, lo que dio un tamaño total de 81 experimentos realizados (Fig. 5). Este análisis permitió identificar en forma simultánea los factores más relevantes en la variabilidad del nivel de conectividad, asignándole un peso relativo a las diferentes piezas de información que lo componen.

5 RESULTADOS

5.1 Patrones de circulación

En las figuras que representan la circulación se observó una alta presencia de actividad de mesoescala en los tres períodos considerados (Fig. 6 a 8). En la temporada 2004-2005 (Fig.6) se determinó en los primeros meses la presencia de estructuras anticiclónicas en la parte norte de RC-SC las cuales se mantuvieron por casi 2 meses. En esta misma temporada se apreció la presencia de meandros en la zona comprendida entre el archipiélago de Juan Fernández y el AID. En la temporada 2005-2006 (Fig. 7) se notó una alta actividad oceánica de mesoescala, en especial giros tanto ciclónicos como anticiclónicos entre AS y RC-SC y meandros entre estas dos islas. Durante los primeros meses se registró un giro ciclónico que permanece aproximadamente por 2 meses en AS. A pesar que en la temporada 2006-2007 (Fig. 8) también se observó actividad de mesoescala, menos intensa y sólo focalizada en unos pocos meses, por esto mismo tampoco se observaron estructuras meándricas importantes entre el AJF y AID. En cuanto a la temperatura del agua, se puede observar claramente las variaciones estacionales de la temperatura superficial, al igual que el proceso de surgencia costera.

5.2 Índices de conectividad y retención

Los índices de conectividad para todas las zonas (Tabla 2), mostraron valores que fluctuaron entre 0 y 0.92% durante las tres temporadas. En la temporada 2004-2005 los

mayores grados de conectividad ($>0.5\%$) se generaron desde las zonas R_SE y R_NE hacia la zona S_NE. Durante la temporada 2005-2006 se dan mayor cantidad de conexiones entre los sistemas de islas ($> 0.5\%$) en comparación a otras temporadas. En la temporada 2005-2006 se observó un importante flujo de partículas ($>0.5\%$) hacia las islas Desventuradas y un significativo grado de retención en la isla Alejandro Selkirk. Para los índices de retención, los valores promedio fueron de 0.22% ($\pm 0.007\%$) para todo el sistema durante las tres temporadas analizadas. S_SO es la zona que presenta el promedio más alto de retención ($0.31\% \pm 0.048\%$) durante las tres temporadas. Los índices más altos de retención se generaron en la temporada 2005-2006 en las zonas R_NO, S_SE y S_SO ($>0.5\%$; Tabla 2). En general, todas las zonas presentaron un alto grado de advección con valores que fluctuaron entre 96.3 y 99.9% . La temporada 2006-2007 es la que presenta el mayor nivel de advección, con un promedio de 99.51% ($\pm 0.082\%$), en cambio la temporada 2005-2006 presenta un nivel de advección más bajo, con un promedio de 97.70% ($\pm 1.3\%$). En relación a la variabilidad del asentamiento, las mayores variaciones se observaron a través de las temporadas, en cambio las relaciones de proporciones del número de individuos asentados en cada isla tendieron a mantenerse relativamente constante dentro de la temporada (Fig. 9). Del total de individuos asentados, en la temporada 2004-2005, en los tres sistemas de islas el mayor porcentaje lo aporta las Islas Robinson Crusoe-Santa Clara con aproximadamente un 60% (Fig. 10). Para el resto de las temporadas el aporte principal lo realiza la isla AS con aproximadamente un 60% del total de los asentamientos (2005-2006). El aporte realizado por el AID al total de individuos asentados es marginal, llegando solamente a un 10% en la temporada 2006-2007. Del total de individuos asentados que fueron liberados en RC-SC para la temporada 2004-2005, en su mayoría provinieron de R_SE, R_SO con aproximadamente un 30% cada una. Para las temporadas 2005-2006, 2006-2007 el principal aporte lo realizó la zona R_SO con un 33% y 47% respectivamente (Fig. 11). En el caso de AS el aporte realizado por cada una de las zonas es similar, con la excepción de la temporada 2006-2007 donde la zona S_SO aporta con casi un 40% del total de los asentados liberados en AS (Fig. 12).

5.3 Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad basado en el análisis de varianzas mostró que los factores más significativos fueron temporada de liberación (año), mes de liberación (mes), zona de

liberación (zona) y duración del estadio larval (duración larval). Los mayores porcentajes de varianza explicadas estuvieron asociadas a los factores temporales como el mes de liberación (61.7%) y el año (4.9%) (Tabla 3).

6 DISCUSIÓN

6.1 Relevancia de los patrones de circulación en los procesos de conectividad y asentamiento

Las estructuras oceanográficas representadas en campos superficiales de las corrientes y que se propagaron temporalmente desde la costa hacia el océano, coinciden en duración, velocidad y conformación con remolinos de mesoescala y estructuras derivadas como las corrientes meándricas (Hormazábal *et al.*, 2006; Correa-Ramírez *et al.*, 2007). En el caso de los remolinos de mesoescala estos han sido reportados como actores importantes en el transporte de organismos y nutrientes entre zonas alejadas (Correa-Ramírez *et al.*, 2007; McGillicuddy Jr *et al.*, 2007). Estos remolinos de mesoescala, ya reportados previamente en la zona frente a la costa de Chile (Hormazábal *et al.*, 2004a, 2004b; Correa-Ramírez *et al.*, 2007), se extienden desde la costa y se propagan hacia la zona oceánica, principalmente hacia el oeste y noroeste llegando hasta los 600-800 km costa afuera y con una escala espacial de 200 Km (Hormazábal *et al.*, 2004a; 2004b). Al observar los resultados obtenidos a través de campos superficiales, se aprecian claras variaciones en los patrones de circulación. En la temporada 2006-2007 existe una marcada disminución en la actividad de mesoescala (ie. eddies; meandros), esto tiene un marcado reflejo en los bajos niveles de conectividad dentro de la temporada (Fig. 13). El efecto de los cambios en los patrones de circulación y su efecto en la conectividad han sido reportados en varias ocasiones como factores importantes, ya que podrían alterar los flujos de individuos entre diferentes zonas (Chiswell *et al.*, 2003; Cowen *et al.*, 2006; Incze *et al.*, 2010), esto se ve claramente reflejado cuando se observan los patrones de circulación (Fig. 6 a 8) en contraste con las trayectorias de las partículas asentadas (Fig. 13). Esta variación en el patrón de circulación, muestra dos efectos marcados: (a) una disminución en los niveles de retención y (b) una disminución en los niveles de conectividad dentro de la temporada. La alternancia en los patrones de circulación durante las temporadas 2004-2005 y 2005-2006, está acompañada de un aumento significativo de los niveles de conectividad-retención para todo el sistema (AJF e AID; Fig. 13). Esto sugiere que estas

variaciones en los patrones de circulación estarían jugando un rol importante en la configuración de los esquemas de conectividad-retención en el sistema de islas.

6.2 Implicancias de los resultados de la modelación en la dinámica de la población

Los niveles de conectividad-retención entre los sistemas (AJF e AID) muestran una marcada variación interanual, con temporadas con índices bajos (2006-2007) y más elevados (2005-2006). En general, estos cambios en los niveles de asentamiento se generan por factores ambientales, los cuales controlarían los flujos advectivos y las mortalidades producidas en estas etapas tempranas del desarrollo (Caputi *et al.*, 2001; Yeung *et al.*, 2001; Wing *et al.*, 2003; González-Quiróz *et al.*, 2004). Al igual que lo expuesto por Caputi (2008) para *P. cygnus*, en el caso de *J. frontalis* esos factores ambientales no sólo estarían actuando sobre los niveles de asentamiento, sino que también tendrían un marcado efecto en la variación espacial del recurso. En los panilúridos, estas variaciones en los niveles de conectividad entre zonas alejadas están fuertemente influenciadas por los factores físicos que están operando sobre estas poblaciones (Caputi *et al.*, 2001; Yeung *et al.*, 2001, Caputi, 2008). Como reflejo de esto se puede observar las variaciones en los patrones de conectividad-retención dentro y entre los sistemas de islas (AJF e AID) al igual que el cambio en los patrones de las corrientes dentro de esas zonas. Estos cambios, en las corrientes estarían generando una marcada variación interanual en los índices de asentamiento provocando que en algunas temporadas estos índices de sobrevivencia a los procesos de advección sean mayores (2005-2006) y en otros mucho más bajos. Por otro lado, este tipo de variación interanual en los niveles de asentamiento tendría marcado efecto en los niveles productivos de la pesquería, debido a que el reclutamiento pesquero en estas especies estaría fuertemente influenciado por la sobrevivencia en estos estadios de desarrollo. Esta relación entre las variaciones en los niveles de asentamiento y las variaciones en la producción pesquera (extracción de langostas) para especies congénéricas de *J. frontalis*, presenta un alto nivel de correlación (Phillips *et al.*, 2000; Gardner *et al.*, 2001; Melville-Smith *et al.*, 2001; Booth & McKenzie, 2009). La importancia de estas variaciones interanuales en el asentamiento también son reportadas por el análisis de sensibilidad del modelo IBM (Tabla 3), donde se sugiere que este sería uno de los factores que influiría significativamente en los niveles de conectividad dentro de los sistemas. Otro de los factores que tienen un impacto significativo en el asentamiento son los patrones

reproductivos (i.e. patrón de liberación larval; zona de liberación) algo similar a lo encontrado en otras especies de langostas (Chasse & Miller, 2010; Incze *et al.*, 2010). El acoplamiento de estos factores reproductivos con las condiciones oceanográficas y meteorológicas imperantes en el período de liberación larval es relevante en términos de la posible capacidad advectiva o de retención que podrían caracterizar al sistema de archipiélagos en este período. Palma *et al.*, (2011) indica que la baja abundancia de larvas tempranas de *J. frontalis* encontrada en varias zonas cercanas a la costa durante el período de liberación larval podría depender de los niveles de advección que caractericen a las corrientes. El aporte de estos factores reproductivos al éxito del asentamiento está determinado principalmente por la sobreposición espacio-temporal que existe entre ellos y los factores oceanográficos imperantes en las diferentes zonas (Parada *et al.*, 2003; Cowen *et al.*, 2006; Incze *et al.*, 2010; Parada *et al.*, 2010).

6.3 Modelo conceptual de conectividad y asentamiento

A pesar de los bajos niveles porcentuales de asentamiento reportados por el modelo se debe considerar que ellos corresponden al porcentaje del total de individuos aportados en una etapa reproductiva dentro del sistema. De esta forma estos bajos porcentajes corresponden a un número elevado de individuos (ver más adelante).

Los tres sub-sistemas de islas (AS, RC-SC, AID) presentan un flujo de partículas entre sus componentes conformando de esta forma una estructura metapoblacional para *J. frontalis* (Whittaker, 1998; Dodds, 2009). Para el caso de AS y RC-SC también existe cierto nivel de retención (~1%) algo que no ocurre con el AID el cual presenta niveles de retención despreciables y un alto índice de advección (~99.99%) durante todas las temporadas simuladas. Al observar las proporciones finales de individuos asentados por zonas durante las tres temporadas encontramos que sus niveles de asentamiento en el AID son levemente menores a los niveles encontrados para RC-SC y AS (Fig. 9). Esto sugiere que el AID sería un sumidero de los propágulos provenientes tanto de AS como de RC-SC y que su aporte de propágulos al sistema sería marginal. El sistema AJF presenta un flujo migracional bidireccional entre sus islas (AS, RC-SC) lo cual generaría una homogeneización del sistema. Al representar de forma esquemática los índices más significativos de conectividad-retención entregados por la modelación, se puede apreciar una marcada variación interanual de estos índices y un significativo nivel de conectividad en el AJF, especialmente de propágulos

provenientes de RC-SC hacia AS (Fig. 14). En general, se establecería que *J. frontalis* presenta un estructura metapoblacional con importantes niveles de conectividad-retención dentro del sistema AJF y un importante flujo de propágulos hacia el AID.

6.4 Limitaciones de la aproximación modelística y estudios futuros

J. frontalis al igual que muchas especies con etapas de vida temprana pelágica, genera en su etapa reproductiva una gran cantidad de huevos y/o larvas los cuales son liberados en la columna de agua (Arana *et al.*, 1985; Dupre, 2000). Durante estos estadios tempranos pelágicos muchas especies pueden experimentar mortalidades totales cercanas al 99.99% del total de individuos (Houde, 1987; 1997; Rutherford *et al.*, 1997, Caroffino *et al.*, 2010; Chasse & Miller, 2010). A pesar del alto número de individuos liberados en la etapa reproductiva la mayoría no logran asentarse, ya que producto de diversos factores no se encuentran en las zonas aptas para el asentamiento, algo ya reportado para otras especies de langostas (Incze & Wahle, 1991; Incze *et al.*, 2000; Xue *et al.*, 2008). En especies de vida pelágica los factores advectivos (ie. factores físicos-Oceanográficos) han sido considerados como una de las principales fuentes de mortalidad larval (McConaugha, 1992; Cowen *et al.*, 2006; Parada *et al.*, 2008; Chasse & Miller, 2010). Tomando esto en consideración los bajos niveles de conectividad-retención entregados por el modelo IBM resultan ser representativos de lo que podría estar ocurriendo para un sistema con las características del AJF y de AID. Por otro parte, se debe considerar que cada hembra de *J. frontalis* podría liberar en promedio unas 200.000 larvas en cada temporada reproductiva (Arana *et al.*, 1985). De esta forma, los índices entregados por el modelo corresponderían a un elevado número de individuos asentados durante cada temporada. Si se considera como supuesto que el 50% de las hembras presentes en la población aportan reproductivamente en una temporada se podrían tener entre 5000 y 6300 millones de larvas por temporada (valor referencial de hembras; Yañez *et al.*, 2000). Esto daría como resultado que índices de conectividad-retención cercanos a 0.1% corresponderían realmente entre 5 a 6 millones de individuos asentados.

En los modelos de acoplamiento físico-biológicos una de las piezas importantes es la información biológica utilizada (Cowen *et al.*, 2006; Werner *et al.*, 2007; Xue *et al.*, 2008; Incze *et al.*, 2010; Parada *et al.*, 2010). Con esta información biológica se configuran las bases del modelo (ie. zonas, cantidad y patrones de liberación, mortalidad, efecto de la temperatura)

y los patrones de comportamiento de los individuos (reproductivo, migración vertical, comportamiento migratorio por estadio). Para *J. frontalis* y, en general para organismos en las islas oceánicas esta información es escasa y dispersa. De esta forma, el modelo implementado presenta limitaciones debido a la acotada información biológica para la configuración de patrones más complejos. A pesar de esto, el modelo es una aproximación inicial robusta que da cuenta de los patrones de conectividad-retención que tienen las subpoblaciones de *J. frontalis* en el sistema de islas (AJF y AID).

Debido a la necesidad de representar de forma realista los procesos que están condicionando los patrones de conectividad-retención entre estos sistemas se decidió realizar las simulaciones sólo para los años en los cuales se contaba con esta información biológica de la especie, evitando de esta forma que el único efecto que opere sobre la conectividad-retención de las poblaciones provenga el ambiente físico. Este trabajo muestra algunos resultados del esfuerzo por acoplar un modelo biofísico de la dinámica de *J. frontalis* en las islas oceánicas Chilenas. Intentando a través del acoplamiento de un sofisticado modelo de circulación oceánica con un modelo biológico de las larvas de la langosta investigar los patrones de conectividad y reclutamiento larval basados en los parámetros biológicos de la especie objetivo. Aplicaciones futuras de este modelo biofísico de las subpoblaciones de *J. frontalis* en el sistema de islas (AJF y AID) deberían incluir información más detallada de: (a) patrones reproductivos de las hembras, (b) mortalidad natural (c) modelo de crecimiento larval (d) modelos de movimiento larval.

7 CONCLUSIÓN

Se puede establecer que: a) el sistema de islas del AJF presentan un nivel de conectividad significativo y que desde el AJF hacia el AID existe un flujo unidireccional importante. Los mayores niveles de retención están presentes en la isla AS y seguido por RC-SC, en cambio AID presenta los mayores niveles de advección (Fig. 14); b) A pesar de las variaciones interanuales observadas, los dos archipiélagos con sus correspondientes islas (AS, RC-SC, AID), presentaron variaciones proporcionales en el número de individuos asentados en cada sistema por temporada. Tanto RC-SC como AS aportan con la mayoría de los individuos asentados en el sistema considerando todas las temporadas, siendo el aporte de AID marginal. A nivel de subzona tanto en AS como en RC-SC existe una variación interanual en

el aporte de cada una al total de asentado en el archipiélago de Juan Fernández; c) Se puede observar en el sistema que existe una relación entre los patrones de circulación y los niveles de asentamiento. De esta forma los años en los cuales se ve escasa variación en los patrones direccionales de las corrientes, los niveles de asentamiento disminuyen notoriamente. De allí *J. frontalis* presentaría una estructura metapoblacional con flujo migratorios significativos entre sus componentes. Estos flujos se ven determinados principalmente por el acoplamiento entre los factores biológicos reproductivos tales como el área, el mes de liberación, la duración del estadio larval y también por factores oceanográficos tales como las variaciones en la intensidad y presencia de estructuras de mesoescala.

8 REFERENCIAS

- Arana, P. 1987. Perspectivas históricas y proyecciones de la actividad pesquera realizada en el Archipiélago de Juan Fernández, Chile. In: J. C. Castilla (ed.). *Islas Oceánicas Chilenas: Conocimiento científico y necesidades de investigaciones*. Ediciones Universidad Católica de Chile., pp. 321-353.
- Arana, P.M., Dupré, E. & Gaete, V., 1985. Ciclo reproductivo, talla de primera madurez sexual y fecundidad de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*). In: P. Arana (ed.). *Invest. mar. en el archipiélago de Juan Fernández*. Valparaíso: Escuela de Ciencias del mar Universidad Católica de Valparaíso, pp. 188-211.
- Aristegui, J., P. Tett, A. Hernandezguerra, G. Basterretxea, M. Montero, K. Wild, P. Sangra, S. Hernandezleon, M. Canton & J. Garciabraun. 1997. The influence of island-generated eddies on chlorophyll distribution: a study of mesoscale variation around Gran Canaria. *Deep-Sea Res. Part I*. 44(1): 71-96.
- Baez, P. 1973. Larvas phyllosoma del Pacífico Sur Oriental (Crustacea, Macrura, Scyllaridea). *Rev. Biol. Mar.*, 15(1), pp.115-130.
- Benitez-Nelson, C., R. Bidigare, T. Dickey, M. Landry, C. Leonard, S. Brown, F. Nencioli, Y. Rii, K. Maiti, J. Becker, T. Bibby, W. Black, W. Cai, C. Carlson, F. Chen, V. Kuwahara, C. Mahaffey, P. McAndrew, P. Quay, M. Rappé, K. Selph, M. Simmons & E. Yang. 2007. Mesoscale eddies drive increased silica export in the subtropical Pacific Ocean. *Science*, 316(5827): 1017.
- Booth, J. & A. McKenzie. 2009. Strong relationships between levels of puerulus settlement and recruited stock abundance in the red rock lobster (*Jasus edwardsii*) in New Zealand. *Fish. Res.* 95:161-168
- Booth, J. 1994. *Jasus edwardsii* larval recruitment off the east coast of New Zealand. *Crustac.* 66(3): 295–317.
- Caputi, N, C. Chubb & A. Pearce. 2001. Environmental effects on recruitment of the western rock lobster, *Panulirus cygnus*. *Mar. Freshw. Res.* 52: 1167-74.
- Caputi N. 2008. Impact of the Leeuwin Current on the spatial distribution of the puerulus settlement of the western rock lobster (*Panulirus cygnus*) and implications for the fishery of Western Australia. *Fish. Oceanogr.* 17(2): 147–152.
- Caroffino, D., T. Sutton, R. Elliott & M. Donofrio. 2010. Early life stage mortality rates of lake sturgeon in the Peshtigo River, Wisconsin. *North. Am. J. Fish. Manage.* 30: 295-304.
- Chassé, J. & R. Miller. 2010. Lobster larval transport in the southern Gulf of St. Lawrence. *Fish. Oceanogr.* 19(5): 319-338.
- Chiswell, S., J. Wilkin, J. Booth & B. Stanton. 2003. Trans-Tasman Sea larval transport: Is Australia a source for New Zealand rock lobsters? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 247: 173-182.
- Chiswell, S. & J. Booth. 1999. Rock lobster *Jasus edwardsii* larval retention by the Wairarapa Eddy off New Zealand. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 183: 227-240.
- Chiswell, S. & J. Booth. 2005. Distribution of mid- and late-stage *Jasus edwardsii* phyllosomas: Implications for larval recruitment processes. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.*

39(5): 1157-1170.

- Chiswell, S. & D. Roemmich. 1998. The East Cape Current and two eddies: A mechanism for larval retention? *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.*, 32(3): 385-397.
- Combes, V., E. Di Lorenzo, F. Gómez, S. Hormazábal, TP. Strub, D. Putrasahan, H. Sasaki, B. Taguchi, Y. Sasai. (Submitted). Low-frequency Variability of Upwelling and Cross-shelf Transport in the Pacific Eastern Boundary Current Systems. PART II: The Humboldt Current System.
- Correa-Ramirez, M., S. Hormazábal, & G. Yuras. 2007. Mesoscale eddies and high chlorophyll concentrations off central Chile (29°–39°S). *Geophys. Res. Lett.* 34(12): 1-5.
- Cowen, R., C. Paris & A. Srinivasan. 2006. Scaling of connectivity in marine populations. *Science*. 311(5760): 522-7.
- Cowen, R., G. Gawarkiewicz, J. Pineda, S. Thorrold, F. Werner & C. Durango. 2007. Population connectivity in marine systems. *Oceanography*. 20(3): 14-21.
- Dodds W. 2009. *Laws, Theories, and patterns in Ecology*. University of California press. Los Angeles, California pp.232
- Dupré M. 2000. Reproducción, muda y desarrollo de la langosta de Juan Fernández, *Jasus frontalis*, en estanques de cultivo. *Invest. mar.*, 28: 165-174.
- Dupré M. & A. Guisado. 1996. Identificación de los primeros estados de phyllosoma de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*) mantenidos en laboratorio. *Invest. mar.* 24: 39-50.
- Ernst, B., P. Manriquez, JM(lobo). Orensanz, R. Roa, J. Chamorro. & C. Parada. 2010. Strengthening of a traditional territorial tenure system through protagonism in monitoring activities by lobster fishermen from the Juan Fernandez Islands, Chile. *Bull. Mar. Sci.* 86(2): 1-44.
- Ernst, B., C. Parada, P. Manriquez, J. Chamorro & P. Retamal. 2010. Dinámica poblacional y pesquera de la langosta en la isla Alejandro Selkirk. Proyecto FIP N°2008-24. pp. 166
- Galindo, H., D. Olson & S. Palumbi. 2006. Seascape genetics: a coupled oceanographic-genetic model predicts population structure of Caribbean corals. *Current biology*. 16(16):1622-1626.
- Gardner, C., S. Frusher, R. Kennedy & A. Cawthorn. 2001. Relationship between settlement of southern rock lobster pueruli, *Jasus edwardsii*, and recruitment to the fishery in Tasmania, Australia. *Mar. Freshwater Res.* 52:1271–1275.
- George, R., 2005. Evolution of life cycles, including migration, in spiny lobsters (Palinuridae). *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.*, 39(3): 503-514.
- González-Quiróz R., A. Pascual, D. Gomis & R. Anadon. 2004. Influence of mesoscale physical forcing on trophic pathways and fish larvae retention in the central Cantabrian Sea. *Fish. Oceanogr.* 13(6): 351-364
- Grantham, B., G. Eckert & A. Shanks. 2003. Dispersal Potential of Marine Invertebrates in Diverse Habitats. *Ecological Applications*. 13: 108-116.
- Grimm, V., U. Berger, F. Bastiansen, S. Eliassen, V. Ginot, J. Giske, J. Goss-Custard, T.

- Grand, S. K. Heinz, G. Huse, A. Huth, J. U. Jepsen, C. Jorgensen, W. M. Mooij, B. Müller, G. Pe'er, C. Piou, S. F. Railsback, A. M. Robbins, M. M. Robbins, E. Rossmann, N. Rüger, S. Strand, S. Souissi, R. A. Stillman, R. Vabo, U. Visser & D. L. DeAngelis. 2006. A standar protocol for describing individual-based and agent-based models.
- Hinckley, S., A. Hermann, K. Mier & B. Megrey. 2001. Importance of spawning location and timing to successful transport to nursery areas: a simulation study of Gulf of Alaska walleye pollock. *ICES J. Mar. Sci.* 58: 1042-1052.
- Hinckley, S., J. Napp, A. Hermann & C. Parada. 2009. Simulation of physically mediated variability in prey resources of a larval fish: a three-dimensional NPZ model. *Fish. Oceanogr.* 18(4): 201-223.
- Hormazábal, S., S. Núñez, D. Arcos, F. Espindola & G. Yuras. 2004. Mesoscale Eddies and Pelagic Fishery Off Central Chile (33-40°S). *Gayana.* 68(2): 291-296.
- Hormazábal, S., G. Shaffer & O. Leth. 2004. Coastal transition zone off Chile. *J. Geophys. Res.* 109: 1-13.
- Hormazábal S., G. Shaffer, N. Silva & E. Navarro. 2006. La corriente sub-superficial del Perú-Chile y la variabilidad de la zona de mínimo oxígeno frente a Chile central. *Gayana.* 70(1): 37-45
- Houde E. 1997. Patterns and trends in larval-stage growth and mortality of teleost fish. *J. Fish. Biol.* 51: 52-83
- Incze, L., H. Xue, N. Wolff, D. Xu, C. Wilson, R. Steneck, R. Wahle, P. Lawton, N. Pettigrew & Y. Chen. 2010. Connectivity of lobster (*Homarus americanus*) populations in the coastal Gulf of Maine: part II. Coupled biophysical dynamics. *Fish. Oceanogr.*, 19(1):1-20.
- Incze, L. & R. Wahle. 1991. Recruitment from pelagic to early benthic phase in lobsters *Homarus americanus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 79: 77-87.
- Incze, L., R. Wahle, A. Palma. 1999. Advection and settlement rates in a benthic invertebrate: recruitment to first benthic stage in *Homarus americanus*. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 430-437.
- James, M., P. Armsworth L. Mason, B. Luciano & L. Bode. 2002. The structure of reef fish metapopulations: modelling larval dispersal and retention patterns. *Proc. R. Soc., B.* 269(1505): 2079-86.
- Largier, J. 2003. Considerations in Estimating Larval Dispersal Distances From Oceanographic Data. *Ecological Applications*, 13: 71-89.
- Lett, C., P. Verley, C. Mullon, C. Parada, T. Brochier, P. Penven & B. Blanke. 2008. A Lagrangian tool for modelling ichthyoplankton dynamics. *Environmental Modelling and Software.* 23: 1210-1214
- MacDiarmid, A. & Sainte-Marie, B., 2006. Chapter 2: Reproduction. In B. Phillips, ed. *Lobsters: biology, management, aquaculture and fisheries*. Blackwell Publishing. Oxford. 45-77.
- Martin, A., K. Richards, C. Law & M. Liddicoat. 2001. Horizontal dispersion within an anticyclonic mesoscale eddy. *Deep-Sea Res. Part II.* 48(4-5): 739-755.

- Masumoto, Y., H. Sasaki, T. Kagimoto, N. Komori, A. Ishida, Y. Sasai, T. Miyama, T. Motoi, H. Mitsudera, K. Takahashi, H. Sakuma & T. Yamagata. 2004. A fifty-year eddy-resolving simulation of the world ocean-Preliminary outcomes of OFES (OGCM for the Earth Simulator). *J. Earth Simul.* 1:35–56.
- McConaugha, J. 1992. Decapod larvae: dispersal, mortality, and ecology. A working hypothesis. *Am. Zool.* 32(3): 512-523.
- McGarvey, R. & J. Matthews. 2001. Incorporating numbers harvested in dynamic estimation of yearly recruitment: onshore wind in interannual variation of South Australian rock lobster (*Jasus edwardsii*). *ICES J. Mar. Sci.* 58(5): 1092-1099.
- McGillicuddy, Jr. D., L. Anderson, N. Bates, T. Bibby, K. Buesseler, C. Carlson, C. Davis, C. Ewart, P. Falkowski, S. Goldthwait, D. Hansell, W. Jenkins, R. Johnson, V. Kosnyrev, J. Ledwell, Q. Li, D. Siegel & D. Steinberg. 2007 Eddy/wind interactions Stimulate Extraordinary Mid-Ocean Plankton Blooms. *Science.* 316: 1021-1026
- Melville-Smith, R., S. Anderton & N. Caputi. 2001. Predicting the recreational western rock lobster (*Panulirus cygnus*) catch in Western Australia. *Mar. Freshw. Res.* 52: 1527–1534.
- Miller, D., C. Moloney, C. van Der Lingen, C. Lett, C. Mullon & J. Field. 2006. Modelling the effects of physical-biological interactions and spatial variability in spawning and nursery areas on transport and retention of sardine *Sardinops sagax* eggs and larvae in the southern Benguela ecosystem. *J. Mar. Syst.* 61: 212-229.
- Palma, A., I. Cáceres-Montenegro, R. Bennett, S. Magnolfi, L. Henríquez, J. Guerra, K. Manríquez, & E. Palma 2011. Near-shore distribution of phyllosomas of the two only lobster species (Decapoda, Achelata) present in Robinson Crusoe Island and endemic to the Juan Fernández archipelago. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 84: 379-390
- Parada, C., C. van der Lingen, C. Mullon & P. Penven. 2003. Modelling the effect of buoyancy on the transport of anchovy (*Engraulis capensis*) eggs from spawning to nursery grounds in the southern Benguela: an IBM approach. *Fish. Oceanogr.* 12(3): 170-184.
- Parada, C., D. Armstrong, B. Ernst, S. Hinckley & J.M.(lobo) Orensanz. 2010. Spatial dynamics of snow crab (*Chionoecetes opilio*) in the eastern Bering Seaputting together the pieces of the puzzle. *Bull. Mar. Sci.*, 86(2): 413–437.
- Parada, C., C. Mullon, C. Roy, P. Fréon, L. Hutchings & C. van der Lingen. 2008. Does vertical migratory behaviour retain fish larvae onshore in upwelling ecosystems? A modelling study of anchovy in the southern Benguela *African J. Mar. Sci.*, 30(3): 437-452.
- Pequeño, G. & S. Sáez. 2000. Los peces litorales del archipiélago de Juan Fernández (Chile): endemismo y relaciones ictiogeográficas. *Invest. Mar.* 28: 27-37.
- Phillips, B., J. Booth, J. Cobb, A. Jeffs & P. McWilliam. 2006. Chapter 7: Larval and postlarval Ecology. In B. Phillips, ed. *Lobsters: biology, management, aquaculture and fisheries*. Blackwell Publishing. Oxford. 231-362.
- Pizarro, O., G. Shaffer, B. Dewitte & M. Ramos. 2002. Dynamics of seasonal and interannual variability of the Peru-Chile Undercurrent. *Geophys. Res. Lett.* 29(12): 10.1029/2002GL014790
- Roa, R. & E. Niklitschek. 2007. Biomass estimation from surveys with likelihood-based geostatistics. *ICES J. Mar. Sci.* 64: 1723–1734.

- Rozbaczylo, N. & J. Castilla. 1987. Invertebrados marinos del Archipiélago de Juan Fernández. In: Castilla J.C. (ed) Islas Oceánicas Chilenas: Conocimiento Científico y Necesidades de Investigaciones. Ediciones Universidad Católica de Chile. pp. 319-353.
- Rutherford, E., E. Houde & R. Nyman. 1997. Relationship of Larval-Stage Growth and Mortality to Recruitment of Striped Bass, *Morone saxatilis*, in Chesapeake Bay. *Estuaries*. 20(1): 174-198 .
- Sasai, Y., A. Ishida, H. Sasaki, S. Kawahara, H. Uehara & Y. Yamanaka. 2006. A global eddy-resolving coupled physical-biological model: Physical influences on a marine ecosystem in the North Pacific. *Simulation*. 87: 467-474.
- Sasai, Y., H. Sasaki, K. Sasaoka, A. Ishida & Y. Yamanaka. 2007. Marine ecosystem simulation in the eastern tropical Pacific with a global eddy resolving coupled physical-biological model. *Geophys. Res. Lett.* 34(23): 6-11.
- Sasaki, H., Y. Sasai, M. Nonaka, Y. Masumoto & S. Kawahara. 2006. An eddy-resolving simulation of the quasi-global ocean driven by satellite-observed wind field: Preliminary outcomes from physical and biological fields. *J. Earth Simul.*, 6:35-49.
- Shanks, A. 2009. Pelagic larval duration and dispersal distance revisited. *Biol. Bull.* 216(3): 373-85.
- Shanks, A., B. Grantham & M. Carr. 2003. Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecological Applications*. 13: 159–169.
- Sponaugle, S., R. Cowen, A. Shanks, S. Morgan, J. Leis, J. Pineda, G. Boehlert, M. Kingsford, K. Lindeman, C. Grimes & J. Munro. 2002. Predicting self-recruitment in marine populations: Biophysical correlates and mechanisms. *Bull. Mar. Sci.* 70: 341-375.
- Werner, F., R. Cowen & C. Paris. 2007. Coupled Biological and Physical Models Present Capabilities and Necessary Developments for futures Studies of population Connectivity. *Oceanography*. 20(3):54-69
- Whittaker, R. 1998 *Island Biogeography: Ecology, Evolution, and Conservation*. Oxford University Press. pp. 285
- Wing, S., L. Botsford, L. Morgan, J. Diehl & C. Lundquist. 2003. Inter-annual variability in larval supply to populations of three invertebrate taxa in the northern California Current. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 57:859–872.
- Xue, H., L. Incze, D. Xu, N. Wolff & N. Pettigrew. 2008. Connectivity of lobster populations in the coastal Gulf of Maine Part I: Circulation and larval transport potential. *Ecol. Model.*, 210(1-2): 193-211.
- Yáñez R., E., Canales R., C. & Silva G., C., 2000. Evaluación de la langosta (*Jasus frontalis*) explotada en las islas Robinson Crusoe y Santa Clara del archipiélago de Juan Fernández (33°40'S-80°00'W). *Invest. Mar.*, 28:135-147.
- Yeung, C, D. Jones, M. Criales, T. Jackson & W. Richard. 2001. Influence of coastal eddies and counter-currents on the influx of spiny lobster, *Panulirus argus*, postlarvae into Florida Bay. *Mar. Freshw. Res.*, 52(8): 1217–1232.

TABLAS

Tabla 1. Factores por categoría utilizados para el análisis de sensibilidad del modelo

Categoría	Factores	Descripción
Temporales	Temporada	2004-2005, 2005-2006 y 2006-2007
	Meses de liberación	Variación en la proporción de liberación desde Octubre hasta Mayo del año siguiente
	Duración Larval	6, 9 y 12 meses.
Espaciales	Zona de liberación	Se consideran 4 zonas para A. Selkirk, 4 zonas para Robinson Crusoe y una zona para las I. Desventuradas

Tabla 2. Índices de conectividad/retención. Las filas representan las zonas fuentes y las columnas las zonas sumidero, los valores destacados corresponden a los porcentajes de retención de cada zona y cada uno de las tres temporadas simuladas. Los valores en negrita representan los índices iguales o mayores a 0.5. Los valores se expresan en porcentajes.

	R_NO	R_NE	R_SO	R_SE	S_NE	S_SE	S_SO	S_NO	ID	Adv.	
2004-2005	R_NO	0.10	0.19	0.16	0.26	0.29	0.03	0.10	0.13	0.29	98.45
	R_NE	0.11	0.43	0.22	0.33	0.70	0.11	0.27	0.16	0.16	97.51
	R_SO	0.13	0.20	0.37	0.20	0.47	0.03	0.20	0.20	0.30	97.89
	R_SE	0.48	0.34	0.14	0.24	0.92	0.19	0.39	0.10	0.48	96.72
	S_NE	0.43	0.04	0.12	0.04	0.16	0.39	0.23	0.08	0.27	98.25
	S_SE	0.28	0.14	0.05	0.14	0.24	0.28	0.33	0.14	0.47	97.92
	S_SO	0.11	0.07	0.22	0.07	0.14	0.33	0.36	0.22	0.29	98.19
	S_NO	0.16	0.04	0.08	0.00	0.12	0.16	0.20	0.04	0.24	98.98
	ID	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	99.98
2005-2006	R_NO	0.52	0.26	0.06	0.19	0.03	0.06	0.13	0.06	0.36	98.32
	R_NE	0.33	0.27	0.27	0.16	0.05	0.05	0.05	0.11	0.22	98.48
	R_SO	0.50	0.30	0.30	0.07	0.07	0.03	0.10	0.17	0.50	97.96
	R_SE	0.05	0.38	0.19	0.34	0.34	0.05	0.05	0.00	0.48	98.12
	S_NE	0.43	0.35	0.23	0.27	0.43	0.39	0.51	0.23	0.78	96.36
	S_SE	0.19	0.00	0.09	0.33	0.52	0.52	0.52	0.38	0.61	96.84
	S_SO	0.32	0.11	0.22	0.32	0.50	0.54	0.50	0.32	0.61	96.55
	S_NO	0.35	0.08	0.16	0.28	0.71	0.47	0.47	0.31	0.31	96.86
	ID	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.01	0.02	0.00	0.09	99.86
2006-2007	R_NO	0.00	0.06	0.10	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	99.77
	R_NE	0.00	0.05	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.05	99.73
	R_SO	0.07	0.07	0.17	0.07	0.03	0.00	0.00	0.00	0.13	99.46
	R_SE	0.19	0.14	0.05	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	99.57
	S_NE	0.00	0.00	0.04	0.04	0.08	0.00	0.16	0.23	0.19	99.26
	S_SE	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.09	0.00	0.05	0.05	99.67
	S_SO	0.22	0.11	0.11	0.11	0.07	0.00	0.07	0.14	0.18	98.99
	S_NO	0.00	0.12	0.04	0.12	0.12	0.12	0.04	0.12	0.04	99.29
	ID	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.06	0.02	0.03	0.01	99.87

Tabla 3. Resultados de los análisis de sensibilidad de los parámetros del modelo biofísico.

	Grados de libertad	Suma de Cuadrados	Valor F	Pr(>F)	Significancia	Varianza Explicada
Año	2	1483	76.526	< 2.00 E-16	***	4.9
Mes	18	18517	106.149	< 2.00 E-16	***	61.2
Zona	8	975	12.575	6.31e-14	***	3.2
Duración Larval	2	432	22.263	2.95e-09	***	1.4
Año x Zona	16	1422	9.173	8.96e-16	***	4.7
Año x Duración larval	4	476	12.272	9.99e-09	***	1.5
Mes x Zona	99	4374	4.559	<2.00E-16	***	14.4
Mes x Duración	31	752	2.505	0.000111	***	2.4
Zona x Duración	16	246	1.583	0.078671	.	0.8
Residuales	160	1551				5.1

*** p < 0.001

FIGURAS

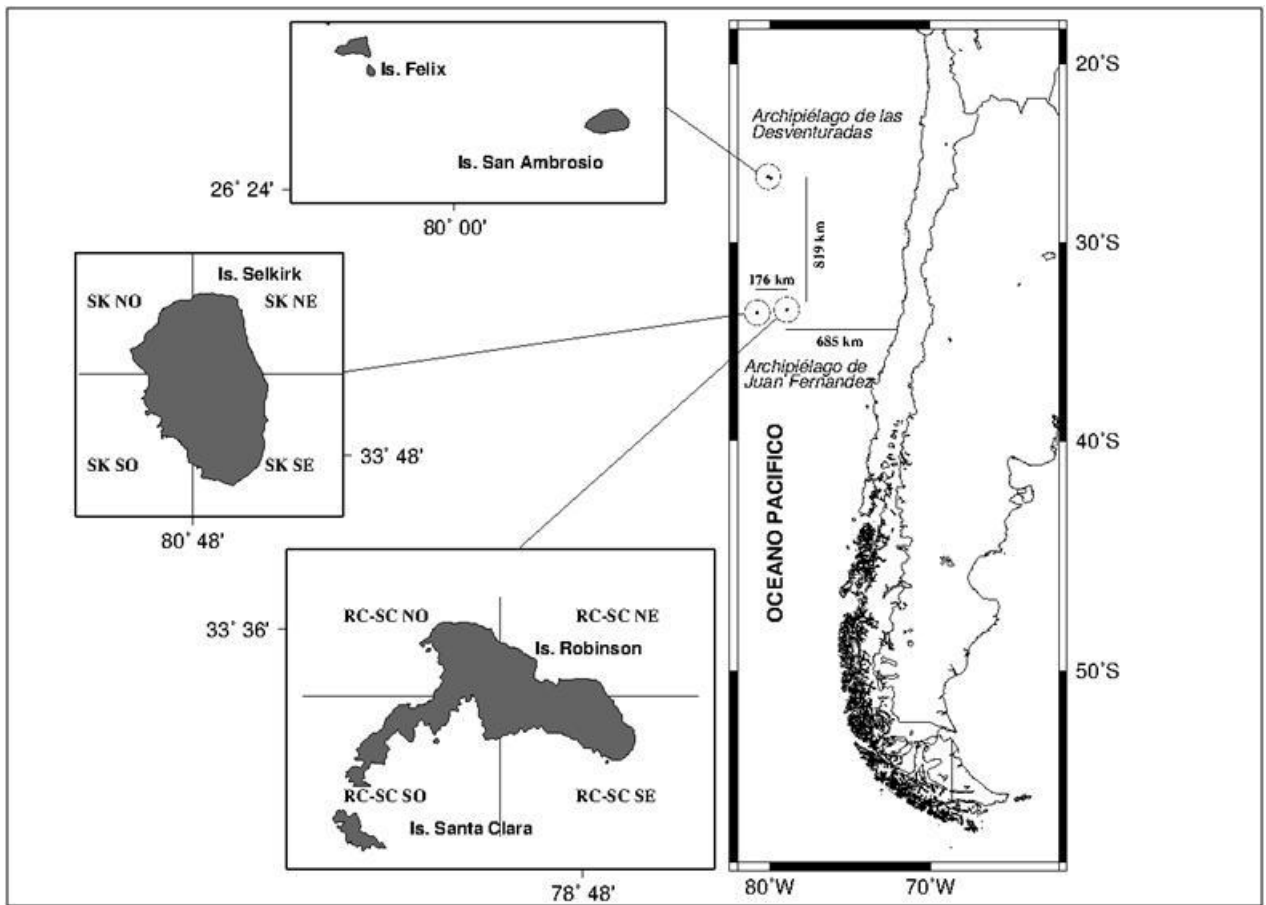


Figura 1. Ubicación geográfica de las poblaciones de langosta *Jasus frontalis*. Las regiones de las islas Robinson Crusoe- Santa Clara y Selkirk fueron divididas en 4 cuadrantes nombrados R-NO, R-NE, R-SE, R-SO y S-NO, S-NE, S-SE, S-SO, respectivamente.

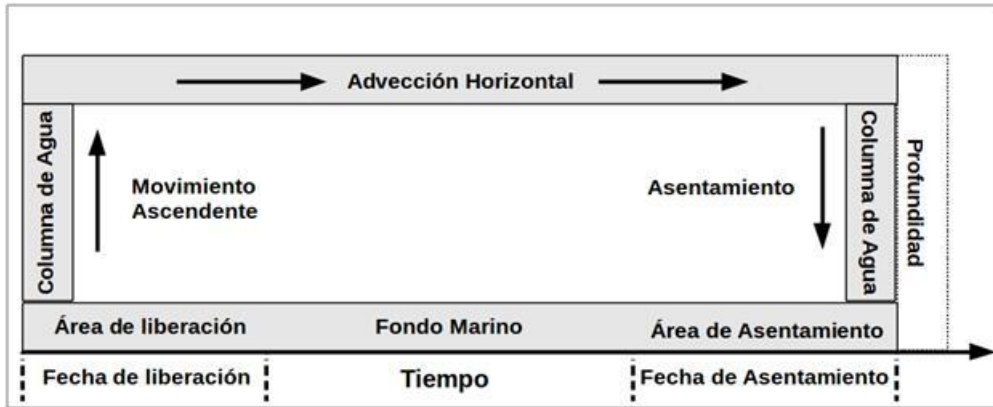


Figura 2. Modelo simplificado de los primeros estadios del ciclo de vida de *J. frontalis*.

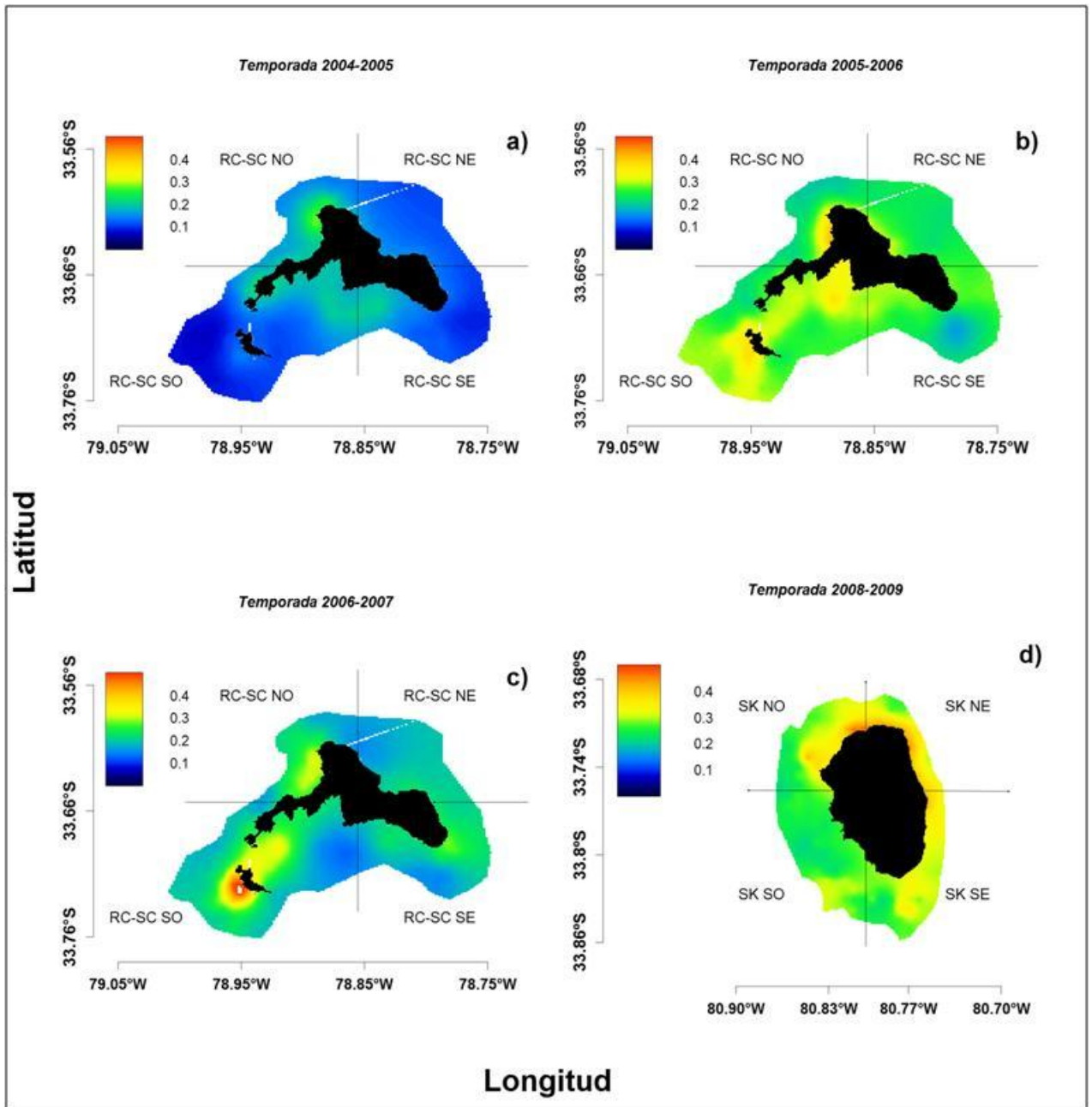


Figura 3. Probabilidad de encuentro de hembras con huevo. (a) RC-SC temporada 2004-2005; (b) RC-SC temporada 2005-2006; (c) RC-SC temporada 2006-2007; (d) AS temporada 2008-2009.

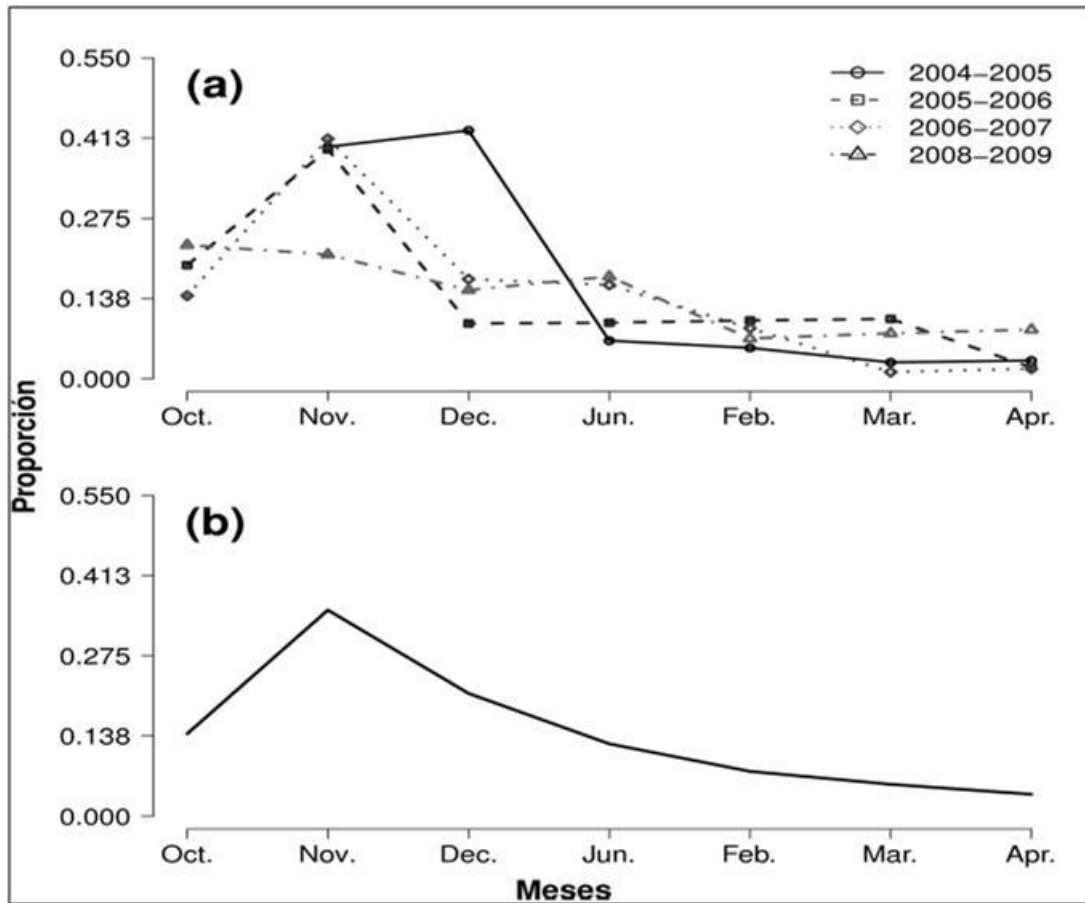


Figura 4. Proporción de portación de huevos sobre la abundancia total de hembras, (a) temporadas 2004-2005,2005-2006,2006-2007 isla RC-SC y temporada 2008-2009 isla AS; (b) portación promedio de huevos para todas las temporadas.

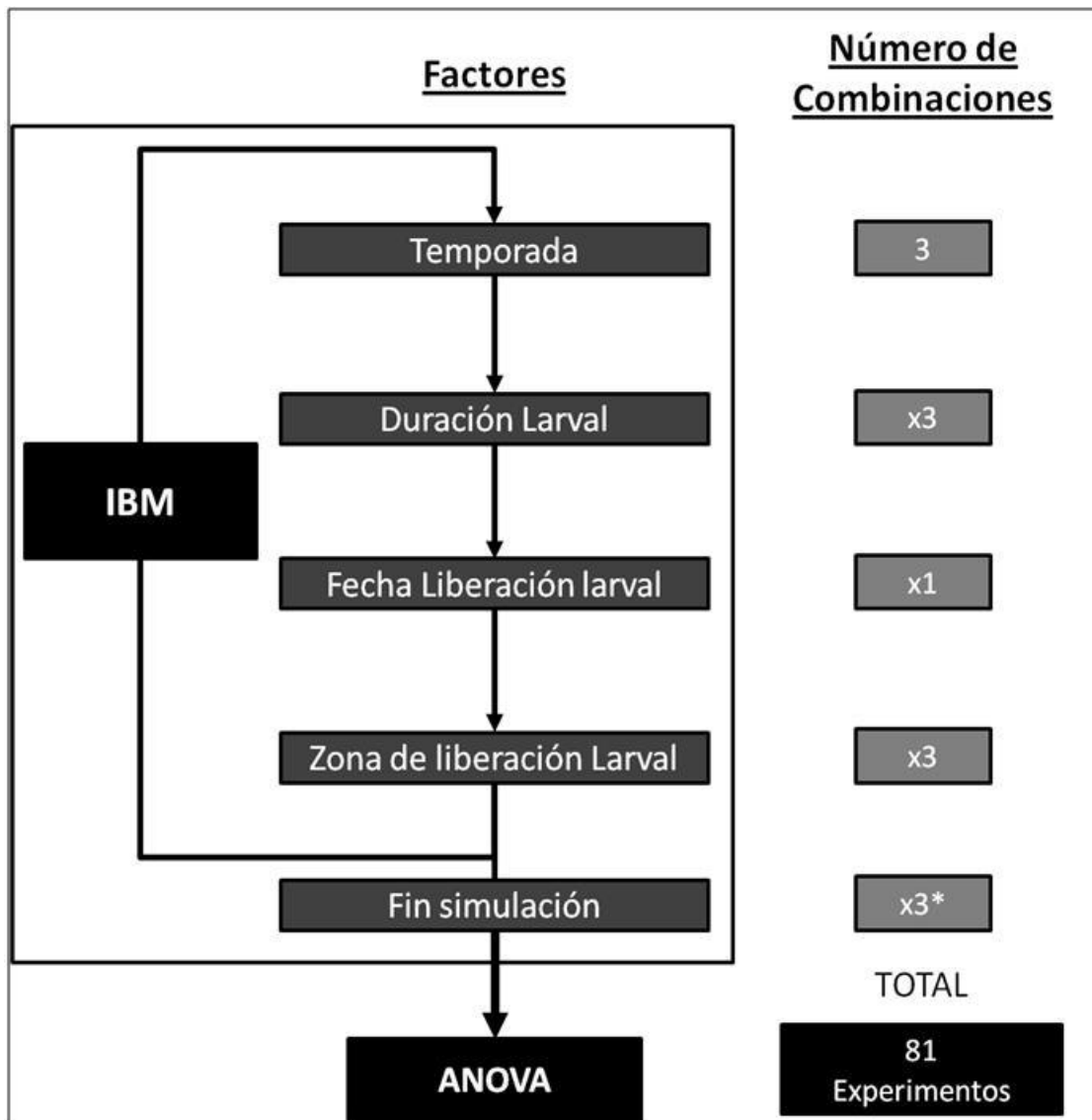


Figura 5. Modelo conceptual de los experimentos para el análisis de sensibilidad, en la última columna de la derecha se especifica el número total de experimentos por cada factor. * corresponde al número total de réplicas utilizadas.

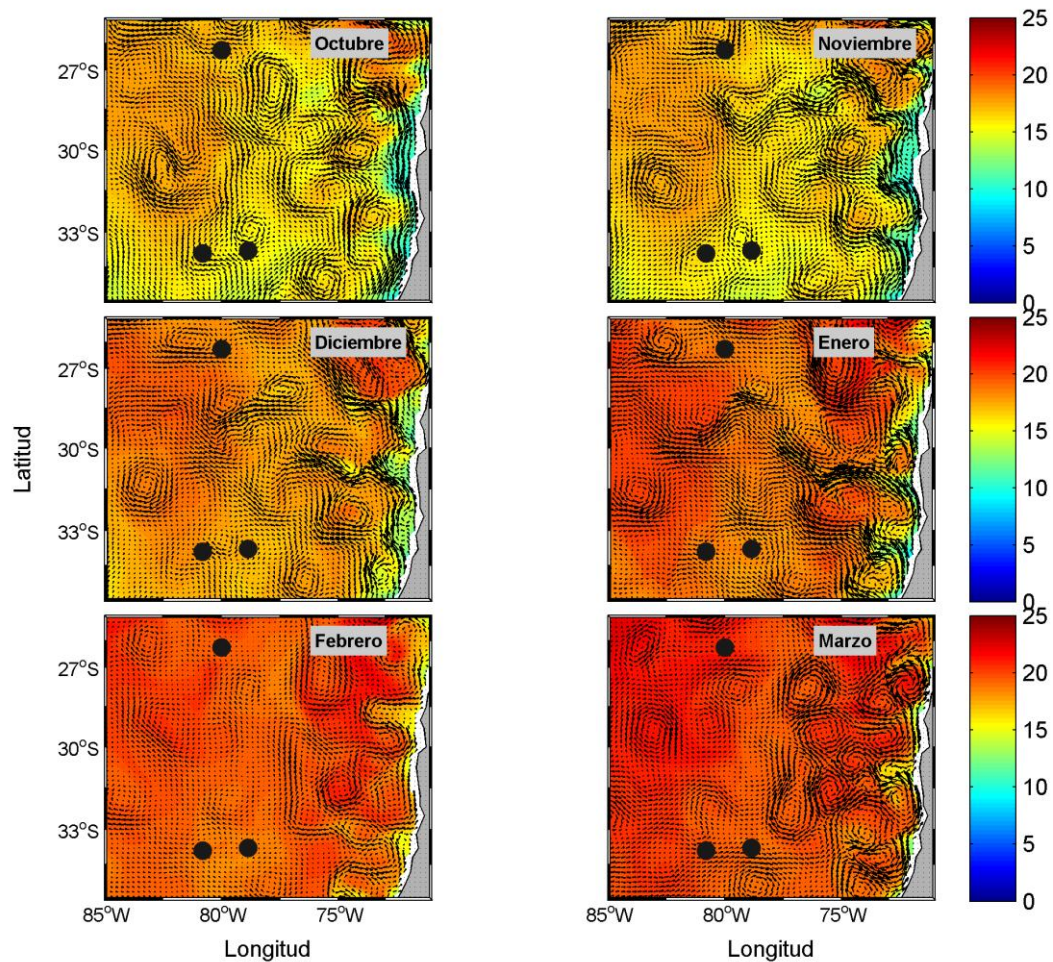


Figura 6. Variabilidad de mesoescala frente a la costa chilena entre las latitudes $35^{\circ}5'S$ y los $25^{\circ}00'S$, desde Octubre de 2004 hasta Marzo de 2005. Los vectores corresponden la velocidad horizontal en la superficie. El fondo de colores corresponde a la temperatura (grados C) en la superficie. Las esferas negras señalan la ubicación de las islas (AS; RC-SC; AID.)

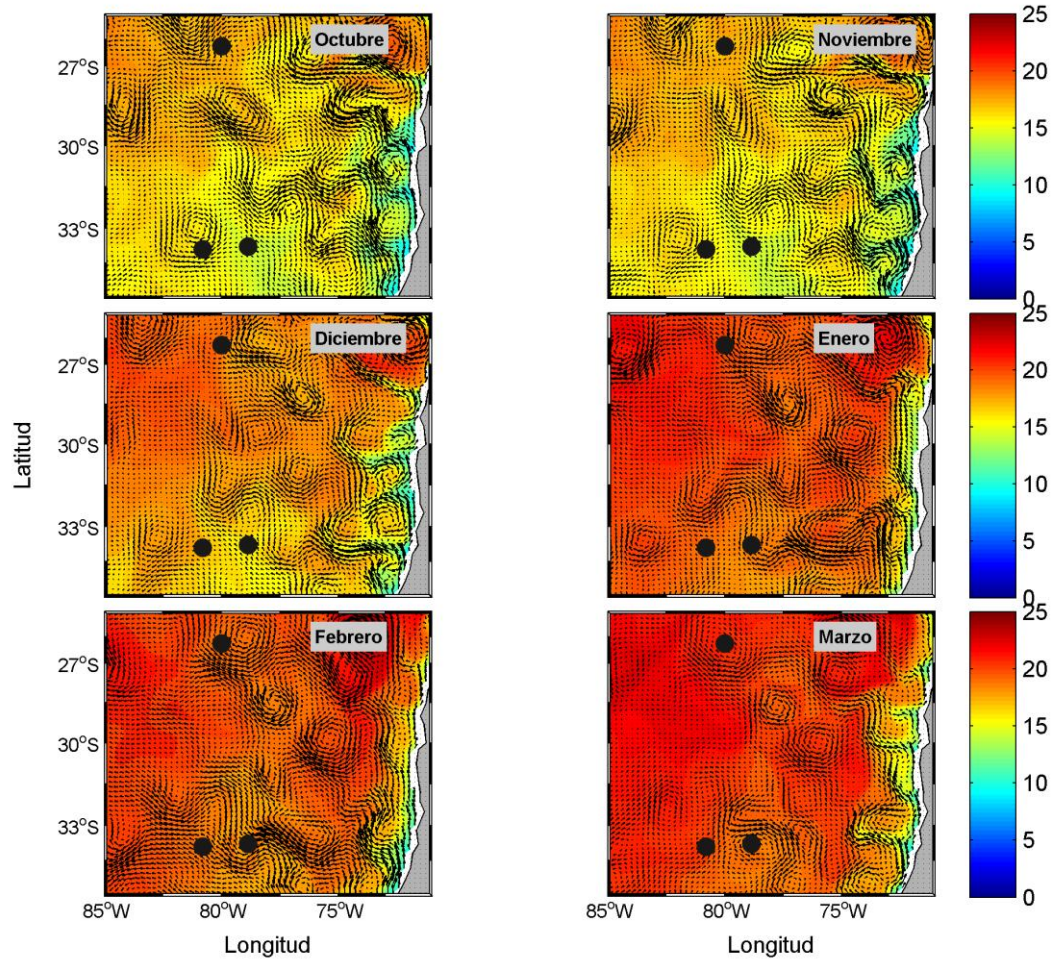


Figura 7. Variabilidad de mesoescala frente a la costa chilena entre las latitudes $35^{\circ}5'S$ y los $25^{\circ}00'S$, desde Octubre de 2005 hasta Marzo de 2006. Los vectores corresponden la velocidad horizontal en la superficie. El fondo de colores corresponde a la temperatura (grados C) en la superficie. Las esferas negras señalan la ubicación de las islas (AS; RC-SC; AID).

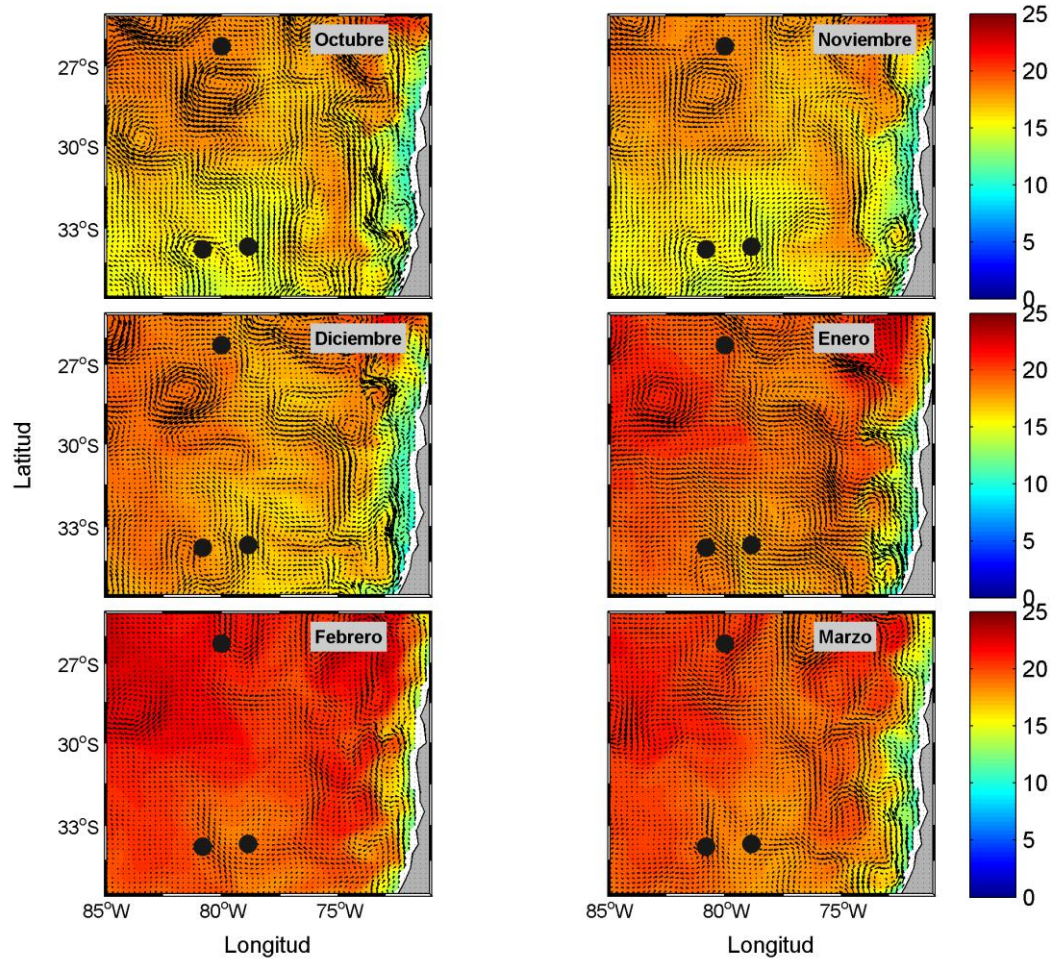


Figura 8. Variabilidad de mesoescala frente a la costa chilena entre las latitudes $35^{\circ}5'S$ y los $25^{\circ}00'S$, desde Octubre de 2006 hasta Marzo de 2007. Los vectores corresponden la velocidad horizontal en la superficie. El fondo de colores corresponde a la temperatura (grados C) en la superficie. Las esferas negras señalan la ubicación de las islas (AS; RC-SC; AID).

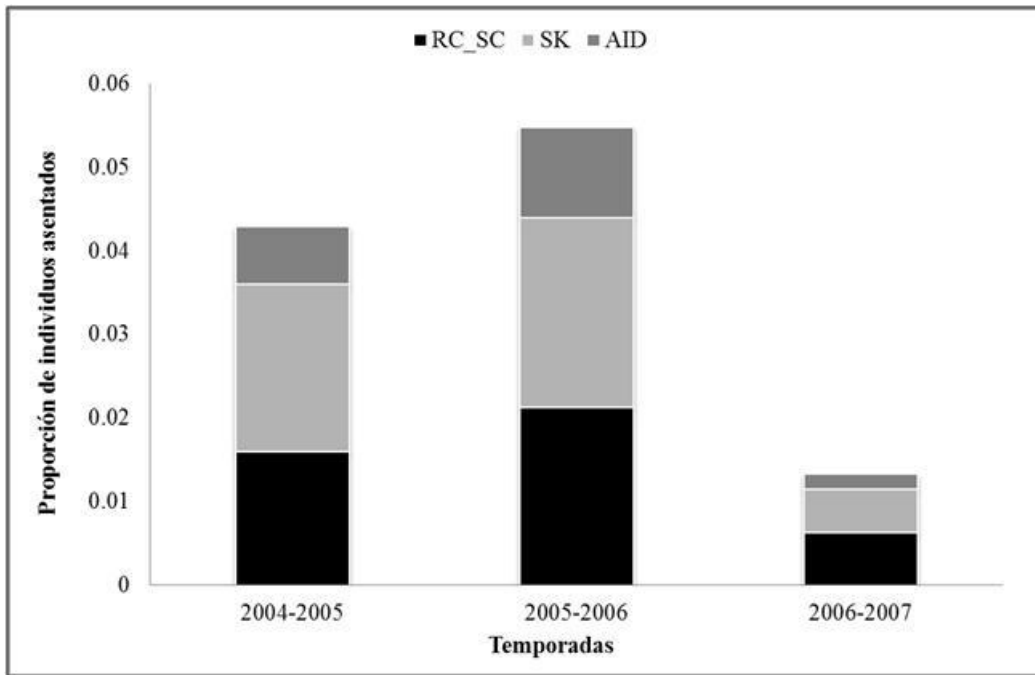


Figura 9. Proporción de partículas asentadas en cada isla por temporada.

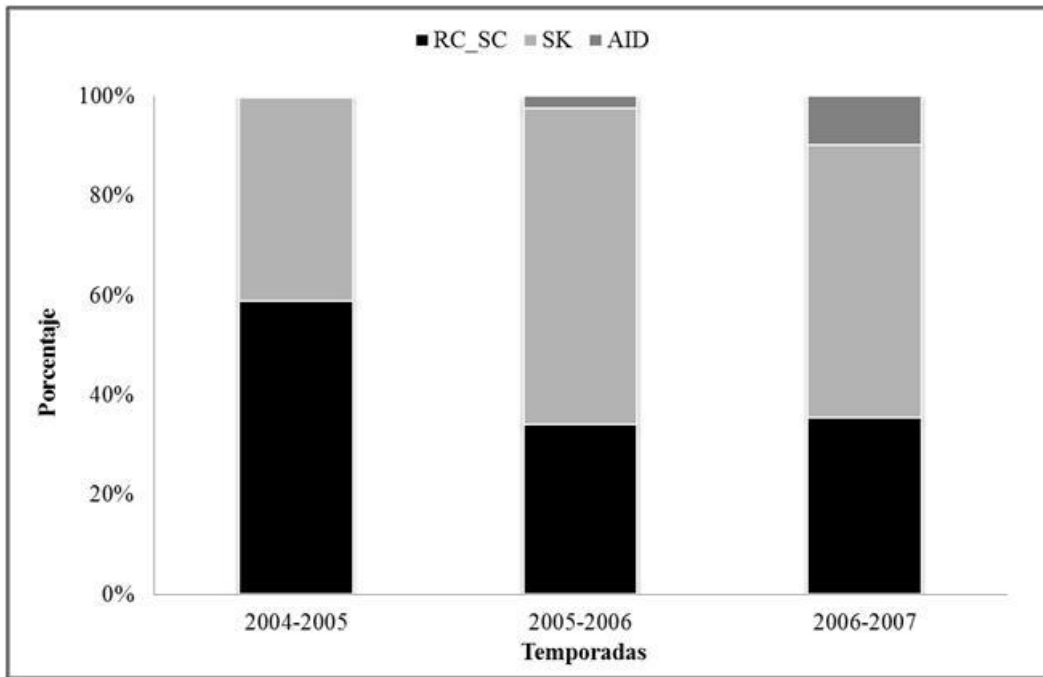


Figura 10. Porcentaje del total de individuos asentados aportado por cada una de las islas.

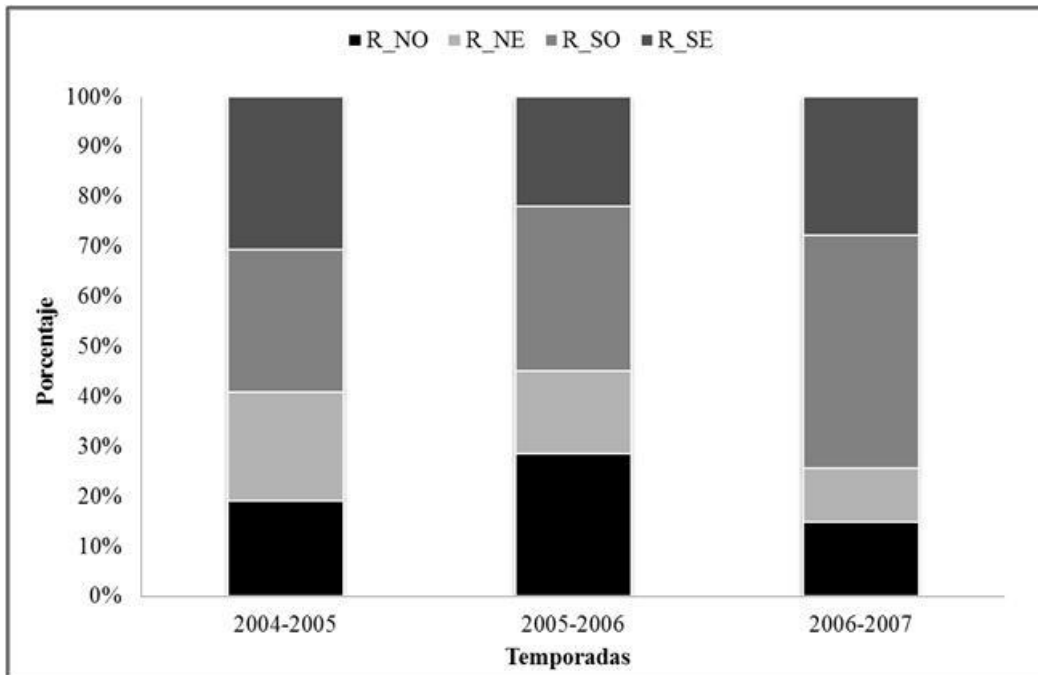


Figura 11. Porcentaje de individuos aportados por cada zona de la isla Robinson Crusoe-Santa Clara al total de individuos asentados en los tres sistemas de islas (RC-SC, AS, AID) y que fueron liberados en RC-SC.

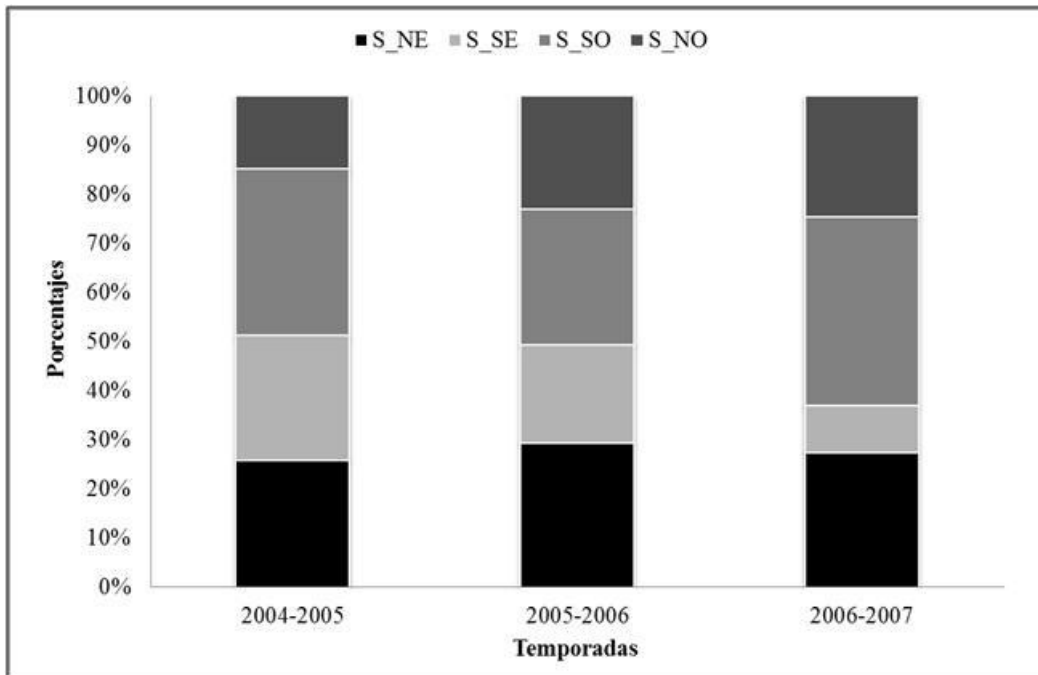


Figura 12. Porcentaje de individuos aportados por cada zona de la isla Alejandro Selkirk al total de individuos asentados en los tres sistemas de islas (RC-SC, AS, AID) y que fueron liberados en AS.

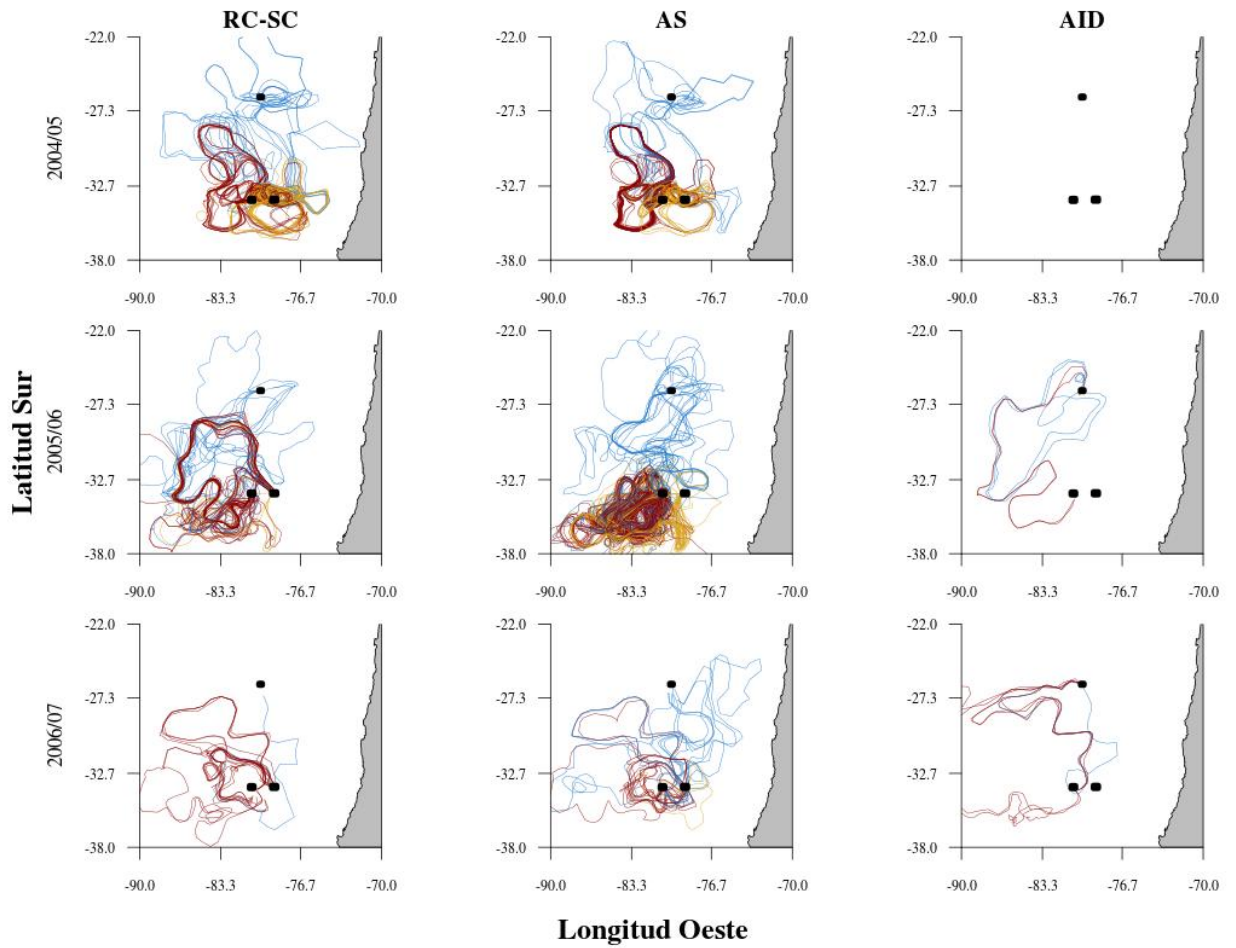


Figura 13. Trayectoria de las partículas asentadas liberadas en el mes de noviembre durante cada temporada simulada (filas) y para cada zona de liberación (columnas). Los colores representan las zonas de asentamiento (Rojo = AS; Amarillo = RC-SC; Azul = AID) la zona de liberación está identificada con un cuadro negro.

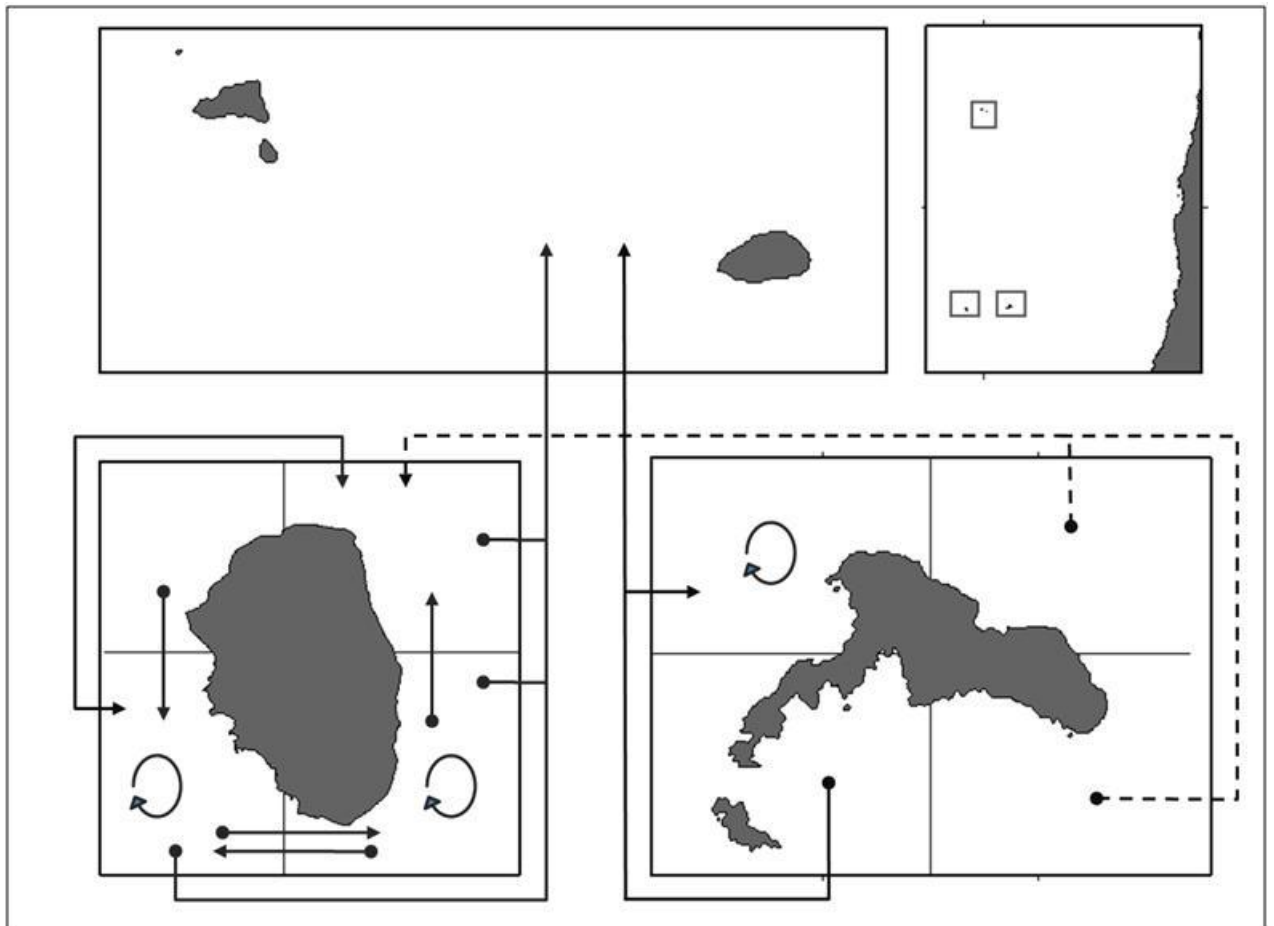


Figura 14. Esquema general de conectividad para las islas del Archipiélago de Juan Fernández y las islas Desventuradas basado en los índices de conectividad-retención significativos ($>0.5\%$). Las líneas segmentadas representan la temporada 2004-2005, las líneas continuas representan la temporada 2005-2006. Las esferas señalan la fuente de las partículas y las flechas el sumidero. La retención zonal fue identificada con una línea curva.

CAPITULO 2: Evaluación de escenarios de manejo basados en áreas marinas protegidas para la pesquería de la langosta de Juan Fernández.

1 RESUMEN

La pesquería de la langosta de Juan Fernández es una de las pesquerías de crustáceos más antigua del país constituyéndose como el principal recurso económico en el Archipiélago de Juan Fernández. Desde mediados del año 1960 hasta el 2000 los desembarques muestran una tendencia negativa, la cual ha sido atribuida en múltiples ocasiones a un efecto de sobrepesca. Producto de esto se han propuesto a lo largo del tiempo variadas medidas de manejo, entre ellas la planteada por Eddy et al. (2010), la cual sugiere la implementación de un área marina protegida (AMP) en la franja costera norte de la isla Robinson Crusoe- Santa Clara (RC-SC). Dada las implicancias sociales y económicas de esta medida de manejo, en este estudio se propone evaluar la efectividad de una AMP utilizando modelos que simulen el ciclo de vida completo de *J. frontalis*. Para evaluar el rendimiento de esta AMP utilizamos un modelo biofísico, para el ciclo de vida pelágico, en conjunto con un modelo estructurado por tallas, para el ciclo de vida bentónico. Los principales resultados de la implementación de AMPs en diferentes zonas indican que no existen diferencias importantes en los estadísticos de desempeño evaluado (captura, talla media, reclutamiento y stock desovante) respecto de un modelo sin AMP. Considerando la pesquería y su recurso, la implementación de un AMP en RC-SC sería poco recomendable principalmente por tres motivos: a) no presenta un efecto importante en las variables de desempeño consideradas en este estudio; b) problemas asociados a la redistribución del esfuerzo de pesca, debido principalmente a un complejo sistema de tenencia de lugares de pesca, ‘marcas’; y c) bajo nivel de apoyo de los usuarios respecto de esta medida lo cual recaería en altos costos de implementación por parte de autoridad pesquera al tratar de implementarla. La implementación de un AMP en RC-SC, debería asociarse a otras medidas de manejo, como por ejemplo la reducción del esfuerzo. Este tipo de medidas acopladas presentan mejores resultados en los indicadores de desempeño, que una medida que sólo contempla la implementación de un AMP. En conclusión una AMP por sí sola no tendría resultados positivos para esta pesquería, pero en cambio podría generar inestabilidad en las reglas internas de manejo, y requeriría de otras medidas de manejo complementarias.

2 ABSTRACT

The lobster fishery in Juan Fernández archipelago is one of the oldest crustacean fisheries in the country and the main economic resource in the Juan Fernández Archipelago. From the mid 1960's to 2000, landings showed a negative trend, which has been attributed to an overfishing effect. Several management strategies have been proposed, including the establishment of a marine protected area (MPA) in the north side of the Robinson Crusoe-Santa Clara (RC-SC) island, proposed by Eddy et al. (2010). Given the social and economic implications of this disruptive management strategy, this study aims to evaluate the effectiveness of an MPA using models that simulate the entire life cycle of *J. frontalis*. A biophysical model for pelagic life cycle, together with a size-structured model for benthic life cycle was used to assess the performance of an MPA. The main results of the MPAs implementation in different areas don't show significant differences with a base case model without MPA for all evaluated factors (catch, average size, recruitment and spawning stock). The implementation of an MPA in RC-SC should not be recommended for three main reasons: a) lack of a significant effect on the performance variables evaluated in this study; b) high difficulty in the redistribution of fishing effort, mainly due to a complex tenure system of fishing spots ('Marcas'); and c) low level of user engagement with the measure which would be on a high level of effort of the fisheries authority in trying to implement it. To implement a MPA in RC-SC, this should be together with other management strategy, such as reducing fishing effort. This coupled strategies has better performance in the all indicators variables that the management strategy that only includes the implementation of an MPA. In conclusion, only the MPA wouldn't have positive results for the fishery and could cause instability in the internal management rules, and requests for its implementation other management rules.

3 INTRODUCCIÓN

La pesquería de la langosta de Juan Fernández es una de las más antiguas del país desarrollándose en forma ininterrumpida por más de un siglo (Ernst et al. 2010; 2011). La operación de la pesquería se divide principalmente en tres subsistemas: a) una flota principal en las islas Robinson Crusoe-Santa Clara (RC-SC); b) otra flota en la isla Alejandro Selkirk (AS), islas que en conjunto conforman el Archipiélago de Juan Fernández (AJF), ubicado a 360 mn de la costa chilena y; c) una tercera flota dependiente de RC-SC que opera esporádicamente en las islas Desventuradas (ID), estas últimas ubicadas a 460 mn al norte de AJF (Fig. 1; Arana 1987; Ernst et al. 2010).

A pesar de la distancia geográfica que separa a éstas subpoblaciones, *J. frontalis* conforma una población panmíctica con un alto flujo génico entre los subsistemas (Porobić et al. 2013). Este alto grado de conectividad poblacional es generado por elevados flujos migratorios durante la fase larval de esta especie, la cual depende de los procesos oceanográficos imperantes (Porobić et al. 2012).

Características de la pesquería de la langosta de Juan Fernández.

La pesquería de la langosta de Juan Fernández es de tipo “S” (Orensanz et al. 2005), caracterizada por varias particularidades que la diferencian del resto de las pesquerías a nivel nacional: i) es altamente lucrativa; ii) presenta una flota compacta y homogénea, con pocas variaciones tanto en el tipo como en el número de embarcaciones; iii) presenta regulaciones formales simples con ausencia de control de salida y bajo control de entrada. El manejo de esta pesquería se basa fundamentalmente en un conjunto de regulaciones formales e informales. Las regulaciones formales son del tipo ‘SSS’ (‘Sex’ ‘Size’ ‘Season’), caracterizadas por regulaciones basadas en el sexo (ie. veda hembras ovígeras), tamaño (talla mínima de captura) y temporada (veda temporal del recurso) (Kruse, 1993; Tabla 1; Fig. 2a). Diferentes regulaciones formales han sido decretadas internamente desde el año 1934 hasta el 2009 variando desde regulaciones a la talla mínima de extracción, vedas biológicas, suspensión de acceso a nuevas embarcaciones, entre otros (ver detalle Tabla 1; Fig. 2a). Por otro lado, las regulaciones informales están relacionadas con la tenencia de lugares geográficos discretos de pesca, localmente llamados ‘MARCAS’ (Ernst et al. 2010). Ambos tipos de regulaciones han contribuido a que la pesca se desarrolle en cada una de estas islas de

forma ordenada y organizada, lo cual ha sido fundamental para el manejo de esta pesquería (Ernst et al. 2010; Ernst et al. 2011; Ernst et al. En revisión).

Propuestas históricas de manejo

Los registros pesqueros de *J. frontalis* muestran cambios significativos en los niveles de captura entre los años 1930 y la actualidad (Fig. 2a). Estas variaciones, en especial la caída en las capturas desde los años 1970's hasta finales de 1990, han sido atribuidas al efecto de la sobrepesca del recurso (Arana et al. 1997; Arana et al. 2006; Eddy et al. 2010). Las conclusiones de estos estudios se han basado en su mayoría en evaluaciones usando modelos que asumen estados de equilibrio para la población/pesquería, las cuales han generado diferentes propuestas de manejo para la pesquería dentro de las que se destacan: i) la reducción del esfuerzo de pesquero (Arana et al 2006b; Eddy et al 2010); ii) la instauración de cuotas de pesca (Larrain & Yáñez 1983; Arana 1983; Yáñez et al 1985; Henríquez et al 1985; Yáñez et al 2000); y iii) la implementación de una área marina protegida (AMP). Esta última propuesta planteada por Eddy et al. (2010) sugiere la instauración de un AMP en la franja costera norte de la isla Robinson Crusoe. Este planteamiento se sustenta en un modelo bioeconómico asociado a los estadios bentónicos adultos de *J. frontalis*, no considerando las interconexiones pelágicas de esta especie dentro y entre los sistemas de islas. Estas ausencias en el modelo serían importantes, en especial si se considera la alta variabilidad espacio temporal en el asentamiento y en la conectividad-retención asociada a factores oceanográficos existentes en y entre los sistemas de islas (Porobić et al. 2012).

El cierre temporal o total de áreas marinas ha sido comúnmente utilizado como una herramienta en el manejo pesquero y la conservación de recursos marinos. En la última década, se han desarrollado numerosos estudios orientados a evaluar la eficacia de esta herramienta en el manejo de las poblaciones marinas explotadas (Batista et al. 2011; Claudet et al. 2010; Goñi et al. 2010; Ojeda-Martínez et al. 2007). De la instauración de un AMP con cierre total a la pesca se espera una amplia gama de efectos positivos, como el aumento de la biomasa, de la abundancia y del tamaño promedio de los individuos (Guidetti et al. 2005, Micheli & Halpern 2005; Claudet et al. 2008, Molloy et al. 2009), lo que generaría un aumento en la exportación de huevos, larvas y adultos por el desbordamiento ('spillover') de

las zonas adyacentes (Goñi et al. 2010; Goñi et al. 2006; Kellner et al. 2007). El desempeño de esta AMP ha sido evaluada para organismos adultos, y no ha incorporado explícitamente la conectividad-retención de estadios tempranos. El considerar los flujos de conectividad o retención de las poblaciones ha sido señalado como un aspecto esencial para establecer o evaluar una herramienta de manejo como las AMP (Botsford et al. 2001; Fogarty & Botsford 2006; Botsford et al. 2004). Especialmente, al momento de definir la escala espacial para el manejo y las sub-áreas que deben ser protegidas del efecto de la pesca (Fogarty & Botsford 2006; Botsford et al. 2004; Botsford et al. 2007).

Propuesta de un área marina protegida en Robinson Crusoe - Santa Clara

Dada las bajas en las capturas registradas entre las décadas de 1970-1990, Eddy et al. (2010) clasifican a este stock como sobreexplotado y proponen la instauración en un AMP en la zona costera de Robinson Crusoe basados en aproximaciones bioeconómicas para su recuperación. Esta propuesta establece el cierre de un 10% a un 30% del área total de pesca de la langosta en la zona noroeste de la isla, donde según los autores, existiría el mayor grado de depleción. Esta propuesta se basa en modelación que considera únicamente la migración en estadios adultos, pero no la conectividad en la fase larval, asumiendo que RC-SC es un sistema cerrado sin aporte de otras islas. Este supuesto se contrapone al conocimiento presentado en trabajos más recientes, en los cuales se ha determinado que las subpoblaciones de langostas se encuentran conformando un metapoblación con un alto flujo migratorio entre sus islas, donde la fase larval pelágica es fundamental en este proceso (Porobić et al. 2012, 2013). Por otra parte, dadas las características de manejo (formal e informal) de la pesquería, la instauración de un AMP consideraría la contracción del área total de pesca lo que generaría probablemente un impacto social negativo, gatillando un ambiente sensible dentro de la comunidad de pescadores. Esto se debe a que la remoción y re-ubicación del esfuerzo de pesca en el sistema RC-SC podría provocar un conflicto en el manejo de la pesquería, debido al impacto sobre el sistema de manejo basado en la tenencia de las 'marcas'. Un estudio adecuado de la eficacia del manejo espacial en el archipiélago requiere de una modelación más detallada, que incorpore procesos tanto bentónicos como pelágicos en la modelación.

Contribución de los estudios bio-oceanográficos

En las últimas décadas, la modelación bio-oceanográfica ha sido utilizada para analizar la conectividad de poblaciones entre regiones alejadas, en especial para los estadios tempranos de recursos marinos. Estos modelos permiten evaluar el nivel de homogeneización de las poblaciones y por lo tanto la estructuración poblacional, incorporando el efecto de factores físicos oceanográficos a los cuales se exponen los organismos (Griffin et al. 2001; Chiswell et al. 2003; Xue et al. 2008; Chassé et al. 2010; Incze et al. 2010). Estos modelos, en el caso de los crustáceos, han sido utilizados para estudiar la conectividad (Butler, 2003; Xue et al. 2008; Chassé et al. 2010; Parada et al. 2010; Porobić et al. 2012) y han permitido establecer los patrones y la dinámica tanto temporal como espacial de las poblaciones. El uso de modelos físico-biológicos acoplados constituye una herramienta útil para abordar de forma robusta los procesos complejos que determinan la conectividad en los estadios tempranos de las poblaciones en el sistema marino (Werner et al. 2007).

Para estadios adultos, en especial en poblaciones bajo explotación, existe una amplia gama de modelos que describen la dinámica de la población adulta (Hilborn & Walters, 1992; Quinn & Deriso, 1999). Para los crustáceos y en especial para poblaciones de langosta se han desarrollado y aplicado variados modelos que están basados en las tallas de los individuos (Punt & Kennedy 1997; Hobday et al. 2005). Estos modelos incluyen explícitamente las tasas de captura y son suficientemente flexibles como para incluir tasas de movimiento, dando cuenta de esta forma del nivel de remoción por efecto de la pesca y del movimiento entre zonas en los estadios adultos.

Enfoque de modelación de un AMP acoplada a modelos biofísicos.

Basados en la atingencia de la implementación de estos dos enfoques modelísticos para la evaluación del desempeño de un AMP, se plantea la configuración de un modelo que combine la oceanografía del sistema con el ciclo de vida de esta especie, integrando ambas fases del desarrollo de *J. frontalis* (pelágico y bentónico). Esta nueva modelación acoplada trata explícitamente ambas fases del ciclo de vida de organismos donde se incluye la conectividad entre zonas alejadas en estadios tempranos y las migraciones en estadios adultos bentónicos. A través de esta aproximación que considera ambas fases del ciclo de vida y trata de dar cuenta de los principales componentes asociados a la demografía de esta especie, se pretende evaluar la eficacia de un AMP para el subsistema Robinson-Santa Clara, en el

archipiélago de Juan Fernández. Entendiéndose por eficacia el aumento significativo de algunas variables de desempeño producto de la instauración de un AMP.

Bajo estos escenarios, considerando explícitamente todo el ciclo de vida de *J. frontalis*, el cual presenta un alto nivel de homogeneidad producto de las altas migraciones entre sus subpoblaciones, se hipotetiza que el establecimiento de un AMP en el sistema las islas RC-SC no generaría diferencias significativas con el manejo actual de la pesquería de *J. frontalis* en el archipiélago Juan Fernández.

4 MATERIALES Y MÉTODOS

Para evaluar la eficacia de incorporar un AMP en RC-SC se utilizaron dos aproximaciones modelísticas acopladas (Fig. 3), que describen las dos fases del ciclo de vida de la langosta: i) la fase pelágica del ciclo de vida de *J. frontalis* fue modelada a través de un modelo biofísico que incorpora los procesos físicos oceanográficos (modelo hidrodinámico) en conjunto con características el ciclo de vida pelágico de *J. frontalis* (modelo biológico basado en el individuo); y ii) La componente bentónica se modeló mediante un modelo de dinámica poblacional basado en tallas, donde se incluyen: movimiento de los individuos, mortalidades y crecimiento (Sullivan et al. 1990). Esta nueva metodología está compuesta de tres etapas (Fig. 3): i) Etapa de estimación y condicionamiento del modelo (ver más adelante); ii) Etapa de simulación, donde se realiza el acoplamiento de los modelos biofísico y el de dinámica poblacional; iii) Etapa de proyección, donde se evalúan los escenarios futuros que se generarían de la implementación de diferentes AMPs en RC-SC.

4.1 Etapa de estimación y condicionamiento

En esta etapa se genera la estimación de parámetros del modelo y el condicionamiento del modelo que corresponde al escalamiento y ajuste del modelo a las diferentes piezas de información que están disponibles para esta pesquería. En el condicionamiento del modelo, se utilizó la información agregada a nivel de archipiélago entre los años 1930 y 2011 (ver 4.1.3).

4.1.2 Modelo bentónico agregado espacialmente

El modelo bentónico de dinámica poblacional de *J. frontalis* está basado en el modelo estructurado por tallas presentado por Sullivan et al. (1990). Este modelo divide los procesos

demográficos en tres partes: (i) reclutamiento, modelado a través de una relación stock-recluta con una componente aleatoria (desviaciones de los reclutamientos); (ii) mortalidad natural y por pesca; y (iii) crecimiento somático, modelado a través de una matriz de transición de crecimiento. Para la estructuración y condicionamiento del modelo se seleccionó un intervalo de talla de 2 mm. La talla mínima del modelo fue de 10 mm, que corresponde a la talla promedio de individuos recién en asentados observaciones registradas en terreno (Billy Ernst com. pers). La talla máxima fue de 214 mm, que corresponde aproximadamente al valor promedio de L_{∞} reportado por Arana & Olate (2000). Dos funciones de selectividad fueron consideradas en este modelo: una que explica del reclutamiento a la pesquería (logística), y otra que da cuenta de la talla mínima comercial ('filo de cuchillo' centrada en 115 mm de longitud cefalotorácica (L_c)). Los valores de los parámetros utilizados en el condicionamiento del modelo se reportan en la Tabla 2. Los modelos talla estructurados son apropiados para modelar la dinámica de poblaciones de crustáceos, dada la inviabilidad de observar en ellos directamente las edades. Por otro lado, la existencia de información de captura estructurada por tallas y los conocimientos biológicos sobre este recurso justifican la implementación del modelo estadístico estructurado por tallas para el análisis (detalles del modelo en el apéndice 1).

4.1.3 Ajuste y estimación.

Las piezas de información consideradas en esta etapa fueron: a) serie de capturas en toneladas desde 1930 hasta 2011 (Fig. 2a); b) índice de CPUE reportado como captura legal por trampa (Fig. 2b); c) distribución de talla de las capturas totales, langostas legales y sublegales, para los años que se cuenta con esta información 1985, 1996, 2005, 2008 y 2011 (Fig. 4). En la fase de ajuste del modelo también se realizó la estimación de los siguientes parámetros: a) reclutamiento virginal (R_0); b) desviaciones de los reclutamientos desde el año 1917 hasta el año 2011; y c) cuatro parámetros de mortalidad por pesca, los cuales están asociados a cambios en el esfuerzo: F_h , mortalidad por pesca asociada a los primeros años simulados (1917-1929); F_c , mortalidad por pesca asociada a los primeros registros de captura (1930- 1979); F_t , mortalidad por pesca asociada al cambio en el tipo de trampa utilizada (1980-1999); y F_{ch} , asociada a la implementación del chigre (huinche a motor para levantar trampas) dentro de la flota (2000-2011; Fig. 2a).

4.2 Etapa de simulación

La etapa de simulación se divide en tres partes: i) Desagregación espacial del modelo bentónico entre los años 1930-2011, consiste en la división del modelo general en 8 subpoblaciones dentro de AJF, asociadas a las AMP propuestas (Fig. 1); ii) incorporación del modelo biofísico, específicamente las matrices de conectividad resultantes de la modelación; y iii) acoplamiento de ambos modelos, del modelo de dinámica poblacional que describe la fase bentónica y del modelo biofísico para la fase pelágica del ciclo de vida de *J. frontalis*.

4.2.1 Modelo bentónico desagregado.

El modelo bentónico agregado fue dividido en 8 subpoblaciones, 4 para cada sistema de islas (Fig. 1). Esta división supone interacción entre las subpoblaciones dentro de cada sistema a través de la migración de los individuos en estado bentónico mediante una tasa de migración. Esta tasa de migración (proporción de individuos que migran del total a una determinada talla) es dependiente de la talla de los individuos presentando valores de: a) 0.3 para el estadio de puerulus considerado entre 10 mm y 64 mm de longitud cefalotoraxica (Lc); b) 0.6 para el estadio post-puerulus y juvenil considerado entre los 66 mm a 80 mm de Lc; y c) una tasa de 1 entre los 82 mm y 214 mm de Lc, considerado el estadio juvenil-adulto. Para la migración también se incluye la probabilidad de pasar a una zona contigua (0.1) o una zona más alejada (0.05), esto producto de la menor movilidad de las langostas hacia zonas más alejadas (Ernst et al. 2010).

Para obtener la mortalidad por pesca por zona se multiplicó la mortalidad por pesca obtenida para todo el archipiélago por la proporción del esfuerzo entendido como el número de trampas caladas por zona (Tabla 3). Para el reclutamiento virginal, este se dividió en partes iguales entre las 8 zonas, quedando cada zona con 1/8 de R_0 . Con esto se asume que todas las poblaciones en 1917 contaban con la misma abundancia virginal.

4.2.2 Modelo biofísico

La implementación de un modelo biofísico comprendió el acoplamiento de un modelo hidrodinámico y un modelo basado en los individuos (IBM) lo que se describe a continuación:

4.2.2.1 Modelo hidrodinámico

El modelo hidrodinámico tridimensional OFES (Ocean Model for the Earth Simulator; más detalles ver: Masumoto et al. 2004; Sasai et al. 2006; Sasaki et al. 2006; Sasai et al. 2007) fue utilizado para describir la dinámica de la circulación entre las islas del archipiélagos de Juan Fernández. El dominio de las salidas hidrodinámicas, provenientes del modelo OFES, utilizadas para este trabajo va desde 4°53'51"N hasta 49°56'2" S y desde 70°6'55" W hasta 99°53'4" W. Las salidas del modelo corresponden a los años 2004 a 2007, con una resolución temporal de 3 (días promedios diarios). La validación de las salidas del modelo fue abordada a través de la comparación del modelo hidrodinámico de la región del Pacífico Sur Oriental con datos *in situ* (Combes et al. In press). Paralelamente, la validación de las salidas del modelo hidrodinámico en escala local fue realizada en el marco del proyecto Conicyt N° 78090007. El modelo reproduce las principales características físicas del sistema, incorporando señales hidrodinámicas ecuatoriales y el flujo hacia el polo. Este modelo permite entender los patrones de circulación dentro y entre las islas del archipiélagos de Juan Fernández y las islas Desventuradas.

4.2.2.2 Modelo basado en el individuo (IBM):

La información y análisis de este modelo proviene del trabajo realizado por Porobić et al. (2012), donde se implementó un IBM para los estadios tempranos de *J. frontalis*, utilizando la herramienta de simulación Ichthyop desarrollada originalmente por el Institute de Recherche pour le Développement (IRD; Lett et al. 2008) y adaptada para la zona de estudio. El modelo IBM cuenta con 2 sub-modelos: i) un sub-modelo de movimiento, que simula la posición de las partículas en la columna en cada paso de tiempo; y ii) un sub-modelo de liberación, en el cual se configuran los patrones espaciales y temporales de liberación larval. La información necesaria para la implementación de estas variables se obtuvo a través de la información biológico-pesquera recolectada durante las temporadas 2004-2005 2005-2006 y 2006-2007 para RC-SC y 2008-2009 para AS (más detalles en Porobić et al. 2012).

El IBM desarrollado para *J. frontalis* fue acoplado al modelo OFES implementado para la zona de estudio, modelo que fue corrido para las temporadas donde se disponía de información biológica. Del modelo acoplado se extraen dos estadísticos, que en conjunto dan cuenta del nivel de asentamiento: i) el índice de conectividad, corresponde a la proporción de partículas liberadas en la columna de agua, que son transportadas entre diferentes zonas o a

otro grupo de islas durante el tiempo de la simulación y que permanecen allí hasta que empieza su período de asentamiento y ii) el índice de retención, que corresponde a la proporción de partículas que son liberadas en la columna de agua y que retornan o se mantienen en el mismo sistema o zona que fueron liberadas hasta el período de asentamiento.

4.2.2.3 Matriz de conectividad:

De la implementación del modelo biofísico se obtuvieron tres matrices de conectividad entre las diferentes zonas (una por temporada). La variabilidad interanual fue integrada en una matriz promedio, que da cuenta del grado de conectividad y retención dentro y entre las islas del archipiélago de Juan Fernández.

4.2.3 Acoplamiento del modelo hidrodinámico y biológico.

En esta fase se establece cómo los procesos pre-asentamiento afectan los procesos post-asentamiento larval. Si se considera que los organismos asentados en una zona corresponden al total de organismos retenidos más aquellos que se conectan con esta zona y que son generados en otras zonas, el acoplamiento se debe realizar necesariamente en la etapa de asentamiento (Fig. 3). De esta forma el acoplamiento entre el modelo biofísico, que describe la fase pelágica, y el modelo estructurado por talla, que describe la dinámica de la fase bentónica, se realiza a través de la matriz promedio de conectividad y el reclutamiento biológico (ecuación 2.1).

$$A_{t,z} = R_{t,z}r_z + \sum_{i=1}^n R_{t,i}C_{i,z} \quad (2.1)$$

Dónde, $A_{t,z}$ corresponde al total de individuos asentados en la zona z al tiempo t , $R_{t,z}$ el total de individuos reclutados biológicamente en la zona z al tiempo t , r_z corresponde a la proporción de individuos retenidos en la zona z , $R_{t,i}$ corresponde a los individuos reclutados biológicamente en la zona i al tiempo t y $C_{i,z}$ corresponde a la tasa de individuos conectados con la zona z generados en la zona i .

4.3 Etapa de proyección y experimentos

Posterior a la fase de estimación y simulación (Fig. 3) se realizó la proyección de los siguientes indicadores de interés: capturas; talla media de las capturas; stock desovante; y

reclutamiento hasta el año 2050 para compararlos con algunas proyecciones realizadas por Eddy et al. 2010.

4.3.1 Proyecciones

Para las proyecciones se utilizaron las siguientes configuraciones del modelo: i) Mortalidad por pesca constante. La mortalidad por pesca se mantuvo constante desde el año 2012 hasta el año 2050; ii) Relación stock-recluta determinista. Para la proyección del reclutamiento se utilizó la relación stock-recluta de forma determinista. Para incluir el error de proceso en las proyecciones se realizó una expansión de la serie de desviaciones calculadas para el reclutamiento mediante: (1) ruido blanco (Rb); y una (2) serie auto-correlacionada (Ac; ecuación 2.2); y iii) Matriz de conectividad constante. Se utilizó la misma matriz de conectividad pelágica generada por el modelo biofísico (Fig. 5).

$$Z_t = \phi Z_{t-1} + \varepsilon_t; \quad \varepsilon_t \sim N(1 - \sigma_e^2) \quad (2.2)$$

Dónde: Z_t corresponde a la autocorrelación residual, ϕ es el lag del coeficiente de autocorrelación, ε_t es el error de autocorrelación, y σ_e^2 varianza del error de autocorrelación. La varianza del error de autocorrelación (σ_e^2) está relacionada con la varianza del error de la relación stock-recluta (σ_z^2) con el lag del coeficiente de autocorrelación:

$$\sigma_e^2 = \sigma_z^2(1 - \phi^2)$$

Para el desarrollo de esta función se utilizó un $\sigma_z^2 = 0.1$ y un ϕ de 0.95

4.3.2 Experimentos

4.3.2.1 Desempeño de las AMPs

Para cada una de las proyecciones de reclutamiento se evaluó el efecto del cierre individual de cada una de las zonas propuestas como AMP alrededor del sistema RC-SC (Fig. 1). El esfuerzo removido de la AMP fue redistribuido en cantidades iguales entre las otras tres zonas restantes en RC-SC. Se realizaron un total de 5 experimentos para cada una de las diferentes proyecciones, 4 con AMP y un modelo base (Mb) que no considera la implementación de un AMP, generando un total de 24 experimentos (Tabla 4). Para evaluar la incerteza de las proyecciones se realizó un total de 500 réplicas para cada una de las series que incluía una componente aleatoria en el reclutamiento.

Los estadísticos de desempeño utilizados en RC-SC para evaluar cada una de las AMP propuestas fueron: i) Stock desovante; ii) Captura total; iii) Talla media de la fracción

vulnerable; y iv) Reclutamiento. La evaluación del desempeño de cada de una de las AMP se realizó evaluando la diferencia entre la AMP propuesta y el modelo base (captura, talla media) o el logaritmo natural de la proporción entre el AMP propuesta y el Mb (reclutamiento, stock desovante).

4.3.2.2 Otros escenarios y medidas de manejo

4.3.2.2.1 Efecto de la conectividad

En conjunto con la evaluación del desempeño de las AMPs en RC-SC se realizaron otros experimentos destinados a evaluar el efecto que tendrían las tasas de migración pelágica y las tasas de desplazamiento bentónico sobre las diferentes AMP propuestas. Para evaluar el efecto de conectividad pelágica entre diferentes zonas se realizó un experimento en el cual se consideró solo la retención, no existiendo conectividad con ninguna otra zona. Para la evaluación del efecto de las tasas de migración béntica, se consideró que los individuos que se asentaban en una zona, permanecían siempre en ella hasta que fueron removidos por pesca o mortalidad natural.

4.2.2.2 Otras medidas de Manejo

En conjunto con la evaluación de las diferentes propuestas de AMP se realizaron otros escenarios en los cuales se consideraban los siguientes escenarios de manejo: (a) remoción del esfuerzo de pesca de una zona: este escenario es bastante similar al de las AMP tradicionales, pero no contempla la redistribución del esfuerzo removido de la MPA en las otras áreas (Exp16; 17;18;19;20; tabla 4); (b) reducción del esfuerzo: se evaluó el efecto de remover una porción del esfuerzo total de RC-SC, tal como fue planteado por algunos autores como medida de manejo, este escenario contemplo la remoción de un 10%, 20%, 40% y un 60% (Exp21; 22;23;24; Tabla 4).

5 RESULTADOS

5.1 Conectividad

Los valores de conectividad entregados por el modelo biofísico fluctuarían entre 0 y 0.92% durante las tres temporadas, con valores en promedio más bajos para la temporada 2006-2007 y más altos para la temporada 2005-2006 (Fig. 5). La matriz promedio resultante de la integración de las matrices por temporada (Fig. 5) presenta valores de conectividad que fluctúan entre los 0.022% y los 0.417% (Tabla 5). Cuando se observan las proporciones totales de individuos asentados por zona sobre el total de individuos liberados por zona y que se asientan, descontando los generados y conectados con ID, se aprecia que zonas como la noroeste de RC-SC, el 70% de sus individuos liberados y asentados se mantienen en RC-SC. En contraste con esto en la zona sureste de RC-SC el 42% del total de individuos liberados y asentados se conecta con AS. En cambio, la zona noreste de AS es la zona que más aporta a RC-SC con un 42% de larvas liberadas en AS y asentadas (Tabla 6). En resumen del total de individuos liberados en RC-SC y asentados, un 62% es retenido en el sistema y un 37% se conecta con AS. En cambio los individuos liberados en AS y que se asientan solo el 36% se conecta con RC-SC y aproximadamente el 62% se retiene en AS (Tabla 6).

Para cada una de las fases planteadas dentro del modelo acoplado (Fig. 3) se obtuvo diferentes productos, los cuales son utilizados para alimentar la fase siguiente. Esta modelación se compone por 3 fases: i) fase de estimación; ii) fase de simulación; fase de proyección. Los resultados obtenidos en cada fase se detallan a continuación.

5.2 Fase estimación y simulación

Los parámetros estimados para el condicionamiento inicial del modelo entregaron los siguientes valores: R_0 arrojó un valor estimado de 1.26×10^9 individuos; las mortalidades por pesca estimadas entregaron los valores de: $F_h=0.39y^{-1}$; $F_c=0.63y^{-1}$; $F_t=0.67y^{-1}$; y $F_{ch}=0.54y^{-1}$ (Tabla 2) para todo el archipiélago en conjunto. Para las estimaciones de la desviación del reclutamiento se obtuvo variaciones de alta frecuencia asociados a variaciones anuales y una marcada variación de baja frecuencia (Fig. 6). Por otro lado, R_0 se dividió en 8, un $1/8$ para cada población, asumiendo que todas las zonas empezaban con la misma abundancia inicial en el año 1917, con lo cual se obtiene un valor de R_0 de 1.57×10^8 para cada una de las zonas.

5.3 Fase proyección

5.3.1 AMPs

5.3.1.1 Capturas

La evaluación de las estrategias de manejo: AMP-1; AMP-2; AMP-3, proyectadas en el escenario que no utiliza desviación de los reclutamientos, entrega para cada uno de los estadísticos evaluados (captura, talla media de la fracción vulnerable, reclutamiento, stock desovante), las mismas tendencias y comportamiento de las proyecciones con una leve variación en las escalas (Fig. 7). Esto también es evidenciado para los mismos experimentos que fueron evaluados usando otros escenarios que utilizan error de proceso para la desviación del reclutamiento: ruido blanco (Fig. 8); y el modelo con autocorrelación (Fig. 9). Los únicos experimentos que en todos los escenarios de proyección muestran una marcada diferencia, en cada uno de los estadísticos de desempeño, son los escenarios Exp4, Exp9 y Exp14 los que consideran como área marina protegida la zona suroeste de RC-SC (Tabla 4; Fig. 7; 8; 9). Las diferencias en las capturas reportadas entre el modelo base (MB) y las diferentes AMP planteadas muestran una marcada alza en los primeros años, común para los diferentes escenarios utilizados (Fig. 7; 8; 9). Posterior a este aumento en las capturas se observa una disminución y una estabilización en valores cercanos a las 15 ton. de diferencia con el Mb y con valores levemente más altos para los experimentos Exp4, Exp9 y Exp14, salvo en los primeros años donde es notoriamente mayor (Fig. 7).

5.3.1.2 Talla media de la fracción vulnerable

Las diferencias entre la talla media del MB y los escenarios, con reclutamiento determinístico al igual que consideran desviaciones de los reclutamientos (Rb; Ac), muestran tendencias similares entre ellas, para cada experimento. Las diferencias con respecto al modelo base para las estrategias de manejo MPA-1 MPA-2 y MPA-3 fluctúan para todas los escenarios entre 0 mm y 3 mm (Fig. 7; 8; 9). En el caso de la estrategia AMP-4 en todos los escenarios presenta valores menores que el MB en los primeros 15 años, posteriormente remonta a diferencias positivas, para quedar en equilibrio en valores de diferencias cercanos a cero (Fig. 7; 8; 9), respuesta que se repite en el Exp4, Exp9 y el Exp14.

5.3.1.3 Reclutamiento

Las diferencias en los reclutamientos para las estrategias de manejo AMP-1, AMP-2 y AMP-3 presentan tendencias similares en los tres diferentes escenarios realizados (Fig. 7; 8; 9), con un incremento constante desde el año 2015 hasta un máximo cercano al año 2025. Posterior a este aumento el escenario proyectado sin desviación del reclutamiento presenta valores de estabilización cercanos a 0.015. Por otro lado, el escenario proyectado con Rb presenta una leve disminución alcanzando valores de diferencia de 0.007-0.01 con un menor rango de variación en comparación con el escenario con Ac. Por su parte, el escenario con Ac presenta una variación similar a los otros escenarios, el cual se estabiliza en valores cercanos (0.01-0.02) con un amplio rango para los cuartiles. El reclutamiento asociado a la estrategia de manejo AMP-4 presenta en todos los escenarios una disminución con respecto al MB que alcanza valores cercanos a -0.007, posterior a esto se observa un aumento para quedar finalmente estabilizado en valores cercanos a 0.

5.3.1.4 Stock desovante

La variable respuesta asociada al stock desovante para todas las estrategias de manejo en los 3 escenarios presenta las mismas tendencias que el reclutamiento. Las dos diferencias principales presentadas por el stock desovante respecto del reclutamiento son: a) La magnitud de las diferencias, los valores máximos encontrados entre los diferentes escenarios llegan a valores cercanos 0.2 en los primeros años para las tres primeras AMP (MPA-1; MPA-2; MPA-3) y el menor valor de diferencia llega a valores cercanos a -0.02 para el AMP-4 en todos los escenarios; y b) existe un desfase de 2 a 3 años entre estos procesos, viéndose primero en el stock desovante y reflejado posteriormente en el reclutamiento 2 a 3 años más tarde.

Se puede establecer que, independiente de los diferentes escenarios utilizados para las proyecciones, los resultados son similares. También se puede determinar que entre las diferentes AMP's propuestas para RC-SC las tres primeras zonas (noreste sureste y noroeste) son bastante similares, siendo la AMP-4 la que muestra las mayores diferencias en comparación con las otras tres AMP.

5.4 Otros escenarios y estrategias de manejo

5.4.1 Efectos matrices de conectividad

5.4.1.1 Conectividad pelágica

La evaluación el efecto que tendría la remoción de la matriz de conectividad pelágica considerando la implementación de un AMP (Fig. 10), presenta resultados similares a los entregados por el modelo que considera la matriz de conectividad (Fig. 7). Ambos resultados presentan las mismas tendencias y las diferencias en las magnitudes son leves, siendo poco significativas si se comparan con la variación entre el modelo base y el modelo con un AMP.

5.4.1.2 Conectividad Bentónica

Al evaluar el efecto que tiene la conectividad bentónica sobre el desempeño de la estrategia de manejo (Fig. 11) se aprecia en las capturas un alza inicial una posterior estabilización en valores de cercanos a cero. El alza inicial se hace más notoria en la AMP-4, debido principalmente al nivel de esfuerzo pesquero en la zona. En el caso de las proyecciones de la talla media de la fracción vulnerable presenta un aumento desde al año 2022 llegando a valores cercanos a los 3 mm para el caso de la AMP-2 y más bajos llegando a 2mm para el AMP-4. Posterior a esta alza se produce una disminución constante llegando a valores cercanos a los 2 mm de diferencia con el MB. En el caso del reclutamiento todas las AMP proyectadas presentan en equilibrio un alza entre 2 y 4 % con respecto al MB. Para el stock desovante se observa un máximo que se alcanza aproximadamente en el año 2025 valores cercanos al 50% de diferencia con el MB. Posteriormente este disminuye alcanzando valores cercanos al 30%.

5.4.2 Otras estrategias de manejo

En el caso de la evaluación de las estrategias con AMP que contemplan la eliminación del esfuerzo por zona, se observan diferencias positivas en los estadísticos: talla media; reclutamiento; stock desovante, en comparación con el modelo base (Fig. 12). En el caso de las capturas se observa una baja importante en los primeros años para después en equilibrio estabilizarse en valores cercano a -10 toneladas. Para las tallas medias de la fracción vulnerable en equilibrio se aprecian valores más altos para la AMP-4 con 4 mm de diferencia

y valores más bajos para la AMP-1 llegando a 1 mm. El reclutamiento muestra un aumento entre un 1 y un 8%. Para el stock desovante este aumento en equilibrio va desde aproximadamente un 10% (AMP-1) hasta un 30% (AMP-4).

La estrategia de manejo que considera la remoción de un porcentaje del total de esfuerzo de RC-SC muestra un comportamiento similar al presentado por la instauración de una medida de manejo que incluye una AMP sin la reubicación del esfuerzo (Fig. 12; 13). La aplicación de esta medida de manejo muestra un efecto en las capturas en los primeros años llegando a valores cercanos 80 toneladas por debajo del MB cuando se remueve un 60% del esfuerzo (Fig. 13). Posterior a esta notoria baja, en equilibrio se observan valores de captura levemente inferiores al MB llegando a 5 ton. aproximadamente. Para los otros estadísticos (talla media, stock desovante, reclutamiento) las diferencias son positivas y muestran una variación en escala que está relacionada principalmente con el nivel de esfuerzo que es removido. De esta forma, en equilibrio para la talla media de la fracción vulnerable con una remoción del 60% del esfuerzo se aprecia un aumento aproximado de 5 mm con respecto al modelo base y de 1 mm si se remueve un 10%. Para el reclutamiento en equilibrio el máximo aumento llega aproximadamente a 7% con respecto al MB si se remueve un 60% del esfuerzo y a un 1% aproximadamente si se remueve un 10%. En el caso del stock desovante si se remueve un 60% del esfuerzo se observa en equilibrio un aumento del 30% aproximadamente y de un 5% en el caso donde se remueve un 10% del esfuerzo total del sistema.

6 CONCLUSION Y DISCUSION

6.1 Conectividad

Los niveles de conectividad-retención entre las islas del AJF muestran una marcada variación interanual, generando cambios en los niveles de asentamiento, dependientes de factores ambientales y factores biológicos relacionados con la reproducción de esta especie (Porobić et al. 2012). Esta alta variación interanual en los niveles de asentamiento tendría un marcado efecto en los niveles productivos de la pesquería, debido a que el reclutamiento pesquero estaría fuertemente influenciado por la sobrevivencia en estos estadíos de desarrollo (Phillips et al. 2000; Gardner et al. 2001; Melville-Smith et al. 2001; Booth & McKenzie 2009). A pesar de la alta variación interanual de los índices de conectividad entre las islas, los

flujos genéticos y el número de individuos que migran es suficiente para mantener altamente homogeneizado genéticamente el AJF (Porobić et al. 2013).

El principal problema de la utilización de una matriz promedio de conectividad en el acoplamiento del modelo bentónico y pelágico radica en que no incorpora la variabilidad interanual de los índices de conectividad observados. En este modelo acoplado (Fig. 3) la desviación de los reclutamientos da cuenta de estos altos niveles de variación en las abundancias al asentamiento biológico, sin embargo, no da cuenta de la conectividad entre cada área. El problema principal de esta metodología es que el reclutamiento no está relacionado directamente con alguna variable física de forma explícita, si no que más bien a un proceso de ajuste a los datos observados en la pesquería. Para evitar la desvinculación entre la variación del reclutamiento y los niveles de asentamiento en AJF se pueden utilizar las siguientes aproximaciones: a) utilizar un indicador ambiental que pueda relacionarse con los cambios en el reclutamiento y que presente una escala temporal adecuada (i.e. temperatura superficial del mar, TSM); b) Generar una matriz de conectividad para cada temporada simulada, esta aproximación es más precisa ya que entregaría la variación a nivel de zona y no a nivel poblacional.

6.2 AMP's

6.2.1 Desempeño del modelo

Los escenarios simulados con diferentes proyecciones de reclutamiento muestran en promedio las mismas tendencias y variaciones. Dado que la media de las desviaciones está cercana a cero, el reclutamiento en promedio se comporta como el modelo determinista (Fig. 5). La baja variación presentada en los primeros años de las proyecciones con desviaciones en los reclutamientos, se debe a la tasa de crecimiento somático en conjunto con las variables de desempeño. Es decir, considerar las variables de desempeño captura y la talla media de la fracción vulnerable, los cambios ocurren aproximadamente 11 años después del reclutamiento biológico, tiempo que se demora en entrar a la pesquería un individuo desde su reclutamiento biológico dada la tasa de crecimiento que presenta (Fig. 7; 8; 9). Respecto del stock desovante y del reclutamiento, este cambio se aprecia antes, ya que está relacionado con talla de primera madurez la cual se alcanzaría algunos años antes que la talla mínima legal (Ernst et al. 2011). En todos los estadísticos y escenarios se observa entre los años 2015-2022 un máximo que está relacionado con un importante incremento en los reclutamientos desde el año 2000 hasta

el 2004. Este máximo es evidenciado en primer lugar por las capturas, posteriormente este aumento se refleja en la talla media de las capturas, con un desfase cercano a 7 años, producto del enmascaramiento producido por la redistribución del esfuerzo. Posteriormente se evidencia el aumento en el stock desovante y por último en el reclutamiento. Otra de las características que presenta el modelo es la alta tasa de mortalidad natural de 0.18 y^{-1} (Díaz & Arana 1985). El alto valor de este parámetro potencialmente actuaría como barrera limitando la sobrevivencia hacia tallas mayores. Esto podría generar que a pesar de una alta reducción del esfuerzo el efecto sobre las abundancias hacia tallas mayores no sea importante.

6.2.2 Matrices de Conectividad

Al observar el escenario bajo el cual se proyectaron las AMPs considerando sólo la retención larval (Fig. 10) se aprecian variaciones menores al compararlo con el escenario que incluye la matriz de conectividad entre las diferentes zonas (Fig. 9). Ambos escenarios presentan las mismas tendencias y escalas absolutas de variación con respecto al MB. Si se considera que la matriz de conectividad es un reflejo de los procesos físicos y biológicos que afectan a la fase pelágica de la especie (Porobić et al. 2012), la utilización de una matriz promedio podría ser la causa de que no se observe un impacto en este tipo de análisis. Esto se debe a que el efecto de la variabilidad del ambiente estaría siendo proporcionado por las variaciones del reclutamiento (desviaciones del reclutamiento) y no por la matriz en sí misma. Esto es de vital importancia si se considera que en la temporada 2005-2006 presenta un 3,3% de conectividad y en la temporada 2006-2007 tan sólo un 0.49% del total de individuos generados.

El escenario sin la conectividad en la fase bentónica (Fig. 11) muestra una importante diferencia respecto del modelo con conectividad en esta fase (Fig. 11). Las diferencias entre ambos escenarios se asocian a los valores absolutos, diferencias más notorias en los reclutamientos y en el stock desovante. Otra diferencia se relaciona con el tiempo que demoran los estadísticos en alcanzar un estado de equilibrio, el cual es solo alcanzado por las capturas. Estos efectos se deben principalmente a que no existe desbordamiento ('spillover') en la población y que cada zona actúa como un sistema cerrado a la conectividad bentónica. Lo que genera que no exista una exportación importante de adultos desde la zona protegida hacia zonas adyacentes impidiendo una homogeneización de la población. Estos resultados nos sugieren que la conectividad bentónica está jugando un rol importante en la dinámica local

de la población, producto de la exportación de individuos adultos hacia otras zonas, generando un mejor desempeño de las AMP (Goñi et al. 2010; Goñi et al. 2006; Kellner et al. 2007).

6.2.3 Desempeño de las AMP's en RC-SC

En el estudio del desempeño de las AMP todas las proyecciones muestran en equilibrio resultados similares (Fig. 14). En el caso de las capturas el AMP que presenta mejor desempeño se asocia a la zona suroeste (AMP-4) de RC-SC, zona que contiene casi un 58% del esfuerzo pesquero de esas islas (Tabla 3). La zona suroeste en el mejor de los escenarios alcanza una diferencia de 15 toneladas con respecto al MB, lo cual representa un 18% del total capturado en la temporada (2010-2011) para RC-SC. En contraste con esto la zona que presenta el desempeño más bajo para las capturas es la zona noreste de RC-SC, la cual cuenta con un 6% del total del esfuerzo alcanzando incrementos en equilibrio cercanos a las 3 toneladas. Los estadísticos como la talla media de las capturas, el stock desovante y el reclutamiento asociados a la AMP-4 muestran los resultados más bajos. En estos estadísticos (talla media, stock desovante y reclutamiento) la zona que presenta mejor rendimiento es la zona sureste la cual cuenta con un 15% del total del esfuerzo en RC-SC (Tabla 3).

En el largo plazo éstas AMP no presentan un marcado efecto positivo como se esperaba, si bien es cierto que existen resultados positivos, éstos son menores en comparación con la dinámica del recurso y de la pesquería (magnitud de las capturas aumento en la talla media). Para obtener un resultado de un aumento en las capturas entre 8 a 15 toneladas se necesita remover el 58% del esfuerzo. Para el caso de la talla media de la fracción vulnerable el mejor resultado sólo alcanza a 1 mm de diferencia con el MB, valor incluso menor al incremento en la talla de una langosta adulta después de la muda (1,3-8,9 mm; Arana & Martínez 1985; Dupré 2000). Si bien el incremento en el stock desovante es importante para casi todos las AMP propuestas, salvo la AMP-4, este incremento no se ve reflejado en un aumento del importante del reclutamiento, lo cual se debería a la forma de la función de la relación stock-recluta (Quinn & Deriso 1999). Si dado el supuesto que la pesquería está cercana a la sobrepesca un aumento significativo en los indicadores con respecto a MB, requieren otro tipo de regulaciones en conjunto con la implementación de un AMP, para evitar el aumento de la presión de pesca fuera del área protegida (Hilborn et al. 2006).

En la pesquería de la langosta en AJF una de las medidas de manejo que ha mantenido sustentable al recurso está relacionada con un sistema tradicional de tenencia de zonas de

pescas (Ernst et al. 2010; Ernst et al. in pres). Este sistema está basado en la tenencia de zonas discretas ('marcas'), las cuales pertenecen al pescador o una familia, son heredables y reconocidas por la comunidad (Ernst et al. 2010). Estas 'marcas' actúan como reguladoras del acceso de otros pescadores a ciertas zonas geográficas estableciendo un sistema interno ordenado de manejo. La implementación de un AMP conlleva la redistribución del esfuerzo pesquero entre zonas geográficas lo que genera la desarticulación de este sistema de manejo, esto implica la remoción del esfuerzo, así como también la remoción de estas zonas tradicionales de pesca. Esto obligaría a los pescadores a buscar en otras zonas pudiendo entrar en conflicto con otros usuarios por solapamiento de las 'marcas'. Esto es más notorio aun si se considera que gran porcentaje de las 'marcas' de un pescador están asociadas a un área en particular y unas pocas en zonas adyacentes. El problema es más difícil de resolver si se considera el alto nivel de territorialidad que existe por parte de los pescadores, impidiendo que nuevos actores entren a competir por las mismas 'marcas' o zonas con derechos tradicionales.

Cuando se le ha consultado a los pescadores sobre la implementación de un AMP, en especial relación con la propuesta de Eddy et al. (2010), ellos tienen una opinión adversa a esta medida de manejo para las islas (Ernst et al. in press). La mayoría de los encuestados opinan que la implementación de una AMP en el sistema no es una buena idea. Por otro lado, un grupo minoritario opina que en principio puede ser positiva pero que es imposible de implementar en el sistema de AJF (Ernst et al. in press). El AMP propuesta por Eddy et al. (2010) como una opción para el co-manejo tiene una predisposición negativa de parte de los pescadores como una alternativa viable. En el supuesto escenario de que esta medida fuese implementada en RC-SC, la opinión negativa de los pescadores hacia esta medida de manejo generaría un bajo nivel de compromiso y su implementación necesitaría de un alto esfuerzo por parte de la autoridad pesquera.

Tomando en consideración tanto el manejo como la dinámica del recurso la implementación de un AMP en RC-SC es poco recomendable por que: a) presenta un efecto menor en la dinámica del recurso, si bien se observan resultados positivos de la implementación de un AMP, estos son poco significativos considerando la dinámica actual del recurso; b) alta dificultad para poder re-distribuir el esfuerzo, debido principalmente al complejo pero bien definido sistema de tenencia de 'marcas'; y c) poco nivel de compromiso de los usuarios con la medida lo cual recae en un alto nivel de esfuerzo de la autoridad pesquera al tratar de implementarla ('enforcement'). Este tipo de medidas que no contemplan

la participación de los usuarios y que no reconoce las reglas internas que actúan en la regulación de la pesquería están destinadas al fracaso y muchas veces a generar más perturbaciones en el sistema (Batista et al. 2011).

6.3 Otras medidas de manejo

La completa eliminación del esfuerzo asociado a un AMP genera incrementos importantes en los indicadores de desempeño como talla media, reclutamiento y stock desovante (Fig. 12). Estas diferencias son más altas si se comparan con los escenarios proyectados redistribuyendo el esfuerzo removido en las otras zonas adyacentes (Fig. 7, 8, 9). Este efecto significativamente superior se debe a la implementación de una AMP con reducción del esfuerzo la que no supone un aumento de la presión de pesca sobre el stock en las zonas adyacentes generando un significativo aumento en estos indicadores. En el caso de las capturas, debido a la disminución del esfuerzo de pesca presenta una disminución respecto al MB en los primeros años. En equilibrio esta diferencia disminuye notoriamente, alcanzando valores de 10 toneladas por debajo del modelo base para todas las AMPs evaluadas. Un aumento notorio de la captura por unidad de esfuerzo conlleva necesariamente a un aumento de la biomasa vulnerable ya que el esfuerzo se mantiene constante durante estos años. Estos antecedentes sugieren que es de vital importancia, para la exitosa implementación de una AMP, el manejo de las zonas adyacentes, ya que sin este manejo, los efectos positivos de una MPA se verán reducidos o anulados (Field et al. 2006; Pelletier et al. 2008; Sethi & Hilborn, 2008). Esto se ve claramente reflejado en los escenarios que no incluyen ninguna medida de regulación del esfuerzo en las zonas adyacentes a la zona donde se implementa una AMP.

La reducción del esfuerzo pesquero en RC-SC desde un 10% a un 60% muestra incrementos en la mayoría de los estadísticos evaluados salvo para las capturas, las cuales presentan efectos negativos. Estas diferencias son atribuibles a la reducción del esfuerzo pesquero. La implementación de una medida como esta, tendría variados efectos ecológicos positivos como el aumento del stock desovante, la talla media y el reclutamiento, pero afectarían de forma negativa la economía de los pescadores (disminución de las capturas). Si se considera que el esfuerzo se ha mantenido relativamente constante durante varios años (Fig. 2a) y que la tenencia de 'marcas' actúa como reguladora del esfuerzo a nivel espacial, en conjunto con la presencia de una flota pesquera compacta y homogénea, una regulación como

las analizadas no parece adecuada. En la actualidad se ha observado un repunte importante y sostenido de las capturas desde el año 2000, lo cual evidencia que las fluctuaciones en las capturas de la langosta podrían no estar relacionadas directamente con el esfuerzo pesquero, el cual se ha mantenido constante durante los últimos años, y estaría más asociado a factores ambientales tales como la temperatura o procesos físicos (meandros, eddies).

La implementación de estas medidas de manejo alternativas a la sola implementación de un AMP presentan mejores resultados a largo plazo. Las principales diferencias entre ellas, radica en que una incluye la remoción del esfuerzo en un área y la otra en todas las áreas en forma proporcional. Esta diferencia tiene dos importantes consecuencias: i) cuando se remueve el esfuerzo de forma homogénea alrededor de RC-SC las capturas presentan aumentos debido principalmente a que en valores absolutos el nivel de esfuerzo removido está relacionado con el esfuerzo total desplegado en el área; y ii) si junto a la instauración de un AMP el esfuerzo desplazado es removido de la isla el efecto en los estadísticos ecológicos presentara un mayor efecto (talla media de la fracción vulnerable; reclutamiento; stock desovante), debido principalmente a la protección que entrega a estos factores ecológicos la implementación de un AMP.

Al comparar ambas medidas de manejo no parece existir una diferencia significativa entre sus resultados en ninguno de los estadísticos evaluados. Esto significa que bajo estos escenarios no existe una diferencia real entre una medida de manejo clásica como la reducción del esfuerzo con una medida más actual como la AMP.

6.4 Aspectos sociales

Desde hace algunas décadas las propuestas de AMP han cobrado fuerza como medidas de manejo pesquero para evitar la sobreexplotación (Pauly et al. 2002). De la instauración de estas AMP se espera una amplia gama de efectos positivos tales como el aumento de la biomasa, de la abundancia, del tamaño promedio de los individuos (Guidetti et al. 2005, Micheli y Halpern 2005; Claudet et al. 2008, Molloy et al. 2009), lo que generaría un aumento en la exportación de huevos, larvas y adultos por el desbordamiento ('spillover') hacia las zonas adyacentes (Goñi et al. 2010; Goñi et al. 2006; Kellner et al. 2007). Estos efectos positivos están bien documentados, pero no han estado exentos de controversia (Tupper et al. 2002; Field et al. 2006, Hilborn et al. 2006). En la evaluación del rendimiento de un AMP se consideran en conjunto 4 grandes grupos que dan cuenta de su efectividad: i) económicos; ii)

ecológicos; iii) manejo y gobernanza; y iv) sociales (Batista et al. 2011). Desde la perspectiva económica la implementación de un AMP en el subsistema RC-SC determinaría incrementos de captura marginales. De los indicadores ecológicos (talla media, reclutamiento, stock desovante), el único que presenta aumentos importantes tras la implementación de un AMP es el stock desovante, en cambio los otros dos, sólo presentan incrementos menores. Para la pesquería de RC-SC tanto los indicadores de manejo, gobernanza y el que aborda la parte social pueden ser considerados en conjunto pues la pesquería de la langosta es la principal actividad económica de estas islas y por lo tanto de alto impacto social. Desde este punto de vista, la percepción de los pescadores en relación al establecimiento de un AMP en Robinson es bastante negativa (Ernst et al. en revisión), y genera una baja adhesión por parte de los usuarios de esta pesquería. Esta medida, si se implementa sin atención al sistema de tenencia de lugares discretos de pesca propio de la pesquería de la langosta de Juan Fernández, puede poner en riesgo el sistema de manejo no tradicional y con ello la sustentabilidad en las islas del AJF. En otras palabras la implementación de un AMP en RC-SC como la propuesta por Eddy et al. (2010) no genera buenos resultados desde el punto de vista económico, social ni ecológico.

6.5 Pasos futuros

Tal como fue identificado en Porobić et al (2012) y en los trabajos donde se incorpora la modelación biofísica, una de las principales piezas de información para modelar la dinámica espacio temporal de estadíos tempranos de organismos marinos corresponden a las características biológicas de la especie (Cowen et al., 2006; Werner et al., 2007). Tal como ocurre para especies de distribución insular (i.e *J. frontalis*) este tipo de información es escasa y dispersa. A pesar de esta limitación este modelo biofísico es una buena aproximación para abordar estas temáticas, dado que se presenta como una buena herramienta que permite evaluar hipótesis con respecto a la dinámica temprana del recurso. Sin embargo, el uso de una matriz promedio de conectividad-retención presenta ciertas limitaciones, considerando que la alta variabilidad interanual que existe en estos índices (Porobić et al 2012) no es capturada por una matriz promedio y podría no representar de forma realista los diferentes escenarios de cambio. En la fase de condicionamiento del modelo, esta variabilidad a nivel poblacional (archipiélago) es recogida por las desviaciones del reclutamiento, pero no da cuenta de las variaciones a nivel zonal. En las proyecciones, la forma de abordar este problema sería

incorporando información oceanográfica proveniente de modelos de cambio global, los cuales cuentan con proyecciones del ambiente físico. Durante el acoplamiento de los modelos, la variación entre los índices de conectividad y de advección queda representada por las desviaciones de los reclutamientos en las proyecciones. A pesar de esta limitación el modelo en general tiene un comportamiento robusto al incorporar las variaciones interanuales dentro de los índices de reclutamiento anuales, este aspecto puede ser refinado con la incorporación de variabilidad con mayor resolución temporal evitando el uso de una matriz promedio por año.

6.6 Conclusión general

Las poblaciones de langostas tanto desde el punto de vista ecológico, como pesquero está conformando una metapoblación con un flujo migratorio altamente variable, el cual está regulado por procesos físicos y biológicos. Esta dinámica de la población/recurso, debe ser considerada al momento de plantear medidas espaciales de manejo, como la propuesta por Eddy et al (2010), en especial considerando la alta variabilidad en los niveles conectividad. Las medidas que han sido propuestas para esta pesquería no han atendido adecuadamente la dinámica biológica y espacial de la población. Estas medidas presentarían una carencia importante al no tomar en cuenta la alta variabilidad que presenta la población producto de la variación en los niveles de asentamiento. Medidas de manejo como el AMP propuesta para RC-SC por Eddy et al (2010) no consideran la conectividad a nivel pelágico, determinando como supuesto que la población actúa como un sistema cerrado a la conectividad pelágica. Al evaluar esta misma propuesta con modelos espacialmente explícito y que consideran el sistema abierto a la llegada de individuos desde otras fuentes, incluyendo las tasas de conectividad y retención, los resultados son muy diferentes a los planteados por Eddy et al (2010). Los resultados de implementar AMP en diferentes zonas muestran que no existen en equilibrio mejoras al incorporar una AMP. Esta tendencia es similar en la mayoría de los estadísticos evaluados durante la simulación (captura, talla media y reclutamiento). Otras medidas de manejo como la remoción del esfuerzo e instauración de una AMP sin reubicar el esfuerzo presentan resultados similares entre ellas y superiores con respecto a la instauración sólo de una MPA. Es decir, la instauración de un AMP en RC-SC si no está acompañada de una medida de manejo que regule el nivel de esfuerzo en las zonas no sujetas a regulación espacial, no tendrá el éxito que se espera. También sugiere que las medidas de manejo clásicas

(reducción de esfuerzo) tendrían efectos similares sobre la población que un AMP, pero sin tener que lidiar con una redistribución espacial del esfuerzo, que es una medida con un alto impacto social y de alta dificultad para su implementación.

Por otra parte, considerando la dinámica de la pesquería/recurso, la implementación de un AMP en RC-SC sería poco recomendable por tres motivos: a) presenta un efecto poco significativo en la dinámica global del recurso; b) alta dificultad para poder redistribuir el esfuerzo, debido principalmente al complejo pero bien definido sistema de tenencia de 'marcas'; y c) bajo nivel de aceptación de los usuarios con esta medida, lo cual recaería en altos niveles de esfuerzo de fiscalización por parte de la autoridad pesquera al tratar de implementarla. La implementación de un AMP en RC-SC, debería venir acompañada de otras medidas de manejo, como la reducción del esfuerzo. En conclusión una AMP por sí sola no tendría resultados positivos para esta pesquería, podría generar inestabilidad en las reglas de manejo internas y para ser implementada necesita de otras medidas de manejo anexas.

7 REFERENCIAS

- Arana, P. & C. Olate. 2000. Composición de las capturas de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*) y determinación de parámetros biológico-pesqueros durante la temporada de pesca 1996-1997. *Invest. Mar, Valparaíso*, 28: 83-115.
- Arana, P., 1983. Estado en que se encuentra la pesquería de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*). Pages 77–111 in P. Arana, ed. 'Análisis de Pesquerías Chilenas'. Escuela de Ciencias del Mar, Universidad Católica de Valparaíso, Chile.
- Arana, P. M., Cifuentes, A., De La Hoz, E., Martínez, G., Retamal, M. A., & Vega, R. 1997. Programa de pesca exploratoria y experimental de recursos pesqueros alternativos a la langosta en las islas Robinsón Crusoe y Santa Clara. Proyecto FIP N° 95-25 (Informe Final part. 2) (p. 233).
- Arana, P., Dupré, M., Gaete, V., 1985. Ciclo reproductivo, talla de primera madurez y fecundidad de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*). Pages 188-211 in P. Arana, ed., 'Investigaciones Marinas en el Archipiélago de Juan Fernández'. Escuela de Ciencias del Mar, Universidad Católica de Valparaíso, Chile.
- Arana, P., 1987. Perspectivas históricas y proyecciones de la actividad pesquera realizada en el archipiélago de Juan Fernández, Chile. Pages 319–353 in J. C. Castilla, ed., 'Islas Oceánicas Chilenas: su Conocimiento Científico y Necesidades de Investigaciones'. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.
- Arana, P. & G. Martínez. 1985. Crecimiento por muda de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*). En: P. Arana (ed.). *Investigaciones Marinas en el Archipiélago de Juan Fernández*. Esc. Ciencias del Mar, UCV, Valparaíso, pp. 225-236.
- Arana, P., Orellana, J.C., De Caso, A., 2011. Escape vents and trap selectivity in the fishery for the Juan Fernández rock lobster (*Jasus frontalis*), Chile. *Fisheries Research* 110, 1-9.
- Arana, P., Guerrero, A., Ahumada, M., Jofré, A., 2006b. Monitoreo biológico-pesquero de la langosta y cangrejo dorado en el archipiélago de Juan Fernández. Proyecto FIP N°2004-48, Universidad Católica de Valparaíso, Chile
- Arana, P., Ahumada, M., Guerrero, A., Espejo, V., Yañez, E. R., Silva, C. G., Ernst, B., et al. 2006a. Evaluación de stock y distribución de la langosta y el cangrejo dorado en el archipiélago de Juan Fernández. Proyecto FIP N° 2005-21.
- Batista, M. Beata F. Costa M. & Cabral H. 2011. MPA as management tools for small-scale fisheries: The case study of arrábida Marine Protected Area (Portugal). *Ocean & Coastal Management* 54: 137-147.
- Booth, J. & A. McKenzie. 2009. Strong relationships between levels of puerulus settlement and recruited stock abundance in the red rock lobster (*Jasus edwardsii*) in New Zealand. *Fish. Res.* 95:161-168
- Botsford, L. W. Hastings, A. & S. Gaines. 2001. Dependence of sustainability on the configuration of marine reserves and larval dispersal distance. *Ecology Letters*, 4: 144-150

- Botsford, L.W. Kaplan, D.M. & A. Hastings. 2004 Sustainability and yield in marine reserve policy. In: Aquatic Protected Areas as Fisheries Management Tools (American Fisheries Society Symposium 42, Quebec, Canada, 11–12 August 2003). J.B. Shipley, ed. American Fisheries Society, Bethesda, MD, pp. 75–86.
- Botsford, L.W. Micheli, F. & A.M. Parma. 2006. Biological and ecological considerations in the design, implementation and success of MPAs. In. FAO, 2007a.
- Chassé, J. & J.R. Miller. 2010. Lobster larval transport in the southern Gulf of St. Lawrence. *Fisheries Oceanography*, 19(5), 319-338.
- Claudet, J. Osenberg, C. Domenici, P. Badalamenti, F. Milazzo, M. Falcón, J. Bertocci, I. Benedetti-Cecchi, L. García-Charton, J. Goñi, R. Borg, J. Forcada, A. de Lucia, G. Pérez-Ruzafa, A. Afonso, P. Brito, A. Guala, I. Diréach, L. Sanchez-Jerez, P. Somerfield, P. and S. Planes. 2010. Marine reserves: Fish life history and ecological traits matter. *Ecological Applications*, 20 (3), 830-839
- Claudet, J. Osenberg, C.W. Benedetti-Cecchi, L. Domenici, P. Garcia-Charton, J.A. Perez-Ruzafa, A. Badalamenti, F. Bayle-Sempere, J. Brito, A. Bulleri, F. Culioli, J.M. Dimech, M. Falcon, J.M. Guala, I. Milazzo, M. Sanchez-Meca, J. Somerfield, P.J. Stobart, B. Vandeperre, F. Valle, C. & S. Planes. 2008. Marine reserves: size and age do matter. *Ecology Letters*, 11, 481–489.
- Combes, V., E. Di Lorenzo, F. Gómez, S. Hormazábal, TP. Strub, D. Putrasahan, H. Sasaki, B. Taguchi, Y. Sasai. (Submitted). Low-frequency Variability of Upwelling and Cross-shelf Transport in the Pacific Eastern Boundary Current Systems. PART II: The Humboldt Current System
- Cowen, R., C. Paris & A. Srinivasan. 2006. Scaling of connectivity in marine populations. *Science*. 311(5760): 522-7.
- Dupre, E. 2000. Reproducción, muda y desarrollo de la langosta de Juan Fernández, *Jasus frontalis*, en estanques de cultivo. *Invest. Mar.*, Valparaíso, 28: 165-174.
- Díaz, P. & P. Arana. 1985. Estimaciones de mortalidades y de la edad crítica en la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*) de las islas Robinson Crusoe y Santa Clara. En: P. Arana (ed.). *Investigaciones Marinas en el Archipiélago de Juan Fernández*. Esc. Ciencias del Mar, UCV, Valparaíso, pp. 237-250.
- Eddy, T.D., Gardner, J.P.A., & Pérez-Matus, A. 2010. Applying fishers' ecological knowledge to construct past and future lobster stocks in the Juan Fernández Archipelago, Chile. *PLoS ONE* 5 (11), e13670. doi:10.1371/journal.pone.0013670.
- Ernst, B., Chamorro, J., Manríquez, P., Orensanz, JM (Lobo), Parma, A., Porobić, J. & C. Román. 2013. Sustainability of the Juan Fernández lobster fishery (Chile) and the perils of generic science-based prescriptions. *Global Environmental Change: Human and Policy Dimensions*. (Submitted)
- Ernst, B., Parada, Manríquez, P., Chamorro J. & P. Retamal. 2010b. Dinámica poblacional y pesquera de la langosta en la isla Alejandro Selkirk” (Proyecto FIP N°2008-24).
- Ernst, B., Orensanz, JM (Lobo), Porobić, J., Roman, C., Chamorro, J. & P. Manríquez. 2012. Monitoreo de la pesquería de crustáceos en el archipiélago Juan Fernández (Informe final). Subsecretaría de Pesca. Proyecto N4728-49-LE11.

- Ernst, B., Manríquez P., Orensanz, J.M., Roa, R., J. Chamorro & C. Parada. 2010a. Strengthening of a traditional territorial tenure system through protagonism in monitoring activities by lobster fishermen from Juan Fernandez Islands (Chile). *Bulletin of Marine Science*. Volume 86: 315-338.
- Field, J., Punt, A., Methot, R. & Thomson, C. 2006. Does MPA mean ‘Major Problem for Assessments’? Considering the consequences of place-based management systems. *Fish and fisheries*. 7:284-302
- Fogarty, M.j. & L.W. Botsford, 2007. Population connectivity and spatial management of marine fisheries. *Oceanography*. 20(3): 112-123.
- Gardner, C., S. Frusher, R. Kennedy & A. Cawthorn. 2001. Relationship between settlement of southern rock lobster pueruli, *Jasus edwardsii*, and recruitment to the fishery in Tasmania, Australia. *Mar. Freshwater Res.* 52:1271–1275.
- Goñi, R. Hilborn R. Diaz D. Mallol S. Alderstein S. 2010. Net contribution of spillover from marine reserve to fishery catches. *Marine ecology progress series*. 400: 233-243
- Goni, R. Quetglas, A. & Renones, O. 2006. Spillover of spiny lobsters *Palinurus elephas* from a marine reserve to an adjoining fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 308, 207–219.
- Guidetti, P. Verginella, L. Viva, C. Odorico, R. & Boero, F. 2005. Protection effects on fish assemblages, and comparison of two visual-census techniques in shallow artificial rocky habitats in the northern Adriatic Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85, 247–255.
- Henríquez, G., Rodríguez, L., Lea-Plaza, C., Sáteler, J., Salas, R., 1985. Diagnóstico de la pesquería de langosta del archipiélago Juan Fernández. CORFO/IFOP, Project AP 86/6. Valparaíso, Chile
- Hilborn, R., Micheli R. and De Leo G. 2006. Integrating marine protected areas with catch regulation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*. 63-3:642
- Hilborn, R. and C. J. Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman and Hall, New York. 570 p.
- Hobday, D, AE Punt, DC Smith. 2005. Modelling the effects of Marine Protected Areas (MPAs) on the southern rock lobster (*Jasus edwardsii*) fishery of Victoria, Australia. *New Zeal. J. Mar. Freshwat. Res.* 39:675-686.
- Incze, L. Xue, H. Wolff, N. Xu, D. Wilson, C. Steneck, R. Wahle, R. et al. (2010). Connectivity of lobster (*Homarus americanus*) populations in the coastal Gulf of Maine: part II. Coupled biophysical dynamics. *Fisheries Oceanography*, 19(1), 1-20.
- Kellner, J.B. Tetreault, I. Gaines, S.D. & Nisbet, R.M. 2007. Fishing the line near marine reserves in single and multispecies fisheries. *Ecological Applications*, 17, 1039–1054.
- Kruse, G. 1993. Biological perspectives on crab management in Alaska. En: G. Kruse, D.M. Eggers, R.J. Marasco, C. Pautzke, and T.J. Quinn, eds., *Proceedings of the International Symposium on Management Strategies for Exploited Fish Populations*. University of Alaska Sea Grant College Program Rep. 93-02 (Fairbanks). pp. 355-384 .
- Larrain, F., Yáñez, E., 1983. La pesquería de langosta (*Jasus frontalis* Milne-Edwards, 1837) desarrollada en las islas Robinson Crusoe y Santa Clara (33° 40’ S, 78° 50’ W) entre

- 1972–1979: estimación de rendimientos equilibrados. *Investigaciones Marinas* (Valparaíso) 11, 19–30.
- Lett, C., P. Verley, C. Mullon, C. Parada, T. Brochier, P. Penven & B. Blanke. 2008. A Lagrangian tool for modelling ichthyoplankton dynamics. *Environmental Modelling and Software*. 23: 1210-1214
- Masumoto, Y. H. Sasaki, T. Kagimoto, N. Komori, A. Ishida, Y. Sasai, T. Miyama, T. Motoi, H. Mitsudera, K. Takahashi, H. Sakuma & T. Yamagata. 2004. A fifty-year eddy-resolving simulation of the world ocean-Preliminary outcomes of OFES (OGCM for the Earth Simulator). *J. Earth Simul.* 1:35–56.
- Melville-Smith, R., S. Anderton & N. Caputi. 2001. Predicting the recreational western rock lobster (*Panulirus cygnus*) catch in Western Australia. *Mar. Freshw. Res.* 52: 1527–1534.
- Micheli, F. & Halpern, B.S. 2005. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters*, 8, 391–400.
- Molloy, P. McLean I. & I. Côté. 2009. Effects of marine reserve age on fish populations: a global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*. 46:743-751.
- Ojeda-Martínez, C. Casalduero, F.G. Bayle-Sempere, J.T. Cebrián, C.B. Valle, C. Sanchez-Lizaso, J.L. Forcada, A. Sanchez-Jerez, P. Martín-Sosa, P. Falcón, J.M. Salas, F. Graziano, M. Chemello, R. Stobart, B. Cartagena, P. Pérez-Ruzafa, A. Vandeperre, F. Rochel, E. Planes, S. Brito, A. 2009. A conceptual framework for the integral management of marine protected areas. *Ocean Coast. Manage.* 52, 89-101.
- Orensanz, J., Ernst, B., Armstrong, D. & Parma, A. 2005a. Detecting early warnings of recruitment overfishing in male-only crab fisheries. (Proceedings book of Assessment and Management of New and Developed Fisheries in Data-Limited Situations, 21st Lowell Wakefield Fisheries Symposium, in press).
- Parada, C. Armstrong, D. A. Ernst, B. Hinckley, S. & Orensanz, J. (2010). Spatial dynamics of snow crab (*Chionoecetes opilio*) in the eastern Bering Sea putting together the pieces of the puzzle. *Bulletin of Marine Science*, 86(2), 413–437.
- Pauly, D., Christensen V., Guénette S., Pitcher T., Sumaila R, Walters C., Watson R. & Zeller D. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418:689–95
- Pelletier, D., Claudet, J., Ferraris, J., Benedetti-Cecchi, L., García-Charton, A., 2008. Models and indicators for assessing conservation and fisheries-related effects of marine protected areas. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65,.
- Porobić, J., Canales-Aguirre, C., Ernst, B., Galleguillos, R., Hernández, C., 2013. Biogeography and historical demography of the Juan Fernandez lobster, *Jasus frontalis* (Milne-Edwards, 1837). *Journal of Heredity*. doi: 10.1093/jhered/ess141
- Porobić, J., Parada, C., Ernst, B., Hormazábal, S., Combes, V., 2012. Modelación de la conectividad de las subpoblaciones de la langosta de Juan Fernandez a través de un modelo biofísico. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 40(3): 613-632.
- Punt, A.E. and R.B. Kennedy. 1997. Population modelling of Tasmanian rock lobster, *Jasus edwardsii*, resources. *Mar. Freshw. Res.* 48: 967-980.

- Quinn, T.J. II, and Deriso, R.B. 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press, New York, N.Y. 542pp.
- Sasai, Y. A. Ishida, H. Sasaki, S. Kawahara, H. Uehara & Y. Yamanaka. 2006. A global eddy-resolving coupled physical-biological model: Physical influences on a marine ecosystem in the North Pacific. *Simulation*. 87: 467-474.
- Sasai, Y. H. Sasaki, K. Sasaoka, A. Ishida & Y. Yamanaka. 2007. Marine ecosystem simulation in the eastern tropical Pacific with a global eddy resolving coupled physical-biological model. *Geophys. Res. Lett.* 34(23): 6-11.
- Sasaki, H. Y. Sasai, M. Nonaka, Y. Masumoto & S. Kawahara. 2006. An eddy-resolving simulation of the quasi-global ocean driven by satellite-observed wind field: Preliminary outcomes from physical and biological fields. *J. Earth Simul.* 6:35-49.
- Sethi, S.A., Hilborn, R., 2008. Interactions between poaching and management policy effect marine reserves as conservation tools. *Biol. Conserv.* 141: 506-516.
- Sullivan, J., Lai H. & Gallucci V. 1990. A catch-at-length analysis that incorporates a stochastic model of growth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47:184-198.
- Tupper, M., Wickstrom K., Hilborn R. 2002. Marine reserves and fisheries management. *science* 295:1233.
- Werner, F., R. Cowen & C. Paris. 2007. Coupled Biological and Physical Models Present Capabilities and Necessary Developments for future Studies of population Connectivity. *Oceanography*. 20(3):54-69.
- Xue, H., L. Incze, D. Xu, N. Wolff & N. Pettigrew. 2008. Connectivity of lobster populations in the coastal Gulf of Maine Part I: Circulation and larval transport potential. *Ecol. Model.*, 210(1-2): 193-211.
- Yáñez, E., Canales, C., Silva, C., 2000. Evaluación de la langosta (*Jasus frontalis*) explotada en las islas Robinson Crusoe y Santa Clara del archipiélago de Juan Fernández (33° 40' S, 80° 00' W). *Investigaciones Pesqueras (Valparaiso)* 28, 135–147.
- Yáñez, E., Pizarro, L., Barbieri, M.A., Barra, O., 1985. Dinámica del stock de langosta (*Jasus frontalis* H. Milne Edwards, 1837) explotado en el archipiélago de Juan Fernández. Pages 251–271 in P. Arana, ed., 'Investigaciones Marinas en el Archipiélago de Juan Fernandez'. Escuela de Ciencias del Mar, Universidad Católica de Valparaíso, Chile.

TABLAS

Tabla 1: Regulaciones formales actuales de la pesquería de la langosta.

Año	Decreto	Ministerio	Regulación
1934	Decreto Supremo 1584	Ministerio Fomento	Talla mínima legal 115 mm longitud cefalotorácica medida desde la base de las antenas hasta el borde posterior del caparazón
1934	Decreto Supremo 1584	Ministerio Fomento	Veda indefinida de hembras con huevos
1951	Decreto Supremo 1241	Ministerio Agricultura	Veda biológica que rige entre el 1º de junio y el 30 de septiembre de cada año, en las islas Desventuradas
1963	Decreto Supremo 223	Ministerio Agricultura	Veda biológica que rige entre el 15 de mayo y el 30 de septiembre de cada año en todo el Archipiélago Juan Fernández
2004	Decreto Supremo 311	Ministerio Economía	
1992	Resolución 957	Subsecretaría de Pesca	Trampa como único arte de pesca permitido para capturar langosta en el Archipiélago Juan Fernández e Islas Desventuradas
2004	Resolución 3356	Subsecretaría de Pesca	Suspensión temporal de la inscripción temporal del acceso a la pesquería de nuevas embarcaciones año 2004-2009
2009	Resolución 4011	Subsecretaría de Pesca	Extensión de la suspensión temporal de la inscripción

Tabla 2: Parámetros utilizados en el condicionamiento del modelo bentónico y parámetros estimados.

Parámetro	Valor	Fuente	
Mortalidad Natural M (año ⁻¹)	0.18	Díaz & Arana. 1985	
Longitud Asintótica L _∞ (mm)	212.495	Arana et al. 2006a	
Tasa crecimiento individual K (año ⁻¹)	0.06985	Arana et al. 2006a	
Relación Alométrica			
	α	0.000428	Arana et al. 2006
	β	3.069467	Arana et al. 2006
Fecundidad			
	α	4.67E-004	Arana et al. 1985
	β	4.4005	Arana et al. 1985
Madurez			
	α	14.48607	Ernst et al. 2011
	β	-0.17862	Ernst et al. 2011
Selectividad Trampas			
	L ₅₀	97.6	Arana et al. 2011
	L ₉₅	102.075	Arana et al. 2011
Reclutamiento			
	z	0.7	
	R ₀	1.26E+09	Estimado
Mortalidad por Pesca			
	F _h	0.39	Estimado
	F _c	0.63	Estimado
	F _t	0.67	Estimado
	F _{ch}	0.54	Estimado

Tabla 3: Proporciones del total de trampas caladas en cada sistema de islas.

Zona	Robinson Crusoe - Sta. Clara	Alejandro Selkirk
Noroeste	0.21	0.35
Noreste	0.06	0.18
Suroeste	0.58	0.27
Sureste	0.15	0.21

Tabla 4: Experimentos realizados para la evaluación de las áreas marina protegidas (AMP). En las columnas, las diferentes escenarios planteados para las proyecciones de los reclutamientos: (Ac) serie con autocorrelación; (Rb) Serie con ruido blanco; S-R modelo determinista sin desviación de los reclutamientos. En las filas se encuentran las diferentes alternativas de manejo, áreas marinas protegidas (AMP) o reducción del esfuerzo (-10%, -20%, -40% y -60%) y MB corresponde al modelo base para esa estrategia. Las estrategias se encuentran divididas según la redistribución del esfuerzo.

Esfuerzo	Medida de Manejo	Ac	Rb	S-R
Con Redistribución	AMP-1	Exp1	Exp6	Exp11
	AMP-2	Exp2	Exp7	Exp12
	AMP-3	Exp3	Exp8	Exp13
	AMP-4	Exp4	Exp9	Exp14
	MB	Exp5	Exp10	Exp15
Sin redistribución	AMP-1			Exp16
	AMP-2			Exp17
	AMP-3			Exp18
	AMP-4			Exp19
	Mb			Exp20
Con redistribución	-10%			Exp21
	-20%			Exp22
	-40%			Exp23
	-60%			Exp24

Tabla 5: Matriz promedio del porcentaje de individuos asentados por zona del total liberados. Las filas representan las zonas fuentes y las columnas las zonas sumidero, los valores destacados corresponden a los porcentajes de retención de cada zona

		Zonas sumidero								
		RC-SC				AS				
		Noroeste	Noreste	Suroeste	Sureste	Noreste	Sureste	Suroeste	Noroeste	
Zonas fuente	RC-SC	Noroeste	0.205	0.172	0.108	0.172	0.108	0.032	0.075	0.065
		Noreste	0.144	0.253	0.199	0.163	0.253	0.054	0.108	0.108
		Suroeste	0.235	0.190	0.280	0.112	0.190	0.022	0.101	0.123
		Sureste	0.241	0.289	0.128	0.209	0.417	0.080	0.144	0.032
	AS	Noreste	0.286	0.130	0.130	0.117	0.221	0.260	0.299	0.182
		Sureste	0.157	0.047	0.047	0.157	0.299	0.299	0.283	0.189
		Suroeste	0.216	0.096	0.180	0.168	0.240	0.288	0.312	0.228
		Noroeste	0.170	0.079	0.092	0.131	0.314	0.249	0.236	0.157

Tabla 6: Matriz promedio de la proporción de individuos asentados por zona del total liberados y asentados en el Archipiélago Juan Fernández. Las filas representan las zonas fuentes y las columnas las zonas sumidero, los valores destacados corresponden a los porcentajes de retención de cada zona

		Zonas sumidero								
		RC-SC				AS				
		Noroeste	Noreste	Suroeste	Sureste	Noreste	Sureste	Suroeste	Noroeste	
Zonas fuente	RC-SC	Noroeste	0.22	0.19	0.11	0.18	0.11	0.03	0.08	0.07
		Noreste	0.11	0.20	0.16	0.12	0.18	0.05	0.09	0.10
		Suroeste	0.18	0.15	0.22	0.10	0.15	0.02	0.08	0.10
		Sureste	0.15	0.18	0.09	0.15	0.25	0.05	0.09	0.03
	AS	Noreste	0.17	0.08	0.08	0.07	0.13	0.16	0.18	0.12
		Sureste	0.11	0.03	0.03	0.11	0.20	0.20	0.19	0.13
		Suroeste	0.13	0.06	0.11	0.10	0.14	0.16	0.18	0.13
		Noroeste	0.12	0.06	0.06	0.09	0.22	0.17	0.17	0.11

FIGURAS

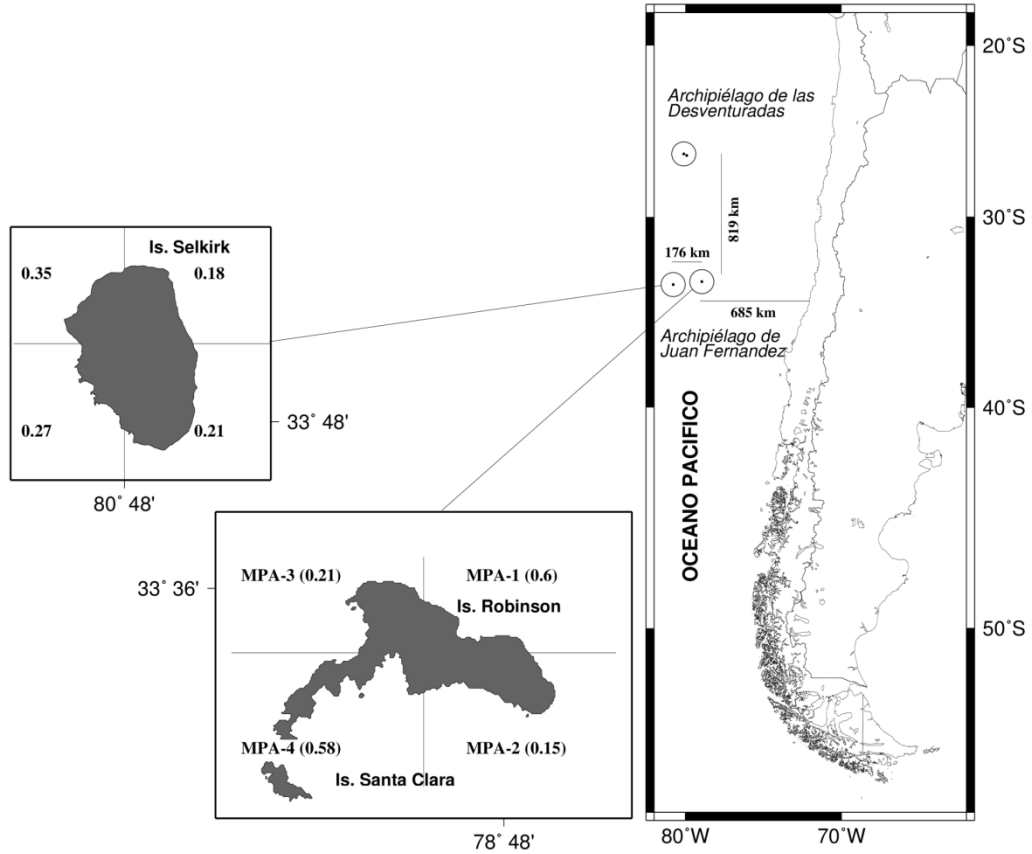


Figura 1: Mapa del área de estudio, que incluye en detalle las islas Robinson Crusoe - Santa Clara, Alejandro Selkirk y el Archipiélago de las Islas Desventuradas. Para Robinson Crusoe-Santa Clara se especifica las diferentes áreas marinas protegidas (MPA-1; MPA-2; MPA-3; MPA-4). El área MPA-1 corresponde al área propuesta por Eddy et al. (2010) En paréntesis se incorpora el nivel de esfuerzo total desplegado por área.

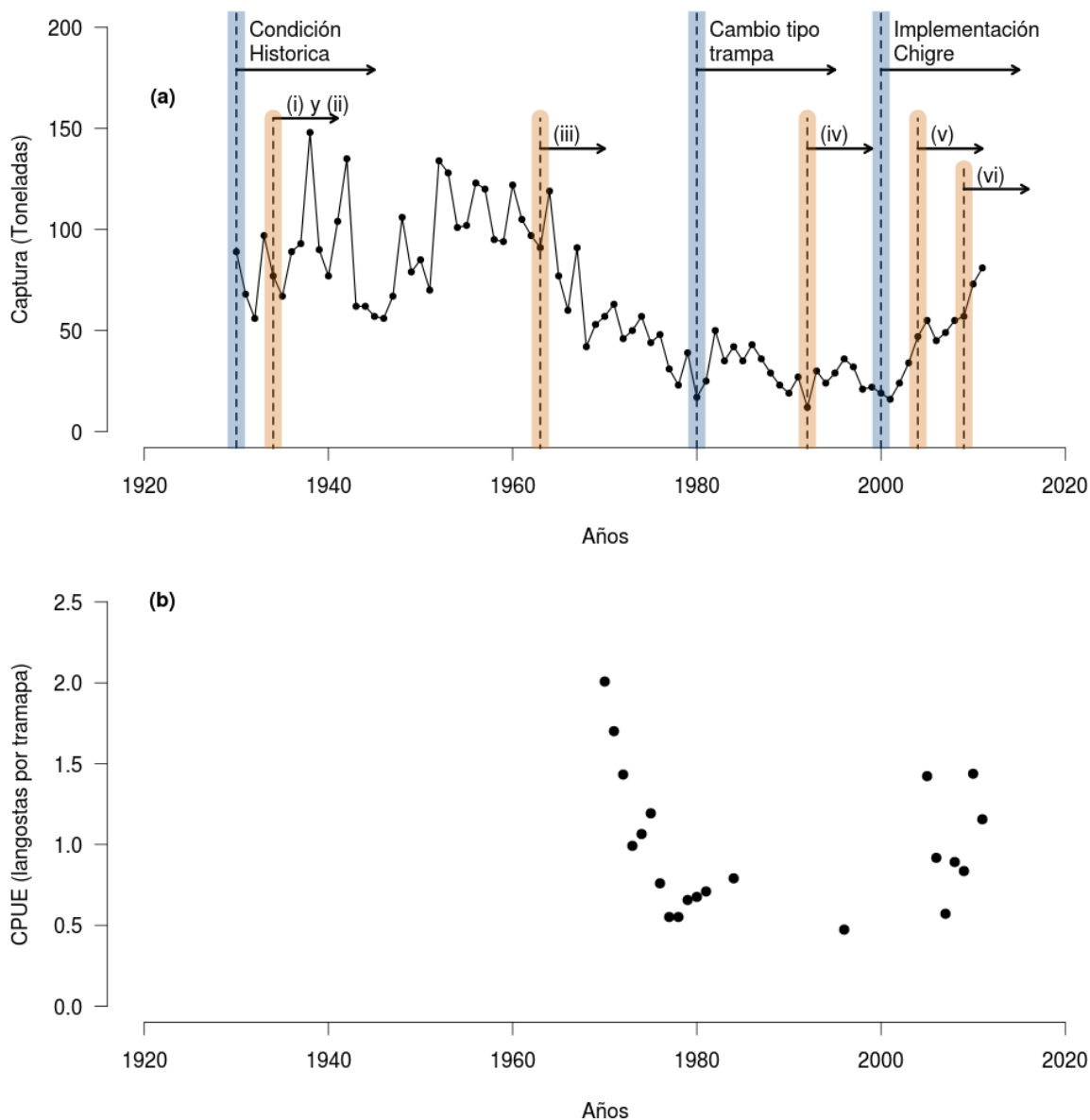


Figura 2: Series de tiempo desde el año 1930 para la estadística pesquera de la langosta de Juan Fernández. (a) Capturas anuales de langosta, desde el año 1930 hasta 2012. Las líneas verticales azules representan las fechas en que ocurren cambios importantes en el esfuerzo de pesca, las líneas verticales rojas representan las fechas en que fueron instauradas las regulaciones: (i) talla mínima legal; (ii) veda hembras ovigeras; (iii) veda biológica; (iv) trampa único arte de pesca permitido; (v) Cierre acceso a la pesquería; (vi) extensión de la suspensión; (b) Registros de las captura por trampa para el archipiélago de Juan Fernández.

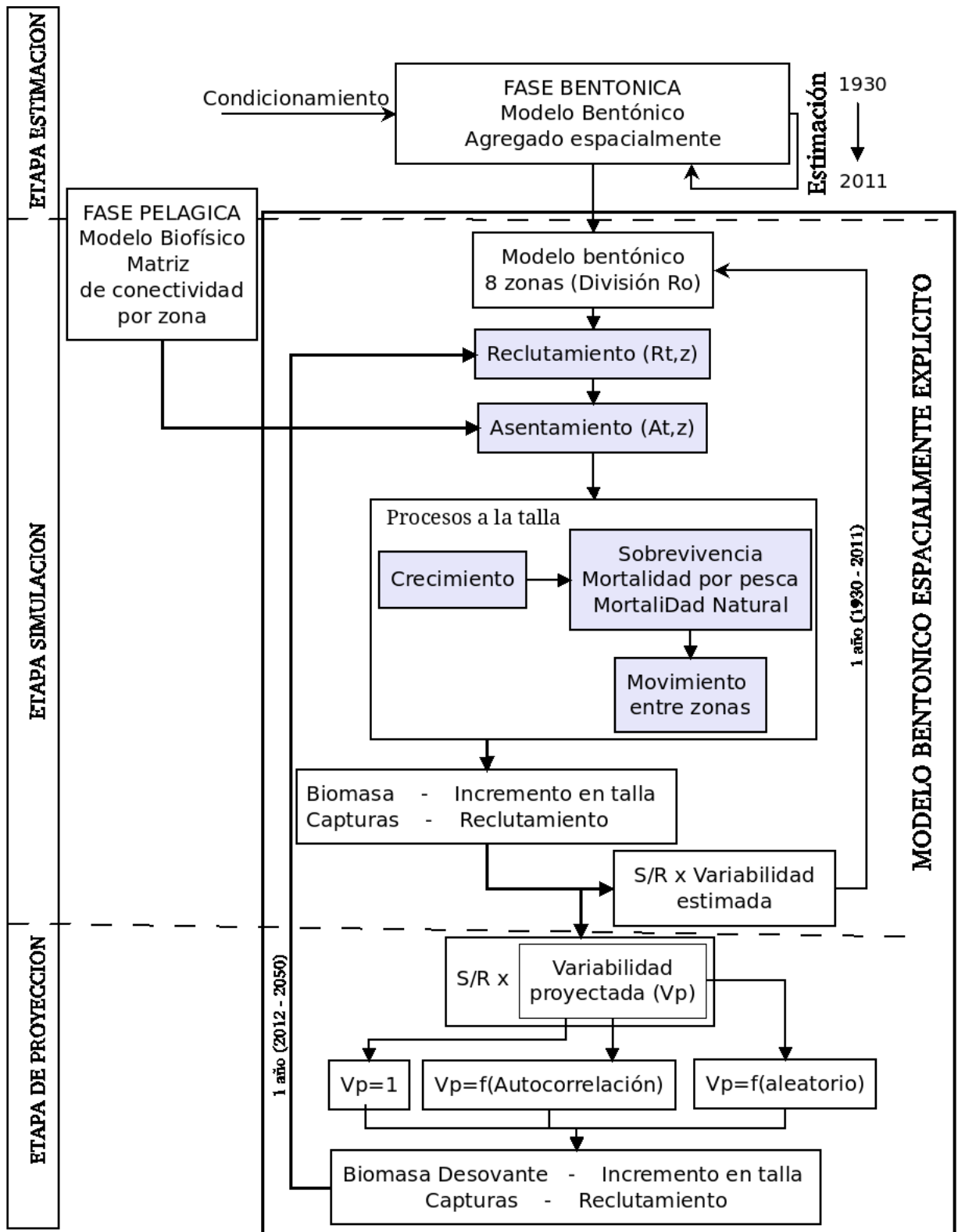


Figura 3: Esquema general de la configuración del acoplamiento de un modelo biofísico y un modelo de la dinámica poblacional de *j. frontalis* en el archipiélago Juan Fernández. En azul se destacan los procesos poblacionales.

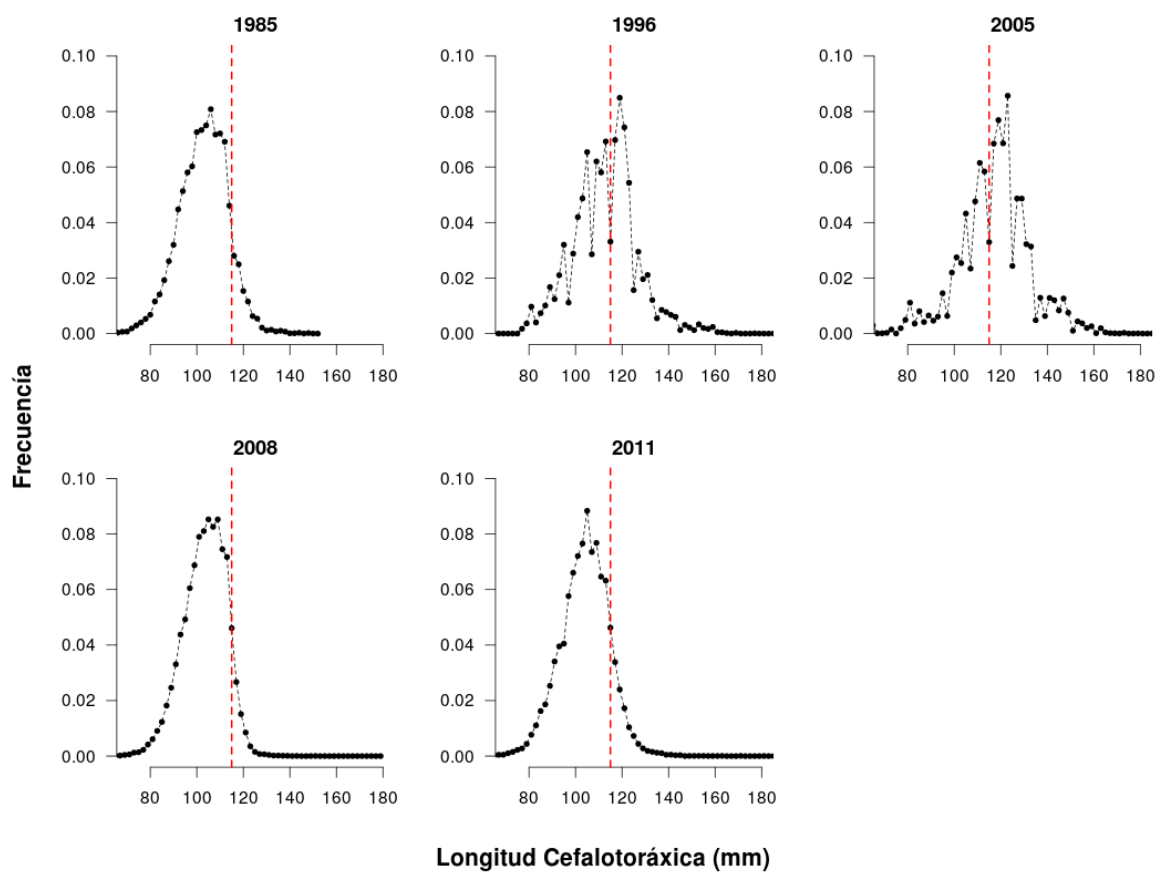


Figura 4: Frecuencia de tallas en las capturas totales (legales + sublegales) para los años 1985, 1996, 2005, 2008 y 2011.

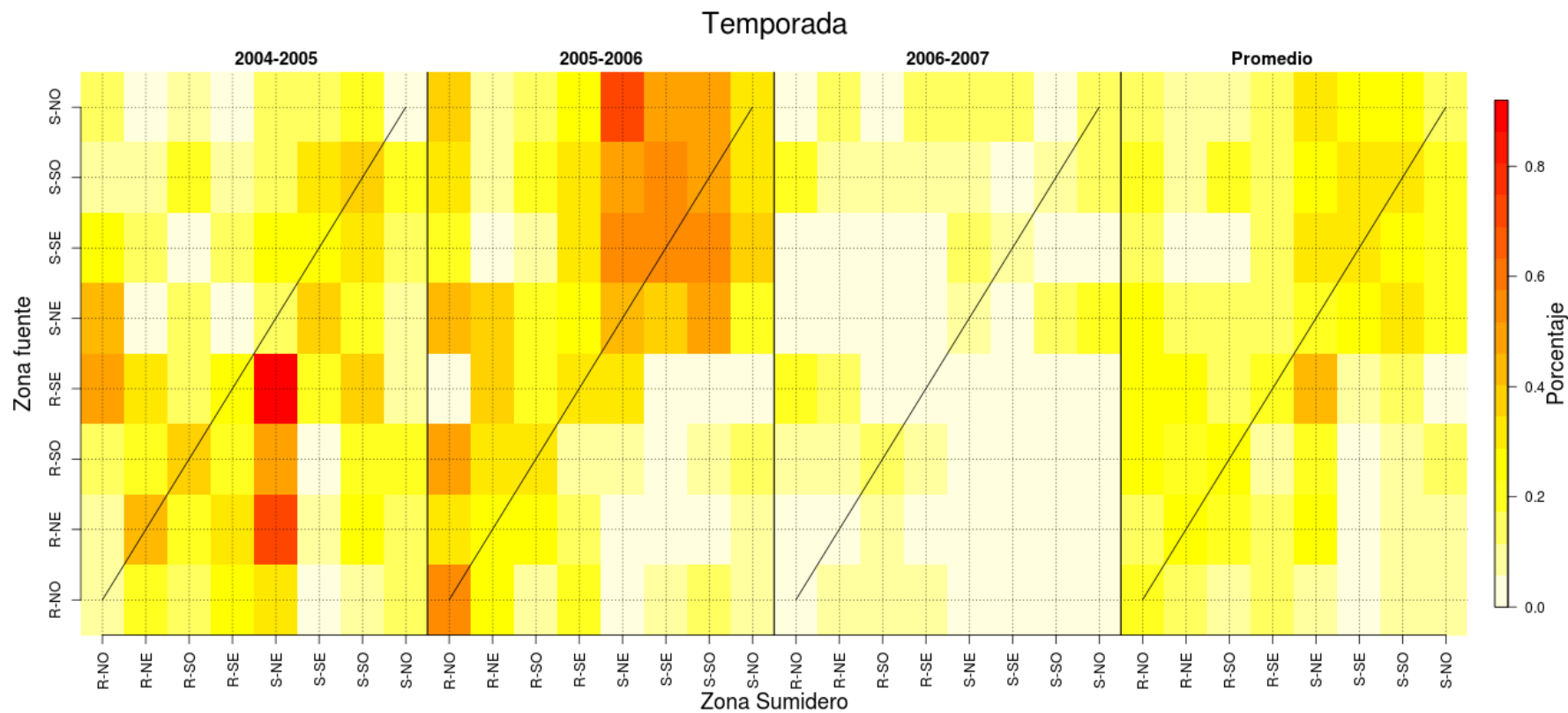


Figura 5: Matrices de conectividad para las temporadas 2004-2005, 2005-2006, 2006-2007 y matriz de conectividad promedio entre las tres temporadas.

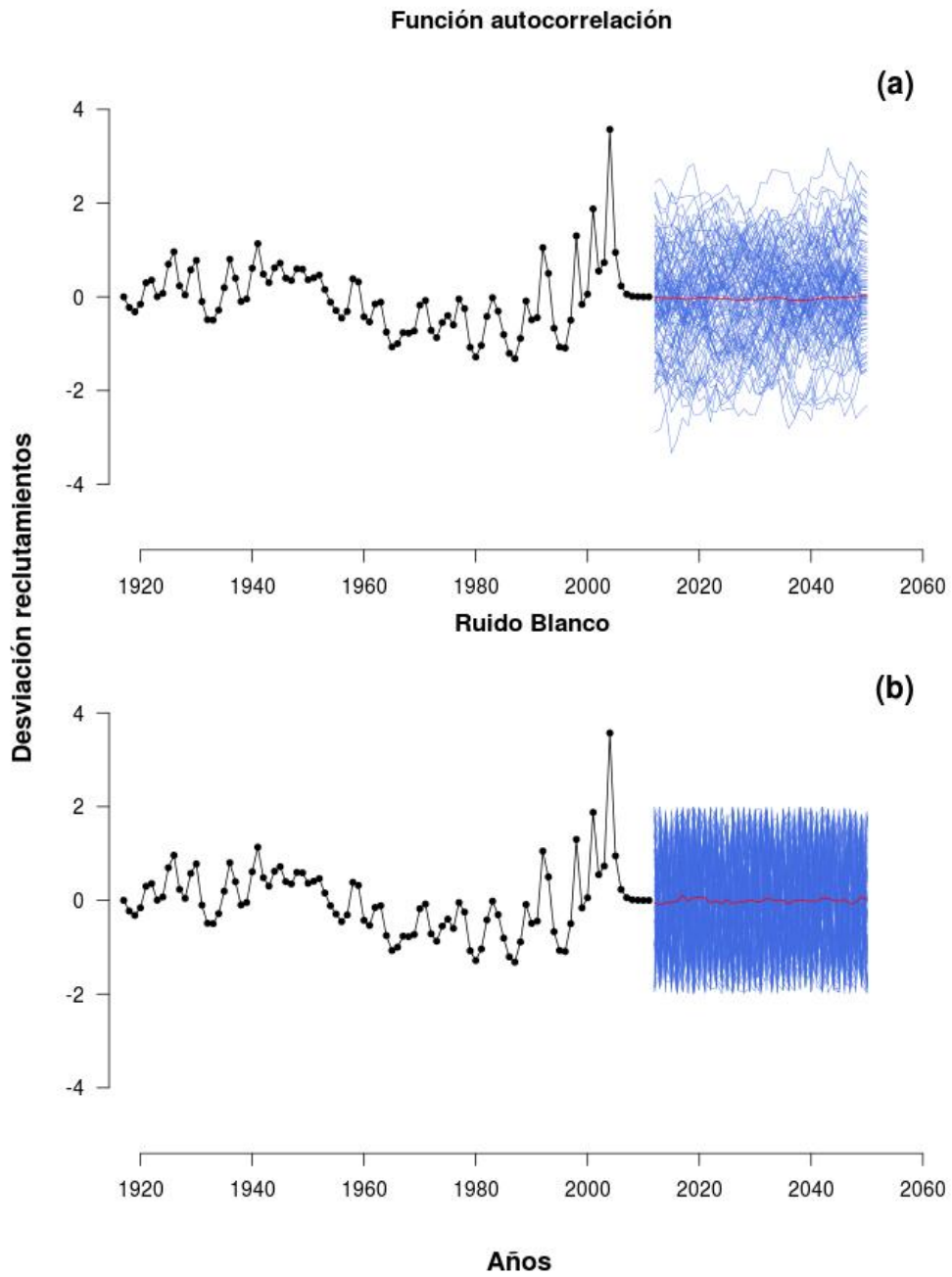


Figura 6: Estimación de la variación del reclutamiento y las diferentes proyecciones. (a) Modelo con autocorrelación; (b) modelo con ruido blanco.

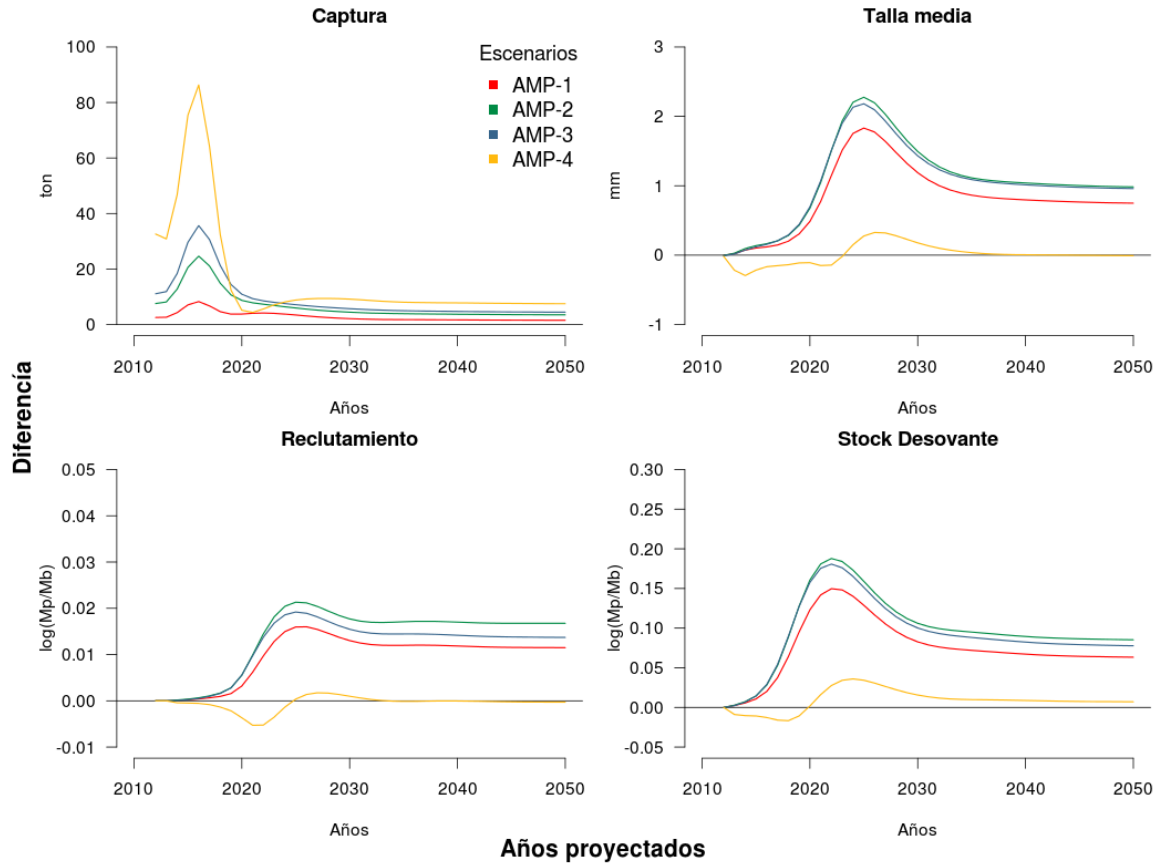


Figura 7: Proyección de los efectos de la implementación de un AMP en 4 áreas diferentes de la zona costera de Robinson Crusoe-Santa Clara sin utilizar desviaciones para los reclutamientos. La información presentada corresponde a la diferencia entre los resultados proyectados para cada escenario y un modelo base sin AMP.

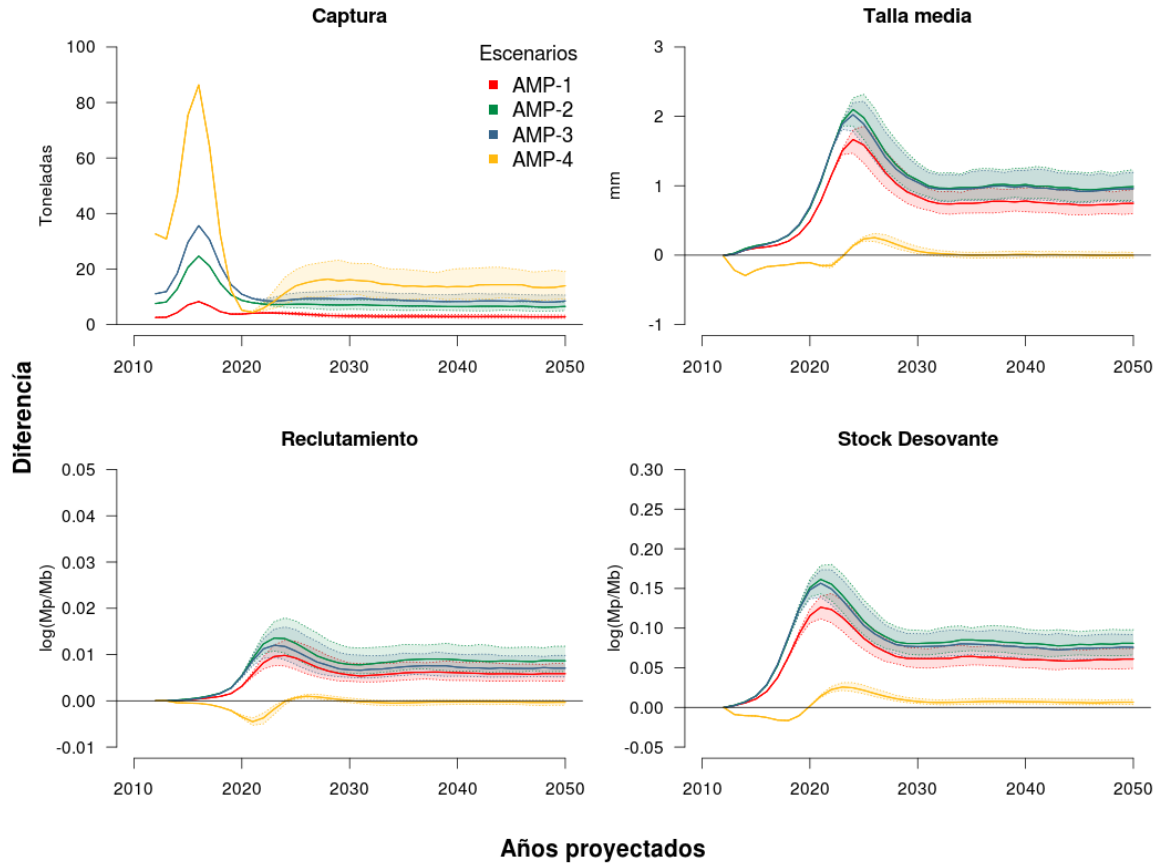


Figura 8: Proyección de los efectos de la implementación de un AMP en 4 áreas diferentes de la zona costera de Robinson Crusoe-Santa Clara utilizando un modelo con ruido blanco para la desviación de los reclutamientos. La información presentada corresponde a la diferencia entre los resultados proyectados para cada escenario y un modelo base sin AMP. La línea central representa la media de los datos y los intervalos los cuartiles de 25% y 75%.

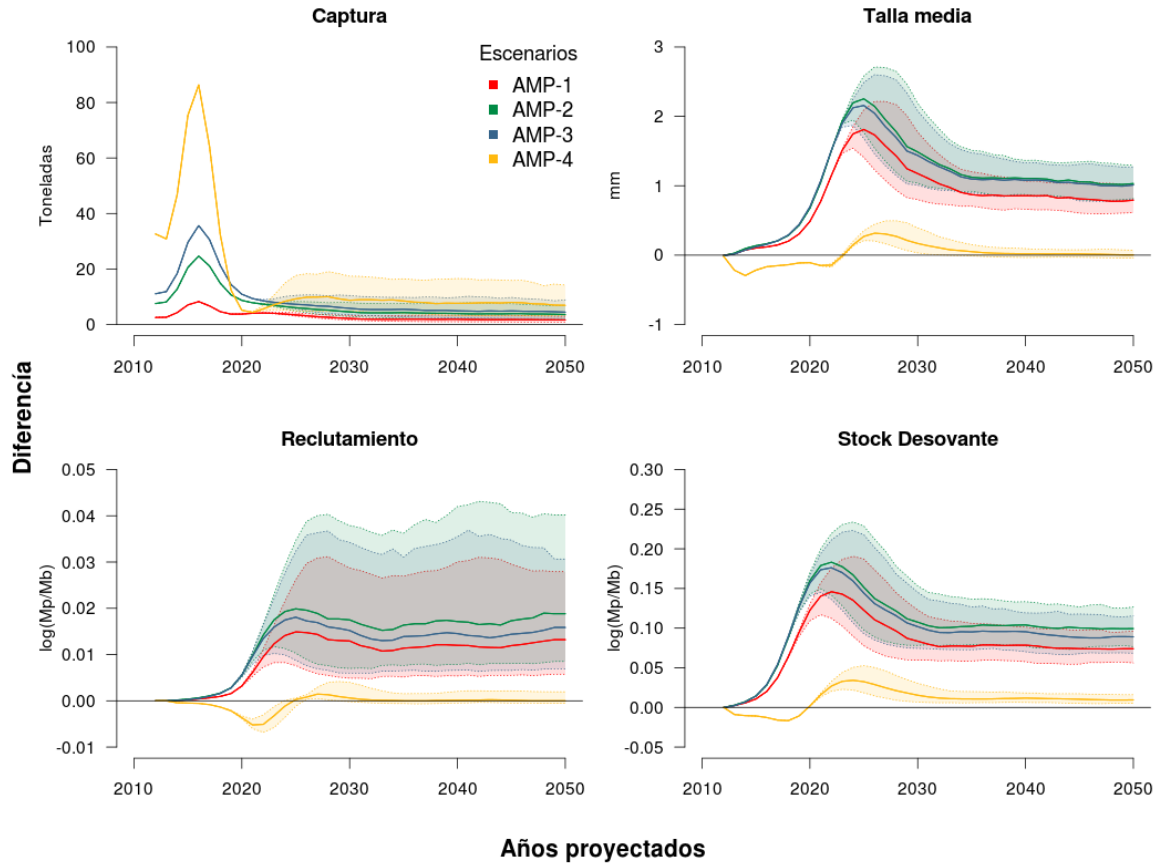


Figura 9: Proyección de los efectos de la implementación de un AMP en 4 áreas diferentes de la zona costera de Robinson Crusoe-Santa Clara utilizando un modelo con autocorrelación para la desviación de los reclutamientos. La información presentada corresponde a la diferencia entre los resultados proyectados para cada escenario y un modelo base sin AMP. La línea central representa la media de los datos y los intervalos los cuartiles de 25% y 75%.

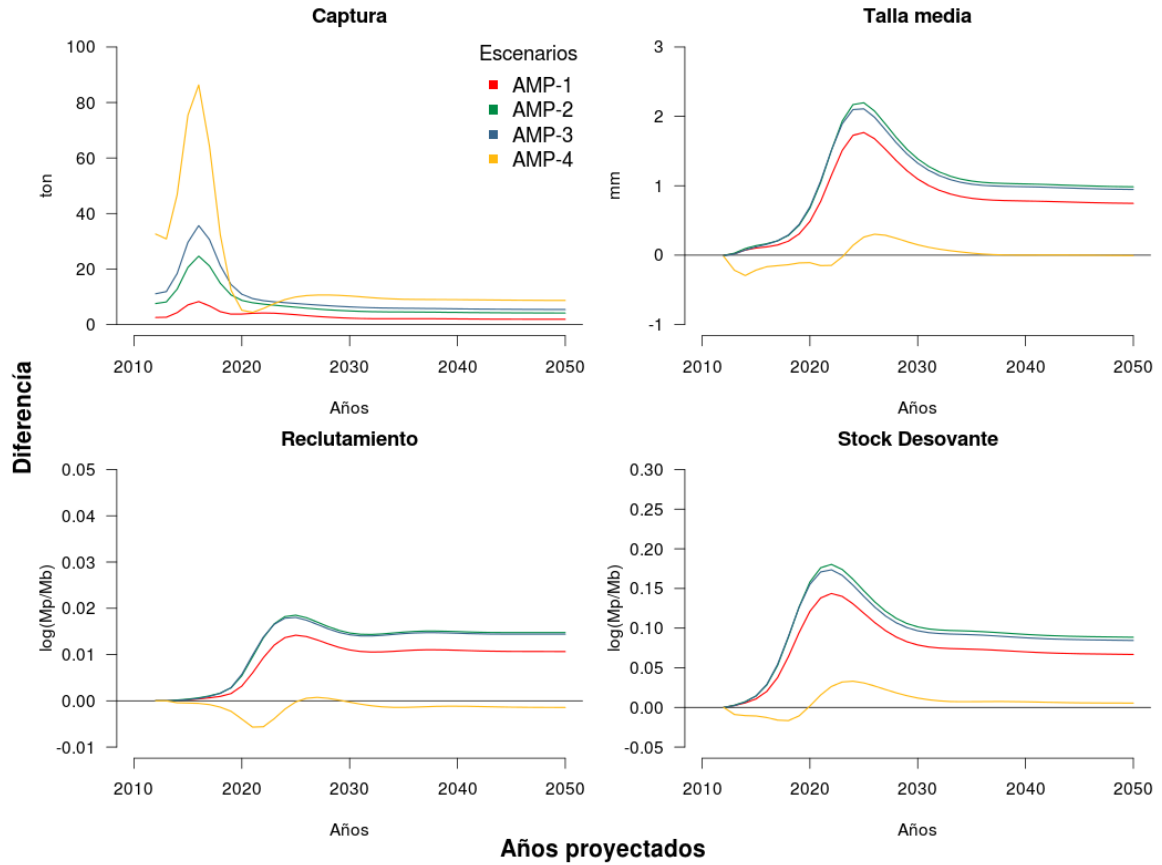


Figura 10: Proyección de los efectos de la implementación de un AMP en 4 áreas diferentes de la zona costera de Robinson Crusoe-Santa Clara utilizando un modelo sin desviación de los reclutamientos. Las zonas se consideran aisladas en la etapa pelágica, solo se considera la tasa de retención larval. La información presentada corresponde a la diferencia entre los resultados proyectados para cada escenario y un modelo base sin AMP.

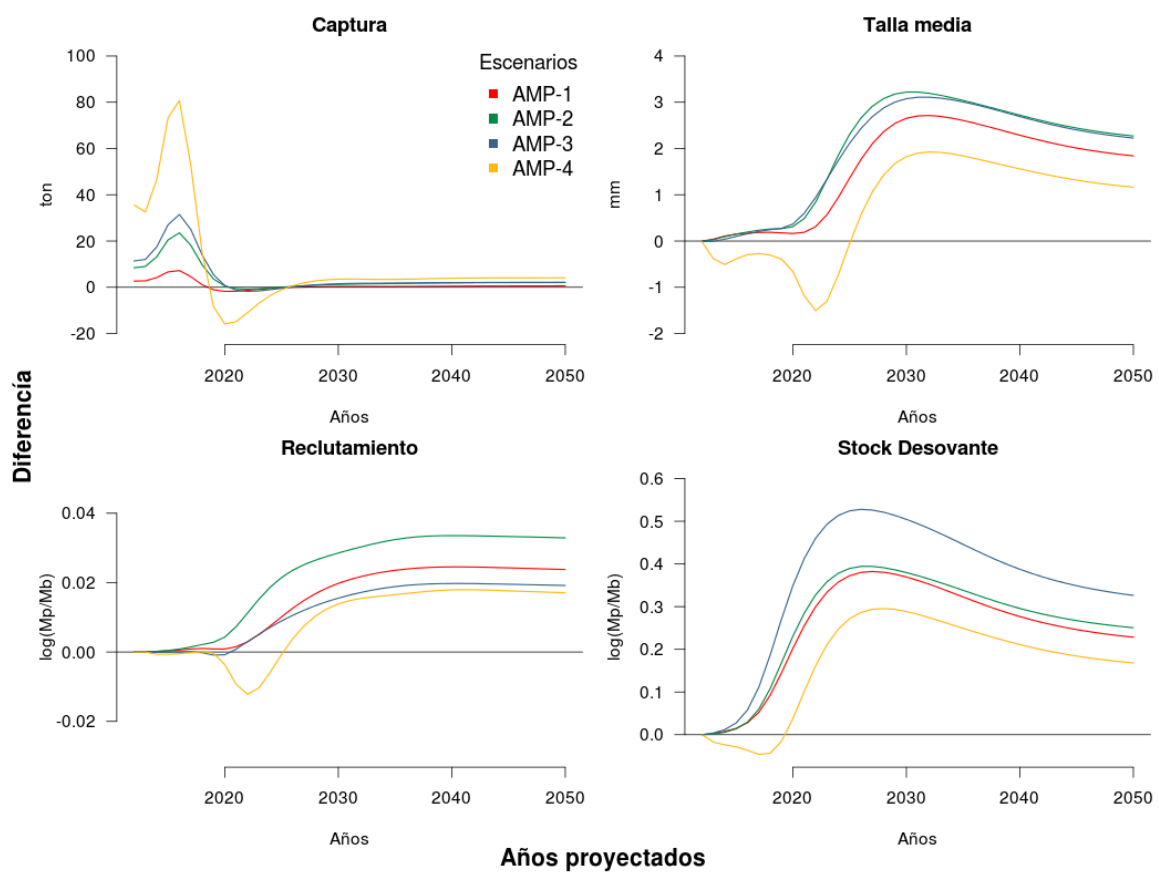


Figura 11: Proyección de los efectos de la implementación de un AMP en 4 áreas diferentes de la zona costera de Robinson Crusoe-Santa Clara utilizando un modelo sin desviación de los reclutamientos. Las zonas se consideran aisladas en la etapa bentónica, no se considera ninguna tasa de movimiento bentónico. La información presentada corresponde a la diferencia entre los resultados proyectados para cada escenario y un modelo base sin AMP.

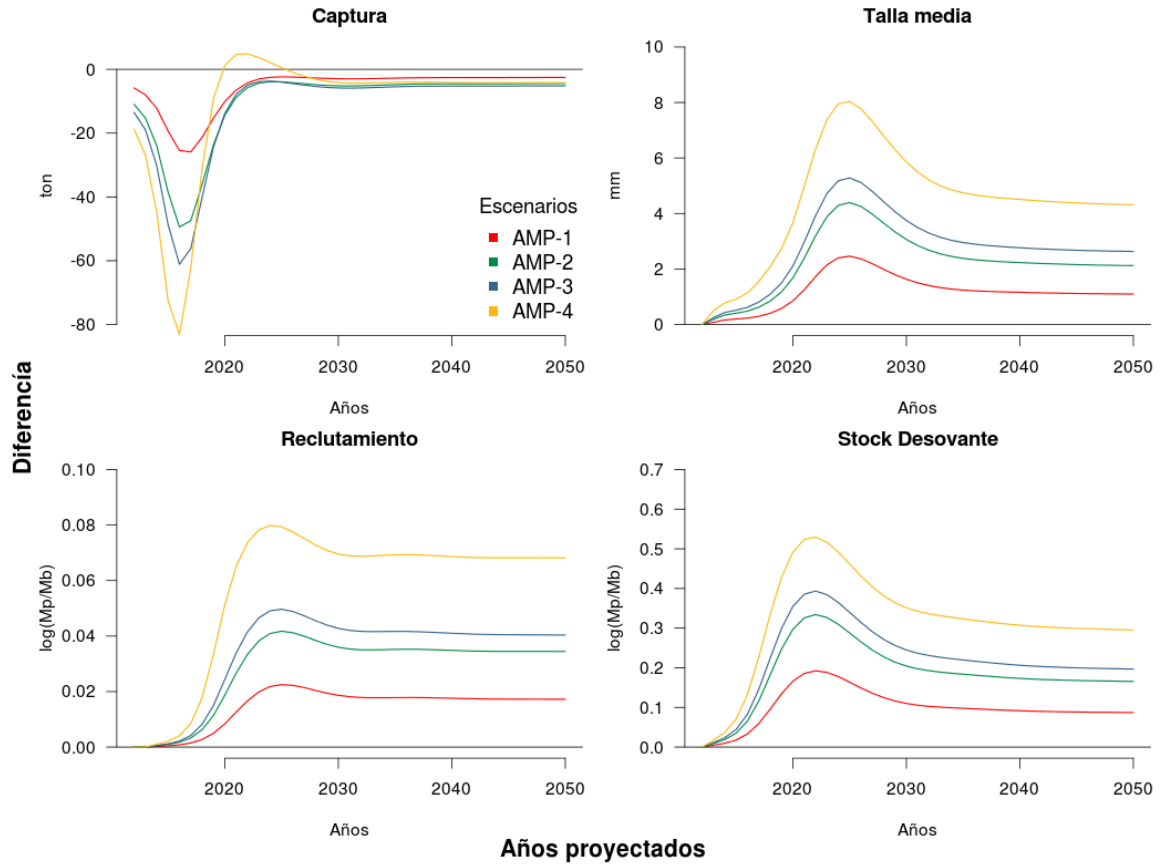


Figura 12: Proyección de los efectos de la implementación de un AMP en 4 áreas diferentes de la zona costera de Robinson Crusoe-Santa Clara eliminando completamente del sistema el nivel de esfuerzo removido del AMP. Se utiliza un modelo sin desviación de los reclutamientos. La información presentada corresponde a la diferencia entre los resultados proyectados para cada escenario y un modelo base sin AMP.

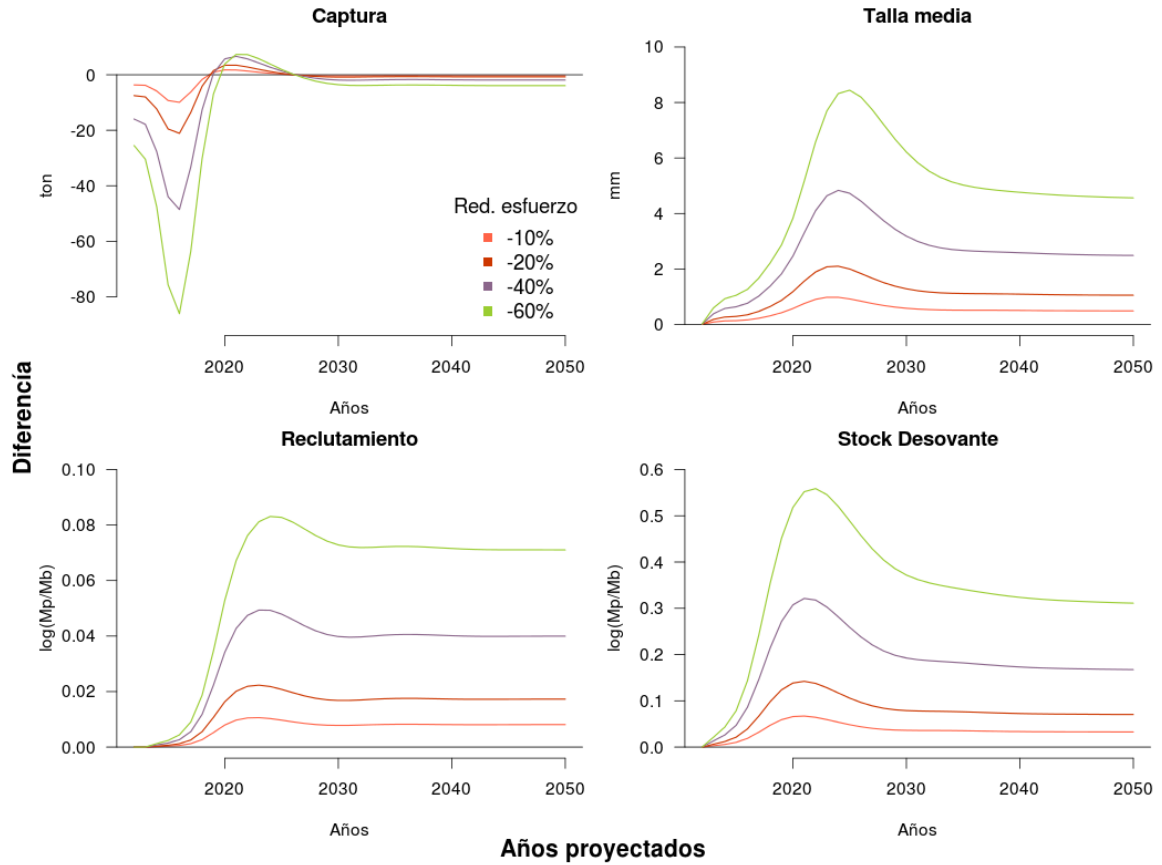


Figura 13: Proyección de los efectos de la remoción de un 10, 20 40 y 60% del nivel de esfuerzo en las islas Robinson Crusoe-Santa Clara eliminando completamente del sistema el nivel de esfuerzo removido del AMP. Se utiliza un modelo sin desviación de los reclutamientos. La información presentada corresponde a la diferencia entre los resultados proyectados para cada escenario y un modelo base sin AMP.

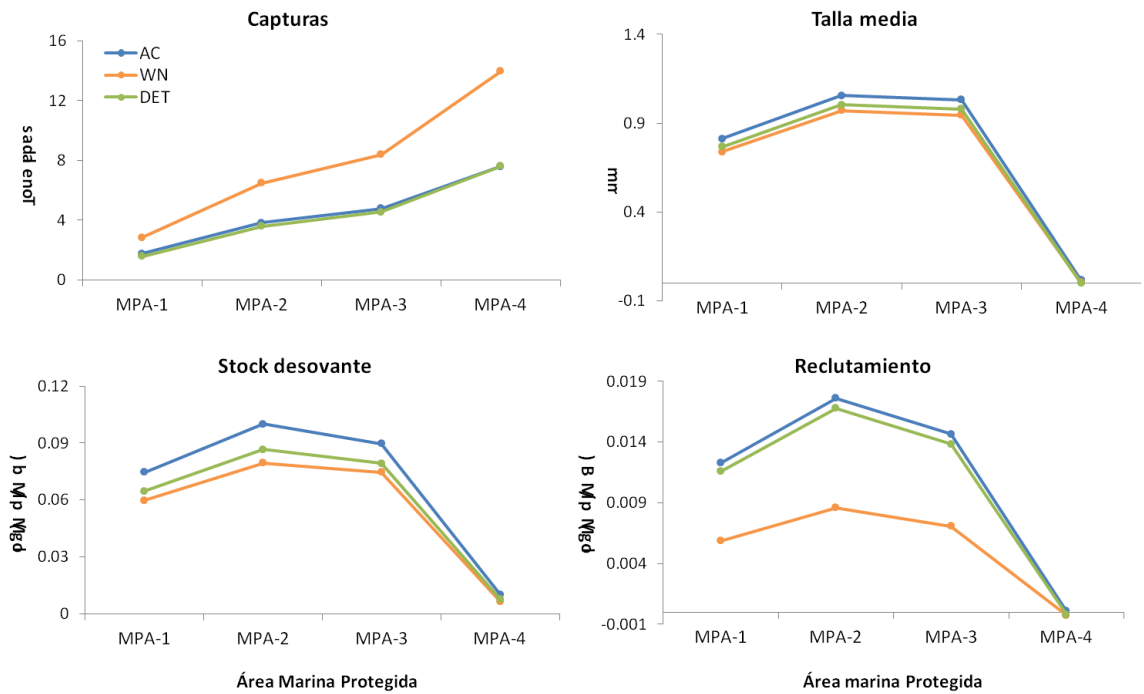


Figura 14: Promedio de los últimos 10 años proyectados para cada una de los estadísticos en las diferentes proyecciones. En verde la proyección realizada con el modelo de autocorrelación, naranja el modelo con ruido blanco y en azul el modelo determinístico.

ANEXO 1: ECUACIONES MODELO BENTONICO

La ecuación que especifica el número de individuos de la clase de talla l al inicio del tiempo $t+1$ de la zona x , tomando en consideración la mortalidad natural, mortalidad por pesca, crecimiento y reclutamiento:

$$N_{l,t+1,x} = \sum_{x=l_1}^l N_{l,t,x} P_{l,t,l'} e^{-(M+F*s_l)} + R_{l,t,x} \quad (A1.1)$$

donde $N_{l,t,x}$ es el número de langostas de la zona x en la clase de talla l al inicio del tiempo t , $P_{l,t,l'}$ es la fracción de animales de la clase de talla l' que crece a la clase de talla l al final de paso de tiempo t después de los procesos de mortalidad, M es la mortalidad natural y se asume independiente del tamaño de los individuos, F es la mortalidad por pesca en individuos completamente reclutados a la pesquería, s_l es la selectividad del arte de pesca a la talla, y $R_{l,t,x}$ es el reclutamiento de individuos (producto del asentamiento) a la talla a la clase de talla l en la zona x y al final de paso de tiempo t .

Reclutamiento (Asentamiento)

El reclutamiento biológico no se concentra en la talla menor si no que presenta una distribución de tipo gamma entre las clases de tallas:

$$R_{l,t,x} = R_{t,x} \int_{l_1}^{l_2} g(l|\alpha_r, \beta_r) dl \quad (A1.2)$$

Donde $R_{t,x}$ corresponde al reclutamiento en el año t en la zona x , y la función gamma está definida por :

$$g(l|\alpha_r, \beta_r) = \frac{l^{\alpha_r-1} e^{-l/\beta_r}}{\beta_r \alpha_r \Gamma(\alpha_r)} \quad (A1.3)$$

El reclutamiento durante el año t es definido como el número de individuos generados por el stock desovante y que reclutan a la población, esta relación está definida por:

$$R_{t,x} = \frac{S_t}{(\delta + \lambda S_t)} e^{\varepsilon t} \quad (A1.4)$$

En esta ecuación S_t corresponde al stock desovante al final del año t , ε corresponde al error asociado, δ y λ son los parámetros de la función stock recluta, los cuales bajo una reparametrización quedan definidos bajo:

$$\delta = \frac{S_0}{R_0} \left(1 - \frac{z-0.2}{0.8z}\right) \quad (A1.5)$$

$$\lambda = \frac{z-0.2}{0.8zR_0} \quad (A1.6)$$

Donde R_0 corresponde al Reclutamiento inicial, S_0 al stock desovante inicial y z corresponde al parámetro dependiente de la función stock-recluta (S-R) la cual puede variar entre valores de 0.2 y 1. El cálculo de la abundancia del stock desovante se realiza mediante la siguiente función.

$$S_{t,x} = \sum_{i=l_1}^{l_n} N_{l,t,x} m_l f_l \quad (A1.7)$$

Donde $N_{l,t,x}$ corresponde a la abundancia de individuos de la clase de talla l en el tiempo t en la zona x , m_l corresponde al índice de madurez a la talla y f_l es la fecundidad a la talla expresada en número de huevos por hembra. La madurez a la talla está calculada mediante la ecuación:

$$m_l = \frac{1}{1 + e^{a_{mat} + b_{mat}l}} \quad (A1.8)$$

Donde a y b son los parámetros de la función y l corresponde a la talla de los individuos. La fecundidad a la talla expresada en número de huevos por hembra está determinada por la siguiente ecuación:

$$f_l = a_{fec} * l^{b_{fec}} \quad (A1.9)$$

Donde a_{fec} y b_{fec} son los parámetros de la ecuación y l corresponde a la longitud cefalotorácica de las langosta. La selectividad de la pesquería utilizada en esta ecuación está definida por la siguiente ecuación:

$$s_l = \{1 + e^{-\ln(19) \frac{(l-l_{50})}{(l_{95}-l_{50})}}\}^{-1} \quad (A2.0)$$

Donde l corresponde a la talla de los individuos, l_{50} corresponde a la longitud al 50% de la selectividad, y l_{95} corresponde a la longitud al 95% de selectividad.

El crecimiento en la langosta fue definido por una matriz de transición con crecimiento estocástico y con distribución gamma.

$$P_{l,l'} = \int_{l_1}^{l_2} g(\Delta_l | \alpha_l, \beta) d\Delta_l \quad (A2.1)$$

$$g(\Delta_l | \alpha_l, \beta) = \frac{\Delta_l^{\alpha_l - 1} e^{-\Delta_l / \beta}}{\beta^{\alpha_l} \Gamma(\alpha_l)} \quad (A2.2)$$

$$\bar{\Delta}_l = (L_{\infty} - l) (1 - e^{-k}) \quad (A2.3)$$

Donde $P_{l,l'}$ es la probabilidad de pasar de la talla l a l' en el intervalo de tiempo t .

Para el cálculo de la biomasa total vulnerable de todo el archipiélago se utilizó la siguiente ecuación:

$$B_t = \sum_{l=10}^{Lmax} N_{l,t,x} w_l s_l \quad (A2.4)$$

Donde w_l es el peso a la talla l .

La biomasa total capturada por año para todo el archipiélago está definido por:

$$C_t = \sum_{x=1}^8 \sum_{l=10}^{Lmax} N_{t,l,x} f_{t,x} S_l \frac{(1 - e^{-(M + f_{t,x} S_l)})}{M + f_{t,x} S_l} w_l \quad (A2.5)$$

Donde $f_{t,x}$ es la mortalidad por pesca para la zona x en tiempo t , M es la mortalidad natural y w_l es el peso de los individuos a la talla l .

DISCUSION GENERAL

Patrones de conectividad

Los resultados obtenidos a través de campos superficiales de las corrientes a través del modelo oceanográfico, muestran claras variaciones en los patrones de circulación. En la temporada 2006-2007 se observa una marcada disminución en la actividad de mesoescala (ie. eddies; meandros), lo cual se refleja en los bajos niveles de conectividad dentro de la temporada. El efecto de los cambios en los patrones de circulación y su efecto en la conectividad han sido reportados en varios estudios como factores importantes, ya que podrían alterar los flujos de individuos entre diferentes zonas (Chiswell *et al.*, 2003; Cowen *et al.*, 2006; Incze *et al.*, 2010). Esta variación en el patrón de circulación, muestra dos efectos marcados: (a) una disminución en los niveles de retención y (b) disminución en los niveles de conectividad dentro de la temporada. La alternancia en los patrones de circulación durante las temporadas 2004-2005 y 2005-2006, está acompañada de un aumento significativo de los niveles de conectividad-retención para todo el sistema (AJF e AID). Esto sugiere que éstas variaciones en los patrones de circulación podrían tener un rol importante en la configuración de los esquemas de conectividad-retención en el sistema de islas. Otro de los factores que tiene un impacto significativo en el asentamiento son los patrones reproductivos (i.e. patrón de liberación larval; zona de liberación) algo similar a lo encontrado en otras especies de langostas (Chasse & Miller, 2010; Incze *et al.*, 2010). El acoplamiento de estos factores reproductivos con las condiciones oceanográficas y meteorológicas imperantes en el período de liberación larval es relevante en términos de la posible capacidad advectiva o de retención que caracterizan al sistema de archipiélagos en este período. Palma *et al.*, (2011) indica que la baja abundancia de larvas tempranas de *J. frontalis* encontrada en varias zonas cercanas a la costa durante el período de liberación larval podría depender de los niveles de advección que caractericen a las corrientes. El aporte de estos factores reproductivos al éxito del asentamiento está determinado principalmente por la sobreposición espacio-temporal que existe entre ellos y los factores oceanográficos imperantes en las diferentes zonas

Estas altas variaciones producto de factores ambientales y biológicos no sólo estarían actuando sobre los niveles de asentamiento, sino que también tendrían un marcado efecto en la variación espacial del recurso. En los panilúridos, los niveles de conectividad entre zonas alejadas están fuertemente influenciados por los factores físicos que están operando sobre

estas poblaciones (Caputi *et al.*, 2001; Yeung *et al.*, 2001, Caputi, 2008). Estos cambios, en las corrientes estarían generando una marcada variación interanual en los índices de asentamiento provocando que en algunas temporadas los índices de sobrevivencia (a los procesos de advectivos) sean mayores (2005-2006) y en otros mucho más bajos. Por otro lado, este tipo de variación interanual en los niveles de asentamiento tendría marcado efecto en los niveles productivos de la pesquería, debido a que el reclutamiento pesquero en estas especies podría estar fuertemente influenciado por la sobrevivencia en estos estadios de desarrollo. Esta relación entre las variaciones en los niveles de asentamiento y las variaciones en la producción pesquera (extracción de langostas) para especies congénéricas de *J. frontalis*, presenta un alto nivel de correlación (Phillips *et al.*, 2000; Gardner *et al.*, 2001; Melville-Smith *et al.*, 2001; Booth & McKenzie, 2009).

Modelo conceptual

Los tres sub-sistemas de islas (AS, RC-SC, AID) presentan un flujo de partículas entre sus componentes formando una estructura metapoblacional para *J. frontalis* (Whittaker, 1998; Dodds, 2009). Para el caso de AS y RC-SC existen niveles de retención (~1%) fenómeno que no es observado en AID, el cual presenta niveles de retención despreciables, con un alto índice de advección (~99.99%) durante todas las temporadas simuladas. Al observar las proporciones finales de individuos asentados por zonas durante las tres temporadas encontramos que sus niveles de asentamiento en el AID son levemente menores a los niveles encontrados para RC-SC y AS. Esto sugiere que el AID sería un sumidero de los propágulos provenientes tanto de AS como de RC-SC y que su aporte de larvas al sistema sería marginal. El sistema AJF presenta un flujo migracional bidireccional entre sus islas (AS, RC-SC) lo cual generaría una homogeneización del sistema. Se puede apreciar una marcada variación interanual de los índices de conectividad-retención y un significativo nivel de conectividad en el AJF, especialmente de larvas provenientes de RC-SC hacia AS. En general, se establecería que *J. frontalis* presenta un estructura metapoblacional con importantes niveles de conectividad-retención dentro del sistema AJF y un importante flujo larval hacia el AID.

Limitaciones de la aproximación biofísica en AJF

En los modelos de acoplamiento físico-biológicos es fundamental incorporar piezas de información biológica (Werner *et al.*, 2007). Esta información biológica se utilizan para

configurar las bases del modelo (ie. zonas, cantidad y patrones de liberación, mortalidad, efecto de la temperatura) y los patrones de comportamiento de los individuos (reproductivo, migración vertical, comportamiento migratorio por estadío). Sin embargo, para *J. frontalis* y en este sistema de las islas oceánicas esta información es escasa y dispersa. De esta manera, el modelo implementado posee limitaciones debido a la acotada información biológica utilizada y disponible para su configuración. A pesar de esto, el modelo es una aproximación preliminar robusta que da cuenta de los patrones de conectividad-retención que tienen las subpoblaciones de *J. frontalis* en el sistema de islas (AJF y AID).

Debido a la necesidad de representar de forma realista los procesos que están condicionando los patrones de conectividad-retención entre estos sistemas se decidió realizar simulaciones sólo para los años en los cuales se contaba con esta información biológica de la especie, evitando de esta forma que el único efecto que opere sobre la conectividad-retención de las poblaciones provenga del ambiente físico. Futuras aplicaciones de este modelo biofísico de las subpoblaciones de *J. frontalis* en el sistema de islas (AJF y AID) deberían incluir información más detallada de: (a) patrones reproductivos de las hembras, (b) mortalidad natural (c) modelo de crecimiento larval (d) modelos de movimiento larval.

Modelo pelágico - bentónico acoplado

Esta nueva aproximación incluye explícitamente las dos principales fases del ciclo de vida de un organismo bentónico, mediante el acoplamiento de un modelo biofísico para la fase pelágica y un modelo estructurado por tallas para la fase bentónica. Esta aproximación resuelve el problema que presentan otros modelos que excluyen una fase, generalmente la fase pelágica (Eddy et al 2010), o los modelos que utilizan supuestos de linealidad en la dispersión larval (White et al 2010). Incluir la fase pelágica es de vital importancia, en especial cuando se intenta evaluar el desempeño de la instauración de un área marina protegida (AMP), (Botsford et al 2001; Fogarty & Botsford 2006; Botsford et al 2004) especialmente al momento de definir la escala espacial para el manejo y las sub-áreas que deben ser protegidas del efecto de la pesca (Fogarty & Botsford 2006; Botsford et al. 2004; Botsford et al. 2007). Actualmente existe una necesidad imperante por incluir la conectividad como un criterio esencial al momento de definir tanto la ubicación como el tamaño de una AMP (Almany et al 2009; Correl et al. 2012). Solo recientemente existen estudios que han contribuido a resolver esta problemática utilizando modelos biofísicos para abordar temas de conectividad al momento de

evaluar una AMP (Correl et al 2012). Si bien las aproximaciones planteadas en estos recientes trabajos resuelven el problema del diseño de una red de conectividad para las AMPs no está acoplado a un modelo bentónico explícito, por lo cual no existe una interacción directa entre las dos fases del ciclo de vida. Esta interacción entre un modelo biofísico y un modelo de dinámica ha sido marcada como importante y necesaria para evaluar directamente la persistencia de una población en una AMP (Moffitt et al 2011; Nilsson Jacobi & Jonsson 2011; Correl et al 2012). Proporcionando a su vez una base más amplia para la comparación de propuestas de diseño en la implementación de un AMPs o redes de AMPs (Nilsson Jacobi & Jonsson 2011). Bajo estos escenarios el modelo desarrollado presenta un conjunto de ventajas comparativas, no tan sólo en la implementación de AMPs si no que en la evaluación de estrategias de manejo. La capacidad de poder evaluar las propuestas de manejo dentro de un modelo que incluye de forma explícita las fases bentónica y pelágica lo proponen como la herramienta adecuada para esta labor.

Áreas marinas protegidas en RC-SC

Cuando se analiza la instauración de una AMP en RC-SC utilizando esta metodología, se observa que en el largo plazo estas AMP no presentan un marcado efecto como se esperaba, si bien existen resultados positivos, estos son menores en comparación con la dinámica del recurso y de la pesquería. Para obtener un aumento de las capturas entre 8 a 15 toneladas se necesita remover el 58% del esfuerzo. En la talla media de la fracción vulnerable el mejor resultado solo alcanza a 1 mm de diferencia con el modelo base, valor incluso menor al incremento en talla de una langosta adulta después de la muda (1,3-8,9 mm; Arana & Martínez 1985; Dupré 2000). Si bien el incremento en el stock desovante es importante para casi todas las AMP propuestas, salvo la AMP-4, este no se ve reflejado en un aumento del importante del reclutamiento, lo cual se debería a la forma de la función de la relación stock-recluta (Quinn & Deriso 1999). De esta forma si se asume que la pesquería está cercana a la sobrepesca para ver un aumento significativo en los indicadores con respecto a un modelo base, se deben tomar otro tipo de regulaciones en conjunto con el AMP, para evitar el aumento de la presión de pesca fuera del área protegida (Hilborn et al. 2006).

Si se consideran otras medidas de manejo como la eliminación completa del esfuerzo removido de un AMP presenta diferencias positivas y significativas comparadas con una proyección que no incluye una AMP. Estas diferencias son más altas si se comparan con los

escenarios proyectados redistribuyendo el esfuerzo removido en las otras zonas adyacentes. Este efecto significativamente superior se debe a la implementación de una AMP, la que no supone un aumento de la presión de pesca sobre el stock en las zonas adyacentes generando un significativo aumento en estos indicadores. Esto sugiere que es de vital importancia para la exitosa implementación de una AMP el manejo de las zonas adyacentes, ya que sin él, los efectos positivos de una MPA se verán reducidos o anulados (Field et al. 2006; Pelletier et al. 2008; Sethi & Hilborn, 2008). Esto se ve claramente reflejado en los escenarios que no incluyen ninguna medida de regulación del esfuerzo en las zonas adyacentes en conjunto con la implementación de una AMP. Otra medida de manejo que contempla la disminución del esfuerzo pesquero en RC-SC desde un 10% hasta un 60% muestra en general resultados positivos similares a la medida de manejo que incluye un AMP sin reubicación del esfuerzo en otras zonas. En general la implementación de una medida como esta, tendría variados efectos ecológicos positivos, pero afectarían de forma negativa la economía de los pescadores.

Ambas medidas de manejo alternativas a la sola implementación de una AMP presentan mejores resultados a largo plazo. Las principales diferencias entre ellas, esta es que una incluye la remoción del esfuerzo en un área y la otra en todas las áreas en igual porcentaje. Esta diferencia tiene dos importantes consecuencias: i) cuando se remueve el esfuerzo de forma homogénea alrededor de RC-SC las capturas presentan mejores resultados debido principalmente a que en valores absolutos el nivel de esfuerzo removido está relacionado con el esfuerzo total desplegado en el área; y ii) si en conjunto con la instauración de una AMP no se redistribuye el esfuerzo el efecto sobre los estadísticos ecológicos (talla media de la fracción vulnerable; reclutamiento; stock desovante) es mayor, esto producto principalmente de la protección que entrega a estos el AMP y del efecto ‘spillover’.

Limitaciones

En la modelación biofísica, una de las principales piezas de información son a las características biológicas de la especie (Cowen et al., 2006; Werner et al., 2007). Tal como ocurre para otras especies de distribución insular como *J. frontalis* este tipo de información es escasa y dispersa. A pesar de esta limitación este modelo biofísico es una buena primera aproximación para abordar estas temáticas de conectividad en el AJF. Por otro lado, relacionado también con el modelo biofísico, la incorporación de una matriz promedio para los procesos de conectividad-retención presentaría ciertas limitaciones. La alta variabilidad

interanual que existe en los índices de conectividad-retención no es capturada por una matriz promedio y podría no representar de forma realista los diferentes escenarios de cambio. En el caso de la fase de condicionamiento del modelo, esta variabilidad a nivel poblacional recaería sobre las desviaciones del reclutamiento, pero no daría cuenta de las variaciones a nivel zonal. En las proyecciones del modelo, la forma de abordar este problema sería incorporando información oceanográfica proveniente de modelos de cambio global, los cuales cuentan con proyecciones del ambiente físico. Durante esta fase, la variación entre los índices de conectividad y el de advección está siendo rescatada por las proyecciones de las desviaciones de los reclutamientos. A pesar de estas debilidades el modelo tiene un comportamiento robusto, el cual podría ser refinado aún más con la incorporación de variabilidad con mayor resolución temporal. Esta aproximación que incorpora ambas fases del ciclo de vida de *J. frontalis* se presenta como una alternativa para evaluar algunas estrategias de manejo. Dentro de las cualidades de esta aproximación está la de incluir explícitamente la parte bentónica y pelágica y de recapitular espacio-temporalmente lo que sucede con una población.

Recomendaciones de manejo

En la evaluación del rendimiento de una AMP se consideran en conjunto 4 factores que dan cuenta de su eficiencia: i) económicos; ii) ecológicos; iii) manejo y gobernanza; y iv) sociales (Batista et al. 2011). Desde la perspectiva económica la implementación de un AMP en RC-SC estaría determinada principalmente por las proyecciones de captura sin diferencias significativas en relación a un escenario sin MPA. Para el caso de los indicadores ecológicos (talla media, reclutamiento, stock desovante), el único que presenta un aumento importante tras la implementación de una AMP es el stock desovante, en cambio los otros dos, sólo presentan diferencias marginales. Para el caso de la pesquería de RC-SC tanto los indicadores de manejo, gobernanza y el que aborda la parte social pueden ser considerados en conjunto pues la pesquería de la langosta es la principal actividad económica de estas islas y por lo tanto de alto impacto a nivel social. En este punto la percepción de los pescadores en relación a las AMPs es bastante negativa (Ernst et al. in press), lo que genera poca adhesión por parte de los usuarios a esta medida de manejo. En otras palabras la implementación de una AMP en RC-SC como la propuesta por Eddy et al. (2010) no proyectan buenos resultados desde el punto de vista económico, social ni ecológico. Por el contrario, potencialmente pondría en riesgo el sistema de manejo interno que tiene la pesquería. De esta forma la implementación

de una AMP resulta ser una medida de manejo riesgosa para la pesquería en especial considerando el sistema de manejo no tradicional instaurado en las islas del AJF. En conclusión, considerando la dinámica de la pesquería/recurso, la implementación de un AMP en RC-SC sería poco recomendable por tres motivos: a) presenta un efecto poco significativo en la dinámica global del recurso; b) alta dificultad para poder redistribuir el esfuerzo, debido principalmente al complejo pero bien definido sistema de tenencia de ‘marcas’; y c) poco nivel de compromiso de los usuarios con la medida lo cual podría recaer en un alto nivel de esfuerzo de la autoridad pesquera al tratar de implementarla. En el caso de ser necesaria la implementación de un AMP en RC-SC, esta debería venir acompañada de otras medidas de manejo, como la reducción del esfuerzo. En conclusión una AMP por sí sola no tendría resultados positivos para la pesquería, podría generar inestabilidad en las reglas de manejo internas y para ser implementada necesita de otras medidas de manejo anexas.

REFERENCIAS GENERALES

- Allison, G., Lubchenco, J. and Carr, M. 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications* 8: 79-92.
- Almany GR, Connolly SR, Heath DD, Hogan JD, Jones GP, McCook LJ, Mill M, Pressey RL and Williamson DH. 2009. Connectivity, biodiversity conservation and the design of marine reserve networks for coral reefs. *Coral Reefs* 28:339–351
- Arana, P. & G. Martínez. 1985. Crecimiento por muda de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*). En: P. Arana (ed.). *Investigaciones Marinas en el Archipiélago de Juan Fernández*. Esc. Ciencias del Mar, UCV, Valparaíso, pp. 225-236.
- Arana, P., 1983. Estado en que se encuentra la pesquería de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*). Pages 77–111 in P. Arana, ed. 'Análisis de Pesquerías Chilenas'. Escuela de Ciencias del Mar, Universidad Católica de Valparaíso, Chile.
- Arana, P., Guerrero, A., Ahumada, M., Jofré, A., 2006b. Monitoreo biológico-pesquero de la langosta y cangrejo dorado en el archipiélago de Juan Fernández. Proyecto FIP N°2004-48, Universidad Católica de Valparaíso, Chile
- Arana, P., Ahumada, M., Guerrero, A., Espejo, V., Yañez, E. R., Silva, C. G., Ernst, B., et al. 2006a. Evaluación de stock y distribución de la langosta y el cangrejo dorado en el archipiélago de Juan Fernández. Proyecto FIP N° 2005-21.
- Arana, P. M., Cifuentes, A, De La Hoz, E, Martínez, G., Retamal, M. A., & Vega, R. 1997. Programa de pesca exploratoria y experimental de recursos pesqueros alternativos a la langosta en las islas Robinsón Crusoe y Santa Clara. Proyecto FIP N° 95-25 (Informe Final part. 2) (p. 233).
- Batista, M. Beata F. Costa M. & Cabral H. 2011. MPA as management tools for small-scale fisheries: The case study of arrábida Marine Protected Area (Portugal). *Ocean & Coastal Management* 54: 137-147.
- Booth, J. & A. McKenzie. 2009. Strong relationships between levels of puerulus settlement

and recruited stock abundance in the red rock lobster (*Jasus edwardsii*) in New Zealand. Fish. Res. 95:161-168

- Botsford, L. W. Hastings, A. & S. Gaines. 2001. Dependence of sustainability on the configuration of marine reserves and larval dispersal distance. Ecology Letters, 4: 144-150
- Botsford, L.W. Kaplan, D.M. & A. Hastings. 2004 Sustainability and yield in marine reserve policy. In: Aquatic Protected Areas as Fisheries Management Tools (American Fisheries Society Symposium 42, Quebec, Canada, 11–12 August 2003). J.B. Shipley, ed. American Fisheries Society, Bethesda, MD, pp. 75–86.
- Botsford, L.W. Micheli, F. & A.M. Parma. 2006. Biological and ecological considerations in the design, implementation and success of MPAs. In. FAO, 2007a.
- Botsford, L., Brumbaugh, D., Grimes, Ch., Kellner, J., Largier, J., O'Farrell, M., Ralston, S., Soulanille, E. & Wespestad, V. 2009. Connectivity, sustainability, and yield: bridging the gap between conventional fisheries management and marine protected areas. Rev Fish Biol Fisheries 19:69–95.
- Butler, A. 2003. Incorporating ecological process and environmental change into spiny lobster population models using a spatially-explicit, individual-based approach. Fisheries Research 65: 63–79
- Caputi, N, C. Chubb & A. Pearce. 2001. Environmental effects on recruitment of the western rock lobster, *Panulirus cygnus*. Mar. Freshw. Res. 52: 1167-74.
- Caputi N. 2008. Impact of the Leeuwin Current on the spatial distribution of the puerulus settlement of the western rock lobster (*Panulirus cygnus*) and implications for the fishery of Western Australia. Fish. Oceanogr. 17(2): 147–152.
- Chassé, J. & R. Miller. 2010. Lobster larval transport in the southern Gulf of St. Lawrence. Fish. Oceanogr. 19(5): 319-338.
- Chiswell, S. & J. Booth. 1999. Rock lobster *Jasus edwardsii* larval retention by the Wairarapa

- Eddy off New Zealand. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 183: 227-240.
- Chiswell, S., J. Wilkin, J. Booth & B. Stanton. 2003. Trans-Tasman Sea larval transport: Is Australia a source for New Zealand rock lobsters? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 247: 173-182.
- Correl H, Moksnes P, Engqvist A, Döös K and Jonsson P. 2012. Depth distribution of larvae critically affects their dispersal and the efficiency of marine protected areas. *Marine Ecology Progress Series.* 467: 29-16.
- Cowen, R. & Castro, L. 1994. Relation of coral reef fish larval distributions to island scale circulation around Barbados, West Indies. *Bulletin of Marine Science* 54:228–244.
- Cowen, R., C. Paris & A. Srinivasan. 2006. Scaling of connectivity in marine populations. *Science.* 311(5760): 522-7.
- Cowen, R., Lwiza, K. Sponaugle, S., Paris, C. & Olson, D. 2000. Connectivity of marine populations: Open or closed? *Science* 287:857–859.
- Dayton, P., Thrush, S., Agardy, M. & Hofman, R. 1995 Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv.* 5: 205–232.
- Dodds W. 2009. *Laws, Theories, and patterns in Ecology.* University of California press. Los Angeles, California pp.232
- Dupré M. 2000. Reproducción, muda y desarrollo de la langosta de Juan Fernández, *Jasus frontalis*, en estanques de cultivo. *Invest. mar.*, 28: 165-174.
- Eddy, T.D., Gardner, J.P.A., & Pérez-Matus, A. 2010. Applying fishers' ecological knowledge to construct past and future lobster stocks in the Juan Fernández Archipelago, Chile. *PLoS ONE* 5 (11), e13670. doi:10.1371/journal.pone.0013670.
- Ernst, B., Chamorro, J., Manriquez, P., Orensanz, JM (Lobo), Parma, A., Porobic, J. & C. Román. 2013. Sustainability of the Juan Fernández lobster fishery (Chile) and the

perils of generic science-based prescriptions. *Global Environmental Change: Human and Policy Dimensions*. (Submitted)

Ernst, B., Orensanz, J. & Armstrong, D. 2005. Spatial dynamics of female snow crab (*Chionoecetes opilio*) in the Eastern Bering Sea. *CJAFS* 62:250-268.

Field, J., Punt, A., Methot, R. & Thomson, C. 2006. Does MPA mean ‘Major Problem for Assessments’? Considering the consequences of place-based management systems. *Fish and fisheries*. 7:284-302

Fogarty, M.j. & L.W. Botsford, 2007. Population connectivity and spatial management of marine fisheries. *Oceanography*. 20(3): 112-123.

Galindo, H., D. Olson & S. Palumbi. 2006. Seascape genetics: a coupled oceanographic-genetic model predicts population structure of Caribbean corals. *Current biology*. 16(16):1622-1626.

Gardner, C., S. Frusher, R. Kennedy & A. Cawthorn. 2001. Relationship between settlement of southern rock lobster pueruli, *Jasus edwardsii*, and recruitment to the fishery in Tasmania, Australia. *Mar. Freshwater Res.* 52:1271–1275.

Griffin, D., Wilkin, J.L., Chubb, C.F., Pearce, A. and Caputi, N.. 2001. Ocean currents and the larval phase of Australian western rock lobster, *Panulirus cygnus*. *Mar. Freshw. Res.* 52, 1187–1200.

Henríquez, G., Rodríguez, L., Lea-Plaza, C., Sáteler, J., Salas, R., 1985. Diagnóstico de la pesquería de langosta del archipiélago Juan Fernández. CORFO/IFOP, Project AP 86/6. Valparaíso, Chile

Hilborn, R., Micheli R. and De Leo G. 2006. Integrating marine protected areas with catch regulation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*. 63-3:642

Incze, L., H. Xue, N. Wolff, D. Xu, C. Wilson, R. Steneck, R. Wahle, P. Lawton, N. Pettigrew & Y. Chen. 2010. Connectivity of lobster (*Homarus americanus*) populations in the coastal Gulf of Maine: part II. Coupled biophysical dynamics. *Fish. Oceanogr.*,

19(1):1-20.

- Largier, J. 2003. Considerations in Estimating Larval Dispersal Distances From Oceanographic Data. *Ecological Applications*, 13: 71-89.
- Larrain, F., Yáñez, E., 1983. La pesquería de langosta (*Jasus frontalis* Milne-Edwards, 1837) desarrollada en las islas Robinson Crusoe y Santa Clara (33° 40' S, 78° 50' W) entre 1972–1979: estimación de rendimientos equilibrados. *Investigaciones Marinas (Valparaíso)* 11, 19–30.
- McConaughy, J. 1992. Decapod larvae: dispersal, mortality, and ecology. A working hypothesis. *Am. Zool.* 32(3): 512-523.
- Melville-Smith, R., S. Anderton & N. Caputi. 2001. Predicting the recreational western rock lobster (*Panulirus cygnus*) catch in Western Australia. *Mar. Freshw. Res.* 52: 1527–1534.
- Moffitt EA, White JW, Botsford LW (2011) The utility and limitations of size and spacing guidelines for designing marine protected area (MPA) networks. *Biol Conserv* 144:306–318
- Mullon, C., Fréon, P., Parada, C., van der Lingen, C., & Huggett, J. 2003. From particles to individuals: modeling the early stages of anchovy in the Southern Benguela. *Fisheries Oceanography* 12(3):170-184.
- Nilsson Jacobi M, Jonsson PR (2011) Optimal networks of nature reserves can be found through eigenvalue perturbation theory of the connectivity matrix. *Ecol Appl* 21: 1861–1870
- Orensanz, J., Ernst, B., Armstrong, D. & Parma, A. 2005a. Detecting early warnings of recruitment overfishing in male-only crab fisheries. (Proceedings book of Assessment and Management of New and Developed Fisheries in Data-Limited Situations, 21st Lowell Wakefield Fisheries Symposium, in press).

- Orensanz, J., Ernst, B., Armstrong, D., Stabeno, P. & Livingston, P. 2005b. Contraction of the Geographic Range of Distribution of Snow Crab (*Chionoecetes opilio*) in the Eastern Bering Sea-An Environmental Ratchet? (CALCOFI SCIENTIFIC REPORTS, in press).
- Palma, A., I. Cáceres-Montenegro, R. Bennett, S. Magnolfi, L. Henríquez, J. Guerra, K. Manríquez, & E. Palma 2011. Near-shore distribution of phyllosomas of the two only lobster species (Decapoda, Achelata) present in Robinson Crusoe Island and endemic to the Juan Fernández archipelago. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 84: 379-390
- Parada, C., C. van der Lingen, C. Mullon & P. Penven. 2003. Modelling the effect of buoyancy on the transport of anchovy (*Engraulis capensis*) eggs from spawning to nursery grounds in the southern Benguela: an IBM approach. *Fish. Oceanogr.* 12(3): 170-184.
- Parada, C., D. Armstrong, B. Ernst, S. Hinckley & J.M.(lobo) Orensanz. 2010. Spatial dynamics of snow crab (*Chionoecetes opilio*) in the eastern Bering Sea putting together the pieces of the puzzle. *Bull. Mar. Sci.*, 86(2): 413–437.
- Pequeño, G. & S. Sáez. 2000. Los peces litorales del archipiélago de Juan Fernández (Chile): endemismo y relaciones ictiogeográficas. *Invest. Mar.* 28: 27-37.
- Pelletier, D., Claudet, J., Ferraris, J., Benedetti-Cecchi, L., García-Charton, A., 2008. Models and indicators for assessing conservation and fisheries-related effects of marine protected areas. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65,.
- Phillips, B., J. Booth, J. Cobb, A. Jeffs & P. McWilliam. 2006. Chapter 7: Larval and postlarval Ecology. In B. Phillips, ed. *Lobsters: biology, management, aquaculture and fisheries*. Blackwell Publishing. Oxford. 231-362.
- Quinn, T.J. II, and Deriso, R.B. 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press, New York, N.Y. 542pp.
- Rozbaczylo, N. & J. Castilla. 1987. Invertebrados marinos del Archipiélago de Juan Fernández. In: Castilla J.C. (ed) *Islas Oceánicas Chilenas: Conocimiento Científico y*

- Necesidades de Investigaciones. Ediciones Universidad Católica de Chile. pp. 319-353.
- Russ, G. 2002 Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. In Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem (ed. P. F. Sale), pp. 421–443. San Diego, CA: Academic Press.
- Sanchirico, J. & Wilen, J. 1999 Bioeconomics of spatial exploitation in a patchy environment. *J. Environ. Econ. Mngmt* 37, 129–150.
- Sethi, S.A., Hilborn, R., 2008. Interactions between poaching and management policy effect marine reserves as conservation tools. *Biol. Conserv.* 141: 506-516.
- Shanks, A. 2009. Pelagic larval duration and dispersal distance revisited. *Biol. Bull.* 216(3): 373-85.
- Shanks, A., B. Grantham & M. Carr. 2003. Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecological Applications.* 13: 159–169.
- Sponaugle, S., R. Cowen, A. Shanks, S. Morgan, J. Leis, J. Pineda, G. Boehlert, M. Kingsford, K. Lindeman, C. Grimes & J. Munro. 2002. Predicting self-recruitment in marine populations: Biophysical correlates and mechanisms. *Bull. Mar. Sci.* 70: 341-375.
- Tuck, G. & Possingham, H. 2000 Marine protected areas for spatially structured exploited stocks. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 192, 89–101.
- Werner, F., R. Cowen & C. Paris. 2007. Coupled Biological and Physical Models Present Capabilities and Necessary Developments for futures Studies of population Connectivity. *Oceanography.* 20(3):54-69
- White W, Bostford L, Moffit E and Fischer D. 2010. Decision analysis for designing marine protected areas for multiple species with uncertain fishery status. *Ecological applications.* 20(6) 1523-1541.
- Whittaker, R. 1998 *Island Biogeography: Ecology, Evolution, and Conservation.* Oxford

University Press. pp. 285

- Xue, H., L. Incze, D. Xu, N. Wolff & N. Pettigrew. 2008. Connectivity of lobster populations in the coastal Gulf of Maine Part I: Circulation and larval transport potential. *Ecol. Model.*, 210(1-2): 193-211.
- Yáñez, E., Pizarro, L., Barbieri, M.A., Barra, O., 1985. Dinámica del stock de langosta (*Jasus frontalis* H. Milne Edwards, 1837) explotado en el archipiélago de Juan Fernández. Pages 251–271 in P. Arana, ed., ‘Investigaciones Marinas en el Archipiélago de Juan Fernandez’. Escuela de Ciencias del Mar, Universidad Católica de Valparaíso, Chile.
- Yáñez R., E., Canales R., C. & Silva G., C., 2000. Evaluación de la langosta (*Jasus frontalis*) explotada en las islas Robinson Crusoe y Santa Clara del archipiélago de Juan Fernández (33°40’S-80°00’W). *Invest. Mar.*, 28:135-147.
- Yeung, C, D. Jones, M. Criales, T. Jackson & W. Richard. 2001. Influence of coastal eddies and counter-currents on the influx of spiny lobster, *Panulirus argus*, postlarvae into Florida Bay. *Mar. Freshw. Res.*, 52(8): 1217–1232.