

**Centro de Investigación Científica y de Educación  
Superior de Ensenada, Baja California**



---

**Maestría en Ciencias  
en Ecología Marina**

---

**Desarrollo de un modelo trófico del ecosistema de *Macrocystis  
pyrifera* en isla Natividad**

Tesis

para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de  
Maestro en Ciencias

Presenta:

**Ainoa Vilalta Navas**

Ensenada, Baja California, México

2017

Tesis defendida por

**Ainoa Vilalta Navas**

y aprobada por el siguiente Comité

---

**Dr. Luís Eduardo Calderón**

Co-Director de tesis

---

**Dr. Rodrigo Beas Luna**

Co-Director de tesis

Miembros del Comité

**Dra. Lydia Betty Ladah**

**Dra. Maria Tereza Cavazos Pérez**



---

**Dra. María Lucila del Carmen Lares Reyes**

Coordinadora del Posgrado de Ecología Marina

---

**Dra. Rufina Hernández Martínez**

Directora de Estudios de Posgrado

*Ainoa Vilalta Navas © 2017*

*Queda prohibida la reproducción parcial o total de esta obra sin el permiso formal y explícito del autor y director de la tesis*

Resumen de la tesis que presenta **Ainoa Vilalta** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ecología Marina.

### **Desarrollo de un modelo trófico del ecosistema de *Macrocystis pyrifera* en isla Natividad**

Resumen aprobado por:

---

**Dr. Luís Eduardo Calderón**  
Co-Director de tesis

---

**Dr. Rodrigo Beas Luna**  
Co-Director de tesis

Actualmente, los ecosistemas marinos están sujetos a cambios antropogénicos y ambientales que afectan su estructura y función. Las pesquerías, es una de las principales perturbaciones antropogénicas a la que están sujetos los ecosistemas globalmente. La principal repercusión de la pesquería sobre los ecosistemas es una fuerte disminución de la biomasa y densidad de algunas de sus especies que incluso pueden llegar a desaparecer. Los modelos ecosistémicos, basados en datos de monitoreo para diseñar experimentos, es una alternativa que ayuda a entender la estructura y funcionamiento de las comunidades naturales y a diseñar mejores medidas de manejo y conservación. El objetivo de este trabajo es conocer la estructura del ecosistema de sargazo gigante de Isla Natividad en la costa del Pacífico de Baja California y evaluar diferentes escenarios de mortalidad por pesca que puedan afectar al ecosistema en general y a los grupos funcionales que lo forman. Para conocer la estructura del ecosistema de sargazo gigante de Isla Natividad se generó un modelo *Ecopath con Ecosim*, utilizando datos de monitoreos. Se clasificaron 40 grupos funcionales incluyendo vertebrados, invertebrados y detritos. Los valores de biomasa se obtuvieron de un gran esfuerzo de monitoreos *in situ* y los valores de producción/biomasa y consumo de biomasa se obtuvieron de una intensa búsqueda bibliográfica. Se generaron 9 escenarios para predecir cómo va a responder el ecosistema a cambios en la mortalidad por pesca y en el tiempo; se combinaron predicciones temporales (10, 20 y 30 años) y cambios porcentuales de mortalidad por pesca (aumento 10%, disminución 10% y constante). Se desarrolló el modelo satisfactoriamente lo que permitió conocer la estructura del ecosistema de Isla Natividad, así como las interacciones entre los grupos funcionales y las flotas pesqueras. Todos los escenarios predictivos muestran una disminución total de biomasa en el ecosistema. Sin embargo, no todos los grupos funcionales responden de la misma forma ya que el aumento de la pesquería favorece al aumento de la biomasa de algunos, pero no de otros. Además, la biomasa total del ecosistema se ve directamente afectada por la biomasa del alga estructuradora *Macrocystis pyrifera*, cuya presencia hace que el ecosistema pierda menor biomasa a pesar del aumento de la mortalidad por pesca. Por último, este trabajo muestra la importancia de estudiar los grupos funcionales del ecosistema por separado ya que se ha visto que cada uno puede responder de forma distinta a un mismo escenario.

**Palabras clave:** bosques de sargazo gigante, mortalidad por pesca, grupos funcionales, Ecopath con Ecosim.

Abstract of the thesis presented by **Ainoa Vilalta** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Marine Ecology.

**Development of a trophic model of the ecosystem of *Macrocystis pyrifera* on Natividad Island.**

Abstract approved by:

---

**Dr. Luís Eduardo Calderón**  
Co-Director de tesis

---

**Dr. Rodrigo Beas Luna**  
Co-Director de tesis

Marine ecosystems are subject to anthropogenic and environmental changes affecting both their structure and function. Fisheries entail one of the major anthropogenic disturbances to many ecosystems on a global scale. Many fished marine ecosystems show trending reductions in biomass and density, resulting in the disappearance of some species over time. The construction of ecosystem models using monitoring data allows for the exploration of the structure and function of ecosystems under different scenarios, allowing for the improved design of management and conservation tools. In this study, I determined the structure of the macroalgal ecosystem of Isla Natividad, Baja California Sur, Mexico, under different fishing mortality scenarios using an *Ecopath model with Ecosim* model based on *in situ* monitoring data. Forty functional groups were classified, including vertebrates, invertebrates and detritus. Biomass values were obtained from a large *in situ* monitoring effort; and the values of production / biomass and biomass consumption were obtained from the literature. To predict how the ecosystem would respond to changes in fishing mortality and over time, 9 scenarios were generated, or to 10, 20 and 30 years, under present fishing mortality, a 10% increase and a 10% decrease. Under all predicted scenarios, the ecosystem model showed a decline in total biomass. Not all functional groups responded in the same way as the biomass of some groups was favored by increased fishing mortality but not others. In addition, the total biomass of the ecosystem was directly affected by the biomass of the structural alga *Macrocystis pyrifera*, whose presence appears to buffer the ecosystem against biomass loss. This study highlights the importance of looking at functional groups of the ecosystem separately, as they can respond quite differently under the same scenario.

**Key words:** macroalgae forests, fishing mortality, functional groups, Ecopath with Ecosim.

## Dedicataria

Per la Tony i la Zaida, que les estimo amb tot el meu cor, però no els hi dic prou vegades.

Per al Joan, que tot i haver marxat abans d'hora, em vas obrir els ulls a la natura i especialment al mar.

*“Todo pasa y todo queda,  
pero lo nuestro es pasar,  
pasar haciendo caminos,  
caminos sobre la mar.*

*A. Machado.”*

## Agradecimientos

A CICESE por aceptarme para realizar mis estudios de maestría, y a CONACYT por brindarme el apoyo económico (beca CVU 689916), sin el cual no podría haber realizado esta maestría. A mis profesores, que me hicieron crecer mi conocimiento y al personal administrativo por siempre ayudarme en todos los trámites.

A mis directores: el Dr. Luís Calderón, por el voto de confianza ya que, sin conocerme, me abrió las puertas y me apoyó para trabajar en un tema diferente para él. Gracias por el tiempo y el esfuerzo dedicado, por las asesorías sin previa cita y los consejos que me ayudaron a mejorar y fortalecer este trabajo. Al Dr. Rodrigo Beas, por apoyarme para que pudiese seguir trabajando en lo que más me gusta, los bosques de macroalgas. Por el voto de confianza, el tiempo, la dedicación, la buena vibra y por siempre impulsarme hacia adelante con los mil y un consejos. A ambos por enseñarme y hacerme crecer personal y profesionalmente.

A los miembros del comité, la Dra. Lydia Ladah y la Dra. Tereza Cavazos, por el tiempo invertido en las correcciones y reuniones. Por sus preguntas y comentarios que sin duda me hicieron ver este trabajo con una perspectiva diferente que me permitió mejorar este trabajo.

A Walton Family Foundation y al programa NSF CNH (DEB 1212124) por darme la oportunidad de utilizar la gran base de datos que han generados a lo largo de estos últimos 10 años gracias a un inmenso esfuerzo, sin los cuales este trabajo no se habría podido realizar.

A los investigadores y personal involucrado en este proyecto de COBI, la Universidad de Stanford y a la Cooperativa de Buzos y Pescadores de Isla Natividad que me han apoyado con información que necesitaba para desarrollar este trabajo.

A la Dra. Gisella Heckel (CICESE) y Dra. Cecilia Soldatini (CICESE unidad La Paz) por brindarme la información necesaria sobre mamíferos marinos y aves de la zona de Isla Natividad, permitiéndome mejorar mi modelo. A Zury, del laboratorio de Ecología Pesquera (CICESE) por ayudarme desinteresadamente con los mapas para obtener las áreas del trabajo.

A CONACYT y a mis directores Dr. Luís Calderón y Dr. Rodrigo Beas por el apoyo económico para realizar una estancia de investigación en Vancouver, Canadá. Al Dr. Villy Christensen por aceptarme en mi estancia en la Universidad de British Columbia. Por permitirme asistir al curso de Ecopath y por el tiempo invertido en resolver los problemas de mi modelo. Por su calidez humana y por ayudarme a desarrollar los resultados del trabajo. A mis amigos de Vancouver, que hicieron que mi estancia fuese inolvidable, en especial a Santi que siempre estuvo dispuesto a responder mis dudas.

A mis compañeros del laboratorio, Juanma, Pancho y Abby, por su apoyo y ayuda en todo momento que los he necesitado. Por estar ahí para escucharme, por sus consejos, y sobre todo por todos los momentos de risas que me hicieron más llevadero este camino.

A mis amigos de Ensenada, los que siguen aquí y los que ya empezaron su camino en algún otro lugar, por toda la buena vibra, los buenos momentos y por hacerme sentir en casa. En especial a mis compañeros del PEM, por los días estudiando, pero más por las noches bailando. En especial a Gonzalo, Rodrigo Gabriel, Nur y Amparo por ser mis amigos, mi familia y mi gran apoyo en lo malo y en lo bueno.

A Rodri por su amor, cariño y apoyo incondicionales en todo momento; por su paciencia, sus buenos consejos, y su compañía. Al miguelin, por sus compañía y abrazos peludos.

A mis amigos en la distancia, que a pesar del cambio de horario nunca fue un impedimento para seguir en contacto, apoyándome y haciéndome sentir como si estuvieran conmigo en todo momento. En especial a Iris por buscar siempre un momento para escucharme y estar siempre a mi lado.

A mi familia, a los que están y a los que se fueron demasiado temprano, porque sin ellos no estaría donde estoy, no sería la persona que soy ni habría podido conseguir mis sueños. En especial a mi madre, por su amor, cariño y apoyo incondicionales a pesar de la distancia, y a mi hermana, por ser mi modelo a seguir. A David, mi Tía Carmen, a Anna, a mis abuelos, mis tías, tíos y primos, por dejarme ser yo sin cortarme las alas.

## Tabla de contenido

	Página
Resumen en español.....	i
Resumen en inglés.....	ii
Dedicatorias.....	iii
Agradecimientos.....	iv
Lista de figuras.....	viii
Lista de tablas.....	ix
Capítulo 1: Introducción.....	1
1.2. Objetivos .....	6
1.2.1 Objetivo general.....	6
1.2.2 Objetivos específicos:.....	6
1.3 Preguntas .....	6
1.4 Hipótesis.....	7
Capítulo 2. Metodología.....	8
2.1 Área de estudio .....	8
2.1.1 Biogeográfica de Isla Natividad .....	9
2.1.2 Información disponible en Isla Natividad.....	10
2.1.3 Estimación del área potencial para el modelo .....	11
2.2. Desarrollo del modelo.....	13
2.2.1 Identificación de los grupos funcionales (GF) .....	13
2.2.2 Síntesis de datos de monitoreo.....	15
2.2.3 Cálculo de Biomosas (B): .....	17
2.2.4 Matriz de dietas.....	19
2.2.5 Ecopath.....	19
2.2.6 Modelo balanceado.....	25
2.3 Aplicación del modelo .....	26
2.3.1 Simulación .....	26
2.3.2 Ecosim .....	27
2.4 Análisis de resultados.....	28
2.4.1 Impacto Trófico Mixto (MTI) .....	28
2.4.2 Comparación de biomosas .....	28
Capítulo 3. Resultados.....	29
3.1 Modelo de balance de masas.....	29



3.1.1 Red trófica del ecosistema .....	32
3.1.2 Impacto Trófico Mixto (ITM) .....	34
3.2 Aplicación del modelo .....	36
3.2.1 Modelo dinámico global.....	36
3.2.2. Respuesta de los grupos funcionales. ....	36
3.2.3 Especies de importancia pesquera.....	45
Capítulo 4. Discusión .....	47
4.1 Descripción del ecosistema .....	47
4.2 Escenarios predictivos.....	54
4.3 Alcances y limitaciones de este modelo .....	59
Capítulo 5. Conclusiones .....	61
5.1 Sugerencias .....	62
Literatura citada .....	63
Anexo I.....	71
Anexo II.....	84
Anexo III.....	87

## Lista de figuras

Figura		Página
1	Ubicación de Isla Natividad en el Pacífico Mexicano en las costas de Baja California....	8
2	Puntos de muestreo realizados en isla Natividad. Los colores de los puntos indican de que se hicieron los muestreos (peces, abulones, invertebrados, sustrato (UPC) o algas. Los recuadros naranjas indican las zonas de no pesca que implementaron.....	11
3	Batimetría de los 30 m y 0 m alrededor de Isla Natividad. El área total del modelo, sería la zona entre la batimetría de los 30 m (línea roja) y los 0 m de la isla .....	12
4	Áreas de los mantos de los bosques de sargazo gigante alrededor de Isla Natividad (manchas verdes). Las coordenadas de la imagen son: 27°52'16.57" N 115°11'35.32" O. La imagen satelital es de Google Earth Pro y la fecha correspondiente es del 18/07/2009.....	12
5	Marco conceptual de la estructura de los escenarios planteados. ....	26
6	Diagrama de flujos del ecosistema de isla Natividad. Los grupos funcionales están representados en círculos, cuyo tamaño es proporcional a la biomasa de dicho GF. Están distribuidos en el eje de las Y según los niveles tróficos que Ecopath ha calculado, y las líneas que unen los GF entre sí, son las interacciones tróficas existentes entre los grupos del ecosistema. ....	33
7	Matriz de Impacto Trófico Mixto (MTI) del ecosistema de isla Natividad. El color azul indica las relaciones positivas entre GF y el rojo las negativas. ....	35
8	Porcentaje de Biomasa total perdida para cada escenario planteado según la biomasa total inicial del ecosistema base (representaría el 100%). ....	36
9	Diferencia entre las biomosas iniciales y las finales de los GF para la simulación a 10 años. Para una mejor observación de los resultados, los datos originales han sido normalizados utilizando la raíz cuadrada. ....	38
10	Cambio en la biomasa de los grupos funcionales para la simulación a 20 años. Para una mejor observación de los resultados, los datos originales han sido normalizados utilizando la raíz cuadrada. ....	39
11	Diferencia entre las biomosas iniciales y las finales de los GF para la simulación a 30 años. Para una mejor observación de los resultados, los datos originales han sido normalizados utilizando la raíz cuadrada. ....	40
12	Biomosas finales expresadas en porcentajes respecto a las biomosas iniciales de los GF que se ven favorecidos por el aumento de la mortalidad por pesca. ....	42
13	Diferencia entre la biomasa inicial y la biomasa final de cada escenario de tiempo bajo los diferentes cambios en la mortalidad por pesca. En estas gráficas solo se muestran los GF que presentan oscilaciones en ganancia y pérdida de biomasa para cada predicción temporal. Los valores están normalizados mediante la raíz cuadrada para una mejor representación. ....	44
14	Diferencia entre la biomasa inicial del modelo base y la biomasa final de cada escenario de las especies de importancia pesquera. Los valores han sido normalizados mediante una raíz cuadrada para una mejor representación. ....	46
15	Relación depredado- presa. ....	52

## Lista de tablas

Tabla		Página
1	Síntesis de los valores de las áreas definidas para generar el modelo. ....	13
2	Especificación de la clasificación de los GF: 1.GF formado por especies de importancia pesquera. 2. GF de una sola especie para dar mejor resolución al modelo, 3. GF de especies del mismo género, 4. GF de especies con comportamiento y/o alimentación similar, 5. GF añadidos para tener un modelo más completo. ....	14
3	Especificación del año en el que se registró la abundancia o densidad utilizada de las especies observadas. ....	16
4	Grupos funcionales utilizados para construir el modelo de balance de masas de Isla Natividad, y las especies que los forman. ....	16
5	Resumen de los lugares muestreados cada año para invertebrados y cálculo del área real muestreada. ....	18
6	Parámetros B, P/B y Q/B de los GF del modelo de Isla Natividad, cuyas fuentes bibliográficas se especifican en el Anexo I. Los valores ausentes en esta tabla van a ser calculados por el modelo una vez balanceado. ....	22
7	Toneladas pescadas en el año 2006 y recálculo de la pesquería según el área de las especies pescadas. ....	24
8	Resumen de las estadísticas del sistema obtenidas por Ecopath. ....	30
9	Resultados de las estimaciones básicas de Ecopath para cada grupo funcional (NT= Nivel Trófico, EE= Eficiencia Ecotrófica, P/Q= relación Producción Consumo). ....	31

## Capítulo 1. Introducción

---

La mayoría de los humanos viven cerca de la costa gracias a la gran diversidad de servicios que los ecosistemas marinos les proveen (MEA 2005). Las sobre pesca, eutroficación e invasiones por especies introducidas son algunos ejemplos de las perturbaciones que afectan la estructura y función de los ecosistemas costeros y comprometen los servicios ecosistémicos (Jackson *et al.*, 2001). Además, ha aumentado la variabilidad en la intensidad y frecuencia de factores ambientales como por ejemplo la temperatura, las tormentas, el oxígeno disuelto y el pH como resultado del cambio climático (Doney *et al.*, 2012). La combinación de las perturbaciones bióticas y abióticas que actualmente enfrentan los ecosistemas marinos hace muy complejo su estudio. Por lo tanto, la construcción de modelos ecosistémicos basados en datos de monitoreo, son una manera muy atractiva para poder entender las comunidades naturales y para diseñar mejores medidas de manejo y conservación respecto a estas perturbaciones.

Uno de los ecosistemas marinos costeros más diversos y productivos son los arrecifes templados estructurados por la macroalga *Macrocystis pyrifera* (Foster y Schiel 1985). Se distribuyen en las zonas templadas de las costas oestes del planeta con agua fría, clara y rica en nutrientes, características de zonas de surgencia (Carr y Reed 2015). En la costa noreste del Pacífico, los bosques de sargazo gigante se distribuyen desde Alaska hasta Baja California Sur, México (Ladah, *et al.*, 1999; Steneck *et al.*, 2002). Se trata de un alga de la familia *Laminariales* que proporciona un hábitat heterogéneo y tridimensional de la columna de agua (Dayton 1985; Foster y Schiel 1985). Favorece a una gran variedad de organismos marinos, tanto vertebrados como invertebrados, quienes utilizan principalmente los bosques submarinos como lugar de protección, reclutamiento y zona de alimentación (Foster y Schiel 1985; Graham *et al.*, 2004; Trebilco *et al.*, 2016).

La gran diversidad y productividad de los bosques de sargazo gigante hace que también sean ecosistemas complejos (Beas-Luna *et al.*, 2014). Se sabe que están fuertemente influenciados por los cambios físicos provocados por la variación de temperatura producidas por los eventos de El Niño (Edwards y Estes 2006; Ladah *et al.*, 1999), cambios bruscos del oleaje por tormentas (Byrnes *et al.*, 2011), eventos de hipoxia (Micheli *et al.*, 2012) o cambios de pH (Kroeker *et al.*, 2013). Algunas respuestas biológicas a estos cambios ambientales incluyen la mortalidad masiva de especies clave para el ecosistema o cambios en el rango de distribución de especies e incorporación de especies invasoras (Edwards y Estes 2006; Hoegh-Guldberg y Bruno 2010). Además, un gran porcentaje de organismos asociados a los bosques de sargazo gigante están sujetos a estrés antropogénicos como la sobrepesca, pérdida de hábitat y/o contaminación de la zona costera (Roberts *et al.*, 2017; Tegner *et al.*, 1995). A pesar de su diversidad, productividad y complejidad, estos ecosistemas son sensibles

a las fuentes de variación física, biológica y antropogénica de los cuales conocemos muy poco sobre su capacidad de adaptación.

Los efectos del cambio climático unidos a la sobrepesca ponen en riesgo la estabilidad, estructura y función de los ecosistemas marinos como los bosques de sargazo gigante. Las personas que viven en la costa y dependen completamente de los recursos de los bosques de sargazo gigante son especialmente susceptibles (Doney *et al.*, 2012; Hoegh-Guldberg y Bruno 2010). Desafortunadamente, no se conoce mucho sobre los factores que influyen en la capacidad de adaptación de estos ecosistemas al cambio y las alternativas que pueden tener las personas que dependen de ellos (Dayton 1985; Provost *et al.*, 2016). La combinación de la sobrepesca con los cambios en las condiciones ambientales aumenta la incertidumbre en las poblaciones que explotan estos recursos (Fienkbainer 2015).

Históricamente, la pesquería es una de las primeras perturbaciones que el ser humano ha producido sobre los ecosistemas marinos (Jackson *et al.*, 2001). Los ecosistemas afectados por las pesquerías han visto disminuida la biomasa y abundancia de muchas de sus especies, algunas de las cuales han llegado a desaparecer (Sala *et al.*, 1998; Scheffer *et al.*, 2005; Worm *et al.*, 2006). La disminución de niveles tróficos hace que los ecosistemas sean más vulnerables a otras perturbaciones tanto antropogénicas como ambientales (Pauly *et al.*, 1998). Sin embargo, el efecto de la extracción de cualquier especie en las comunidades marinas no es igual. Por ejemplo, la extracción de depredadores tope o de especies clave induce un efecto en cascada sobre las cadenas tróficas con una repercusión desproporcionada para todos los niveles tróficos (Estes 1998). Por lo tanto, es sumamente importante mejorar nuestro conocimiento de cómo van a responder los ecosistemas costeros marinos a la combinación de disturbios como los efectos del cambio climático junto con la sobrepesca. Es especialmente interesante entender cuáles son las posibles estrategias para promover adaptaciones a estos cambios. (Doney *et al.*, 2012; Hoegh-Guldberg y Bruno 2010).

La reducida movilidad de las pesquerías costeras de pequeña escala, las hace más vulnerables al cambio en factores ambientales (Berkes *et al.*, 2001; McGoodwin 1994). En la costa del Pacífico de Baja California, gran parte de las pesquerías ribereñas están asociadas a los bosques de sargazo gigante, manejadas en derechos territoriales promoviendo el fuerte sentido de la comunidad. Las cooperativas de pescadores promueven pesquerías sustentables con delimitaciones territoriales transparentes, inversiones, conocimiento del sistema, liderazgo y transparencia en la toma de decisiones (McCay *et al.*, 2014; Heather *et al.*, 2015). Este es el caso de la mayoría de las pesquerías costeras en Baja California, particularmente la pesquería de abulón, caracol, pepino y langosta en el Pacífico norte, que a pesar de que son de las pesquerías con mayor valor económico

en todo el país siguen siendo vulnerables a los efectos del cambio en los factores ambientales (SAGARPA 2012) .

Los cambios en las condiciones ambientales pueden comprometer el éxito de las pesquerías ribereñas en Baja California. Por ejemplo, Micheli *et al.*, (2012) reportaron la mortalidad masiva de abulones como resultado de un evento de hipoxia en las aguas de Isla Natividad. Otro ejemplo es que desde el 2013 hasta la actualidad, se ha observado la mortalidad masiva de estrellas de mar a lo largo de la costa noreste del Pacífico, desde Alaska hasta Baja California, México (Hewson *et al.*, 2014). Por lo tanto, a pesar de promover pesquerías responsables como la de las cooperativas pesqueras del Pacífico norte de Baja California, los cambios en los factores ambientales pueden comprometer el sustento de las personas que viven cerca de la costa. Como consecuencia, esto provoca un aumento en la incertidumbre la cual exige herramientas para informar la toma de decisiones de estas comunidades. Los modelos ecosistémicos han probado ser una herramienta de gran valor para informar medidas de manejo y conservación tomando en cuenta varios de los compartimentos de un ecosistema frente a esta incertidumbre (Coll *et al.*, 2015; Thompson *et al.*, 2012).

Los modelos ecológicos ayudan a entender el funcionamiento de los sistemas tróficos y permiten conceptualizar las relaciones que existen dentro de un ecosistema (Borrett *et al.*, 2014). Tienen la capacidad de generar explicaciones e hipótesis de la dinámica y estructura de la comunidad (Thompson *et al.*, 2012), así como generar predicciones de la respuesta a perturbaciones por efectos naturales y antropogénicos (Byrnes *et al.*, 2011; Espinosa-Romero *et al.*, 2011). Mediante los modelos ecosistémicos de redes tróficas se puede simular cómo van a responder los ecosistemas a ciertas perturbaciones como la pesca y sus efectos a lo largo de los años (Beas-Luna 2014; Christensen y Pauly 1992). Desafortunadamente, estos modelos son complejos, su desarrollo es desafiante y necesitan mucha información sobre el sistema para que puedan ser útiles.

Para realizar un modelo ecosistémico de la red trófica de un ecosistema es necesario conocer previamente la estructura (diversidad, interacciones) y función (productividad, consumo, acumulación de biomasa) de la comunidad (Steneck *et al.*, 2002; Thompson *et al.*, 2012). Este tipo de información se puede obtener a partir de diferentes esfuerzos científicos como observaciones, experimentos o datos de monitoreo. Los experimentos son una excelente herramienta que permiten identificar patrones y procesos de los ecosistemas. Sin embargo, están limitados espacial y temporalmente. Por otro lado, los monitoreos aportan información de las interacciones con mayor escala espacial y temporal pero no las causas de éstas (Beas-Luna 2014). Los modelos ecológicos permiten combinar información generada por observaciones, experimentos y datos de monitoreo

de un ecosistema. En los modelos se puede incluir información sobre historia de vida, demografía e interacciones entre las especies. Pero también se pueden incluir patrones y procesos a los que está sujeto el ecosistema. De esta forma, un modelo ecosistémico ideal, incluirá diferentes fuentes de información con datos de experimentos y monitoreos. Finalmente, mientras más información empírica se utilice para forzar a los modelos, los resultados serán más robustos y cercanos a la realidad.

Uno de los modelos ecológicos más populares para ayudar en el manejo de pesquerías son los modelos de balance de masas (FAO 2007), los cuales utilizan en su mayoría información bibliográfica o datos de monitoreos de corto período de tiempo. El 25% de estos modelos utilizan una serie de tiempo para parametrizarlos y sólo el 12% se calibran con estas predicciones temporales (Heymans *et al.*, 2016). En general, los modelos parametrizados con datos empíricos, y calibrados con predicciones temporales largas, son potencialmente más robustos (Plagányi y Butterworth 2004). Por lo tanto, los modelos de balance de masas generados para sistemas con datos históricos de monitoreo tiene un alto valor informativo para desarrollar mejores estrategias de manejo y conservación.

Existen pocos modelos aplicados a ecosistemas templados de los bosques de sargazo gigante de Baja California. Además, de los pocos que existen sólo uno está parametrizado con datos de monitoreo ecológico de largo plazo. Por ejemplo, Ortiz (2008) construyó un modelo de red trófica donde representó las interacciones depredador-presa de los fondos bentónicos en las costas de Chile. Morales-Zárate *et al.*, (2011) desarrollaron el primer modelo de red trófica de bosques de sargazo gigante para Baja California, concretamente para los bosques de sargazo gigante en Bahía Tortugas en Baja California Sur, donde la pesquería artesanal es uno de los principales sustentos de la población. Su objetivo fue, mediante el modelo, conocer los flujos de biomasa del ecosistema y generar una herramienta para evaluar los impactos a los que están sujetos estos ecosistemas. Espinosa-Romero *et al.*, (2013), construyeron un modelo de los ecosistemas de sargazo gigante de Canadá para determinar los efectos de la reintroducción de especies y sus efectos sobre la dinámica del ecosistema. En la región de California, Beas-Luna (2014) desarrolló un modelo de red trófica parametrizado con datos de monitoreo para conocer cómo afecta la pesca a los flujos de la biomasa de los bosques de sargazo gigante y para predecir las respuestas del ecosistema bajo diferentes dinámicas de biomasa del alga estructuradora *M. pyrifera*. Sin embargo, ninguno de estos modelos está enfocado a entender el efecto que puede tener la explotación de recursos de gran importancia económica como ecológica que incluye abulón, caracol, langosta y pepino en su límite sur de distribución. Esta situación genera la necesidad de construir un modelo para contestar preguntas asociadas a la explotación de recursos en los bordes de su rango de distribución y que además estén

calibrados con datos ecológicos de largo plazo.

Isla Natividad, en Baja California Sur, es una pequeña isla del Pacífico Mexicano habitada por un pueblo de pescadores que se rigen por la Cooperativa de Buzos y Pescadores. A lo largo de estos años, la cooperativa se ha mantenido principalmente de la pesca de invertebrados de sus costas (principalmente abulones, caracoles, langosta y pepino). Su fuente de ingreso depende de las exportaciones de estos productos, nacional e internacionalmente. La presencia de la cooperativa ha permitido que durante este tiempo los pescadores mantuvieran una extracción regulada y sustentable para el ecosistema (Hernández-Velasco 2015). Uno de los recursos principales es el abulón azul y el amarillo. Éstos han sufrido una drástica disminución de sus poblaciones comparado con las abundancias de registros históricos (Hernández-Velasco *et al.*, 2015). Es por eso que en 2006 la cooperativa decidió crear dos zonas de no pesca para favorecer la recuperación de estas especies. Se basaron en registros históricos para proteger las zonas con mayor abundancia, de forma que, mediante la dispersión de las larvas de la reserva hacia las zonas de pesca estas se repoblara. Estas zonas abarcan un 8% del área total de pesca de la Isla, favoreciendo no sólo a las especies que se pescan, sino a todas las especies que se encuentren dentro de éstas (Micheli *et al.*, 2012; Sáenz-Arroyo *et al.*, 2012).

Los bosques de sargazo gigante de Isla Natividad se encuentran en su límite sur de distribución (Ladah *et al.*, 1999) y se ha estado monitoreando continuamente desde el año 2006 (Micheli *et al.*, 2012.). Este monitoreo ha generado una serie de tiempo física y biológica que incluye muchas de las especies de la comunidad (Woodson 2017). La pesquería de abulón, caracol, langosta y pepino son las más importantes económicamente en la región a pesar de estar cerca del límite sur de distribución. Las condiciones ambientales, la situación económica-social, la base de datos físico-biológica y la incertidumbre que existe actualmente en esta región nos dan la oportunidad de construir un modelo de redes tróficas de balance de masas. Un modelo de balance de masas parametrizado con datos de monitoreo ecológico nos ayudará a entender mejor las interacciones entre las especies, las pesquerías y las alternativas de manejo del ecosistema.

El objetivo de este trabajo es generar un modelo de red trófica de balance de masas de un ecosistema base de sargazo gigante en Isla Natividad. Utilizamos datos empíricos de largo plazo para parametrizar y calibrar este modelo. Posteriormente, utilizamos este modelo “base” para simular tres diferentes escenarios de mortalidad por pesca bajo tres tiempos distintos. Este trabajo tiene la intención de combinar herramientas cuantitativas con datos de monitoreo para generar información relevante sobre la estructura de un ecosistema costero templado, sujeto a presión de pesca, en su límite sur de distribución.



## 1.2. Objetivos

### 1.2.1 Objetivo general

Desarrollar un modelo de balance de masas del ecosistema de los bosques de sargazo gigante (sargazo) en Isla Natividad.

### 1.2.2 Objetivos específicos:

- Identificar los principales grupos funcionales que caracterizan los bosques de sargazo gigante en Isla Natividad.
- Sintetizar los datos de monitoreo ecológico y calcular la biomasa de los grupos funcionales
- Completar la matriz de dietas entre los grupos funcionales
- Calcular el flujo de biomasa entre los grupos funcionales de Isla Natividad.
- Simular la respuesta del ecosistema bajo diferentes esfuerzos pesqueros en diferentes periodos de tiempo.
- Identificar los grupos funcionales (GF) más afectados por los cambios de la mortalidad por pesca.

## 1.3 Preguntas

1. ¿Cómo está estructurada la comunidad de los bosques de sargazo gigante de Isla Natividad?
2. ¿Cuáles son los principales GF y sus interacciones en los bosques de sargazo gigantes de Isla Natividad?
3. ¿Cómo fluye la biomasa a través de los diferentes GF de los bosques de sargazos gigantes de Isla Natividad?

4. ¿Cómo responde el flujo de biomasa de los GF frente a cambios en la mortalidad por pesca?
  - a. ¿El aumento de la mortalidad por pesca perjudica a la biomasa total del ecosistema?
  - b. ¿Qué GF son los más afectadas por dicho cambio?

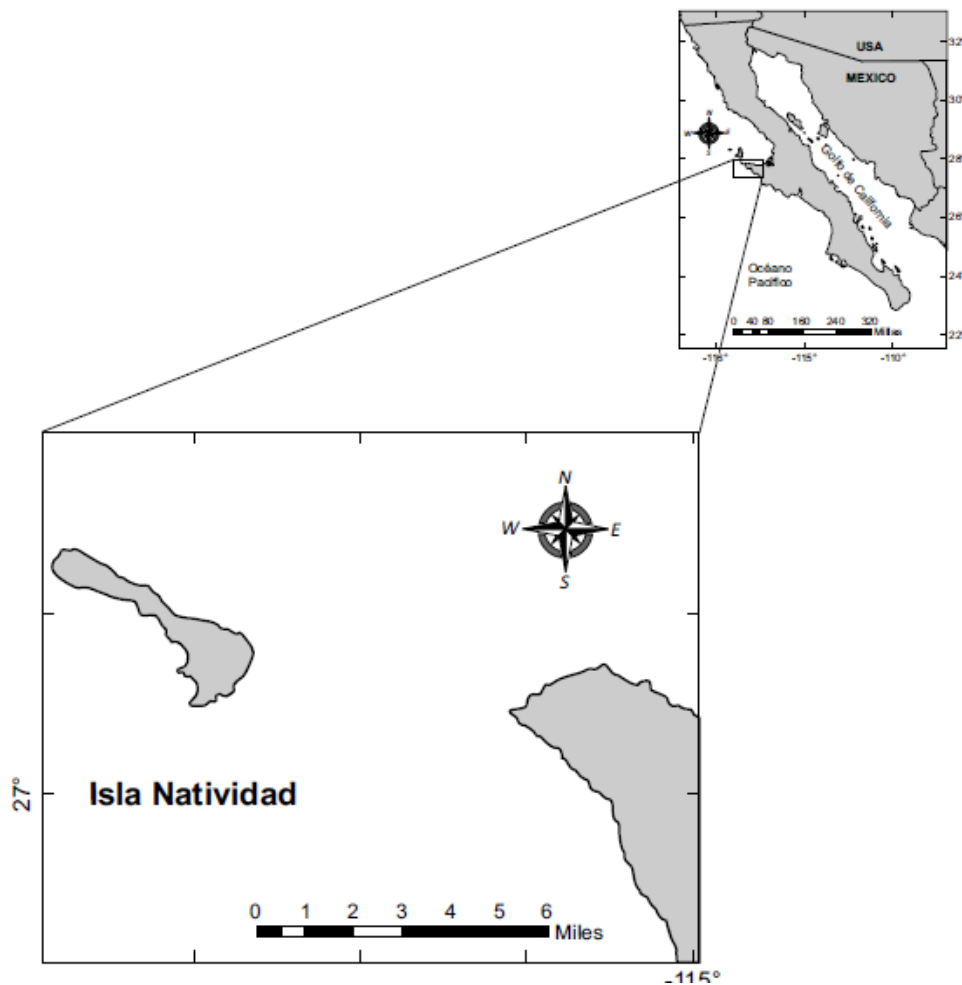
## 1.4 Hipótesis

- a) La biomasa de los grupos funcionales que comprende la comunidad de bosques de sargazo en Isla Natividad está afectada por las pesquerías. A mayor mortalidad por pesca menor será la biomasa de los grupos funcionales explotados.
- b) La estructura y flujo de biomasa de los bosques de sargazo de Isla Natividad responden a diferentes niveles de explotación: reducir la mortalidad por pesca tendrá menor efecto en la pérdida de la biomasa de los grupos funcionales.

## Capítulo 2. Metodología

### 2.1 Área de estudio

Isla Natividad (IN) está situada en el Pacífico Mexicano, en el centro de la Península de Baja California entre los 27°54'00" y los 27°51'14" latitud norte y los 115°13'59" y los 115°09'22" longitud oeste, en el municipio de Mulegé, Baja California Sur (Figura 1). Es una Isla pequeña de 7 km de largo (Hernández-Velasco *et al.*, 2015) y está incluida en el Área Natural Protegida de El Vizcaíno por la CONANP ([www.conanp.gob.mx/datos\\_abiertos/DGCD/49.pdf](http://www.conanp.gob.mx/datos_abiertos/DGCD/49.pdf)).



**Figura 1.** Ubicación de Isla Natividad en el Pacífico Mexicano en las costas de Baja California.

La isla está habitada aproximadamente por 500 personas, quienes se sustentan exclusivamente de productos del mar desde hace más de 75 años (Hernández-Velasco 2015). En 1942, se fundó la Sociedad Cooperativa de Buzos y Pescadores de Baja California S.C.L. (<http://islandpacific.com.mx/>) que se encarga de realizar y controlar la extracción de los productos marinos.

### 2.1.1 Biogeográfica de Isla Natividad

La Isla Natividad (IN) está situada en el límite sur de la Corriente de California, coincidiendo también cerca del límite sur de la distribución de los bosques de sargazo para la costa este del Pacífico. Oceanográficamente IN se encuentra entre dos bio-regiones: templada y subtropical. Por el norte delimita con la ecorregión de California Meridional (agua templada) y por el sur con la transición de Magdalena (agua tropical) (Wilkinson *et al.*, 2009). Dadas estas condiciones, IN puede considerarse una zona de transición, en la cual se da una fuerte variación en las condiciones oceanográficas. Por ejemplo, la mezcla de agua fría proveniente del norte con agua cálida del sur genera un ambiente diverso, con influencia de especies tanto templadas como tropicales de latitudes ecuatoriales. Las características biogeográficas de Isla Natividad la hacen un excelente centinela de alerta de la influencia del cambio climático en ecosistemas de bosques de sargazo.

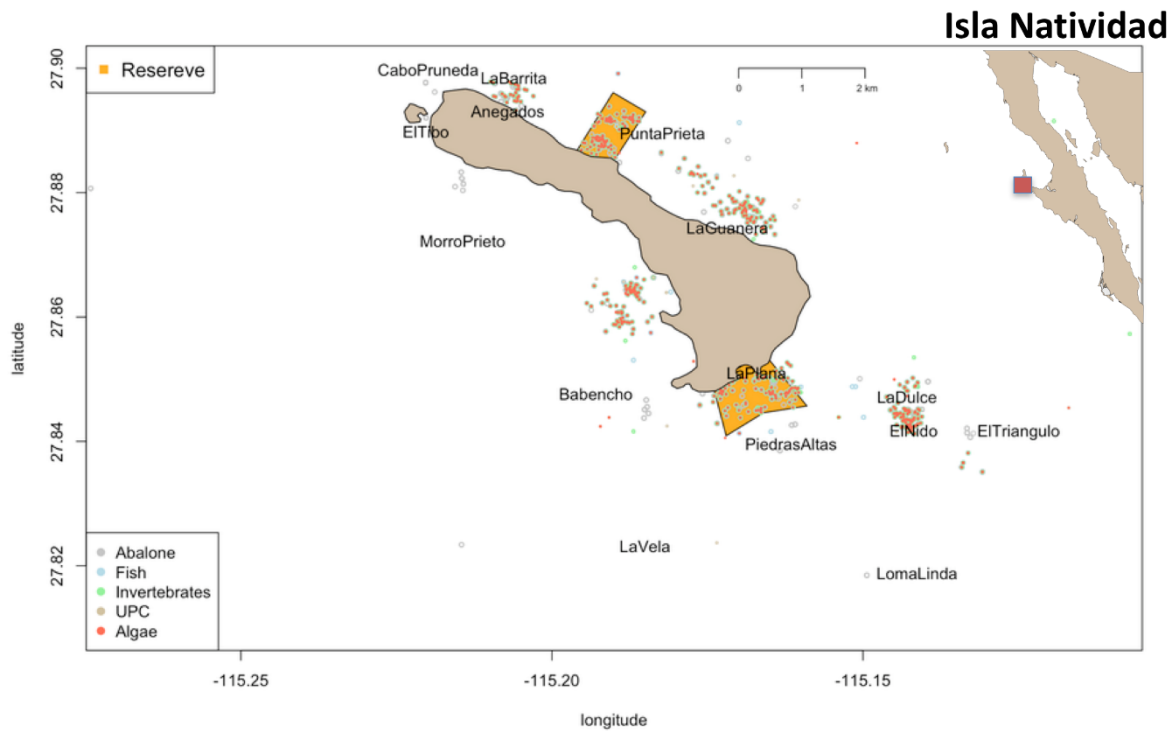
La mezcla de las dos masas de agua fría y caliente afecta directamente a las especies que viven en la zona induciendo a que estén sujetas a fuertes cambios en las condiciones ambientales. Esto se ha observado en las mediciones de los parámetros físicos a ambos lados de IN. La parte este, o zona expuesta, da a mar abierto donde los cambios físicos del ambiente son más drásticos en comparación a la parte oeste o protegida. Woodson (2017) reporta que las variaciones anuales que se dan en la parte protegida (este) de IN pueden ocurrir en pocos días en la parte expuesta (oeste). El mismo autor infiere que los organismos de IN están fuertemente adaptados a las constantes variaciones físicas del ambiente, sobre todo aquellos organismos sésiles que habitan en la parte oeste.

La distribución de *M. pyrifera* en la costa este del Pacífico ha disminuido en los últimos años debido a los cambios en el ambiente producidos por fuentes de variación ambientales. En 1925 la distribución reportada de *M. pyrifera* llegaba hasta Bahía Magdalena, mientras que ahora se ha reducido aproximadamente alrededor de 450 km solo llegando hasta Bahía Tortugas/Punta San Roque (Ladah *et al.*, 1999). Se sabe que las algas situadas en su límite de distribución presentan modificaciones morfológicas y fisiológicas que les permiten adaptarse mejor a los cambios bruscos en el ambiente. Sin embargo, los eventos de El Niño han sido una de las principales causas de la disminución del rango de *M. pyrifera* en la costa del Pacífico. Después del ENSO de 1982-1983, *M. pyrifera* desapareció completamente en Punta San Hipólito y no volvió a aparecer. El efecto del ENSO del 1997-1998 fue estudiado por Lahad *et al.*, (1999) quienes observaron la recuperación de *M. pyrifera* en Bahía Tortugas, un área cercana al límite de distribución sur de esta especie. Describen que a pesar de una desaparición masiva durante el ENSO del 97-98 el ecosistema se logró recuperar. En este trabajo plantean una medida alternativa de dispersión de las esporas que

fomentó la recolonización de esta alga a pesar de los cambios drásticos del ambiente producidos por el ENSO.

### 2.1.2 Información disponible en Isla Natividad

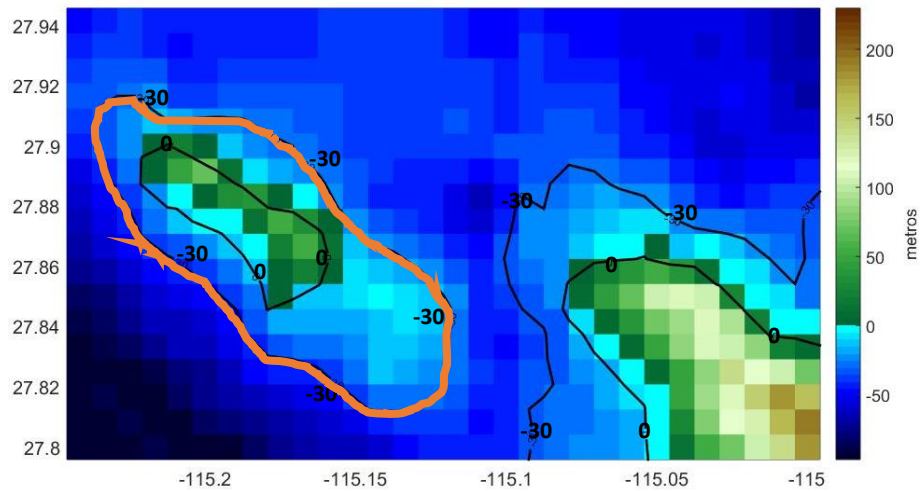
A lo largo de los últimos años, IN ha sido el objeto de estudio de diferentes investigaciones científicas (Figura 2). Desde 2006 hasta la actualidad, la organización no gubernamental ambientalista Comunidad y Biodiversidad A.C. (COBI) y la Universidad de Stanford han realizado un monitoreo ecológico comunitario de los bosques de sargazo gigante en esta región. Los muestreos siguen la metodología desarrollada por COBI y ReefCheck (Hernández-Velasco *et al.*, 2015). Utilizan transectos de banda de 30x2m para realizar conteos de peces, algas, invertebrados y tipo de sustrato. Muestran máximo un total de 72,000 m<sup>2</sup> cada año alrededor de toda la isla (60 m<sup>2</sup> x 6 lugares x 20 transectos). Para realizar dicho muestreo, capacitaron a algunos de los habitantes de la isla para que ellos mismos pudieran realizar los monitoreos. Anualmente muestran diferentes puntos de la isla dentro y fuera de las áreas protegidas a la pesca. En ellos recolectan información sobre abundancias, densidades y tamaño de algunos organismos dentro y fuera de la zona de no pesca. En 2010 se añadieron sensores oceanográficos (Termistor SBE-56 y SBE-37) de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH para caracterizar la variabilidad oceanográfica a pequeña escala alrededor de IN (Woddson 2017). Además, se ha colectado información de encuestas y de juegos económicos para medir la capacidad de adaptación de las comunidades de pescadores al cambio climático (Roberts *et al.*, 2017). Gracias a la situación geográfica de IN, y a la información oceanográfica, ecológica y socio-económica disponible, es una excelente oportunidad para integrar todo este conocimiento en modelos ecosistémicos.



**Figura 2.** Puntos de muestreo realizados en Isla Natividad. Los colores de los puntos indican donde se hicieron los muestreos (peces, abulones, invertebrados, sustrato (UPC) o algas). Los recuadros naranjas indican las zonas de no pesca que se implementaron.

### 2.1.3 Estimación del área potencial para el modelo

Para delimitar el área total de estudio (Figura 3) utilizamos el área comprendida entre los 0m (línea de costa) y la batimetría de los 30 m alrededor de la costa. Elegimos 30 m de profundidad por dos razones principales: 1) porque los datos de monitoreo ecológico se hicieron a una profundidad promedio de 20 metros; 2) los bosques de *M. pyrifera* generalmente se encuentra a una profundidad máxima de 30 metros (Foster y Shield 1985). El valor del área total, fue calculada con el programa ArcMap (versión 10.3) utilizando la batimetría de la isla proporcionada por COBI.



**Figura 3.** Batimetría de los 30 m y 0 m alrededor de Isla Natividad. El área total del modelo, sería la zona entre la batimetría de los 30 m (línea roja) y los 0 m de la isla.

Los bosques de sargazo gigante no se distribuyen alrededor de la Isla de manera uniforme. Por lo tanto, delimitamos el área que ocupan los bosques de *M. pyrifera* (Figura 4). Para este cálculo, se utilizaron las imágenes satelitales con mejor resolución de la isla obtenidas a través de Google Earth Pro (versión 7.1.8), de las cuales las más cercanas a 2006 son de 18/07/2009. Con las herramientas del programa, delimitamos manualmente el polígono más preciso de los parches de los bosques de *M. pyrifera* y se obtuvo el área total correspondiente (Tabla 1).



**Figura 4.** Áreas de los mantos de los bosques de sargazo gigante alrededor de Isla Natividad (manchas verdes). Las coordenadas de la imagen son: 27°52'16.57" N 115°11'35.32" O. La imagen satelital es de Google Earth Pro y la fecha correspondiente es del 18/07/2009.

**Tabla 1** Síntesis de los valores de las áreas definidas para generar el modelo.

Numeración	Lugar	Área (km <sup>2</sup> )
Área 1	Total (batimetría de 0 a 30 m)	31.42
Área 2	Bosques de <i>M. pyrifera</i>	5.08

## 2.2. Desarrollo del modelo

### 2.2.1 Identificación de los grupos funcionales (GF)

En los modelos ecosistémicos se agrupan las especies en grupos funcionales (GF) para lograr una representación más simple y manejable del ecosistema. Un GF es una agrupación de organismos que se definen por la función que desarrollan dentro del ecosistema y no por su relación filogenética (Blondel 2003). En este trabajo, agrupamos especies con la intención de generar un modelo ecotrófico de balance de masas que tuviera suficiente resolución para contestar tanto preguntas ecológicas como de pesquerías. Además, para generar un modelo detallado con el que se puedan observar cambios puntuales en especies de interés. Para construir los GF tomamos en cuenta tres aspectos fundamentales de las especies presentes en el ecosistema: (1) la importancia comercial, (2) la función que desempeñan en el ecosistema y (3) el tipo de alimentación.

La información que utilizamos para agrupar especies en los diferentes GF proviene de la base de datos kelpforest.ucsc.edu (Beas *et al.*, 2014), de una búsqueda bibliográfica sobre las características biológicas de cada especie del ecosistema y de opiniones de expertos. Por eso, aquellos organismos con función similar en el ecosistema como por ejemplo similar alimentación y/o similar comportamiento dentro del ecosistema fueron agrupados en un sólo GF, mientras que las especies con un interés particular, forman solas un GF (Tabla 2). En el Anexo I se presenta la biología de las especies que forman los GF, así como la bibliografía.



**Tabla 2.** Especificación de la clasificación de los grupos funcionales (GF): 1. GF formado por especies de importancia pesquera, 2. GF de una sola especie para dar mejor resolución al modelo, 3. GF de especies del mismo género, 4. GF de especies con comportamiento y/o alimentación similar, 5. GF añadidos para tener un modelo más completo.

<b>Grupo Funcional</b>	<b>Especies</b>	<b>Especificación</b>
<b>Aves</b>	<i>Phalacrocorax auritus</i>	5
<b>Mamíferos marinos</b>	<i>Phoca vitulina</i>	5
<b>Lincods</b>	<i>Ophiodin elongatus</i>	2
<b>Meros</b>	<i>Stereolepis gigas</i>	2
<b>Elasmobranquios</b>	<i>Heterodontus francisci</i> , <i>Rhinobatos productus</i> , <i>Squatina californica</i>	4
<b>Viejas</b>	<i>Semicossyphus pulcher</i>	2
<b>Blancos</b>	<i>Caulolatus princeps</i>	2
<b>Cabezones</b>	<i>Scorpaenichthys marmoratus</i>	2
<b>Rocotes</b>	<i>Sebastes</i> spp	3
<b>Cabrillas</b>	<i>Paralabrax clathratus</i> , <i>Paralabrax nebulifer</i>	3
<b>Garibaldis</b>	<i>Hypsypops rubicundus</i>	2
<b>Castañetas herreras</b>	<i>Chromis punctipinnis</i>	2
<b>Morrajás/Sargos</b>	<i>Anisotremus davidsonii</i> , <i>Rhacochilus vacca</i> , <i>Embiotoca jacksoni</i>	4
<b>Chopas verdes</b>	<i>Girella nigricans</i>	2
<b>Señoritas</b>	<i>Halichoeres semicinctus</i> , <i>Oxyjulis californica</i>	4
<b>Macrocrustaceos</b>	<i>Loxorhynchus grandis</i>	2
<b>Invertebrados sésiles</b>	<i>Crassadoma gigantea</i> , <i>Anemone</i> sp, <i>Muricea</i> sp, <i>Leptogorgia chilensis</i>	5
<b>Abulones amarillos</b>	<i>Haliotis corrugata</i>	1
<b>Abulones azules</b>	<i>Haliotis fulgens</i>	1
<b>Otros abulones</b>	<i>Haliotis rufescens</i> , <i>Haliotis sorenseni</i>	3
<b>Caracoles</b>	<i>Megastraea turbanica</i> , <i>Megastraea undosa</i>	1,3
<b>Invertebrados móviles</b>	<i>Megathura crenulata</i> , <i>Neobernaya spadicea</i> , <i>Kelletia kelletii</i>	5
<b>Pulpos</b>	<i>Octopus</i> sp	3
<b>Langostas</b>	<i>Panulirus interruptus</i>	1
<b>Pepinos</b>	<i>Parastichopus parvimensis</i>	1
<b>Estrellas</b>	<i>Patiria miniata</i> , <i>Pisaster giganteus</i> , estrella sol	4
<b>Erizos morados</b>	<i>Strongylocentrotus purpuratus</i>	2
<b>Erizos negros</b>	<i>Centrostephanus coronatus</i>	2
<b>Erizos rojos</b>	<i>Mesocentrotus franciscanus</i>	1
<b>Otros invertidos pequeños</b>	<i>Cancer</i> sp.	5
<b>Algas coralinas incrustantes</b>	<i>Rhodolith</i> sp, algas coralinas, algas incrustantes	4
<b>Algas pardas</b>	<i>Cystoseira osmundacea</i> , <i>Pterygophora californica</i> , <i>Laminaria</i> sp.	4
<b>Sargassum spp</b>	<i>Sargassum filicinum</i> , <i>Sargassum muticum</i>	3
<b>Algas verdes</b>	<i>Caulerpa taxifolia</i> , <i>Undaria pinnatifida</i>	4

<b>Algas rojas</b>	Gellidium sp	3
<b>M. pyrifera</b>	Macrocystis pyrifera	1,2
<b>Ecklonia arborea</b>	Ecklonia arborea	2
<b>Zooplancton</b>		5
<b>Fitoplancton</b>		5
<b>Detritus</b>		5

---

### 2.2.2 Síntesis de datos de monitoreo

El modelo de este trabajo se generó utilizando una base de datos que incluye muestreos desde 2006 hasta 2016 alrededor de IN, el cual incluye un modelo base del ecosistema de sargazo gigante antes de que la comunidad instaurara zonas de no pesca. Por lo tanto, a pesar de que hay muestreos dentro y fuera de las áreas de no pesca, para desarrollar el modelo base para el año 2006, no se diferenció entre los datos de monitoreos dentro y fuera de estas zonas.

El manejo de la base de datos (<http://kelpforest.ucsc.edu/>) se realizó mediante RStudio (versión 1.0.142). Siguiendo el objetivo de generar un modelo base del ecosistema, se utilizaron los datos de abundancias y tallas obtenidos durante el primer año del monitoreo, 2006. Sin embargo, se observó cómo a lo largo de los años de monitoreo aparecieron otras especies que no fueron registradas en 2006. Con el fin de generar un modelo más preciso y representativo del ecosistema con el mayor número de especies, se decidió utilizar el dato del primer año de registro de cada una de las especies (Tabla 3). De esta forma, se obtuvo la primera abundancia o densidad anual de todas las especies que se registraron a lo largo de los 10 años.

**Tabla 3.** Especificación del año en el que se registró la abundancia o densidad utilizada de las especies observadas.

Año	Especie
2006	Halichoeresemicintus, Paralabrax clathratus, Semicossyphus pulcher, Chromis punctipinnis, Hypsypops rubicundus, Oxyjulis californica, Girella nigricans, Anisotremus davidsonii, Caulolatilus princeps, Heterodontus francisci, Megatura crenulata, Kelleteria kelleteri, Crassadom giganteum, Muricea, Leptogorgia chilensis, Haliotis corrugata, Haliotis fulgens, Haliotis rufescens, Megastraea turbanica, Megastraea undosa, Panulirus interruptus, Parastichopus parvimensis, Pisaster giganteus, Estrella sol, Strongylocentrotus purpuratus, Centrostephanus coronatus, Mesocentrotus franciscanus, Macrocystis pyrifera, Ecklonia arborea, algas incrustantes, algas rojas, algas café, algas verdes
2007	Embiotoca jacksoni, Paralabrax nebulifer, Stereolepis gigas, Scorpaenichthys marmoratus, Anemone sp, Laminaria sp.
2008	Haliotis sorenseni
2009	Loxorhynchus grandis, Neobernaya spadicea, Patiria miniata, Cancer sp, Pterygophora californica, Sargassum flicinum
2010	Sebastes sp, Cystoseira osmundacea, Sargassum muticum, Caulerpa taxifolia, Undaria pinitafida
2011	Rhinobatos productus, Ophiodon elongatus,
2013	Rhacochilus vacca
2015	Squatina californica

Con la finalidad de complementar y afinar el modelo se añadieron cinco GF extras: aves marinas, mamíferos marinos, fitoplancton, zooplancton y detritos, obteniendo un total de 41 grupos funcionales (Tabla 4). La explicación detallada de cada GF viene en el Anexo I.

**Tabla 4.** Grupos funcionales utilizados para construir el modelo de balance de masas de Isla Natividad, y las especies que los forman.

Grupo Funcional	Especies
<b>Aves</b>	Phalacrocorax auritus
<b>Mamíferos marinos</b>	Phoca vitulina
<b>Lincods</b>	Ophiodon elongatus
<b>Meros</b>	Stereolepis gigas
<b>Elasmobranquios</b>	Heterodontus francisci, Rhinobatos productus, Squatina californica
<b>Viejas</b>	Semicossyphus pulcher
<b>Blancos</b>	Caulolatilus princeps
<b>Cabezones</b>	Scorpaenichthys marmoratus
<b>Rocotes</b>	Sebastes spp
<b>Cabrillas</b>	Paralabrax clathratus, Paralabrax nebulifer
<b>Garibaldis</b>	Hypsypops rubicundus
<b>Castañetas herreras</b>	Chromis punctipinnis

<b>Morrajás/Sargos</b>	Anisotremus davidsonii, Rhacochilus vacca, Embiotoca jacksoni
<b>Chopas verdes</b>	Girella nigricans
<b>Señoritas</b>	Halichoeres semicinctus, Oxyjulis californica
<b>Macrocrustaceos</b>	Loxorhynchus grandis
<b>Invertebrados sésiles</b>	Crassadoma gigantea, Anemone sp, Muricea sp, Leptogorgia chilensis
<b>Abulones amarillos</b>	Haliotis corrugata
<b>Abulones azules</b>	Haliotis fulgens
<b>Otros abulones</b>	Haliotis rufescens, Haliotis sorenseni
<b>Caracoles</b>	Megastraea turbanica, Megastraea undosa
<b>Invertebrados móviles</b>	Megathura crenulata, Neobernaya spadicea, Kelletia kelletii
<b>Pulpos</b>	Octopus sp
<b>Langostas</b>	Panulirus interruptus
<b>Pepinos</b>	Parastichopus parvimensis
<b>Estrellas</b>	Patiria miniata, Pisaster giganteus, estrella sol
<b>Erizos morados</b>	Strongylocentrotus purpuratus
<b>Erizos negros</b>	Centrostephanus coronatus
<b>Erizos rojos</b>	Mesocentrotus franciscanus
<b>Otros inverts pequeños</b>	Cancer sp.
<b>Algas coralinas incrustantes</b>	Rhodolith sp, algas coralinas, algas incrustantes
<b>Algas pardas</b>	Cystoseira osmundacea, Pterygophora californica, Laminaria sp.
<b>Sargassum spp</b>	Sargassum filicinum, Sargassum muticum
<b>Algas verdes</b>	Caulerpa taxifolia, Undaria pinnatifida
<b>Algas rojas</b>	Gellidium sp
<b>M. pyrifera</b>	Macrocystis pyrifera
<b>Ecklonia arborea</b>	Ecklonia arborea
<b>Zooplancton</b>	
<b>Fitoplancton</b>	
<b>Detritus</b>	

---

### 2.2.3 Cálculo de Biomasa (B):

Para calcular la biomasa de cada GF, primero se determinó el área muestreada durante los monitoreos reportados en un año. A partir de la base de datos, se determinó que al año se realizaron 20 transectos de  $30 \times 2 \text{ m}^3$  de largo cada uno por 6 puntos de muestreo lo que da lugar a  $7,200 \text{ m}^2 \cdot \text{año}^{-1}$  en total. Este valor sería el máximo de muestreos anuales, sin embargo, no todos los años muestrearon todos los sitios. Estas variaciones en el área de muestreo se especifican en los cálculos de biomasa. Además, el cálculo de la biomasa para peces e invertebrados fue distinto y se especifica a continuación. En el caso de los GF formados por más de una especie (tanto de peces como de invertebrados) el valor de la biomasa final se obtuvo realizando un promedio ponderado según las densidades o abundancias observadas de las especies que forman el GF.

**Peces:** La base de datos ya cuenta con valores de densidades por m<sup>2</sup> de las especies ícticas. Se utilizó la suma de todas las densidades observadas en el primer año que cada especie fue observada. Seguidamente, se multiplicó la densidad observada por el peso (g) de los organismos. El peso se obtuvo a partir de la literatura, la cual viene especificada en el Anexo I para cada GF.

**Invertebrados:** En este caso se calculó la biomasa a través de las abundancias registradas en los muestreos. Para ello, primero fue necesario obtener el peso (W) en gramos (g) de los organismos siguiendo la fórmula de Pondella II (2009):

$$W = a * NT^b \quad (1)$$

Donde *a* es un coeficiente de escala para el peso según la longitud de la especie, *b* es un parámetro de tamaño según la forma del cuerpo de la especie y NT es la talla (cm). Gráficamente, el valor de *a* sería el intercepto de los ejes y *b* la pendiente (A. D. C. Reed *et al.*, 2016). Ambos valores *a* y *b*, son diferentes para cada especie, los cuales también se obtuvieron de diferentes artículos especificados para cada GF en el Anexo I. El valor de la talla o NT (cm) se obtuvo a partir de un promedio de las tallas observadas *in situ* en la base de datos.

Una vez obtenido el peso, es posible calcular la biomasa multiplicando el peso por la abundancia observada de los organismos y dividiendo por el área muestreada:

$$\text{Biomasa} = (\text{Peso} * \text{Abundancia}) / \text{Área}$$

El área de los muestreos obtenida de la base de datos varía según el año utilizado, ya que, de un total de 6 sitios para muestrear en la zona, no se muestrearon todos cada año (Tabla 5). El número de transectos obtenido de la base de datos fue de 20 transectos por sitio por año.

**Tabla 5.** Resumen de los lugares muestreados cada año para invertebrados y cálculo del área real muestreada.

Año	Sitios muestreados	área total
2006	4 Lugares (Babencho, La Dulce, La Plana, Punta Prieta)	60x20x4= 4800m <sup>2</sup>
2007	6 lugares (Babencho, La Dulce, La Plana, Punta Prieta, La Barrita, La Guanera)	60x20x6= 7200m <sup>2</sup>
2009	6 lugares (Babencho, La Dulce, La Plana, Punta Prieta, La Barrita, La Guanera)	60x20x6= 7200m <sup>2</sup>
2011	5 lugares (Babencho, La Dulce, La Plana, Punta Prieta, La Guanera)	60x20x5= 6000m <sup>2</sup>

**Algas:** Debido a la elevada complejidad que supone determinar el peso de las algas, ya que no presentan una forma ni un tamaño fijo, no se pudo calcular su biomasa. En este caso, se optó por introducir el valor de Eficiencia Ecotrófica de 0.9 basado en bibliografía (especificado en el Anexo I). En el caso de *M. pyrifera* se utilizó un promedio del peso del artículo de Rassweiler *et al.*, (2008) multiplicado por la densidad ( $m^2$ ) observada en 2006.

Para una mejor representación de las biomásas de los organismos dentro del área total del ecosistema, se indica en qué porcentaje del área total se encuentra mayoritariamente cada GF. Dicha información fue obtenida bibliográficamente según las preferencias de hábitat de cada GF. De esta forma, la biomasa utilizada en el modelo está ajustada a la preferencia del hábitat de cada GF dentro del área total del ecosistema.

#### 2.2.4 Matriz de dietas

La elaboración de la matriz de dieta es clave para obtener un buen modelo, el cual permite relacionar los depredadores con sus respectivas presas, creando así la red trófica del ecosistema. Los valores de la matriz son proporciones cuyo valor se encuentra entre 0 y 1, y la suma total de la alimentación de cada GF debe sumar 1. De esta forma se observan prioridades alimenticias de los GF, así como en qué proporción están relacionados entre ellos.

Los hábitos alimenticios de cada uno de los grupos funcionales se obtuvieron a partir de una intensa búsqueda bibliográfica, así como de otros modelos. La dieta de cada grupo funcional viene especificada en el Anexo I y la matriz de dietas completa usada para el modelo se encuentra en el Anexo II.

#### 2.2.5 Ecopath

Ecopath con Ecosim (*EwE*) (<http://ecopath.org/>) es un software de modelación ecológica de ecosistemas que nos permite generar un modelo de balance de masas de la cadena trófica de un ecosistema. Se desarrolló en el Centro de Pesquerías de la Universidad de British Columbia (Vancouver, Canadá) y es un programa computacional gratuito que se ha ido mejorando desde 1990 (Christensen y Pauly 1992). La última versión y la utilizada para este modelo es la 6.5. *EwE* es el primer simulador que cuenta con tres componentes principales: Ecopath, que crea una masa estadísticamente equilibrada de los recursos en un ecosistema y sus interacciones, representada por un conjunto de biomasa tróficamente vinculadas entre ellas; Ecosim un módulo de simulación

dinámica; y Ecospace un módulo dinámico espacial y temporal diseñado principalmente para explorar el impacto y la colocación de las áreas protegidas. Este software se puede utilizar con muchos fines como abordar preguntas ecológicas, evaluar efectos de la pesca en un ecosistema, modelar los efectos producidos por los cambios ambientales o explorar opciones de políticas de manejo entre otras.

*EwE* está basado en un sistema de ecuaciones lineales que representan a cada grupo funcional o especie incluida dentro del sistema. Consta de dos ecuaciones maestras que cada GF debe cumplir. La primera ecuación (1) nos indica que el consumo (Q) de dicho grupo es igual a su producción (P) más la respiración (R) y el alimento no asimilado (U):

$$Q = P + R + U \quad (2)$$

La segunda ecuación (2) expresa que la producción de una especie o grupo funcional (i) es igual a la mortalidad por depredación ( $M2_i$ ), más la exportación ( $E_i$ ), más la pesca sobre ese grupo ( $Y_i$ ), más su biomasa acumulada ( $BA_i$ ), más otro tipo de mortalidad ( $MO_i$ ):

$$P_i = M2_i + E_i + Y_i + BA_i + MO_i \quad (3)$$

Donde:

Fórmula	Significado	unidad
$P_i = B_i * PB_i$	Tasa total de producción del grupo funcional (i)	(t/km <sup>2</sup> /año)
$M2_i = \sum B_j * Q/B_j * DC_{ji}$	Mortalidad del grupo (i) por depredación del grupo (j) donde * DC <sub>i</sub> es la fracción de la presa (i) en la dieta del depredador (j)	(año <sup>-1</sup> )
$E_i$	Exportación total del grupo funcional (i) fuera del ecosistema	(adimensional)
$Y_i$	Tasa de Pesca total sobre (i)	(t/km <sup>2</sup> /año)
$BA_i$	Biomasa acumulada del grupo funcional (i)	(t/km <sup>2</sup> )
$MO_i = P_i(1 - EE_i)$	Tasa de "otra mortalidad" del grupo funcional (i)	(año <sup>-1</sup> )

Por lo tanto, la ecuación (2) a su vez puede ser re-expresada como (3):

$$B_i \left(\frac{P}{B}\right)_i = \sum B_j Q/B_j DC_{ji} + E_i + Y_i + BA_i + B_i * PB_i(1 - EE_i) \quad (4)$$

Dónde:

Símbolo	Significado	Unidad
$B_i$	Biomasa del grupo funcional (i)	(t/km <sup>2</sup> )
$(P/B)_i$	Relación Producción/Biomasa para (i)	(año)
$(Q/B)_i$	Relación Consumo/Biomasa para (i)	(año)
$DC_{ji}$	Composición Dieta, fracción de la dieta del depredador (j) con la que contribuye la presa (i)	(adimensional)
$EE_i$	Eficiencia Ecológica de (i): proporción de (i) que es consumida por otras especies de otros grupos del sistema.	(adimensional)

*EwE* resuelve estas ecuaciones simultáneas que se generan para cada GF utilizando una matriz estándar algebraica. De todos los parámetros mencionados en las ecuaciones, para que *Ecopath* genere el modelo necesitamos introducir cuatro parámetros básicos: B, P/B, Q/B y EE (estos cuatro parámetros se especifican con más detalle a continuación).

Dado que en un sistema de ecuaciones podemos tener una incógnita y el programa puede calcular uno de esos cuatro parámetros. De forma general, el parámetro que *EwE* calcula es la Eficiencia Ecológica (EE). Sin embargo, si no se cuenta con uno de los otros valores (B, P/B o Q/B) se puede añadir el valor de la EE para que *EwE* calcule el valor restante. Generalmente, esto se evita ya que puede alejar un poco más de la realidad los resultados del modelo.

#### Parámetros P/B y Q/B:

El P/B, nos indica la relación producción-biomasa (P/B), es decir, que tanto de lo que produce un organismo pasa a ser biomasa. Sin embargo, este parámetro es difícil de medir, y se considera igual a la tasa de mortalidad total anual (Harvey 2010).

Para entender las relaciones tróficas de un ecosistema, es necesario estimar el consumo de cada una de las especies que lo forman. La manera más habitual de representarlo es a través de la



relación consumo-biomasa (Q/B). El consumo de los organismos está determinado por su metabolismo que a su vez está relacionado con el tamaño y biomasa de los organismos. Es por eso que el valor Q/B es diferente para cada individuo de cada especie. Sin embargo, dentro de una misma especie, este valor se estandariza ya que, de forma general, los organismos de una misma especie suelen tener las mismas preferencias y requerimientos nutricionales. Por eso se puede asumir que el valor Q/B es el mismo para los organismos de una misma especie.

La mayoría de los valores de P/B y Q/B de los peces se obtuvieron de Fishbase (Froeser, & Pauly 2016). En caso contrario, se especifica en la descripción de los grupos funcionales en el Anexo I. Para los invertebrados, el dato de P/B y Q/B fue obtenido de otros modelos o de datos bibliográficos que también vienen detallados en el Anexo I para cada GF.

En el caso de los parámetros (B, P/B y Q/B) de los grupos funcionales formados por más de una especie, fueron calculados utilizando promedios ponderados según las abundancias o densidades de cada especie incluida en el grupo. De esta forma obtuve un único valor representativo del grupo funcional (Tabla 6).

**Tabla 6.** Parámetros B, P/B y Q/B de los GF del modelo de Isla Natividad, cuyas fuentes bibliográficas se especifican en el Anexo I. Los valores ausentes en esta tabla van a ser calculados por el modelo una vez balanceado.

<b>Grupo Funcional</b>	<b>Biomasa (B)</b>	<b>P/B</b>	<b>Q/B</b>
<b>Aves</b>	0.01	0.85	45
<b>Mamíferos marinos</b>	0.04	0.16	7
<b>Lincods</b>	0.13	0.31	1.7
<b>Meros</b>	0.10	0.31	1.7
<b>Elasmobranquios</b>	0.89	0.2	2.1
<b>Viejas</b>	12.36	1.14	3.2
<b>Blancos</b>	1.82	0.18	6.5
<b>Cabezones</b>	0.01	0.54	4.5
<b>Rocotes</b>	0.08	0.245	4.15
<b>Cabrillas</b>	0.99	0.19	3.7
<b>Garibaldis</b>	2.99	0.47	6.2
<b>Castañetas herreras</b>	1.64	1.07	7.3
<b>Morrajás/Sargos</b>	1.48	0.5698	4.1
<b>Chopas verdes</b>	2.91	0.43	9.7
<b>Señoritas</b>	0.66	0.64917	5.56
<b>Macrocrustaceos</b>	0.43	2.89	17.785
<b>Invertebrados sésiles</b>	6.87	2.23	9.5
<b>Abulones amarillos</b>	17.68	0.31	3.5
<b>Abulones azules</b>	6.50	0.19	3.5
<b>Otros abulones</b>	0.03	2	10
<b>Caracoles</b>	95.28	0.74	2.5

<b>Invertebrados móviles</b>	5.28	1.69	9.51
<b>Pulpos</b>	0.03	1.39	6.76
<b>Langostas</b>	5.16	0.99	4.2
<b>Pepinos</b>	2.66	1.4	3
<b>Estrellas</b>	0.11	0.52	3.24
<b>Erizos morados</b>	0.62	7.5	25
<b>Erizos negros</b>	1.24	7.5	25
<b>Erizos rojos</b>	1.50	7.5	25
<b>Otros inverts pequeños</b>		3.14	48
<b>Algas coralinas incrustantes</b>		5.9	
<b>Algas pardas</b>		27.63	
<b>Sargassum spp</b>		12	
<b>Algas verdes</b>		16.7	
<b>Algas rojas</b>		27.63	
<b>M. pyrifera</b>	170.25	4.71	
<b>Eckloniaa arborea</b>		7.18	
<b>Zooplancton</b>		16.5	62.5
<b>Fitoplancton</b>		70	
<b>Detritus</b>	20.00		

#### Eficiencia Ecotrófica (EE):

Es la fracción de la producción que es usada en el sistema, ya sea como acumulación de biomasa, migración, exportación o que se transfiera hacia otros niveles de la cadena trófica (Christensen *et al.*, 2005). Se trata de un valor adimensional que varía entre 0 y 1. Es un valor difícil de calcular de forma independiente, pero una forma de determinarla es:  $EE = (1 - \text{otra mortalidad})$ . Donde “otra mortalidad” hace referencia a organismos que mueren por enfermedades, por falta de alimento *etc.*

Para que el modelo pueda estar balanceado, los valores de la EE deben ser entre cero y uno. De forma general, los grupos funcionales con valores cercanos a 1 son aquellos de los cuales las otras especies del ecosistema consumen gran parte de lo que producen (ejemplo: productores primarios). Mientras que los grupos funcionales con valores cercanos a 0 indica que prácticamente nadie consume lo que ellos están produciendo y por lo general solo mueren de forma natural (ejemplo: depredador tope). Cuando el valor es superior a uno, indica que los depredadores están consumiendo más biomasa de la que ese grupo funcional está generando. En ese caso, bajo conocimiento de los datos utilizados y razonando los cambios, se deben ajustar los valores introducidos a Ecopath (B, P/B, Q/B o matriz de dietas) hasta conseguir un modelo balanceado.

## Capturas de la pesquería

La Cooperativa de Buzos y Pescadores de Isla Natividad facilitó los datos de las capturas de invertebrados y algas del 2006 a 2014 expresadas en toneladas. Siguiendo el objetivo principal de generar un modelo base del ecosistema, solo se utilizaron las capturas para 2006. Como los pescadores no se limitan al área del modelo para las pesquerías se recalcularon los datos obtenidos para ajustar la pesquería al área del modelo (Tabla 7):

- **Langosta:** En 2006 se capturaron 132.843 toneladas de langosta en toda su área de pesca. Sin embargo, para obtener un dato de pesca de langosta más adecuado al área del modelo, se dividió el número de toneladas capturadas por el área de pesca de langosta que es de 309 km<sup>2</sup> (Sáenz-Arroyo *et al.*, 2012).
- **Invertebrados:** Para las otras especies de invertebrados pescados (Abulón amarillo y verde, caracol, pepino, erizo rojo se dividió por el área del modelo (batimetría de los 30 m).
- **Algas:** Para *M. pyrifera* y algas rojas se dividió por el área de 5.08 km<sup>2</sup> de bosques observados para 2009 vía Google Earth.

**Tabla 7.** Toneladas pescadas en el año 2006 y recalcu de la pesquería según el área de las especies pescadas.

Especie	Pesquería (ton/año)	Área pescada (km <sup>2</sup> )	Pesquería dentro modelo(ton/km <sup>2</sup> año)
Abulones azules	9.99	31.42	0.318
Abulones amarillos	17.98	31.42	0.572
Langosta	132.84	309.00	0.430
Algas rojas	24.46	5.08	4.815
Caracoles	39.74	31.42	1.265
Pepinos	27.24	31.42	0.867
M. pyrifera	12.00	5.08	2.362
Erizo rojos	34.41	31.42	1.095

Estos valores se incluyeron como referencia para tener en cuenta la extracción de parte de la biomasa de ciertas especies del ecosistema. De esta forma, el modelo en equilibrio que se obtiene de Ecopath, también está en equilibrio con el efecto de las pesquerías de la zona.

### 2.2.6 Modelo balanceado

Una vez obtenido el modelo balanceado, Ecopath da otros parámetros básicos que aportan información sobre la estructura de los GF del ecosistema. Estos son el Nivel Trófico y la relación

Producción Consumo que se describen a continuación; además de los valores de Eficiencia Ecológica que no fueron previamente añadidos.

**Nivel trófico (NT):** Para generar la trama trófica del ecosistema, Ecopath calcula los niveles tróficos de cada GF siguiendo una rutina predeterminada y otorga el valor del NT los cuales pueden ser fraccionales (ej. 1.2; 3.5 etc.). A los productores primarios y al detrito se les asigna siempre un valor de NT=1. A los consumidores se les asigna un NT siguiendo la fórmula:  $1 + [\text{promedio ponderado del nivel trófico de las presas}]$  (Christensen *et al.*, 2005).

Por ejemplo, para un consumidor que come 40% de productores primarios (NT=1) y un 60% de herbívoros (con NT=2), el cálculo del NT sería:  $1 + [0.4 \times 1 + 0.6 \times 2] = 2.6$ .

**Producción/Consumo (P/Q):** Expresa la relación entre la producción y el consumo del GF; también se le conoce como la eficiencia bruta de conversión de los alimentos, es decir cuánto de lo que consumen se convierte en producción. Es un valor adimensional y generalmente el consumo de la mayoría de grupos es entre 3 y 10 veces mayor que su producción. Por eso, comúnmente el valor de P/Q se encuentra entre 0.05 y 0.3 (Christensen, Walters, y Pauly 2005). Donde los depredadores tope suelen tener valores pequeños de P/Q y organismos más pequeños con metabolismos más rápidos, valores más altos. Este valor, también puede ser incluido al inicio del modelo solo cuando no se tiene información sobre la P/B o la Q/B.

Además de estos valores, también genera una tabla con estadísticas básicas que aportan información sobre el estado global del ecosistema. En este trabajo solo se discutirán tres de estos valores, los cuales se utilizan para conocer el estado de madurez del ecosistema y se describen a continuación:

**Flujo total de un ecosistema /Throughputs:** Es la suma de todos los flujos del sistema, dentro de los cuales se incluyen: consumo total, exportación total, flujo total por respiración y flujo total para el detritus (Christensen *et al.*, 2005). El valor de todos los flujos está expresado en  $t \cdot km^2 \cdot años^{-1}$ .

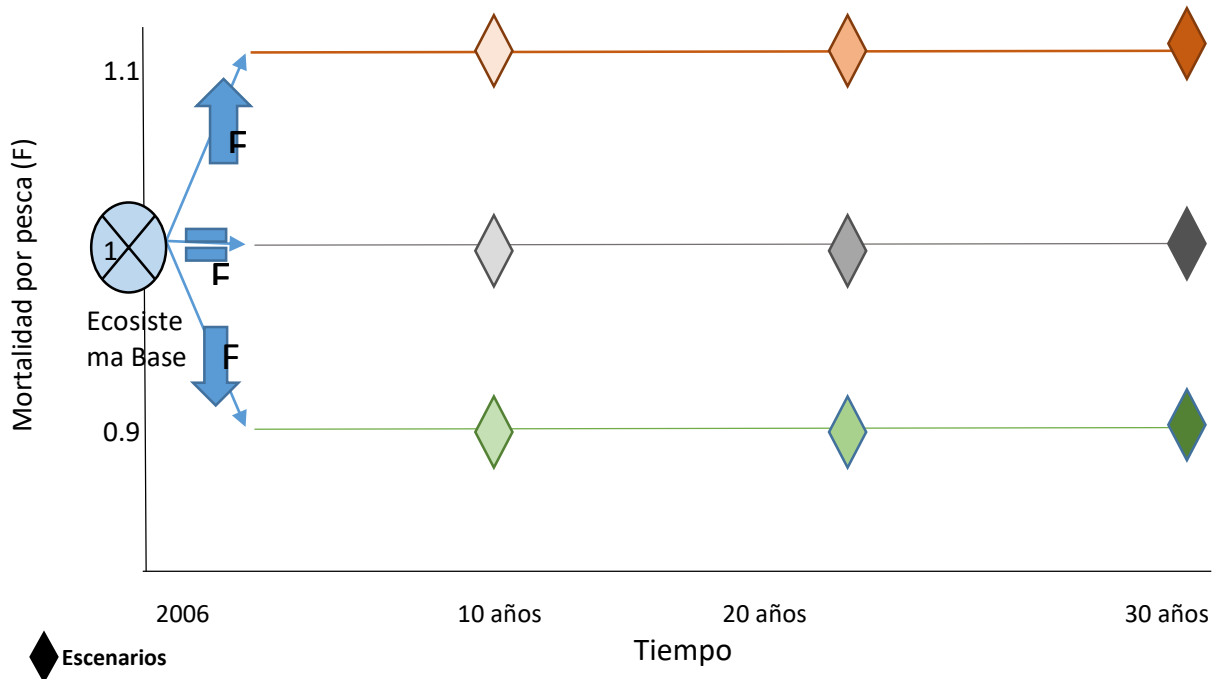
**Producción/respiración (P/R):** relación entre la producción primaria total y la respiración total del ecosistema que expresa hacia donde se dirige la comida asimilada. Valor adimensional, que generalmente presenta un valor cercano a 1.

**Índice de Conectividad (IC):** Se trata de la relación entre el número de interacciones reales y el número de interacciones posibles entre los GF de un ecosistema (sin tener en cuenta el canibalismo). Se expresa de la siguiente forma:  $(N-1)^2$  y es un valor adimensional (Christensen *et al.*, 2005).

## 2.3 Aplicación del modelo

### 2.3.1 Simulación

Utilizamos el modelo base del ecosistema de los bosques de macro algas de Isla Natividad del 2006 para simular diferentes escenarios de mortalidad por pesca a diferentes pedidos de tiempo. Utilizamos las rutinas de Ecosim para explorar el cambio de la biomasa de cada grupo funcional dentro del modelo. Generamos tres escenarios de mortalidad por pesca para explorar la respuesta de los grupos funcionales: 1) manteniendo la mortalidad por pesca constante a  $F = 1$  (igual que 2006), 2) disminuyendo la mortalidad por pesca 10% dónde  $F = 0.9$ , y 3) aumentando la mortalidad por pesca un 10% dónde  $F = 1.1$ . Además, cada uno de estos tres escenarios fue utilizado para realizar predicciones del ecosistema y a diferentes períodos de tiempo, para 10, 20 y 30 años (Figura 5).



**Figura 5.** Marco conceptual de la estructura de los escenarios planteados en el trabajo.

El diseño de la simulación con las diferentes mortalidades de pesca a los diferentes periodos de tiempo tiene el objetivo de explorar el cambio de la biomasa en el modelo base del 2006. Mantener

la mortalidad por pesca igual durante 10, 20 o 30 años nos puede ayudar a inferir el cambio de biomasa de los diferentes grupos funcionales con las medidas de manejo actuales. Una disminución del 10% puede representar algún tipo de manejo como las cuotas, vedas o reservas marinas. Finalmente, El aumento de un 10% de la mortalidad por pesca lo podemos utilizar como un control para simular un mal manejo de las pesquerías. Los periodos de tiempo de 10, 20 y 30 años son los períodos de tiempo que la cooperativa de pescadores de Isla Natividad tienen para reportar sus actividades de extracción y renovar su concesión (McCay *et al.*, 2014). El máximo periodo de tiempo fue de 30 años para simular un promedio de vida laboral de un pescador en Isla Natividad.

### 2.3.2 Ecosim

Ecosim es la interfaz de *EwE* que permite generar predicciones temporales para determinar cómo el ecosistema y las especies de éste responden. Se pueden añadir variaciones en las series temporales de factores ambientales ( $T^\circ$ ,  $O_2$ , pH *etc.*) o cambios antropogénicos (esfuerzo pesquero, biomásas, capturas *etc.*). Los fundamentos de Ecosim consisten en expresar la dinámica de la biomasa a través de una serie de ecuaciones que se derivan de la ecuación maestra de Ecopath, y se representan de la siguiente forma (Christensen, Walters, y Pauly 2005):

$$\frac{dB_i}{dt} = g_i \sum_j Q_{ji} - \sum_j Q_{ji} + I_i - (M_i + F_i + e_i)B_i \quad (5)$$

Donde  $\frac{dB_i}{dt}$  representa el cambio de crecimiento durante el intervalo de tiempo  $dt$  para el grupo  $i$  en términos de biomasa ( $B_i$ ). El término  $g_i$  es la eficiencia neta de crecimiento (producción/ratio de consumo).  $M_i$  representa la mortalidad natural;  $F_i$  la mortalidad por pesca;  $e_i$  la emigración;  $I_i$  la inmigración. Las dos sumatorias estiman los consumos, la primera expresa el consumo total del grupo  $i$ , mientras que la segunda expresa la depredación de todos los depredadores sobre el grupo  $i$ .

Un parámetro importante a tener en cuenta para desollar la interfaz Ecosim es la Vulnerabilidad. Este parámetro permite determinar si el comportamiento del ecosistema es de tipo 'bottom-up' con vulnerabilidades bajas, o 'top-down' con vulnerabilidades altas (Christensen, Walters y Pauly 2005). En este caso, se utilizó el valor igual a 2 para todos los GF ya que se considera un valor intermedio que no predispone el comportamiento del ecosistema.

## 2.4 Análisis de resultados

### 2.4.1 Impacto Trófico Mixto (MTI)

La función de Impacto trófico mixto (MTI), permite determinar el impacto directo e indirecto entre los GF del ecosistema, incluyendo también las relaciones entre las flotas pesqueras y los GF (Figura 7). Esta función calcula cómo el cambio de la biomasa de un GF afecta a las interacciones con los otros GF del sistema a través de la siguiente ecuación:

$$MTI_{ij} = DC_{ij} - FC_{ji} \quad (6)$$

Donde  $DC_{ij}$  es la composición de la dieta que expresa cuanto del grupo  $j$  contribuye a la dieta del grupo  $i$ ; y  $FC_{ji}$  es un término de la composición de la presa, que describe la proporción de la depredación sobre  $j$  producida por  $i$  como depredador. Al calcular el término  $FC_{ji}$  las flotas pesqueras se introducen como depredadores. El resultado de los valores puede ser positivo o negativo, dependiendo si el cambio en la biomasa de un GF provoca un aumento o disminución de la biomasa de los otros GF. En el caso del detrito, el término  $DC_{ij}$  es 0, mientras que, para las flotas pesqueras la “composición de la dieta” se obtiene representando cuanto contribuye cada grupo a las capturas.

### 2.4.2 Comparación de biomاسas

Cada vez que se realiza una ejecución del modelo con diferentes parámetros de mortalidad por pesca y tiempo, el programa genera una tabla con las biomاسas finales de cada GF correspondientes a las variaciones introducidas. Para conocer cómo responden las biomاسas de los GF, se pretende comparar las biomاسas iniciales del modelo base, con las biomاسas finales de los diferentes escenarios de esfuerzo pesquero para cada predicción temporal (10, 20 y 30 años). Teniendo un total de 9 escenarios diferentes (3 escenarios de esfuerzo pesquero x 3 predicciones temporales, ver representación gráfica en el marco conceptual Figura 5).

## Capítulo 3. Resultados

---

Logramos construir un modelo de balance de masas que describe la estructura de los bosques de *Macrocystis pyrifera* en Isla Natividad. Incluimos 40 grupos funcionales que representan las interacciones más relevantes del sistema incluyendo vertebrados, invertebrados, algas y detritos. Utilizamos este modelo para simular diferentes escenarios de pesca para diferentes predicciones temporales. Este esfuerzo muestra que se puede integrar datos de monitoreo ecológico, bases de datos de información de interacciones entre especies, demográfica y una búsqueda bibliográfica.

### 3.1 Modelo de balance de masas

Construimos y balanceamos el modelo base del ecosistema de Isla Natividad para 2006. Éste, nos permite conocer la estructura general de ecosistema y particularmente de los GF a través de ciertos parámetros descriptivos. Para poder obtener los resultados del modelo, el primer paso que debemos cumplir es tener un modelo balanceado. Como los parámetros utilizados para generar el modelo (Biomasa, P/B, Q/B y dieta) se han obtenido a partir de cálculos de datos *in situ* y una búsqueda bibliográfica, los valores pueden no estar ajustados a las especificaciones de este modelo como por ejemplo el área, el número de grupos funcionales puede ser mayor o menor, diferentes especies en grupos funcionales, diferentes interacciones entre los grupos o diferentes valores de biomasa, entre otros. Por eso, una vez incluidos todos los valores justificadamente, hay que reajustar algunos valores para que el modelo se balancee con las características de nuestro modelo en particular.

Para conocer el estado globalmente del ecosistema (Tabla 8) nos basamos en los *throughputs* o flujo total del sistema es de  $4343.633 \text{ t}\cdot\text{km}^2\cdot\text{años}^{-1}$ , el cual se divide en consumo total ( $1576.84 \text{ t}\cdot\text{km}^2\cdot\text{años}^{-1}$ ), exportación total ( $691.176 \text{ t}\cdot\text{km}^2\cdot\text{años}^{-1}$ ), la respiración total ( $1042.608 \text{ t}\cdot\text{km}^2\cdot\text{años}^{-1}$ ) y el flujo hacia el detrito ( $1033.012 \text{ t}\cdot\text{km}^2\cdot\text{años}^{-1}$ ). La producción neta del sistema es de  $569.02 \text{ t}\cdot\text{km}^2\cdot\text{años}^{-1}$ , y la relación respiración/producción es de 1.546 los cuales se utilizarán para estimar la madurez del ecosistema. Por último, el índice de conectancia, con un valor de 0.156 para conocer las conexiones existentes en este modelo.



**Tabla 8.** Resumen de las estadísticas del sistema obtenidas por Ecopath.

Parámetro	Valor	Unidades
<b>Flujo total del sistema/Throughputs</b>	4343.633	t·km <sup>2</sup> ·años <sup>-1</sup>
<b>Consumo total</b>	1576.84	t·km <sup>2</sup> ·años <sup>-1</sup>
<b>Exportación total</b>	691.176	t·km <sup>2</sup> ·años <sup>-1</sup>
<b>Flujo de respiración total</b>	1042.608	t·km <sup>2</sup> ·años <sup>-1</sup>
<b>Flujo de detritus total</b>	1033.012	t·km <sup>2</sup> ·años <sup>-1</sup>
<b>Producción total/ respiración total</b>	1.546	adimensional
<b>Índice de Conectancia (IC)</b>	0.156	adimensional

El modelo está construido con 40 grupos funcionales (GF): aves (1), mamíferos marinos (1), peces (13), invertebrados (15), algas (7), fitoplancton (1), zooplancton (1) y detritos (1). Los grupos con mayor biomasa del ecosistema son el formado por *M. pyrifera* (alga), los caracoles (invertebrados) y las viejas (peces). Cada uno de los 40 grupos se describe a través de los parámetros del nivel trófico, la eficiencia ecotrófica y la relación producción/consumo (P/Q).

El nivel trófico (NT) en este sistema se encuentran entre 1 y 3.8 y tiene un valor promedio de 2.28. El GF con el NT más alto es el Mero con un valor de 3.8, seguido por los Mamíferos marinos (NT de 3.75), el Lincod con un NT de 3.59 y las Aves con un NT de 3.42. La mayoría de invertebrados están alrededor de un NT de 2, los peces cerca del NT 3 y el NT más bajo es el de los productores primarios (algas, fitoplancton, detritos) con un NT de 1.

La eficiencia ecotrófica (EE) está representada con una proporción entre 0 y 1, dónde los depredadores topes presentan valores cercanos a 0 (ejemplo; Lincods tiene una EE de 0.007), mientras que los organismos de NT inferiores presentan EE más elevados (ejemplo; invertebrados pequeños tienen un EE de 0.8). Solo cuando todos los valores de EE de los GF se encuentran entre 0 y 1, significa que el modelo está balanceado. En caso contrario, al no estar balanceado, no se pueden obtener resultados.

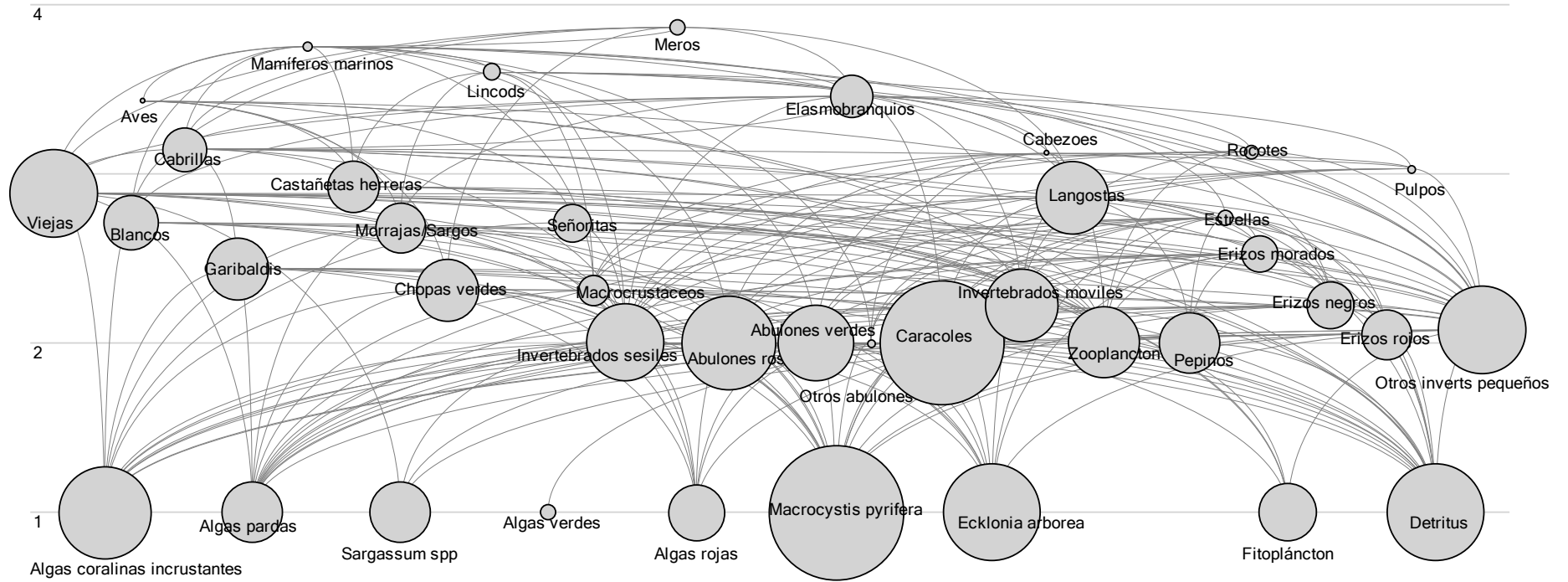
Los valores de la relación producción/Consumo (P/Q) son independiente para cada especie, que depende de su capacidad para convertir en producción en alimento. En este modelo los valores de P/Q los valores más bajos son de 0.02 para las Aves y Mamíferos marinos; y los más altos de 0.47 y 0.3 para los pepinos de mar y las viejas respectivamente.

**Tabla 9.** Resultados de las estimaciones básicas de Ecopath para cada grupo funcional (NT= Nivel Trófico, EE= Eficiencia Ectrófica, P/Q= relación Producción Consumo).

Grupo Funcional	Biomasa (t/km <sup>2</sup> )	P/B (año <sup>-1</sup> )	Q/B (año <sup>-1</sup> )	NT	EE	P/Q (año <sup>-1</sup> )
Aves	0.01	0.85	45	3.43	0.00	0.02
Mamíferos marinos	0.04	0.16	7	3.75	0.01	0.02
Lincods	0.13	0.31	1.7	3.60	0.01	0.18
Meros	0.10	0.31	1.7	3.87	0.19	0.18
Elasmobranquios	0.89	0.2	2.1	3.46	0.70	0.10
Viejas	12.36	1.14	3.2	2.88	0.03	0.36
Blancos	1.82	0.18	6.5	2.71	0.38	0.03
Cabezones	0.01	0.54	4.5	3.12	0.81	0.12
Rocotes	0.08	0.245	4.15	3.13	0.88	0.06
Cabrillas	0.99	0.19	3.7	3.15	0.43	0.05
Garibaldis	2.99	0.47	6.2	2.44	0.26	0.08
Castañetas herreras	1.64	1.07	7.3	2.92	0.28	0.15
Morrajás/Sargos	1.48	0.5698	4.1	2.68	0.41	0.14
Chopas verdes	2.91	0.43	9.7	2.32	0.09	0.04
Señoritas	0.66	0.64917	5.56	2.71	0.04	0.12
Macrocrustaceos	0.43	2.89	17.785	2.31	0.99	0.16
Invertebrados sésiles	6.87	2.23	9.5	2.00	0.97	0.23
Abulones amarillos	17.68	0.31	3.5	2.00	0.66	0.09
Abulones azules	6.50	0.19	3.5	2.00	0.82	0.05
Otros abulones	0.03	2	10	2.00	0.95	0.20
Caracoles	95.28	0.74	2.5	2.00	0.12	0.30
Invertebrados móviles	5.28	1.69	9.51	2.22	0.91	0.18
Pulpos	0.03	1.39	6.76	3.03	0.88	0.21
Langostas	5.16	0.99	4.2	2.86	0.41	0.24
Pepinos	2.66	1.4	3	2.00	0.98	0.47
Estrellas	0.11	0.52	3.24	2.74	0.61	0.16
Erizos morados	0.62	7.5	25	2.53	0.81	0.30
Erizos negros	1.24	7.5	25	2.22	0.49	0.30
Erizos rojos	1.50	7.5	25	2.05	0.43	0.30
Otros inverts pequeños	12.32	3.14	48	2.08	0.88	0.07
Algas coralinas incrustantes	15.39	5.9		1.00	0.90	
Algas pardas	2.61	27.63		1.00	0.90	
<i>Sargassum spp</i>	2.68	12		1.00	0.90	
Algas verdes	0.10	16.7		1.00	0.90	
Algas rojas	2.14	27.63		1.00	0.90	
<i>M. pyrifera</i>	170.25	4.71		1.00	0.29	
<i>Ecklonia arborea</i>	20.78	7.18		1.00	0.90	
Zooplancton	4.84	16.5	62.5	2.00	0.80	0.26
Fitoplancton	2.26	70		1.00	0.90	
Detritus	20.00			1.00	0.36	

### 3.1.1 Red trófica del ecosistema

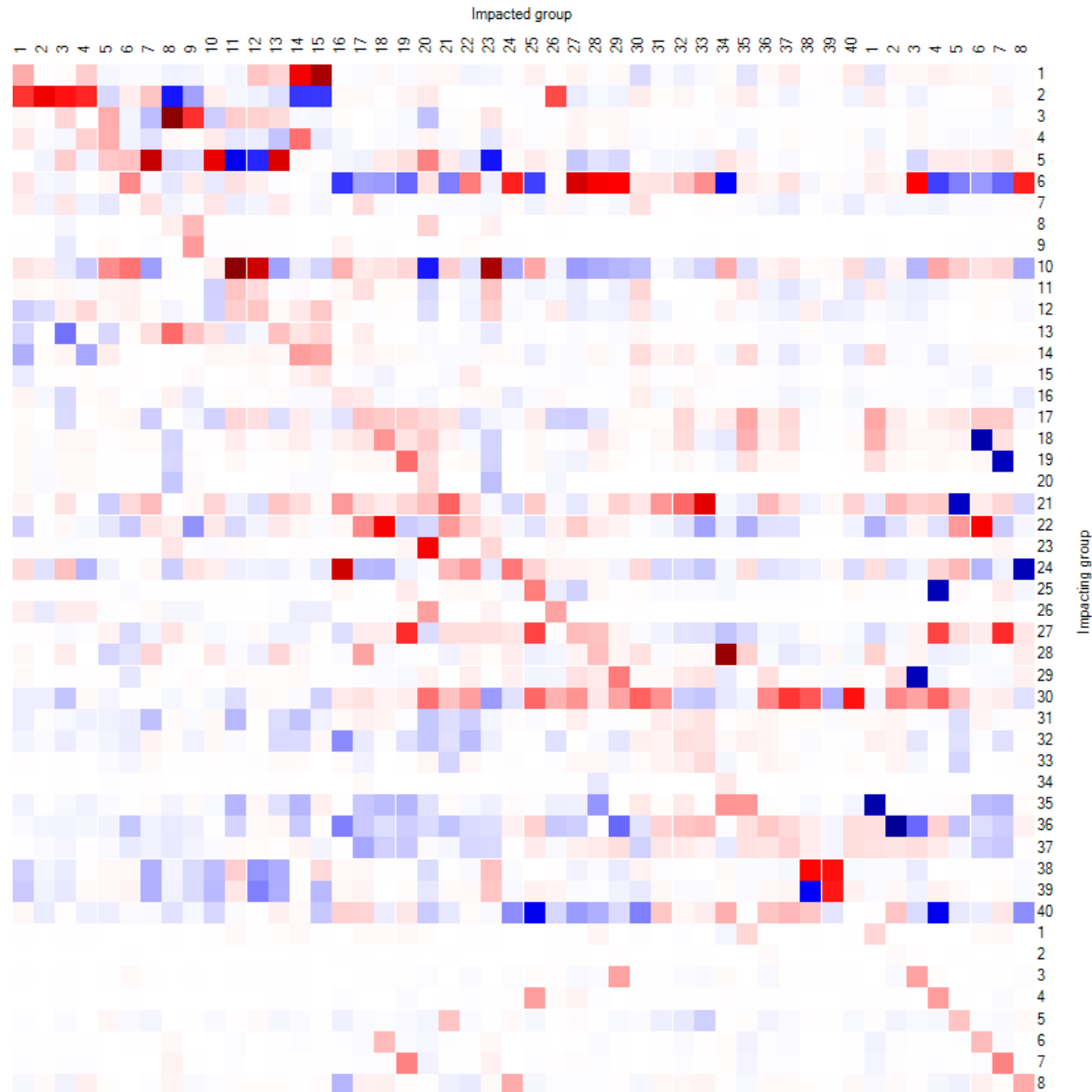
Con los niveles tróficos calculados y las interacciones de depredador-presa incluidos en la matriz de dieta, obtuvimos una representación gráfica de la cadena trófica del ecosistema (Figura 6) que nos permite conocer como fluctúa la biomasa entre los GF. De esta forma se puede observar cómo está estructurados los GF en el ecosistema. Los GF con mayor biomasa son los de menor NT como productores primarios (*M. pyrifera*), algunos de los invertebrados como el Caracoles y en el caso de los peces, el GF de la Vieja. Los GF que presentan menor biomasa son depredadores tope como los mamíferos marinos, las aves, los rocotes, los pulpos, entre otros. Los grupos funcionales que mayor número de conexiones presentan por ser las presas más repetidas, son los invertebrados sésiles y Detritos (19 conexiones), Otros invertebrados pequeños (18 conexiones) y *M. pyrifera* (17 conexiones). Los que presentan menos conexiones por depredación sobre ellos son depredadores tope, Señorita y Garibaldis (1 conexión). Por otro lado, aquellos organismos depredadores que se alimentan de un mayor número de presas de diferentes grupos funcionales son los Mamíferos marinos y las Estrellas (17 conexiones) seguidos por los Elasmobranquios (13 conexiones) y las Cabrillas y Langostas (11 conexiones). Mientras que los grupos que presentan una dieta menos variada (menos conexiones) son los pepinos de mar (1 conexión) y las castañetas herreras (4 conexiones).



**Figura 6.** Diagrama de flujos del ecosistema de isla Natividad. Los grupos funcionales están representados en círculos, cuyo tamaño es proporcional a la biomasa de dicho GF. Están distribuidos en el eje de las Y según los niveles tróficos que Ecopath ha calculado, y las líneas que unen los GF entre sí, son las interacciones tróficas existentes entre los grupos del ecosistema.

### 3.1.2 Impacto Trófico Mixto (ITM)

Una vez conocemos la estructura de los GF, también podemos conocer como están interactuando los GF entre ellos a través de la figura del ITM. La Figura 7, nos muestra dichas interacciones, a través de una matriz donde se enfrentan los GF entre ellos. No solo tiene en cuenta los GF, sino que también presenta las relaciones entre todos los GF y las flotas pesqueras. De esta forma, se puede observar si las flotas pesqueras afectan de forma indirecta a otros GF que no sean los pescados.

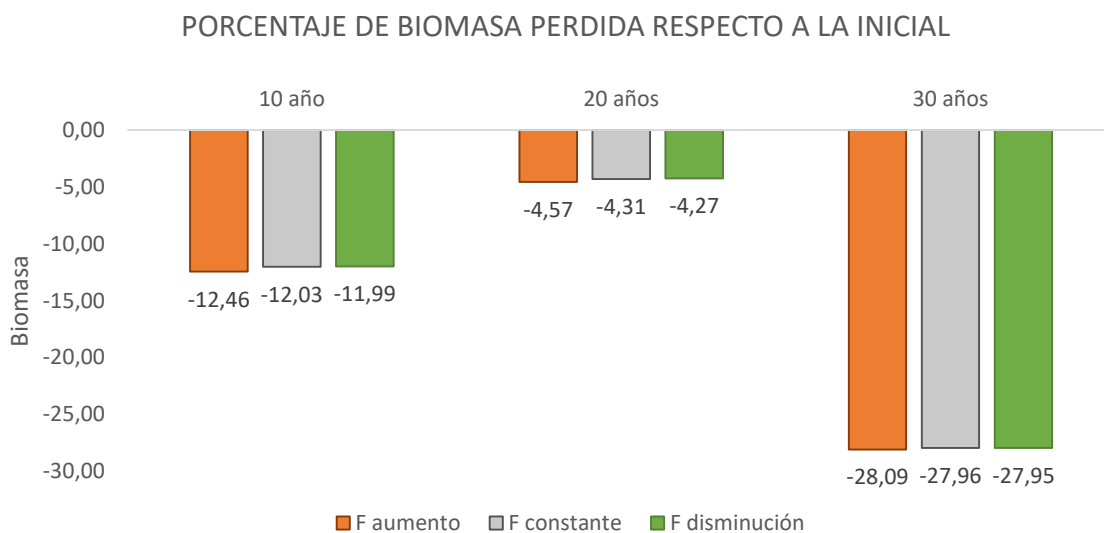


**Figura 7.** Matriz de Impacto Trófico Mixto (MTI) del ecosistema de isla Natividad. El color azul indica las relaciones positivas entre GF y el rojo las negativas. La intensidad del color corresponde a la intensidad de la relación positiva o negativa. Los números corresponden a los GF (de izquierda a derecha y de arriba abajo): 1. Aves, 2. Mamíferos marinos, 3. Lincod, 4. Meros, 5. Elasmobranquios, 6. Vielas, 7. Blancos, 8. Cabezones, 9. Rocotes, 10. Cabrillas, 11. Garibaldís, 12. Castañetas herreras, 13. Morrajas/Sargos, 14. Chopas verdes, 15. Señoritas, 16. Macrocrustaceos, 17. Invertebrados sésiles, 18. Abulones amarillos, 19. Abulones azules, 20. Otros abulones, 21. Caracoles, 22. Invertebrados móviles, 23. Pulpos, 24. Langostas, 25. Pepinos, 26. Estrellas, 27. Erizos morados, 28. Erizos negros, 29. Erizos rojos, 30. Otros invertebrados pequeños, 31. Algas coralinas incrustantes, 32. Algas pardas, 33. *Sargassum sp.*, 34. Algas verdes, 35. Algas rojas, 36. *M. pyrifera*, 37. *Ecklonia arbórea*, 38. Zooplancton, 39. Fitoplancton, 40. Detrito. En las partes finales de los ejes X y Y se enumeran las flotas pesqueras: 1. algas rojas, 2. *M. pyrifera*, 3. Erizos rojos, 4. pepinos, 5. caracoles, 6. Abulones amarillos, 7. Abulones azules, 8. langostas.

## 3.2 Aplicación del modelo

### 3.2.1 Modelo dinámico global

Las simulaciones del modelo dinámico de los boques de macroalgas de Isla Natividad nos sugieren que la biomasa global mostró una disminución general en los 9 escenarios. Comparando la biomasa inicial total con las biomásas finales totales de cada escenario observamos como en todos los casos el ecosistema ha sufrido una pérdida de biomasa (Figura 8). La mayor pérdida la encontramos en la simulación de 30 años y la menor disminución en la simulación de 20 años. Además, encontramos un menor cambio cuando disminuimos el 10 % de la mortalidad por pesca (F) del modelo base. Los datos originales de todas las simulaciones se encuentran en el Anexo III.



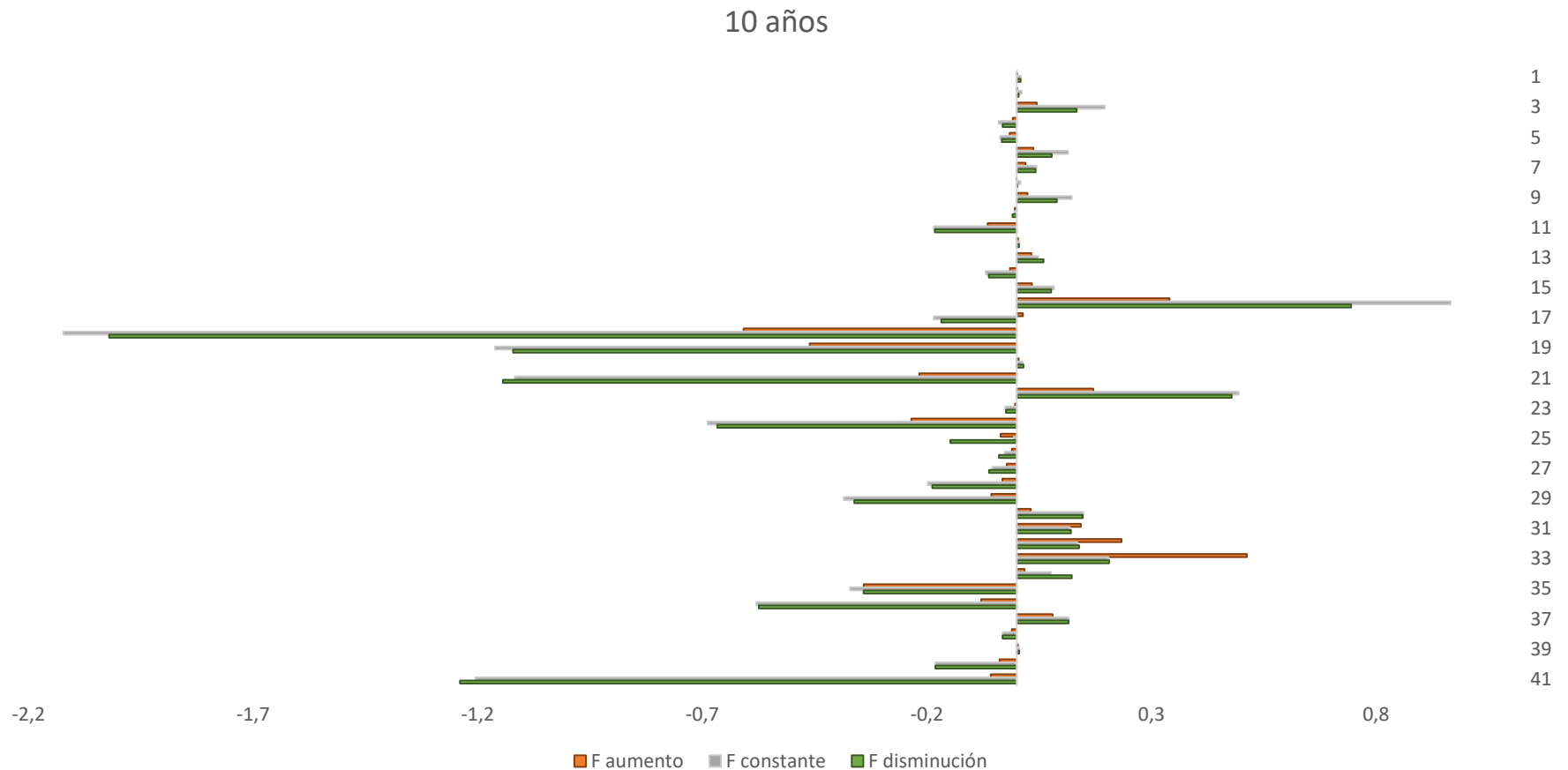
**Figura 8.** Porcentaje de Biomasa total perdida para cada escenario planteado según la biomasa total inicial del ecosistema base (representaría el 100%).

### 3.2.2. Respuesta de los grupos funcionales.

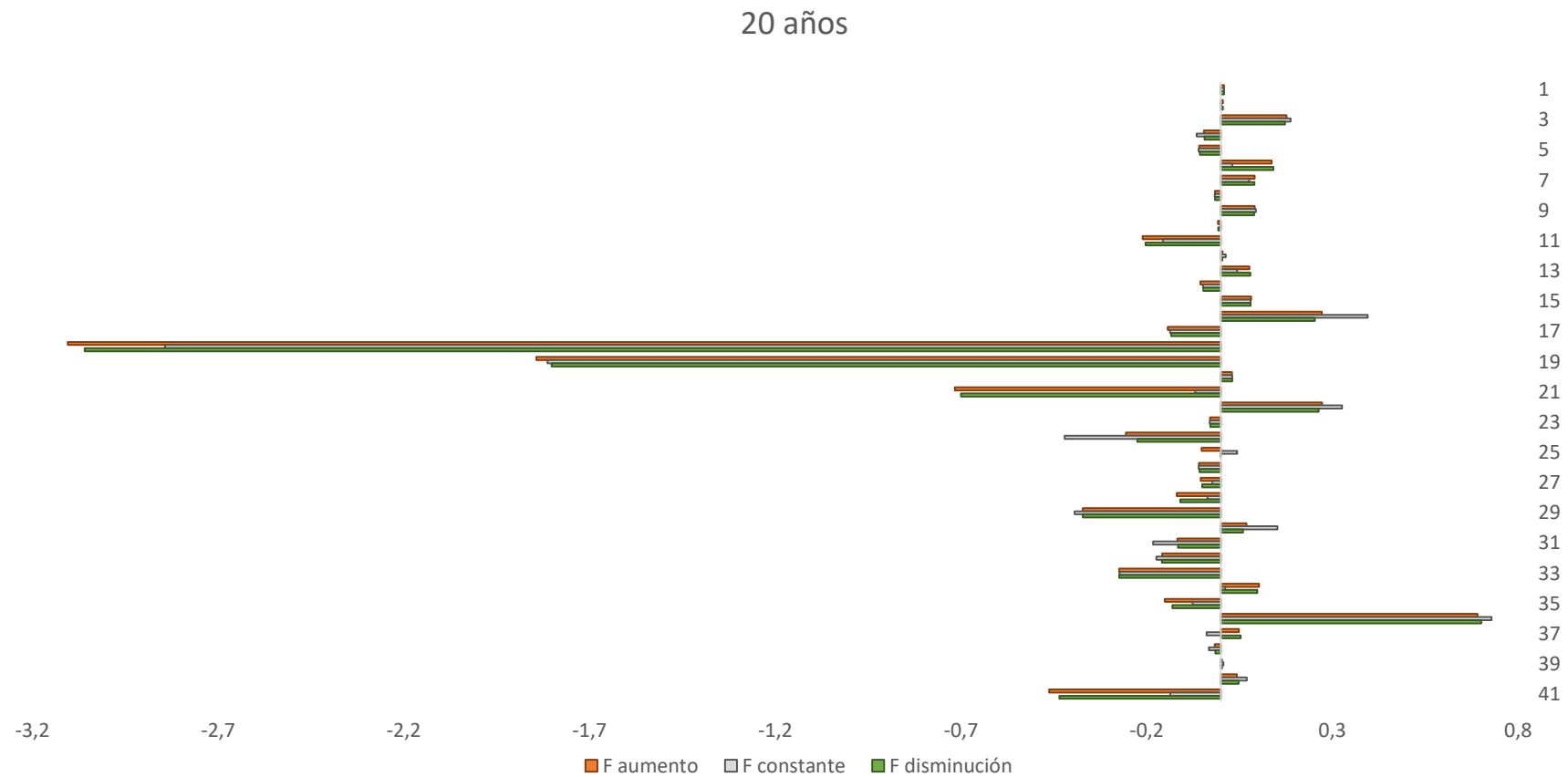
Encontramos que la respuesta de los grupos funcionales está dividida en tres categorías con base a el cambio de su biomasa: 1) los que disminuyeron en todas las simulaciones; 2) los que aumentaron en todas las simulaciones y 3) los que en algunas simulaciones aumentaron y en otras disminuyeron su biomasa (Figura 9, Figura 10, Figura 11). Por ejemplo, los Abulones amarillos son los que en general perdieron más biomasa durante las diferentes simulaciones de pesca en los tres diferentes periodos de tiempo. A los 10 años, los Abulones amarillos perdieron 77% de su biomasa, 95% a los 20 años y 98% a los 30 años. Por lo contrario, el grupo de los

Macrocrustáceos aumentó su biomasa en todas las simulaciones en todos los periodos de tiempo, llegando a cuadruplicar su biomasa en algunos casos. Otros grupos funcionales como el de *Macrocystis pyrifera* en algunas simulaciones aumentó 11% a los 20 años y disminuyó 12% a los 10 años y 36% a los 30 años. El resto de los grupos funcionales mostró resultados combinados en el aumento o disminución de su biomasa. Sin embargo, la ganancia de algunos de los grupos funcionales no fue suficiente para generar un aumento general de biomasa en las simulaciones del modelo.

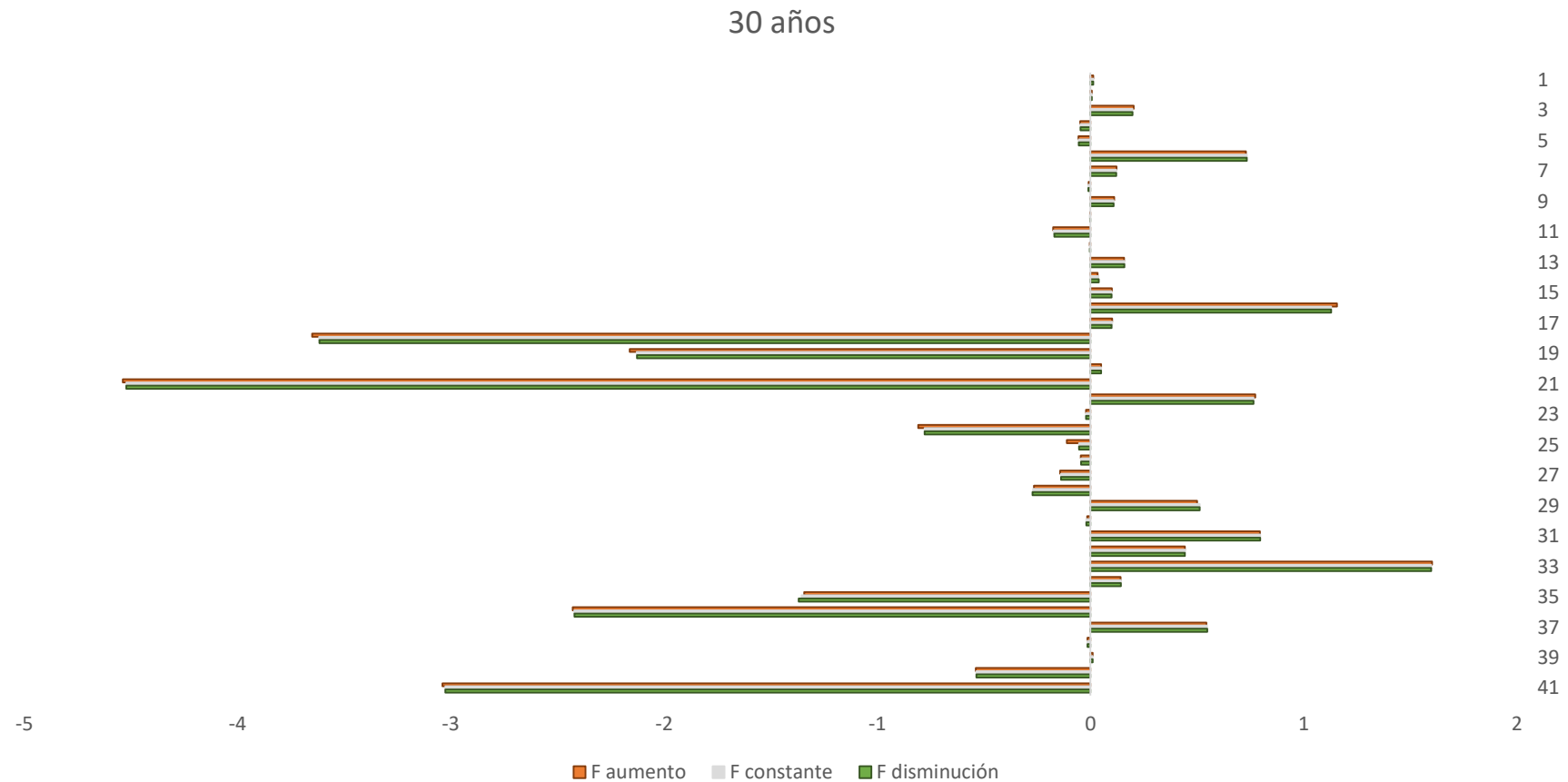




**Figura 9.** Diferencia entre las biomazas iniciales y las finales de los GF para la simulación a 10 años. Para una mejor observación de los resultados, los datos originales han sido normalizados utilizando la raíz cuadrada. De arriba abajo: 1. Aves, 2. Mamíferos marinos, 3. Lincods, 4. Meros, 5. Elasmobranquios, 6. Vuelas, 7. Blancos, 8. Cabezones, 9. Rocotes, 10. Cabrillas, 11. Garibaldís, 12. Castañetas herreras, 13. Morrajas/Sargos, 14. Chopas verdes, 15. Señoritas, 16. Macrocrustaceos, 17. Invertebrados sésiles, 18. Abulones amarillos, 19. Abulones azules, 20. Otros abulones, 21. Caracoles, 22. Invertebrados móviles, 23. Pulpos, 24. Langostas, 25. Pepinos, 26. Estrellas, 27. Erizos morados, 28. Erizos negros, 29. Erizos rojos, 30. Otros invertebrados pequeños, 31. Algas coralinas incrustantes, 32. Algas pardas, 33. *Sargassum* sp., 34. Algas verdes, 35. Algas rojas, 36. *M. pyrifera*, 37. *Ecklonia arbórea*, 38. Zooplancton, 39. Fitoplancton, 40. Detrito, 41. Biomasa total.



**Figura 10.** Cambio en la biomasa de los grupos funcionales para la simulación a 20 años. Para una mejor observación de los resultados, los datos originales han sido normalizados utilizando la raíz cuadrada. De arriba abajo: 1. Aves, 2. Mamíferos marinos, 3. Lincods, 4. Meros, 5. Elasmobranquios, 6. Vuelas, 7. Blancos, 8. Cabezones, 9. Rocotes, 10. Cabrillas, 11. Garibaldis, 12. Castañetas herreras, 13. Morrajas/Sargos, 14. Chopas verdes, 15. Señoritas, 16. Macrocrustaceos, 17. Invertebrados sésiles, 18. Abulones amarillos, 19. Abulones azules, 20. Otros abulones, 21. Caracoles, 22. Invertebrados móviles, 23. Pulpos, 24. Langostas, 25. Pepinos, 26. Estrellas, 27. Erizos morados, 28. Erizos negros, 29. Erizos rojos, 30. Otros invertebrados pequeños, 31. Algas coralinas incrustantes, 32. Algas pardas, 33. *Sargassum sp.*, 34. Algas verdes, 35. Algas rojas, 36. *M. pyrifera*, 37. *Ecklonia arbórea*, 38. Zooplancton, 39. Fitoplancton, 40. Detrito, 41. Biomasa total.

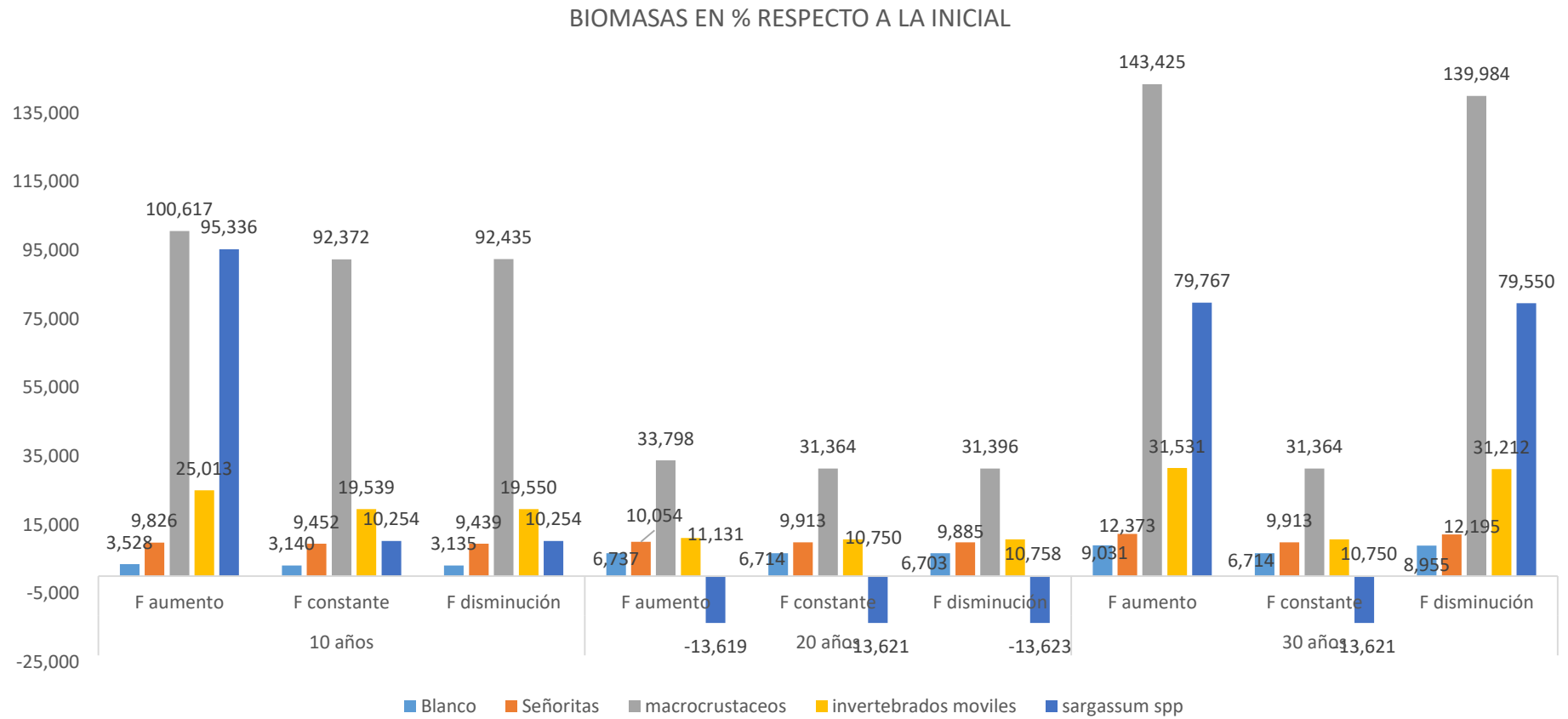


**Figura 11.** Diferencia entre las biomásas iniciales y las finales de los GF para la simulación a 30 años. Para una mejor observación de los resultados, los datos originales han sido normalizados utilizando la raíz cuadrada. De arriba abajo: 1. Aves, 2. Mamíferos marinos, 3. Lincods, 4. Meros, 5. Elasmobranquios, 6. Vuelas, 7. Blancos, 8. Cabezones, 9. Rocotes, 10. Cabrillas, 11. Garibaldis, 12. Castañetas herreras, 13. Morrajas/Sargos, 14. Chopas verdes, 15. Señoritas, 16. Macrocrustaceos, 17. Invertebrados sésiles, 18. Abulones amarillos, 19. Abulones azules, 20. Otros abulones, 21. Caracoles, 22. Invertebrados móviles, 23. Pulpos, 24. Langostas, 25. Pepinos, 26. Estrellas, 27. Erizos morados, 28. Erizos negros, 29. Erizos rojos, 30. Otros invertebrados pequeños, 31. Algas coralinas incrustantes, 32. Algas pardas, 33. *Sargassum sp.*, 34. Algas verdes, 35. Algas rojas, 36. *M. pyrifera*, 37. *Ecklonia arbórea*, 38. Zooplancton, 39. Fitoplancton, 40. Detrito, 41. Biomasa total.

Dentro de las respuestas de los grupos funcionales a los escenarios plantados, nos hemos centrado en dos tipos de respuestas: GF favorecidos por el aumento de mortalidad por pesca y GF oscilantes con ganancia y pérdida de biomasa.

GF favorecidos por el aumento del F: En la predicción a 10 años, 18 GF se ven favorecidos por el aumento del F, en la predicción a 20 años, solo 9 GF presentan un aumento de biomasa con el aumento del F, y en la predicción a 30 años, 13 GF se ven favorecidos por el aumento del F. De todos estos, solo hay 5 GF presentan ganancia en la biomasa con el aumento de F para las tres predicciones temporales: los blancos, las señoritas, los macrocrustáceos, los invertebrados móviles y el alga invasora *Sargassum sp.* (Figura 12).

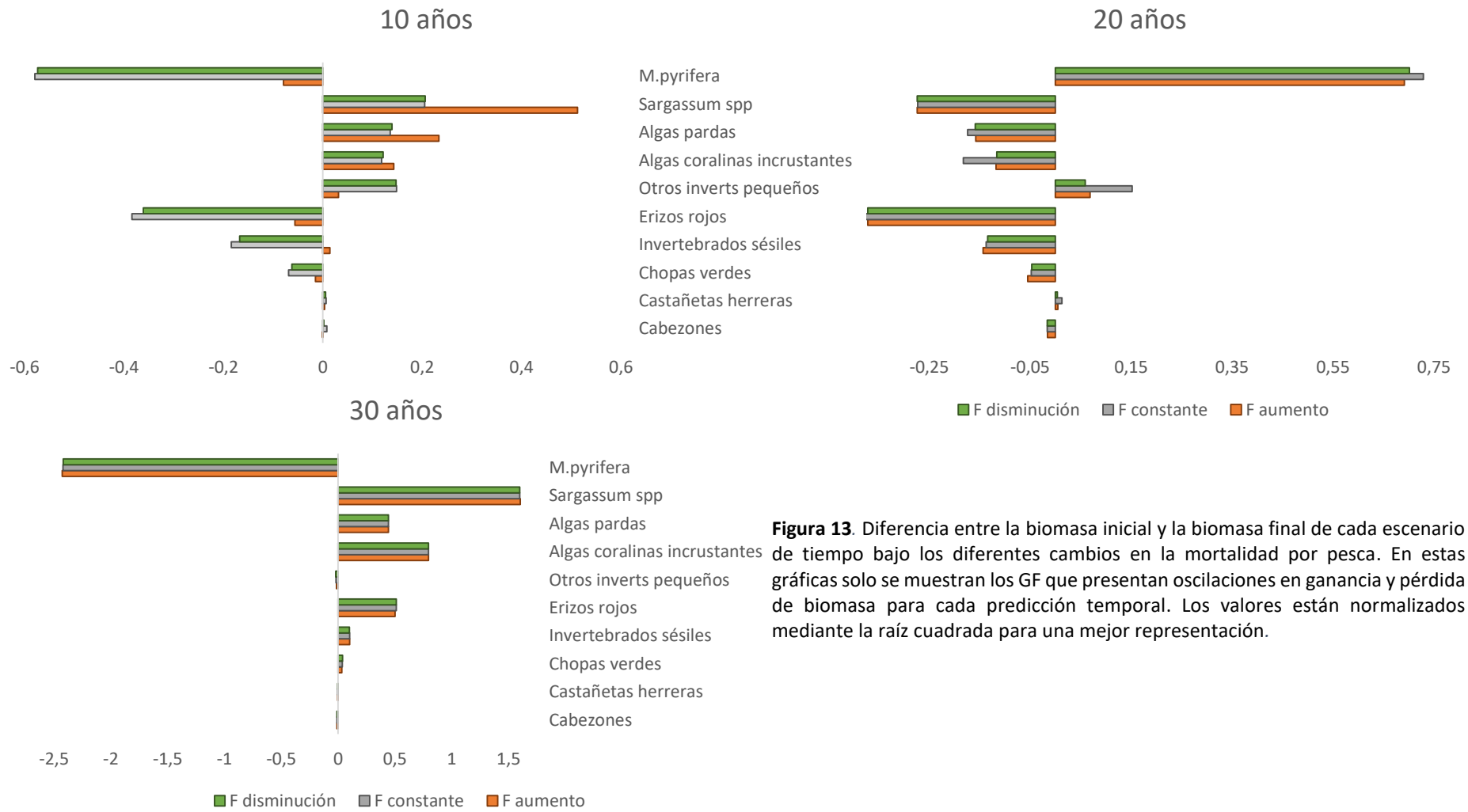
Cuatro de estos grupos, el Blanco, Señoritas, Macrocrustáceos e Invertebrados móviles, presentan un aumento de biomasa progresivo en el tiempo bajo todos los escenarios, siendo el aumento mayor cuando aumenta la F. En el caso del GF del alga *Sargassum sp* aumenta su biomasa a los 10 años, disminuye a los 20 años y vuelve a aumentar a los 30 años. Sin embargo, aún y cuando pierde biomasa en la predicción a 20 años, la menor pérdida de biomasa se da bajo el escenario de aumento de F, y en las otras dos series temporales, también gana mayor biomasa con el aumento de F.



**Figura 12.** Biomاسas finales expresadas en porcentajes respecto a las biomاسas iniciales de los GF que se ven favorecidos por el aumento de la mortalidad por pesca.

- a) GF oscilantes: son GF cuya biomasa oscila entre una ganancia y pérdida según el escenario de F o la predicción temporal. Hay 10 GF que presentan dicha oscilación: el cabezón, la castañeta herrera, la chopo verde, los invertebrados pequeños, los erizos rojos, invertebrados sésiles y algunos GF de algas (Figura 13).

En el caso de los peces e invertebrados, no presentan ningún patrón de pérdida o ganancia de biomasa, sino que cada GF responde de forma independiente y diferente a los cambios de F en las predicciones temporales. En el caso de las algas, se observa un ciclo de aumento y disminución de biomasa aparentemente independientemente a la F, ya que la ganancia o pérdida son iguales en los diferentes escenarios de F, pero varían con las predicciones temporales. Además, también se observa un claro ciclo entre los GF de algas coralinas/incrustantes, pardas, *Sargassum spp.* y el GF del alga estructuradora *M. pyrifera*, ya que cuando aumentan los primeros GF el segundo disminuye y viceversa.



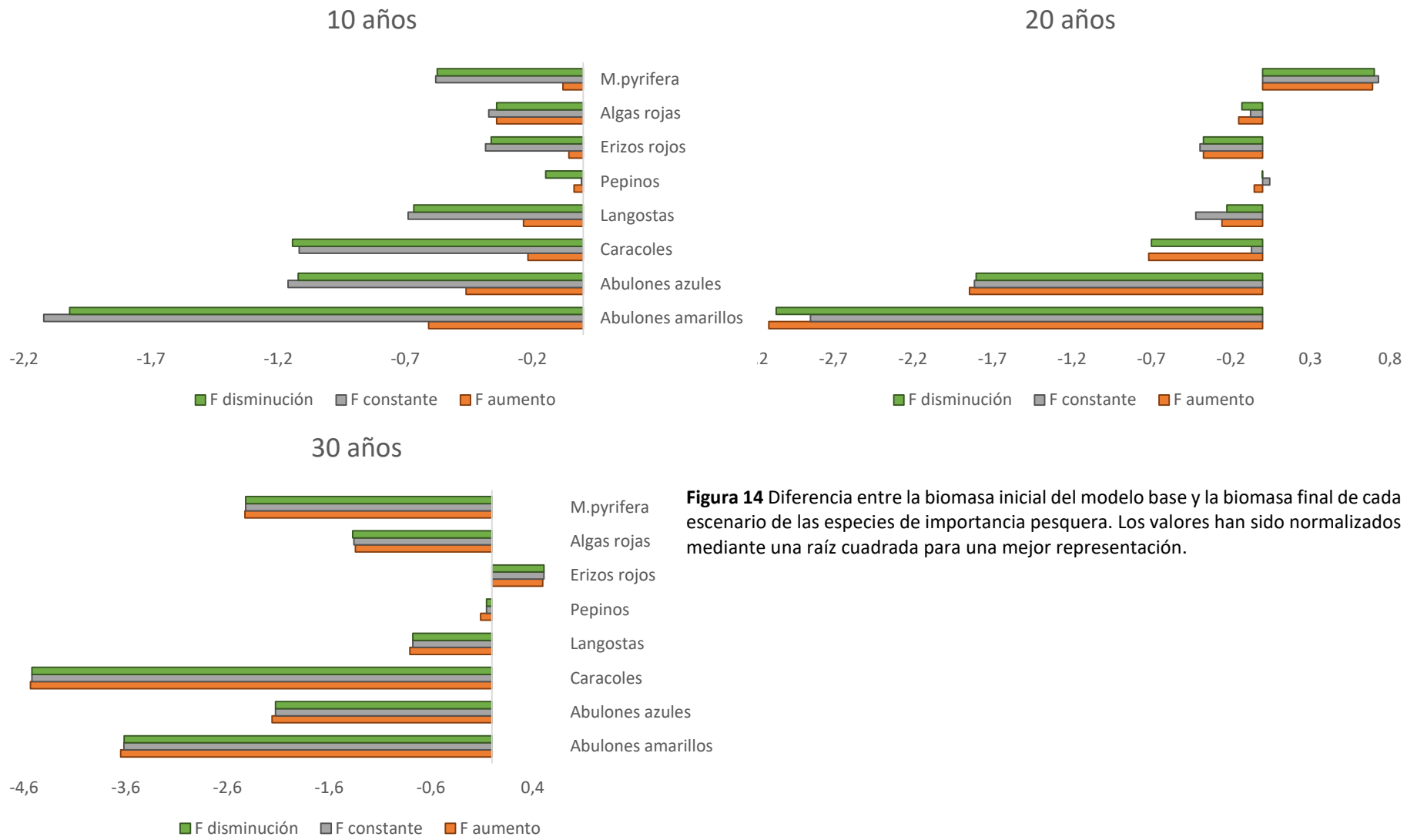
**Figura 13.** Diferencia entre la biomasa inicial y la biomasa final de cada escenario de tiempo bajo los diferentes cambios en la mortalidad por pesca. En estas gráficas solo se muestran los GF que presentan oscilaciones en ganancia y pérdida de biomasa para cada predicción temporal. Los valores están normalizados mediante la raíz cuadrada para una mejor representación.

### 3.2.3 Especies de importancia pesquera

De forma general, las especies de importancia pesquera presentan una tendencia a disminuir su biomasa en los tres tipos de escenarios de F en las tres predicciones temporales (Figura 14). Las dos especies de abulones pescadas, disminuyen progresivamente su biomasa en las tres predicciones temporales. En el caso de los Caracoles, las Langostas y los Pepinos de mar, a pesar de presentar siempre una pérdida de biomasa comparada con la biomasa inicial, se produce una oscilación en dicha pérdida. Es decir, presentan una disminución de biomasa a los 10 años, una disminución menor a los 20 años y una disminución mayor a los 30 años.

Por otro lado, los Erizos rojos y *M. pyrifera* presentan una oscilación entre pérdida y ganancia de biomasa a lo largo de las predicciones temporales. Los Erizos rojos, disminuye su biomasa de una forma constante en los tres escenarios para las predicciones de 10 y 20 años, mientras que en los 30 años presenta un aumento de biomasa en los tres escenarios también. Por otro lado, *M. pyrifera* disminuye su biomasa en los tres escenarios a los 10 años y 30 años, pero aumenta bastante su biomasa en los tres escenarios a los 20 años.





**Figura 14** Diferencia entre la biomasa inicial del modelo base y la biomasa final de cada escenario de las especies de importancia pesquera. Los valores han sido normalizados mediante una raíz cuadrada para una mejor representación.

## Capítulo 4. Discusión

---

### 4.1 Descripción del ecosistema

Conseguimos cumplir con el objetivo principal del trabajo que fue generar un modelo base del ecosistema de sargazo gigante de Isla Natividad. Este modelo base representa el ecosistema de Isla Natividad en 2006 y ha sido parametrizado con datos de monitoreo ecológico de 10 años. Este modelo está constituido con 40 grupos funcionales y, por lo tanto, creemos que es una excelente representación del ecosistema de la isla. Entre los trabajos realizados en las costas de Baja California, hay tres modelos realizados para diferentes ambientes. Uno en el ecosistema rocoso en Cabo Pulmo realizado por Frausto (2012), otro en el complejo lagunar de Bahía Magdalena realizado por Cruz-Escalona *et al.* (2013), y otro en el ecosistema de los bosques de sargazo gigante en Bahía Tortugas realizado por Morales-Zárate *et al.* (2011). Utilizamos estos modelos para comparar y discutir los resultados de nuestro modelo base para Isla Natividad.

El modelo base de Isla Natividad para el año 2006 nos sirve para estudiar cómo se estructura el ecosistema y como se distribuye la biomasa en los diferentes grupos funcionales. El valor de la suma total de flujos que se describe como el “tamaño de todo el sistema en términos de flujo” (Ulanowicz 1986), para nuestro modelo base fue de  $4344 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ . Nuestro modelo presentó el segundo valor más alto siendo el de Cabo Pulmo el primero con un valor de  $26070 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ . Por el contrario, el modelo de Bahía Tortugas, el cual también está construido para un ecosistema de macroalgas muy similar, presenta un flujo total mucho menor ( $553 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ). Al comparar las biomásas de los productores primarios entre nuestro modelo, el de Cabo Pulmo y el de Bahía Tortugas, se observó que, en nuestro modelo, *M. pyrifera* presentó una biomasa de  $170 \text{ t km}^{-2}$ , en el trabajo de Cabo Pulmo, los corales tienen una biomasa de  $111.9 \text{ t km}^{-2}$ , mientras que en el de Bahía Tortugas la biomasa de *M. pyrifera* fue de  $20 \text{ t km}^{-2}$ . La diferencia entre las magnitudes de los flujos totales puede ser debida a la biomasa de los principales productores primarios ya que, en nuestro modelo, la biomasa de *M. pyrifera* fue 8 veces mayor que en el modelo de Bahía Tortugas. Sin embargo, las proporciones en las que se distribuye este flujo total son similares en todos los casos. Por ejemplo, para nuestro modelo, la biomasa se distribuyó con un 36.3 % de biomasa hacia el consumo, un 15.9 % hacia la exportación fuera del sistema, un 24 % para respiración y un 23.7 % hacia el detrito. En todos los modelos, el mayor porcentaje de flujo también se destina a consumo, seguido por la respiración. Aunque en el caso de los trabajos de Morales-Zárate *et al.* (2011) y Cruz-Escalona

*et al.* (2013), el valor del flujo del consumo fue mayor al 50 %, mientras que tanto en nuestro modelo como en el de Frausto (2012) fue del 30 %.

La madurez de un ecosistema no es algo fácil de determinar, ya que depende de muchos factores como por ejemplo las biomásas, el número de grupos funcionales o las interacciones entre ellos. Pero teniendo en cuenta solo el valor del flujo total obtenido y comparandolos con los de los otros modelos, se podría concluir que el ecosistema de Isla Natividad podría estar en una etapa de madurez o cerca de la madurez (ya que su mayor flujo es hacia el consumo). Sin embargo, según Ulanowicz (1986), los modelos maduros dirigen mayor cantidad del flujo hacia el consumo mientras que los inmaduros tienen un mayor flujo hacia la exportación, y eso se da una idea de aproximar la madurez de un ecosistema. El estado de madurez en nuestro modelo es menor comparado con los ecosistemas de Bahía Tortugas y Bahía Magdalena, los cuales destinan más de un 50 % de sus flujos hacia consumo mientras que Isla Natividad solo destina el 36 %, sugiriendo un ecosistema un poco más inmaduro.

Por otro lado, el valor de la relación producción/respiración (P/R) también se utiliza para intentar determinar el estado de madurez del ecosistema (Christensen *et al.* 2005; Tabla 8). En los primeros estados de desarrollo de un sistema, la producción suele ser superior a la respiración, con lo cual este valor de P/R sería muy superior a 1. Mientras que, para los ecosistemas maduros, la relación P/R tiende a 1. En nuestro caso, el ecosistema presentó un valor de 1.55. Con eso, se puede considerar que el ecosistema de Isla Natividad no ha llegado a un estado de madurez completamente, sin embargo, parece estar cerca. Este valor es muy parecido al obtenido por Morales-Zárate *et al.* (2011) en el ecosistema de Bahía Tortugas, el cual presentó un valor un poco más bajo que el de nuestro modelos (1.34). Por otro lado, el trabajo de Cruz-Escalona *et al.* (2013) en Bahía Magdalena presentó el valor más bajo (1.14) y el de Frausto (2012) en Cabo Pulmo el valor más alto (1.9). La diferencia entre estos trabajos no es mucha, lo cual indicaría que nuestros modelos son comparables y utilizables para estudiar el flujo de biomasa en estos ecosistemas.

El índice de conectancia (IC) también es usado como indicador de madurez y estabilidad de un ecosistema. Según Christensen *et al.* (2005) y Cruz-Escalona, *et al.* (2013), un ecosistema inmaduro presenta relaciones lineales simples lo que se ve reflejado en un valor de IC menor. A medida que el ecosistema se va haciendo más maduro, sus interacciones son más complejas y por lo tanto el valor de IC aumenta. En nuestro modelo, el ecosistema presentó un valor de 0.156, lo cual indica que solo había 16 % de las posibles conexiones del ecosistema. Comparando

este valor (0.156) con el valor obtenido por otros modelos del área del Pacífico Mexicano, como son por ejemplo el trabajo de Cruz-Escalona *et al.* (2013) con un valor de 0.2, el trabajo de Morales-Zárate *et al.* (2011) con un valor de 0.23 y el trabajo de Frausto (2012) con un valor de 0.19, se observa como el valor obtenido en nuestro modelo fue el más bajo. Sin embargo, como el valor de IC depende del número de GF y su composición, la comparación de valores entre modelos es limitada (Cruz-escalona *et al.*, 2013). Ulanowicz y Platt (1985) mencionan que los ecosistemas en desarrollo tienen a un número máximo de conexiones aún y cuando el número de especies aumenta. Por ejemplo, mencionan que hay algunas especies que aparecen en pequeñas proporciones en sistemas relativamente antiguos y bien organizados, las cuales no contribuyen mucho a la conectividad ya que su presencia depende de ciertos recursos especiales o de su interacción con una o pocas especies. Por lo tanto, estas especies nada más aparecerán cuando el ecosistema ya esté maduro pero su presencia no causa un gran efecto en el número de conexiones del ecosistema. Todos los modelos mencionados presentaron un menor número de grupos funcionales, lo que podría estar afectando a que el valor de IC de este trabajo sea más bajo. Al haber más GF, es más complicado llegar a establecer las interacciones entre los GF. En resumen, cada ecosistema tiene un número límite de conexiones más allá de las especies que forman el ecosistema y la cantidad de conexiones dependerá del estado en el que se encuentre ese ecosistema.

El número de grupos funcionales (GF) es un parámetro muy importante para entender la estructura de los ecosistemas. El número de GF puede simplificar o complicar la representación del ecosistema. Esto es esencial sobretodo en ecosistemas altamente diversos y ricos en su número de especies como es el caso de los bosques de macroalgas. En modelos similares a nuestro trabajo se representaron entre 20-25 GF. A diferencia de los modelos de comparación para el Pacífico Mexicano, nuestro trabajo cuenta con 41 GF; aproximadamente el doble que en los trabajos mencionados. Esto ha permitido representar de forma más detallada el ecosistema de Isla Natividad.

Utilizamos diversos aspectos para separar las especies asociadas a los bosques de macroalgas de Isla Natividad en GF. Primero, tomamos en cuenta especies de importancia comercial las cuales fueron clasificadas en GF individuales. Una de las razones por las que hizo esto fue para observar más a detalle el efecto de la mortalidad por pesca. También se hizo para poder añadir en un futuro el esfuerzo pesquero real de la Cooperativa y ajustar el modelo con esos datos reales. Segundo, se tuvieron en cuenta aspectos biológicos, como el tipo de alimentación o posición y movimiento dentro del ecosistema. Esto se hizo con la intención de

respetar la función de las especies dentro del ecosistema y poder obtener resultados más específicos para cada grupo funcional. De esta forma se quiso generar un modelo que se asemejara lo más posible a la estructura del ecosistema real, y que los GF abarcaran el mayor número de funciones del ecosistema.

La biomasa de los grupos funcionales (GF) es otro parámetro clave para el desarrollo de un modelo de red trófica de balance de masas. A diferencia de otros trabajos donde obtienen la biomasa únicamente de la literatura o de esfuerzos de monitoreos de corto período entre 1 a 3 años, como en el caso de los trabajos de Cruz-escalona *et al.* (2013), Frausto (2012), Morales-Zárate *et al.* (2011) y Ortiz (2008), el modelo para IN se utilizó información de 10 años de monitoreos ecológicos a partir de la cual fue parametrizado. Con esto se ha conseguido que, por un lado, especies que forman los GF, sean más precisas ya que se han incluido todas las especies observadas a lo largo de 10 años de monitoreos. Por otro lado, los valores de biomasa utilizados para este modelo son más precisas y ajustadas al ecosistema de Isla Natividad, ya que se han calculado a partir de observaciones *in situ* en varios puntos de muestreo de la isla. El valor de la biomasa, por lo tanto, da mayor fiabilidad en la estructura del modelo y en la representación de los grupos funcionales del ecosistema.

La eficiencia ecotrófica (EE) permite obtener un modelo balanceado para el cual el valor en todos los grupos funcionales (GF) se encuentra entre 0 y 1. Los valores obtenidos para los GF de nuestro modelo (Tabla 9) concuerdan con Christensen *et al.* (2005), quienes aseguran que a mayor nivel trófico, menor valor de EE. Por ejemplo, los GF de mamíferos marinos y de lincods, que presentan un Nivel Trófico de 3.75 y 3.6 respectivamente, tienen un valor de 0.01 para la EE. Sin embargo, los abulones que presentan un Nivel Trófico de 2, tienen un valor alto de EE entre 0.8 y 0.95. Esto es debido a que los niveles tróficos superiores transfieren menos energía a los siguientes niveles (ya que no hay tantos niveles a los que transferir energía), en comparación con los productores primarios que tienen que abastecer a toda la cadena alimenticia.

Los valores de P/Q muestran la relación entre la producción y el consumo de cada grupo funcional, los cuales suelen estar entre 0.05 y 0.3 (Christensen *et al.*, 2005). Sin embargo, en nuestros resultados, se observaron grupos funcionales (GF) que presentaron valores fuera de este rango. Encontramos organismos con valores de P/Q mayores a 0.3 (como por ejemplo las estrellas y las viejas) y GF con valores más bajos a 0.05 (como por ejemplo las aves y mamíferos marinos). Los valores encontrados en estos GF, son similares a valores obtenidos por Frausto

(2012) para GF con especies similares. Por lo tanto, aunque hay valores que sobresalen del rango esperado, son razonables ya que el valor de P/Q depende de la eficiencia que tiene cada GF para convertir en producción lo que consumen. Es decir, aquellos GF con un P/Q alto significa que gran parte de lo que consumen es utilizado para producción y viceversa con los GF con valores bajo. Por lo tanto, aunque se espera que el valor de P/Q se encuentre dentro de un rango determinado, este valor es independiente para cada especie y varía según su metabolismo y capacidad de asimilación.

El flujo de las biomásas entre los grupos funcionales del ecosistema se puede determinar gracias a los parámetros anteriormente mencionados como las biomásas y niveles tróficos, además de las interacciones por alimento. El flujo de biomásas en Isla Natividad presentó una distribución en forma de pirámide, donde los productores primarios o los niveles tróficos inferiores cuentan con mayor biomasa, y ésta va disminuyendo a medida que aumentamos de nivel trófico. Por ejemplo, los productores primarios como *M. pyrifera* y *E. arborea* fueron los GF con mayor biomasa, mientras que los depredadores tope como los lincods o los meros presentaron un bajo valor de biomasa. Otros modelos de red tróficas generados en ambientes rocosos con macroalgas también siguen este tipo de distribución como son los trabajos de Morales-Zárate *et al.* (2011), Cruz-escalona *et al.* (2013) y Beas-Luna (2014). Esta estructura es la más común debido a la regla de la transferencia de energía, donde nada más se transfiere un 10% de la energía de un nivel trófico al siguiente (Odum 1963). Por eso, aquellos grupos que están en niveles tróficos inferiores cuentan con mayor biomasa para permitir que la energía llegue hasta el último nivel trófico.

Las conexiones directas existentes entre los grupos funcionales, también se pueden observar a partir del flujo de biomásas (Figura 6). Los grupos con mayor número de conexiones son aquellos con una dieta más variada, como por ejemplo mamíferos marinos, las estrellas de mar, las cabrillas o las langostas. Se observaron que todos estos grupos funcionales presentaron niveles tróficos altos entre 3.75 y 2.74. Por otro lado, también observamos los grupos que presentaron más conexiones por ser las presas de diferentes grupos, como por ejemplo *M. pyrifera*, los invertebrados pequeños o el detrito, que fueron de niveles tróficos bajos entre 2.08 y 1. Esto resultado concuerda con la teoría de la transferencia de energía de Odum (1963) donde los GF de menor nivel trófico tiene que abastecer a los de mayor nivel trófico. Por lo tanto, a mayor nivel trófico, menor número de depredadores sobre ellos y mayor variedad para alimentarse y obtener energía, mientras que los de niveles tróficos bajos pueden ser depredados por los de mayor nivel trófico.

El Impacto Trófico Mixto (Figura 7) muestra las interacciones y las respuestas positivas o negativas entre los grupos funcionales del ecosistema. Primero, observamos como todos los GF tuvieron cierto impacto negativo sobre ellos mismos lo cual se interpreta como una competencia intraespecifica por los recursos. Las interacciones directas más evidentes son las de alimentación entre depredadores y presas, determinadas por los valores de la matriz de dietas, donde el depredador presenta una relación positiva por la presencia de la presa, y la presa una relación negativa por la presencia del depredador. Un ejemplo son las viejas, que presentaron un efecto negativo para los erizos porque los depredan, mientras que los erizos presentaron un efecto positivo para las viejas por ser parte de su dieta. También se observaron relaciones negativas entre grupos debido a la competencia que supone compartir una misma presa. Un ejemplo son las viejas y los elasmobranquios, ya que ambos grupos funcionales se alimentan de invertebrados sésiles, móviles y pequeños crustáceos del fondo. Por otro lado, una relación indirecta positiva que se repite bastante fue la que se da entre una presa y el depredador de su depredado (Figura 15). Un ejemplo de esta relación también se pudo observar entre las viejas y los abulones. Un depredador de los abulones son los erizos que a su vez son depredados por las viejas. Por lo tanto, la presencia de las viejas favorece a los abulones ya que disminuyen la presión de depredación que los erizos ejercen sobre los abulones.

Esta relación positiva también está descrita por Bruno y O'Connor (2005) donde la presencia del segundo depredador favorece la biomasa de la presa aumentándola, ya que la presa se ve favorecida por la disminución de su depredador.



**Figura 15.** Relación depredado- presa.

Dentro las interacciones entre grupos, también se observa relación positiva entre dos presas que comparten un mismo depredador (Abrams y Matsuda 1996). Siguiendo con el ejemplo de las viejas que se alimentan de diferentes especies de erizos, las interacciones entre los grupos funcionales de los erizos son positivas. Esto es debido a que entre ellos se favorecen mutuamente ya que la presión de depredación por las viejas disminuye gracias a la presencia de los otros grupos de erizos.

Por otro lado, las flotas pesqueras presentaron un impacto negativo directo sobre las especies de invertebrados que están explotando. Sin embargo, también se pudo observar algunos impactos indirectos positivos sobre otros grupos funcionales. Un ejemplo, fue el caso de la flota langostera que favoreció al GF de los macrocrustáceos o la flota que explota a los caracoles afectaron de forma positiva indirectamente al GF *Sargassum sp.* En estos ejemplos, los efectos indirectos positivos se dan porque estas flotas están pescando al depredador de los macrocrustáceos (la langosta) y de *Sargassum sp.* (Caracoles). Otro tipo de respuesta observada fue que cada una de las especies explotadas tuvo un impacto directo positivo sobre las flotas que los pescan. Es decir, por ejemplo, la langosta tuvo un efecto positivo sobre la flota langostera. Esto es lógico ya que esas especies son el producto del cual se abastecen las flotas pesqueras. Esta interacción observada entre las flotas y los grupos funcionales del ecosistema es muy similar al obtenido por Morales-Zárte et al. (2011), quienes realizaron el trabajo en Bahía Tortugas, una zona muy cercana a Isla Natividad. Los ecosistemas de ambos lugares son parecidos, y en ambos casos, las flotas pesqueras se centran en GF de invertebrados y algas. Por lo tanto, es de esperar que los resultados de las relaciones entre las flotas y los GF del ecosistema sean similares.

Otra posible comparación de los resultados obtenidos para las interacciones de las flotas pesqueras con los grupos funcionales se puede hacer con los resultados obtenidos por Beas-Luna (2014), quien también generó un modelo de balance de masas para los bosques de macroalgas de California, USA. Observó la respuesta del ecosistema frente a diferentes tipos de mortalidad por pesca, variando al tipo de organismos al que afectaba la pesquería. Cambió la mortalidad por pesca de organismos de alto nivel trófico a organismos de nivel trófico bajo. Cuando la pesquería era sobre organismos de nivel trófico alto, se observó un pequeño cambio en las biomásas de niveles tróficos inferiores. Sin embargo, al centrar la mortalidad por pesca en organismos de niveles tróficos inferiores, no se observó cambios en las biomásas de otros grupos funcionales (GF). Este resultado concuerda con el de este modelo, ya que en la gráfica de Impacto Trófico Mixto no se observaron reacciones indirectas hacia los otros GF provocados por la pesca de GF de bajo nivel trófico. En el trabajo de Beas-Luna (2014), la mortalidad por pesca afecta a especies ícticas de bajo nivel trófico, pero no invertebrados como es el caso de este modelo por IN. Sin embargo, el resultado es el mismo.



## 4.2 Escenarios predictivos

El primer resultado observado para todas las predicciones fue la pérdida total de biomasa en todos los casos (Figura 8). Se sabe que los efectos de las pesquerías en los bosques de macroalgas son diferentes dependiendo de la región en que se encuentren. Encontramos especies diferentes según las condiciones del hábitat y por lo tanto, las interacciones entre los organismos también son diferentes (Steneck *et al.*, 2002). Sin embargo, pocos estudios se han centrado en las pesquerías de los ecosistemas situados en sus límites de distribución. Aunque los ecosistemas de forma natural están afectados por un conjunto de efectos ambientales, la presencia del humano ha añadido cambios antropogénicos (Jackson *et al.*, 2001). Uno de los objetivos de este trabajo fue conocer la respuesta del ecosistema de IN frente a esta perturbación antropogénica ya que es importante conocer como la estructura de los organismos de este ecosistema situado al límite de su distribución se ven afectados por la pesquería el futuro.

Aún y con un escenario en el que la intensidad de la pesquería se ve disminuida, la biomasa total del ecosistema en todos los escenarios disminuyó. Esta respuesta puede ser debida a que, aunque la mortalidad por pesca ( $F$ ) disminuyó al 10% en una de las predicciones, no llegó a anularse, así que sigue habiendo una perturbación antropogénica que remueve parte de la biomasa del ecosistema. Como la variación de la  $F$  fue del 10%, puede ser que dicha disminución no fue suficiente para que el ecosistema llegue a ganar biomasa. Es evidente que, bajo los escenarios simulados, el ecosistema fue fuertemente afectado por la  $F$  y la mayoría de los GF respondieron con una disminución de su biomasa provocando una disminución global para el ecosistema. A pesar de que en todos los escenarios disminuyó la biomasa total del ecosistema, esta disminución no fue igual. La menor pérdida de biomasa se produjo en la predicción a los 20 años mientras que la mayor pérdida a los 30 años. Estos resultados concuerdan con la ganancia y pérdida de la biomasa del alga estructuradora *M. pyrifera*. Es decir, cuando se dio una menor pérdida de biomasa total del ecosistema (predicción a 20 años) fue cuando *M. pyrifera* aumentó su biomasa. Por el contrario, cuando *M. pyrifera* perdió drásticamente su biomasa en la predicción a 30 años, fue cuando el ecosistema también perdió la mayor biomasa total. Por una parte, la ausencia de *M. pyrifera* afectó a la biomasa total ya que es el grupo funcional con mayor biomasa y por ende su disminución repercute fuertemente a todo el ecosistema. Pero, además, esta alga sostiene el hábitat de algunas especies que también disminuyeron su biomasa de forma más brusca cuando *M. pyrifera* disminuyó. Un ejemplo que se puede relacionar directamente con *M. pyrifera* es el GF de los caracoles, uno de

los principales GF que presentó una mayor pérdida de biomasa en todos los escenarios. Sin embargo, en la predicción a 20 años, la pérdida fue notablemente menor que en las otras dos predicciones, coincidiendo con el aumento de *M. pyrifera*, y por el contrario, en la predicción a los 30 años, cuando *M. pyrifera* disminuyó drásticamente su biomasa, el GF de los caracoles también tuvo este patrón. Por lo tanto, nuestros resultados concuerdan con otros trabajos en los que concluyen que *M. pyrifera* es el principal productor primario, que con su presencia o ausencia, sostiene la biomasa global del ecosistema y en particular de algunas de las especies que viven en éste (Dayton 1985; Foster y Schiel 1985).

En las biomásas independientes de los grupos funcionales (GF) bajo los diferentes escenarios (Figura 9, 10 y 11), se observaron diferentes tipos de respuestas. Una respuesta muy clara fue la oscilación de ganancia y pérdida de biomasa entre algunos GF de algas, concretamente entre el grupo de las algas incrustantes, las algas pardas y el *Sargassum sp.* respecto al GF del alga estructuradora *M. pyrifera* (Figura 13). Cuando el primer grupo (algas incrustantes, las algas pardas y el *Sargassum sp.*) aumentó su biomasa (predicción a 10 y 30 años para todos los escenarios de mortalidad por pesca), el GF de *M. pyrifera* disminuyó. Por el contrario, cuando el primer grupo disminuyó su biomasa (predicción a 20 años en los tres escenarios de mortalidad por pesca), el GF de *M. pyrifera* aumentó. Esta oscilación se dio con los cambios en las predicciones temporales (10, 20 y 30 años), sin verse influenciada por el cambio de la mortalidad por pesca (aumento, disminución o constante). Por lo tanto, se puede deducir que hay otro factor que provoca esta oscilación y no el cambio de F directamente. Ecológicamente, esta oscilación se podría explicar por competencia de espacio y luz. Cuando el alga *M. pyrifera* aumenta su biomasa, no deja que penetre tanta luz hasta el fondo, donde crece el primer grupo de algas (incrustantes, pardas y *Sargassum sp.*). Al recibir menos luz, no pueden crecer tanto y por lo tanto su biomasa se ve disminuida. Cuando, por el contrario, *M. pyrifera* disminuye su biomasa, las algas del fondo se ven beneficiadas ya que mayor cantidad de luz llega al fondo y además cuentan con más espacio para crecer por la ausencia de *M. pyrifera* (Dayton 1985; Flukes, Johnson, y Wright 2014; Ladah *et al*, 1999).

*Sargassum sp.*, uno de los grupos funcionales que interviene en esta oscilación, está compuesto por unas especies de algas invasoras en la zona. Estas especies de algas son nativas de Japón y China, y fueron introducidas por la flota japonesa ostionera sobre el 1930. Desde entonces, se han dispersado por toda la costa del Pacífico, llegando hasta la frontera con Estados Unidos. Se tratan de unas especies de algas con una dispersión y crecimiento rápido, que puede afectar a la composición de las especies del ecosistema (Mendoza y Koleff 2014; Riosmena-

Rodríguez *et al.*, 2012; Riosmena Rodríguez *et al.*, 2014). En el modelo para IN, se observó cómo no fue el alga predominante y tampoco se observó un claro efecto en los grupos funcionales por la presencia de estas algas, sin embargo, eventualmente podría llegar a repercutir negativamente en el ecosistema. Es por esto que es importante mantener este tipo de especies en grupos funcionales por separado, para poder observar sus efectos más detalladamente y conocer cómo responde el ecosistema con la presencia de estas algas invasoras.

El efecto de la pesca sobre los ecosistemas no fue igual para todos los organismos, sino que puede ser positivo o negativo, dependiendo de las características de la especie (Figura 12). De esta forma, se clasificaron en ganadores, aquellos que se ven beneficiados por el cambio de las características en el ambiente como el efecto antropogénico de la pesquería; y los perdedores, los que se ven perjudicados (Doney *et al.*, 2012). Aquellos que se ven perjudicados, disminuyen su biomasa, ya que las condiciones les son desfavorables e incluso pueden llegar a desaparecer. Por otro lado, los ganadores, reemplazan esa biomasa aprovechando que las condiciones les son favorables. (McKinney y Lockwood 1999). El reemplazo de las especies perdedoras por especies ganadoras, las cuales suelen ser de crecimiento, reproducción y dispersión rápida, así como menos selectivos con el alimento, generan un ecosistema más homogéneo, pero a su vez menos diverso regional y globalmente (McKinney y Lockwood 1999). Las especies ganadoras en el modelo para IN, que ven favorecida su biomasa con el aumento de la pesca en el ecosistema (como en el caso del GF de los blancos, señoritas, macrocrustáceos, invertebrados móviles) fueron GF omnívoros que se alimentan en parte de fito y zooplancton, invertebrados pequeños del sustrato y algunas algas. Por lo tanto, alimenticiamente coinciden con la descripción dada por McKinney y Lockwood (1999). Por lo tanto, si el efecto de las pesquerías aumenta en el ecosistema, se podría dar la sustitución una mayor cantidad de especies perdedoras por unas pocas especies ganadoras, provocando la disminución de la riqueza y diversidad del ecosistema de Isla Natividad.

#### GF favorecidos por el aumento de la mortalidad por pesca (F)

Esta respuesta se piensa que da principalmente por el aumento de presas disponibles para estos GF. Algunos ejemplos de grupos funcionales que respondieron de esta forma son el GF de los blancos, señoritas, macrocrustáceos, e invertebrados móviles. Se trata de un efecto indirecto de la pesquería, que se centra principalmente en invertebrados, los cuales compiten indirectamente con estos GF por las presas. Por lo tanto, el aumento de la mortalidad por pesca (F) involucraba una disminución de la biomasa de las especies pescadas que, a su vez, generaba

una disminución de competencia para compartir recursos. Por lo tanto, estos GF tuvieron más cantidad de alimento al abasto y pudieron aumentar su biomasa.

Para algunos GF, a pesar de ganar biomasa, fue menor en la predicción para 20 años como fue el caso de los macrocrustáceos e invertebrados móviles. Esta menor ganancia de biomasa coincide con una pequeña pérdida de biomasa por parte de sus presas (principalmente algas). Este resultado muestra como la biomasa de los depredadores está fuertemente influenciada por la disponibilidad y la cantidad de biomasa de sus presas.

#### Oscilaciones en la tendencia entre predicciones temporales

Dentro del modelo del ecosistema, había 11 grupos funcionales, además de los GF de las algas anteriormente mencionadas, que presentaron cambios en la tendencia de su biomasa (ganar o perder) bajo los diferentes escenarios temporales. La mayoría de las oscilaciones que presentaron las biomásas de los GF con los cambios de mortalidad por pesca (F) en las predicciones temporales pudieron ser debidas a la depredación. Como ya observaron Bruno y O'Connor (2005), el aumento de los depredadores tiene un efecto directo negativo sobre sus presas, las cuales disminuyen su biomasa. Mientras que cuando los depredadores disminuyen, las presas se ven favorecidas y pueden aumentar su biomasa. Esta relación se observa en nuestros resultados, como por ejemplo en los casos de los GF de las castañetas herreras y los invertebrados pequeños. Esta respuesta pudiera ser debido a la tendencia general de los depredadores de esos GF a aumentar su biomasa (ej. aves, mamíferos marinos, lincods, cabrillas, entre otros). Se propone que el aumento de biomasa de los depredadores generó mayor depredación sobre la biomasa de las presas, que no pudiera sostener el aumento de depredación y por ende pasaron de aumentar a disminuir su biomasa en las últimas predicciones temporales. Mientras que aquellos GF que se comportaron de forma inversa, empezaron con una disminución de biomasa y luego aumentaron (ej. chopa verde, invertebrados sésiles, erizo rojo) sucede lo contrario. Esto puede ser debido a que sus depredadores (ej. meros, elasmobranquios, langostas, caracoles) mantuvieron una tendencia a disminuir su biomasa en todas las predicciones bajo todos los escenarios. Al disminuir sus depredadores, favoreciera a que la población de los GF se recuperen y aumenten su biomasa.

### GF de importancia pesquera

La biomasa de todos los grupos funcionales (GF) de importancia pesquera disminuyó, resultado que concuerda con lo esperado (Figura 14). A pesar de la disminución general de todos ellos, fue menos pronunciada en los escenarios con disminución de mortalidad por pesca (F). Eso es una respuesta lógica ya que, al disminuir la F, disminuye la cantidad de extracción de biomasa por el ser humano. Pero como la F no llega a ser 0, sigue habiendo una cierta cantidad de biomasa extraída. Entre la depredación por otros organismos y la pesca, la cantidad de biomasa generada por estos GF no llega a ser suficiente como para aumentar su biomasa inicial.

Las respuestas de los GF frente a los cambios en la mortalidad por pesca no son muy drásticas. Se esperaba poder observar, por ejemplo, el colapso de algunas especies pescadas y sin embargo no fue así. Los resultados de las diferencias entre las biomásas inicial y la final en los escenarios con cambios de F fueron muy pequeños. Esto puede ser debido a que se esperaba que con una variación de la F del 10% sería suficiente para ver resultados más drásticos, y sin embargo no fue así. Para ver una mayor variación en los resultados, se sugiere que se exponga el ecosistema a una mayor variación de F.

Se sabe que la extracción por pesca de organismos invertebrados puede generar reacciones en cadena afectando a la biomasa de niveles tróficos superiores importantes para la conservación y la comercialización (Eddy *et al.*, 2017). Dado que Isla Natividad no cuenta con una pesquería de escama establecida, puede que las repercusiones que se están produciendo por la pesca de invertebrados no se observaron tan claramente. Sin embargo, los GF de niveles tróficos superiores pueden estar resentidos por las actividades pesqueras. Utilizando el modelo generado en este trabajo e incorporándole información de registros de pesca de escama (no comerciales), se podría investigar sobre las repercusiones utilizando el modelo enfocado hacia las respuestas indirectas que se producen entre los GF y las flotas pesqueras.

Es importante recalcar que los resultados de este modelo son predicciones que sirven como antecedentes, pero deberían ser probadas empíricamente mediante experimentos o contrastando con datos reales. Sin embargo, este trabajo sirve como precedente para conocer las posibles respuestas del ecosistema y sobre todo para fijar nuevas líneas de investigación más enfocadas y dirigidas.

### 4.3 Alcances y limitaciones de este modelo

Actualmente los modelos tróficos de balance de masas se han convertido en una herramienta muy útil para entender el funcionamiento y estructura de los ecosistemas (Borrett *et al.*, 2014). Sin embargo, este tipo de modelos también cuentan con ciertas limitaciones. La principal limitación de un modelo es el propio término “modelo”, ya que como su propio nombre indica, es una representación de la realidad, que dependiendo de la calidad de los datos puede generar una mejor o peor representación del ecosistema real (Christensen y Walters 2004).

En este trabajo se están unificando dos técnicas utilizadas para mejorar el conocimiento de la estructura de los ecosistemas; los monitoreos ecológicos y los modelos. Se trata de dos técnicas muy distintas en cuanto a forma de desarrollo y alcance en las preguntas de investigación (Beas-Luna 2014). Los monitoreos son observaciones *in situ* que permiten responder preguntas de composición del ecosistema y algunas interacciones entre otros. Para poder generar una serie de tiempo a través de los monitoreos, son necesarios muchos años de recolección de datos en el campo lo cual implica una gran inversión económica y temporal. Por otro lado, los modelos pueden generar respuestas y predicciones a distintas escalas temporales sin necesidad de ir a recolectar los datos *in situ* ya que se pueden utilizar referencias bibliográficas. Sin embargo, los modelos mal utilizados pueden arrojar resultados muy distorsionados o alejados de la realidad (Christensen y Walters 2004). Es por esto que, en este trabajo, al unir estas dos técnicas se genera un modelo basado en datos reales obtenidos mediante un esfuerzo de monitoreo ecológico de 10 años permitiendo que los resultados del modelo sean más precisos y realistas. Con este trabajo se pretende dar mayor reconocimiento a los modelos, ya que apoyados de otras técnicas pueden ser muy útiles para responder preguntas que solamente con los monitoreos sería muy tardado y costoso de conocer. A pesar de que los resultados de los modelos sean predicciones basadas en escenarios que pueden no ser reales, nos ayudan a explorar distintos posibles escenarios y conocer con antelación la respuesta del ecosistema.

Este modelo se diseñó pensando en la Cooperativa de Buzos y Pescadores de isla Natividad, los cuales viven completamente de los productos del mar. De ahí la intención de separar en un GF cada especie de importancia comercial, para poder observar mejor y de forma independiente los cambios en las biomásas según las variaciones ambientales o antropogénicas que se le incorporen al modelo.

La intención de este modelo es, por lo tanto, que pueda ser utilizado ya sea por la Cooperativa, instituciones científicas o gubernamentales, que les interesa conocer el funcionamiento y los cambios que se dan en el ecosistema bajo diferentes escenarios de cambios antropogénicos.

## Capítulo 5. Conclusiones

---

Este documento describe el desarrollo de un modelo de balance de masas para el ecosistema de los bosques de macroalgas de Isla Natividad. Se construyó este modelo para entender mejor la estructura de estos ecosistemas en el límite sur de su distribución. Específicamente, para describir la distribución de la biomasa en los diferentes grupos funcionales de esta comunidad. La aplicación de este modelo incluye la simulación de diferentes esfuerzos de pesca para generar predicciones de la re-distribución de la biomasa cuando se mantiene igual, cuando se reduce o aumenta la pesca. El gran valor de este modelo es que fue construido utilizando predicciones temporales de monitoreo ecológico de la región. Estas predicciones temporales se utilizaron para parametrizar y calibrar los diferentes componentes del modelo.

Con este trabajo se ha logrado desarrollar un modelo de balance de masas para el ecosistema de Isla Natividad. Nos ha permitido conocer y entender mejor como está estructurado el ecosistema no solo global sino también localmente. Además, se han logrado conocer los flujos dentro de los grupos funcionales del ecosistema, así como las interacciones directas e indirectas entre ellos y entre las flotas pesqueras. Con este trabajo, se ha logrado generar una base de conocimiento de este complejo ecosistema, el cual se puede utilizar para posteriores investigaciones científicas.

Se ha llegado a la conclusión de que el ecosistema de Isla Natividad es sensible a cambios antropogénicos y el principal efecto directo que se produce es la pérdida total de biomasa del ecosistema. El GF que más biomasa aporta a este ecosistema, es el alga estructuradora *M. pyrifera* y la disminución de esta alga afecta con más intensidad a la pérdida total de biomasa. Es por eso que *M. pyrifera* es una especie clave que sustenta el ecosistema ya que su presencia favorece a que los otros GF también puedan aumentar su biomasa.

La pesquería no afecta de igual forma a todos los GF. Aunque la mayoría disminuye su biomasa, otros se ven favorecidos por esta actividad aumentando su biomasa. Este resultado nos muestra la importancia individual que tiene cada especie dentro del ecosistema, y la importancia de generar los grupos funcionales con diferentes criterios. Los criterios pueden variar según el enfoque del modelo o de qué resultados queremos observar. En este caso, se quiso conocer la estructura del ecosistema en general, por eso se hicieron más grupos funcionales, para poder observar las respuestas de forma más individual. Esto se hizo con la



intención de no menospreciar GF que a primera vista no parecerían afectados por los cambios de la actividad pesquera y, sin embargo, pueden estar afectados de forma indirecta al funcionamiento del ecosistema.

El aumento de la pesquería tiene un claro efecto negativo sobre las especies de importancia pesquera, pero también se ha observado que aún y con una disminución del esfuerzo pesquero las biomásas de estas especies sigue disminuyendo. Esto es importante ya que se deberían realizar más estudios para conocer porque no se ven beneficiadas por la disminución de la F, y cuanto sería necesario disminuirlo para observar una recuperación de la biomasa.

## 5.1 Sugerencias

Para una mejor representación de este tipo de ecosistema y para ampliar el alcance de este modelo, se sugiere añadir *multistanza* para algunos grupos de interés del ecosistema. Esto significa diferenciar entre clases de edad y/o talla dentro de un mismo GF como por ejemplo las especies explotadas (abulones, erizos, langosta). Favorecería a una mejor interpretación del ecosistema y facilitaría en entendimiento de la función que cumplen dichas especies según sus tamaños y/o clases de edad.

Se sugiere profundizar más en la respuesta de las especies ícticas y su papel en el ecosistema. Para esto, aunque los peces no sean objetivos directo de la cooperativa en la zona, como sustento para vender, si se pescan recreacionalmente y como sustento individual de los habitantes de la isla. Para conocer mejor su función en el ecosistema, se sugiere añadir capturas o esfuerzos pesqueros de las especies ícticas ya que para este trabajo no se tuvo la información necesaria para desarrollar esta parte.

Por último, incluir efectos ambientales al modelo ayudaría a mejorar la respuesta del ecosistema y poder entender su funcionamiento bajo una mezcla de factores ambientales y antropogénicos. Con esta combinación se esperaría obtener una respuesta más exacta y cercana a la realidad.

## Literatura Citada

---

- Abrams, P.A., Matsuda, H. 1996. Positive Indirect Effects between Prey Species That Share Predators. *Ecology* 77(2): 610–16.
- Arreguín-Sánchez, F., Arcos, E., Chávez, E.A. 2002. Flows of Biomass and Structure in an Exploited Benthic Ecosystem in the Gulf of California, Mexico. *Ecological Modelling* 156(2): 167–83.
- Beas-Luna, R. 2014. Development and Application of Mass-Balanced Ecological Network Models for Kelp Forest Ecosystems. Tesis de doctorado en Ecología y Biología Evolutiva. University of California in Santa Cruz. 164 pp.
- Beas-Luna, R., Ladah, L.B. 2014. Latitudinal, Seasonal, and Small-Scale Spatial Differences of the Giant Kelp, *Macrocystis Pyrifera*, and an Herbivore at Their Southern Range Limit in the Northern Hemisphere. *Botanica Marina* 57(2): 73–83.
- Beaudreau, A.H., Essington, T.E. 2007. Spatial, Temporal, and Ontogenetic Patterns of Predation on Rockfishes by Lingcod. *Transactions of the American Fisheries Society* 136(5): 1438–52. <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1577/T06-236.1>.
- Berkes, F., Mahon, R., McConney, P., Pollnac, R., Pomeroy, R. 2001. *Managing Small-Scale Fisheries: Alternative Directions and Methods*. Ottawa, Canadá: International Development Research Centre (Canada).
- Bertsch, H., Aguilar, L.E. 2016. Marine Invertebrates of Northwest Mexico. Universidad Autónoma de Baja California, *Revista Ciencias Marinas*. Ensenada, Mexico.
- Blondel, J. 2003. Guilds or Functional Groups: Does It Matter? *Oikos* 100(2): 223–31.
- Borrett, S.R., Moody, J., Edelman, A. 2014. The Rise of Network Ecology: Maps of the Topic Diversity and Scientific Collaboration. *Ecological Modelling* 293: 111–27.
- Bruno, J.F., O'Connor, M.I. 2005. Cascading Effects of Predator Diversity and Omnivory in a Marine Food Web. *Ecology Letters* 8(10): 1048–56.
- Byrnes, J. E., Reed, D.C., Cardinale, B.J., Cavanaugh, K.C., Holbrook, S.J., Schmitt, R.J. 2011. Climate-Driven Increases in Storm Frequency Simplify Kelp Forest Food Webs. *Global Change Biology* 17(8): 2513–24.
- Caraveo, J. Elorduy, J. 1994. *Ciencias Marinas* ISSN: Hábitos Alimentarios de La Pierna, *Caulolatilus princeps* Jenyns 1842 (Pisces: Branchiostegidae), En La Bahía de La Paz, B.C.S., México. *Ciencias Marinas* 20(num 2): 199–218.
- Christensen, V., Pauly, D. 1992. ECOPATH II - a Software for Balancing Steady-State Ecosystem Models and Calculating Network Characteristics. *Ecological Modelling* 61(3–4): 169–85.
- Christensen, V., Walters, C.J. 2004. *Ecopath with Ecosim: Methods, Capabilities and Limitations*. *Ecological Modelling* 172(2–4): 109–39.
- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D. 2005. *Ecopath with Ecosim: a User's Guide*. Fisheries Centre, University of British Columbia. Vancouver. 154 pp. (available online at [www.ecopath.org](http://www.ecopath.org))

- Clarke, T.A. 2016. Territorial Behavior and Population Dynamics of a Pomacentrid Fish, the Garibaldi, *Hypsypops Rubicunda*. *Ecological Monographs* 40(2): 189–212.
- Cleveland, P., Hickman, Jr. 1998. *A Field Guide to Sea Stars and Other Echinoderms of Galápagos*. Sugar Spring Press. Lexington, Virginia, USA.
- Coll, M., Akoglu, E., Arreguín-Sánchez, F., Fulton, E.A., Gascuel, D., Heymans, J.J., Libralato, S., Mackinson, S., Palomera, I., Piroddi, C., Shannon, L.J., Steenbeek, J., Villasante, S., Christensen, V. 2015. Modelling Dynamic Ecosystems: Venturing beyond Boundaries with the Ecopath Approach. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 25(2): 413–24.
- Cowen, R.K. 1983. Ecology on Red Sea Urchin (*Strongylocentrotus Franciscanus*) Populations: An Experimental Analysis. *Oecologia* 58: 249–55
- Cowen. 1990. Sex Change and Life History Patterns of the Labrid, *Semicossyphus Pulcher*, across an Environmental Gradient. *American Society of Ichthyologists and Herpetologists (ASIH)* 1990(3): 787–95
- Cruz-Escalona, V.H., Morales-zárate, M.V., Navia, A.F. 2013. Análisis Funcional de La Red Trófica de Bahía Magdalena Baja California Sur, México. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 41(3): 519–44.
- Dayton, P.K. 1985. Ecology of Kelp Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 16(1985): 215–45.
- Doney, S.C., Ruckelshaus, M., Duffy, E.J., Barry, J.P., Chan, F., English, C.A., Galindo, H.M., Grebmeier, J.M., Hollowed, A.B., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N.N., Sydeman, W.J., Talley, L.D. 2012. Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. *Annual Review of Marine Science* 4(1): 11–37.
- Duleic, J., Kraljevic, M. 1995. Age, Growth and Mortality of Damselfish (*Chromis Chromis L.*) in the Eastern Middle Adriatic. *Fisheries Research* 22: 255–64.
- Van Dykhuzien, G.S. 1983. Activity Patterns and Feeding Chronology of the Kelp Rockfish (*Sebastes Atrovirens*) in a Central California Kelp Forest. (May): 61.
- Ebert, T.A. 1968. Growth Rates of the Sea Urchin *Strongylocentrotus Purpuratus* Related to Food Availability and Spine Abrasion. *Ecological Society of America* 49(6): 1075–91.
- Eddy, T.D., Lotze, H.K., Fulton, E.A., Coll, M., Ainsworth, C.H., Neves de Araújo, J., Bulman, C.M., Bundy, A., Christensen, V., Field, J.C., Gribble, N.A., Hasan, M., Mackinson, S., Townsend, H. 2017. Ecosystem Effects of Invertebrate Fisheries. *Fish and Fisheries* 18(1): 40–53.
- Edwards, M.S., Estes, J.A. 2006. Catastrophe, Recovery and Range Limitation in NE Pacific Kelp Forests: A Large-Scale Perspective. *Marine Ecology Progress Series* 320: 79–87.
- Espinosa-Romero, M. J., Gregr, E.J., Walters, C., Christensen, V., Chan, K.M.A. 2011. Erratum to Representing Mediating Effects and Species Reintroductions in Ecopath with Ecosim. *Ecological Modelling* 222(13): 1569-1579. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.04.001>.
- Estes, J. A. 1998. Killer Whale Predation on Sea Otters Linking Oceanic and Nearshore Ecosystems. *Science* 282(5388): 473–76. <http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.282.5388.473>.

- FAO (Food and Agriculture and Organization of the United Nations) 2007. Models for an Ecosystem Approach to Fisheries. Fisheries Technical Paper. 477.
- Finkbeiner, E.M. 2015. The Role of Diversification in Dynamic Small-Scale Fisheries: Lessons from Baja California Sur, Mexico. *Global Environmental Change* 32: 139–52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.03.009>.
- Flukes, E. B., Johnson, C. R., Wright, J.T. 2014. Thinning of Kelp Canopy Modifies Understory Assemblages: The Importance of Canopy Density. *Marine Ecology Progress Series* 514: 57–70.
- Foster, M.S., Schiel, D.R. 1985. Ecology of Giant Kelp Forests in California: A Community Profile. United States Fish and Wildlife Service Biological Report 85: 1–152. [http://www.osti.gov/energycitations/product.biblio.jsp?osti\\_id=5129110](http://www.osti.gov/energycitations/product.biblio.jsp?osti_id=5129110).
- Frausto, T.C. 2012. Simulación Del Efecto Del Turismo Subacuático Sobre El Ecosistema Arrecifal de Cabo Pulmo, Baja California Sur, Mediante Un Modelo Trófico. Tesis de Maestro en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 75pp.
- Froeser, R., Pauly, D. (Editores) 2016. FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), versión ( 06/2017 ).
- Gotshsall, D.W. 1994. Guide to Marine Invertebrates, Alaska to Baja California. Sea Challengers. Monterrey, CA, USA.
- Graham, M., Halpern, B., Carr, M. 2004. Diversity and Dynamics of California Subtidal Kelp Forests. In *Food Webs and the Dynamics of Marine Reefs*, eds. Timothy R. McClanahan and George M. Branch. New York, USA: Oxford University Press, 103–34.
- Harvey, Chris. 2010. Per Ecopath Parameterization Pointers.
- Heather, L. M., Basurto, X., Nenadovic, M., Sievanen, L., Cavanaugh, K.C., Cota-Nieto, J.J., Erisman, B.E., Finkbeiner, E., Hinojosa-Arango, G., Moreno-Báez, M., Nagavarapu, S., Reddy, S.M.W., Sánchez-Rodríguez, A., Siegel, K., Ulibarria-Valenzuela, J.J., Weaver, A.H., Aburto-Oropeza, O. 2015. Operationalizing the Social-Ecological Systems Framework to Assess Sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112(19): 5979–84. <http://www.pnas.org/lookup/doi/10.1073/pnas.1414640112>.
- Hernández-Velasco, A., Villaseñor, J.C., Torre, J., Suarez, A., Espinoza, A. 2015. Isla Natividad Un Bosque Bajo El Agua. 28–33.
- Hewson, I., Button, J.B., Gudenkauf, B.M., Miner, B., Newton, A.L., Gaydos, J.K., Wynne, J., Groves, C.L., Hendler, G., Murray, M., Fradkin, S., Breitbart, M., Fahsbender, E., Lafferty, K.D., Kilpatrick, A.M., Miner, C.M., Raimondi, P., Lahner, L., Friedman, C.S., Daniels, S., Haulena, M., Marliave, J., Burge, C.A., Eisenlord, M.E., Harvell, C.D. 2014. Densovirus Associated with Sea-Star Wasting Disease and Mass Mortality. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111(48): 17278–83. <http://www.pnas.org/cgi/content/long/111/48/17278%5Cnhttp://www.pnas.org/lookup/doi/10.1073/pnas.1416625111>.
- Heymans, J.J., Coll, M., Link, J.S., Mackinson, S., Steenbeek, J., Walters, C., Christensen, V. 2016. Best Practice in Ecopath with Ecosim Food-Web Models for Ecosystem-Based

- Management. Ecological Modelling 331: 173–84.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.12.007>.
- Hobson, E.S., Chess, J.R. 2001. Influence of Trophic Relations on Form and Behavior among Fishes and Benthic Invertebrates in Some California Marine Communities. *Environmental Biology of Fishes* 60(4): 411–57.
- Hoegh-Guldberg, O., Bruno, J.F. 2010. The Impact of Climate Change on the World's Marine Ecosystems. *Science* 328: 1523–28.  
<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/00330124.2015.1124788>.
- IUCN. 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-1:  
<http://www.iucnredlist.org>.
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J., Warner, R.R. 2001. Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science* 293: 629–637.  
<http://science.sciencemag.org/content/293/5530/629.abstract>.
- Kato, S., Schroeter, S.C. 1985. Biology of the Red Sea Urchin , *Strongylocentrotus Franciscanus* , and Its Fishery in California. *Marine Fisheries Review* 47(7): 1–20.
- Kroeker, K.J., Gambi, M.C., Micheli, F. 2013. Community Dynamics and Ecosystem Simplification in a High-CO2 Ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110(31): 12721–26.  
[http://apps.webofknowledge.com/full\\_record.do?product=WOS&search\\_mode=General Search&qid=7&SID=1CxspCW16Yj1TQica&page=1&doc=10](http://apps.webofknowledge.com/full_record.do?product=WOS&search_mode=General Search&qid=7&SID=1CxspCW16Yj1TQica&page=1&doc=10).
- Ladah, L.B., Zertuche-González, J.A., Hernández-Carmona, G. 1999. Giant Kelp (*Macrocystis Pyrifera* , *Phaeophyceae*) Recruitment Near Its Southern Limit in Baja California After Mass Disappearance During Enso. *Journal of Applied Phycology* 35: 1106–12.
- Limbaugh, C. 1950. Notes on the Life History of Two Californian Pomacentrids : *Garibaldi* , *Hypsypops Rubicunda* ( Girard ), and *Blacksmiths* , *Chromis Punctipinnis* ( Cooper ). *Pacific Science* 14(1947): 41–50.
- Lubinsky-Jinich, D., Schramm, Y., Heckel, G. 2017. The Pacific Harbor Seal's (*Phoca Vitulina Richardii*) Breeding Colonies in Mexico: Abundance and Distribution. *Aquatic Mammals* 43(10): 73–81.  
<http://search.proquest.com/openview/6732ea3f59936a5fd3364dadd6062f8c/1?pq-origsite=gscholar&cbl=38594>.
- Márquez-Farías, J. Fernando. 2007. Reproductive Biology of Shovelnose Guitarfish *Rhinobatos Productus* from the Eastern Gulf of California Mexico. *Marine Biology* 151(4): 1445–54.
- McCay, B.J., Micheli, F., Ponce-Díaz, G., Murray, G., Shester, G., Ramirez-Sanchez, S., Weisman, W. 2014. Cooperatives, Concessions, and Co-Management on the Pacific Coast of Mexico. *Marine Policy* 44: 49–59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2013.08.001>.
- McGoodwin, J.R. 1994. *Crisis in the World's Fisheries : People, Problems, and Policies*. Stanford University Press. Stanford, CA, USA.

- McKinney, M.L, Lockwood, J.L 1999. Biotic Homogenization: A Few Winners Replacing Many Loser in the next Mass Extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14(11): 450–53.
- MEA (Millenium Ecosystem Assesment). 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Wetland and Water*. World Reso. Washington, DC.
- Mendoza, R., Koleff, P. (Coordinadores) 2014. *Especies Acuáticas Invasoras En México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México.
- Micheli, F., Saenz-Arroyo, A., Greenley, A., Vazquez, L., Espinoza Montes, J.A., Rossetto, M., de Leo, G.A. 2012. Evidence That Marine Reserves Enhance Resilience to Climatic Impacts. *PLoS ONE* 7(7).
- Micheli, F., Sáenz-Arroyo, A., Al Najaar, M., Beas-Luna, R., Boch, C.A., Cardenas, J.C., De Leo, G., Espinoza-Montes, A., Finkbeiner, E., Freiwald, J., Hernández, A., Lejbowicz, A., McCay, B., Monismith, S., Perafan, C.A., Torre, J., Vazquez-Vera, L., Woodson, C. B. Vulnerability and Resilience of Kelp Forest Ecosystems and Human Communities to Extreme Oceanographic Variability in the Southern California Current. En prep.
- Mondragon, J. 2010. *Seaweeds of the Pacific Coast: Common Marine Algae from Alaska to Baja Sea Challengers*. California. Monterrey, CA, USA. <https://books.google.com.mx/books?id=u352NAEACAAJ>.
- Morales-Luna-Hadrys, L., Elorriaga, F. 2014. *Inferencias Alimentarias de La Foca de Puerto (Phoca Vitulina) En Isla Natividad, Baja California Sur, México, Utilizando Como Referencia Al Elefante Marino (Mirounga Angustirostris)*. Tesis de Licenciatura como Biologo Marino. Universidad Auntonoma de Baja California Sur, La Paz, Mexico. 58 pp.
- Morales-Zárate, M. V., Lluch-Cota, S.E., Serviere-Zaragoza, E., Guzmán del Próo, S. 2011. Modeling an Exploited Rocky Coastal Ecosystem: Bahia Tortugas, Mexico. *Ecological Modelling* 222(5): 1185–91. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.12.011>.
- O'Connell, C.P. 1953. The Life History of the Cabezon *Scorpaenichthys Marmoratus* ( Ayres ). *Fish Bulletin* (93): 53.
- Odum, E.P. 1963. *Ecology*. Holt, Rinehart and Winston, Inc. New York.
- Opitz, S. 1996. *Trophic Interactions in Caribbean Coral Reefs*. International Center for Living Aquatic Resources Management. Manila, Philippines.
- Ortiz, M. 2008. Mass Balanced and Dynamic Simulations of Trophic Models of Kelp Ecosystems near the Mejillones Peninsula of Northern Chile (SE Pacific): Comparative Network Structure and Assessment of Harvest Strategies. *Ecological Modelling* 216(1): 31–46.
- Palomares, M.L.D., Pauly, D. (Editors) *SeaLifeBase*. World Wide Web electronic publication. [www.sealifebase.org](http://www.sealifebase.org), version (08/2017).
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froser, R., Torres F.Jr. 1998. Fishing down Marine Food Webs. *Science* 279: 860–63.
- Pedersen, M.F., Stæhr, P.A., Wernberg, T., Thomsen, M.S. 2005. Biomass Dynamics of Exotic *Sargassum Muticum* and Native *Halidrys Siliquosa* in Limfjorden, Denmark - Implications of Species Replacements on Turnover Rates. *Aquatic Botany* 83(1): 31–47.

- Plagányi, É.E., Butterworth, D.S. 2004. A Critical Look at the Potential of Ecopath with Ecosim to Assist in Practical Fisheries Management. *African Journal of Marine Science* 26(1): 261–87. <http://dx.doi.org/10.2989/18142320409504061%5Cnhttp://www.tandfonline.com/doi/abs/10.2989/18142320409504061>.
- Pondella, D.J. 2009. The Status of Nearshore Rocky Reefs in Santa Monica Bay: For Surveys Completed in the 2007-2008 Sampling Seasons. Santa Monica Bay Restoration Commission. Los Angeles, USA.
- Provost, E.J., Kelaher, B.P., Dworjanyn, S.A., Russell, B.D., Connell, S.D., Ghedini, G., Gillanders, B.M., Figueira, W., Coleman, M.A. 2016. Climate-Driven Disparities among Ecological Interactions Threaten Kelp Forest Persistence. *Global Change Biology*: 1–9. <http://doi.wiley.com/10.1111/gcb.13414>.
- Rassweiler, A., Arkema, K.K., Reed, D.C. 2008. Net Primary Production, Growth, and Standing Crop of *Macrocystis Pyrifera* in Southern California. *Ecology* 89 (7). 2068. <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/07-1109.1>.
- Reed, D.C., Nelson, J.C., Harrer, S.L., Miller, R.J. 2016. Estimating Biomass of Benthic Kelp Forest Invertebrates from Body Size and Percent Cover. *Marine Biology*. 163:101.
- Riosmena-Rodríguez, R., López Vivas, J., Lara M.M., López Calderón, J.M. 2012. The Invasive Seaweed *Sargassum Filicinum* (Fucales, Phaeophyceae) Is on the Move along the Mexican Pacific Coastline. *Botanica Marina* 55(5): 547–51.
- Riosmena Rodríguez, R., J. López Vivas, M. Lara Uc, and J. López Calderón. 2014. Invasión de Plantas Marinas Exóticas En El Pacífico Mexicano : Amenaza Para El Ambiente Y La Economía . *Bioma* 16: 54–65.
- Roberts, C.M., O’Leary, B.C., McCauley, D.J., Cury, P.M., Duarte, C.M., Lubchenco, J., Pauly, D., Sáenz-Arroyo, A., Sumaila, U.R., Wilson, R.W., Worm, B., Castilla, J.C. 2017. Marine Reserves Can Mitigate and Promote Adaptation to Climate Change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(24): 6167–75. <http://www.pnas.org/lookup/doi/10.1073/pnas.1701262114>.
- Ruggiero, A., Ezcurra, C. 2003. Regiones Y Transiciones Biogeográficas : Complementariedad de Los Análisis En Biogeografía Histórica Y Ecológica. Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía: 141–54.
- Sáenz-Arroyo, A., Vázquez, L., Lejbowicz, A., Micheli, F., De Leo, G., Greenley, A., Rossetto, M., Munguía-Vega, A., Espinoza, A. 2012. Proyecto De Reservas Marinas Isla Natividad, BCS, Mexico. Informe final COBI.
- SAGARPA 2012. Carta Nacional Pesquera. Diario Oficial de la Federación. 236.
- Sala, E., Boudouresque, C.F., Harmelin-Vivien, M. 1998. Fishing , Trophic Cascades , and the Structure of Algal Assemblages : Evaluation of an Old but Untested Paradigm. *Oikos* 82(3): 425–39.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Young, B. 2005. Cascading Effects of Overfishing Marine Systems. *Trends in Ecology and Evolution* 20(11): 577–79.
- Sepulveda, C., Aalbers, S. 2009. Species Specifics, Giant Sea Bass. *Pacific Coastal Sportfishig*

- Magazine 1(1): 50–51.
- SAGARPA. 2006. Sustentabilidad Y Pesca Responsable En México - Evaluación Y Manejo. Instituto Nacional de la Pesca. Mexico.
- Smith, T.B., Kark, S., Schneider, C.J., Wayne, R.K., Moritz, C. 2001. Biodiversity Hotspots and beyond: The Need for Preserving Environmental Transitions. *Trends in Ecology & Evolution* 16(8): 431.
- Steneck, R.S., Kark, S., Schneider, C.J., Wayne, R.K., Moritz, C. 2002. Kelp Forest Ecosystems: Biodiversity, Stability, Resilience and Future. *Environmental Conservation* 29(4):436–59. <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892902000322>  
[http://journals.cambridge.org/download.php?file=/ENC/ENC29\\_04/S0376892902000322a.pdf&code=e28e5dbb5f0780ca83c2e95bce65491e](http://journals.cambridge.org/download.php?file=/ENC/ENC29_04/S0376892902000322a.pdf&code=e28e5dbb5f0780ca83c2e95bce65491e).
- Tegner, M. J., Dayton, P.K., Edwards, P.B., Riser, K.L., Chadwick, D.B., Dean, T.A., Deysher, L. 1995. Effects of a Large Sewage Spill on a Kelp Forest Community: Catastrophe or Disturbance? *Marine Environmental Research* 40(2): 181–224.
- Tegner, M J, Dayton, P.k. 2000. Ecosystem Effects of Fishing in Kelp Forest Communities. *Marine Science* 57(1975): 579–89.
- Thompson, R.M., Brose, U., Dunne, J.A., Hall, R.O., Hladyz, S., Kitching, R.L., Martinez, N.D., Rantala, H., Romanuk, T.N., Stouffer, D.B., Tylianakis, J.M. 2012. Food Webs: Reconciling the Structure and Function of Biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 27(12): 689–97. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.005>.
- Topping, D. T., Lowe, C. G., Caselle, J.E. 2005. Home Range and Habitat Utilization of Adult California Sheephead, *Semicossyphus Pulcher* (Labridae), in a Temperate No-Take Marine Reserve. *Marine Biology* 147(2): 301–11.
- Trebilco, R., Dulvy, N.K., Anderson, S.C., Salomon, A.K. 2016. The Paradox of Inverted Biomass Pyramids in Kelp Forest Fish Communities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 283: 20160816.
- Tutschulte, T.C., Connell, J.H. 1988. Feeding Behavior and Algal Food of Three Species of Abalones ( *Haliotis* ) in Southern California. *Marine Ecology Progress Series* 49: 57–64.
- Ulanowicz, R.E. 1986. *Growth and Development: A Phenomenological Perspective*. Springer Verlag .New York, USA.
- Ulanowicz, R.E., Platt, T. 1985. *Ecosystem Theory for Biological Oceanography*. Department of Fisheries and Oceans. Ottawa, Canada
- Vance, R.R. 1979. Effects of Grazing by the Sea Urchin, *Centrostephanus Coronatus*, on Prey Community Composition. *Ecology* 60(3): 537–46.
- Wilkinson, T. A., Wiken, E., Creel, J.B., Hourigan, T.F., Agardy, T. 2009. *Marine Ecoregions of North America*. Commission for Environmental Cooperation. Montreal, Canada.
- Wires, L.R., Cuthbert, F.J., Trexel, D.R., Joshi, A.R., Paul, S.T. 2001. Status of the Double-Crested Cormorant (*Phalacrocorax Auritus*) in North America. U.S. Fish and Wildlife Service Final Report.



- Woodson, C.B. 2017. The Fate and Impact of Internal Waves in Nearshore Ecosystems. *Annual Review of Marine Science* (August 2017): 1–21. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-121916-063619>.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A. 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Changes* 787(2006): 787–91.

## ANEXO I

### Aves

Este grupo incluye el cormorán doble cresta (*phalacrocorax auritus*). En las costas del continente americano, se distribuyen por el Pacífico desde el Noroeste de México hasta Alaska, y por el Atlántico desde Cuba hasta Carolina del Norte en Estados Unidos (BirdLife 2016). Esta especie se alimenta de pequeños peces no comerciales (*Embiotoca jacksoni*, *Girella nigricans*, *Chromis punctipinni*) así como de pequeños crustáceos y zooplancton (Limbaugh 1950; Wires *et al.*, 2001).

Para calcular la biomasa, se necesitó el tamaño de la población y el peso de los organismos. Dado que no se tienen valores sobre el tamaño de la población en la isla nos pusimos en contacto con la Dra. Cecilia Soldatini de CICSE la Paz experta en aves, quien nos proporcionó un estimado de la población de la isla (aproximadamente 1500 aves). Por otro lado, el peso de las aves se obtuvo de la literatura donde reportan un peso estimado de 1.63 kg (Wires *et al.*, 2001). Como no se registraron en los datos del monitoreo, se utilizó el área total del modelo para calcular la biomasa (31.42 km<sup>2</sup>). Los valores de P/B y Q/B, se utilizaron los valores del modelo de Bahía Magdalena para el ave *Branta bernicla nigricans* de 0.85 y 45 respectivamente.

### Mamíferos marinos

Este grupo funcional incluye a la foca vitulina (*phoca vitulina richardsi*), dado que es el único mamífero marino que se alimenta mayormente en los bosques de sargazo gigante. Esta se alimenta principalmente de peces óseos, y en menor proporción de crustáceos, pulpos y elasmobranquios (Morales-Luna-Hadrys y Elorriaga 2014).

La biomasa de foca vitulina se estimó a partir del promedio del tamaño de la población (637 individuos) en 2009 utilizando un peso promedio de los organismos reportado de 84 kg (Lubinsky-Jinich, Schramm, y Heckel 2017). Dado que no se registraron en los datos del monitoreo, se utilizó el área total del modelo para calcular la biomasa (31.42 km<sup>2</sup>). Los valores de P/B y Q/B se utilizaron los del modelo de Bahía Magdalena para la especie *Zalophus californiensis*, de 0.85 y 45 respectivamente (Cruz-escalona, Morales-zárate, y Navia 2013)

### Lincgods (*Ophiodon elongatus*)

Pez de agua fría que se distribuye del Este del Golfo de Alaska hasta Baja California (México). Puede llegar a una longitud total de 152 cm y llegar a pesar 59 kg con una longevidad

máxima registrada de 25 años (Hobson y Chess 2001). Los organismos adultos se encuentran entre las rocas de ambientes someros y profundos, y se alimentan principalmente de diferentes especies de peces, pulpos y algunos crustáceos (Beas Luna 2014; Beaudreau y Essington 2007). Por otro lado, los juveniles habitan los fondos lodosos o arenosos de bahías y zonas someras y se alimentan de copépodos y pequeños crustáceos. Es una especie muy importante tanto comercialmente como para la pesca deportiva. Los valores de P/B (0.31) y Q/B (1.7) se obtuvieron de Fishbase y la Biomasa (0.793) se calculó a partir de la base de datos y el área muestreada.

### **Meros (*Stereolepis gigas*)**

Estos organismos se encuentran en ambientes rocosos y con presencia de sargazo gigante. El organismo más grande registrado midió 214 cm de longitud total y pesó 245 kg aproximadamente, con una edad estimada de 60 años. Aun qué se han registrado otros organismos de más edad, entre 72 y 75 años. Se alimentan de invertebrados, rayas y pequeños tiburones, langostas, calamares, peces pequeños, barracudas y macarelas (Sepulveda y Aalbers 2009). Esta especie llega a la madurez entre los 11 y 13 años con un peso aproximado de entre 22 y 27 kg. Se trata de una especie objetivo para la pesca submarina y la pesca con anzuelo de cebo vivo. Los valores de P/B (0.31) y Q/B (1.7) se obtuvieron de Fishbase y la Biomasa (20.5) se calculó a partir de la base de datos y el área muestreada.

### **Elasmobranquios**

Dentro de este grupo se incluyen tres especies uno de la familia de los Rajiformes, *Rhinobatos productus* y dos tiburones *Squatina californica* y *Heterodontus francisci*. Acostumbran a camuflarse con el fondo rocoso y arenoso y atacan a sus presas por sorpresa. Se alimentan de otros peces, erizos, pulpos, crustáceos, invertebrados sésiles y móviles (Márquez-Farías 2007; Morales-Zárate *et al.*, 2011). Los valores de P/B (0.2) y Q/B (2.1) se obtuvieron de Fishbase y la Biomasa (89.26) se calculó a partir de la base de datos y el área muestreada. En este caso se hizo un promeido ponderado según las densidades observadas.

### **Viejas (*Semicossyphus pulcher*)**

La vieja es un pez de agua templada, de la familia de los Labridae típico de los arrecifes rocosos y de los bosques de macroalga. Se distribuye en la costa oeste del Pacífico, desde la bahía de Monterrey hasta el golfo de California en Cabo San Lucas (Topping, Lowe, y Caselle 2005). Son carnívoros y se alimentan principalmente de macro invertebrados sésiles i móviles como moluscos, equinodermos, poliquetos, crustáceos y en menor cantidad de algunas algas como *M. pyrifera* (Cowen 1983; Hobson y Chess 2001; Morales-Zárate *et al.*, 2011). Ecológicamente, son conocidos por el importante papel que juegan al controlar la población de

erizos, que a su vez son principales forrajeadores de *M. pyrifera* (Cowen 1983). Tanto en California como en México, son objeto de la pesca recreativa y comercial (Tegner y Dayton 2000). Una cualidad distintiva de esta especie es el hermafroditismo, donde llegados a cierto tamaño se produce un cambio de sexo y las hembras pasan a machos. Es por esto que los efectos ambientales y sociales pueden afectar al tamaño de cambio de sexo influyendo también a la proporción de sexos de la población (K. Cowen 1990; Topping, Lowe, y Caselle 2005). Los valores de P/B (0.25) y Q/B (3.2) se obtuvieron de Fishbase y la Biomasa (20.6) se calculó a partir de la base de datos y el área muestreada.

#### **Blancos (*Caulolatilus princeps*)**

Estos peces se distribuyen desde Washington hasta el Golfo de California. Habitan fondos rocosos y con presencia de sargazo gigante aunque no se ha registrado una relación directa con estos. Se alimenta principalmente de crustáceos, pero también de invertebrados sésiles como moluscos, equinodermos, gusanos algunos peces y algas (Caraveo, J. & Elorduy, J 1994; Morales-Zárate *et al.*, 2011) . La longitud máxima registrada para estos organismos es de 70 cm. Para la pesca, es una especie importante para la pesca por su carne (Froeser, & Pauly 2016). Los valores de P/B (0.18) y Q/B (6.5) se obtuvieron de Fishbase y la Biomasa (2.27) se calculó a partir de la base de datos y el área muestreada.

#### **Cabezones (*Scorpaenichthys marmoratus*)**

Especie asociada directamente con los fondos rocosos, aunque también se ha visto dentro de los bosques de sargazo gigante. Se ha registrado desde Alaska hasta Punta Abreojos, en Baja California (Froeser, & Pauly 2016). Se alimenta de cangrejos, crustáceos, moluscos, pequeñas langostas, abulones, calamares, pulpos, huevos de peces (así como de sus propios huevos) y de peces pequeños (O'Connell 1953). La talla más grande reportada fue de 99 cm de longitud total y 11 kg. También es una especie importante para la pesca submarina (Froeser, & Pauly 2016). Los valores de P/B (0.54) y Q/B (4.5) se obtuvieron de Fishbase y la Biomasa (0.0227) se calculó a partir de la base de datos y el área muestreada.

#### **Rocotes (*Sebastes spp.*)**

En este grupo se encuentran diferentes especies del género *Sebastes*. Se alimentan principalmente de macro y micro crustáceos bentónicos, así como de invertebrados sésiles, zooplancton y de juveniles de otras especies de Rocotes (Beas Luna 2014; Van Dykhuzien 1983). La base de datos contiene el valor de la densidad por m<sup>2</sup> para este género sin especificar las especies. A partir de ese dato y el área de muestreo calculé la Biomasa (0.14) Para calcular el valor de P/B (0.245) y Q/B (4.15) del grupo funcional, realicé un promedio utilizando los valores

de P/B y Q/B de las especies más comunes de la zona (*S.auriculatus*, *S.carnatus*, *S.chrysomelas*, *S.serranoides*) a partir de la información proporcionada por Fishbase.

#### **Cabrillas (*Paralabrax spp.*)**

Dentro de este grupo encontramos a dos especies paralabrax *nebulifer* y *paralabrax clathratus*. Ambas se encuentran en ambientes de fondos rocosos y/o cubiertos por algas, cerca del fondo (Froeser, & Pauly 2016). Peces carnívoros que se alimentan principalmente peces pequeños, invertebrados sésiles como poliquetos y moluscos, pequeños crustáceos y zooplancton en menor proporción (Arreguín-Sánchez, Arcos, y Chávez 2002; Hobson y Chess 2001; Morales-Zárate *et al.*, 2011). Los valores de P/B (0.19) y Q/B (3.7) se obtuvieron de Fishbase y la Biomasa (4.958) se calculó a partir de la base de datos y el área muestreada. En este caso se hizo un promedio ponderado según las densidades observadas para los tres parámetros.

#### **Garibaldis (*Hypsipops rubicundos*)**

Especie de la familia Pomacentridae, muy típica de ambientes rocosos con presencia de algas de tallos largos. Se ha registrado una talla máxima de más de 33 cm y se encuentra en profundidades de hasta 25 m. Generalmente se pueden observar individualmente o en pequeños grupos por el fondo (Limbaugh 1950). Esta especie utiliza las pequeñas cavidades de las rocas para refugiarse, y los adultos defienden de forma agresiva las zonas de alimentación, así como las zonas del refugio. Se alimentan principalmente de briozoos y otros animales incrustantes, zooplancton, materia en descomposición y de algas de forma incidental ( Clarke *et al.*, 1970; Hobson & Chess 2001). La Biomasa (18.7) se calculó a partir de la base de datos y el área muestreada. El valor de P/B (0.47) se utilizó la mortalidad natural de *Hypsurus caryi* de Fishbase (0,47). El valor de Q/B (6.2) fue obtenido de Fishbase.

#### **Castañetas herreras (*Chromis punctipinnis*)**

Especie de la familia Pomacentridae, que se distribuye des de la Bahía de Monterrey hasta Baja California. Se ha reportado una talla máxima de 28 cm y se encuentran de forma general entre los 15 y 20 m de profundidad. Habitualmente se encuentran en la zona de media agua en ambientes rocosos o en los tallos de algas largas, formando grandes grupos según tamaños. Se alimentan de pequeños crustáceos y zooplancton (Limbaugh 1950). La Biomasa (8.201) se calculó a partir de la base de datos y el área muestreada. Para el valor de P/B (1.07) se utilizó la mortalidad del artículo de Duleic & Kraljevic 1995 en el que hace referencia a la especie *Chromis chromis*. El valor de Q/B (7.3) fue obtenido de Fishbase.

### Morrajas y Sargos

Este grupo está formado por tres especies, *Embiotoca jacksoni*, *Anisotremus davidsonii* y *Rhacochilus vacca*. Peces plateados comprimidos lateralmente. Se encuentran principalmente dentro de bosques de sargazo gigante sobre fondos rocosos, pero también pueden frecuentar ambientes arenosos. Se alimentan de zooplancton, invertebrados sésiles como moluscos, gusanos, briozoos y pequeños crustáceos (Froeser, & Pauly 2016; Hobson y Chess 2001; IUCN 2016). Los valores de P/B (0.57) y Q/B (7.3) se obtuvieron de Fishbase y la Biomasa (2.463) se calculó a partir de la base de datos y el área muestreada. En este caso se hizo un promedio ponderado teniendo en cuenta las densidades observadas de cada especie para obtener los tres parámetros anteriormente mencionados.

### Chopas verdes (*Girella nigricans*)

Se distribuyen desde San Francisco hasta Cabo San Lucas (Baja California), en ambientes rocosos y con algas poco profundos. Se alimentan principalmente de organismos incrustados en las algas, de algas rojas y café, *M. pyrifera*, poliquetos, briozoos y cangrejos pelágicos (Hobson y Chess 2001). La talla máxima reportada para esta especie es de 64.4 cm de longitud total (Froeser, & Pauly 2016). Los valores de P/B (0.43) y Q/B (9.7) se obtuvieron de Fishbase y la Biomasa (14.55) se calculó a partir de la base de datos y el área muestreada.

### Señoritas (*Labridae*)

Este grupo funcional incluye dos especies, *Oxyjulis californica* (señorita) y *Halichoeres semicintus*. Son peces de cuerpo alargado de entre 10 y 20 cm de longitud, que se encuentran en ambientes rocosos. *O. californica* se encuentra en grupos y presenta una fuerte relación con los bosques de sargazo gigante, generalmente como refugio. Por el contrario, no se ha encontrado esta relación para *H. semicintus* que son organismos solitarios y generalmente habita zonas rocosas con pequeños parches arenosos (Froeser, & Pauly 2016). Se alimentan principalmente de zooplancton, pequeños crustáceos, gusanos, briozoos, algunos caracoles, algunas algas y detritus animal (Hobson y Chess 2001). Los valores de P/B (0.649) y Q/B (5.56) se obtuvieron de Fishbase y la Biomasa (3.303) se calculó a partir de la base de datos y el área muestreada. Todos los valores se obtuvieron a partir de un promedio ponderado de los valores de P/B y Q/B de cada especie según las densidades de las especies del grupo funcional.

### Macrocrustáceos

Incluye las especies dentro de la familia *Cancer* y la especie *Loxorhynchus grandis*. Estos organismos se alimentan de algunas especies de algas marrones así como de *M. pyrifera*, de invertebrados sésiles y de materia orgánica en descomposición (Beas Luna 2014; Hobson y Chess 2001).

Para los valores de P/B (2.89) y Q/B (17.785) se utilizaron los usados en el modelo Opitz (1996) para el grupo de “Crustáceos 1”; y la Biomasa (3.49) se obtuvo a partir de la abundancia de la base de datos, el peso y el área muestreada. El peso fue calculado utilizando los valores de D. C. Reed *et al.*, (2016).

#### **Invertebrados sésiles**

Grupo formado por las diferentes especies de anemonas, briozoos, bivalvos (*Crassedoma gigantea*) y gorgonias (*Muricea spp*, *Lophogorgia chilensis*) de la zona. Su dieta se basa en diferentes tipos de algas, des de las algas marrones, *E.arborea*, *M. pyrifer*, algas incrustantes y coralináceas así como en gran parte de detritos generados por el ecosistema (Beas Luna 2014; Dayton 1985). Para *L.chilensis* y *C.giganteum* se utilizó el artículo de Reed (2016) para obtener la talla promedio de estos organismos así como para obtener los valores de *a* y *b* para poder calcular el peso. En cambio, los valores de *a* y *b* de anemona sp., muricea sp. y megastrea sp., se utilizaron los datos de Reed (2016) de *Corynactis californica*, *Muricea californica* y *Muricea californica* respectivamente. Mientras que las tallas de estos tres grupos se obtuvieron de Gotshall (1994).

La Biomasa (30.53) obtuvo a partir de la abundancia de la base de datos, el peso y el área muestreada. El peso fue calculado utilizando los datos de tallas y parámetros de longitud-peso de Gotshall (1994) y D C Reed *et al.*, (2016) respectivamente. El valor de Q/B (8.86) se obtuvo de Beas (2014) para el grupo “moluscos herbívoros”.

#### **Abulones amarillos (*Haliotis corrugata*)**

Se distribuye desde Punta Concepción en California, hasta Bahía Tortugas en Baja California siendo la especie de abulón más abundante en el sur de California. Se encuentra en el intermareal de ambientes rocosas y grietas entre estas y llega a medir entre 25 y 15 cm (Gotshall 1994). Se alimentan básicamente de algas pardas (*M. pyrifer*, *E. arborea*) y rojas (*Gelidium*, *Plocamium*) y en muy baja proporción de algas incrustantes (Tutschulte y Connell 1988). Los valores de P/B (0.31) y Q/B (3.5) se utilizaron los de Morales-Zárate *et al.*, (2011) y la Biomasa (83.18) se obtuvo a partir de la abundancia de la base de datos, el peso y el área muestreada. El peso fue calculado utilizando los datos de Palomares & Pauly (2017) y la talla registrada en la base de datos.

#### **Abulones azules (*Haliotis fulgens*)**

Presenta una concha de color verdoso a rojizo. Se distribuye desde Punta concepción, California, hasta Bahía Magdalena, Baja California. Puede llegar a medir 25 cm y se encuentra en el intermareal bajo de ambientes rocosos predominando en las grietas entre rocas (Gotshall 1994). Se alimenta principalmente de algas pardas (*M. pyrifer*) y rojas (*Gelidium sp.*).

(Tutschulte y Connell 1988). Los valores de P/B (0.19) y Q/B (3.5) se utilizaron los de Morales-Zárate *et al.*, (2011) y la Biomasa (52) se obtuvo a partir de la abundancia de la base de datos, el peso y el área muestreada. El peso fue calculado utilizando los datos de Palomares & Pauly (2017) y la talla registrada en la base de datos.

### Otros Abulones

Se incluyen dos especies de abulones *Haliotis cracherodii* y *Haliotis sorenseni*, negro y blanco respectivamente. El principal alimento de estos organismos es *M. pyrifera* por lo que están altamente relacionados con estos ecosistemas También se alimentan de otras algas marrones así como de fitoplancton y detritos que llega al fondo (Beas Luna 2014; Morales-Zárate *et al.*, 2011; Sierra Rodríguez *et al.*, 2006).

Las tallas de los abulones fueron obtenidas a partir del promedio de la base de datos [www.kelpforest.com](http://www.kelpforest.com). El diámetro de las especies *H. corrugata* *H. sorenseni* y *H. fulgens* se ha obtenido del promedio de datos obtenidos en Natividad. Los valores de a y b para poder calcular el peso de los organismos se ha obtenido de [ww.sealife.org](http://ww.sealife.org). Los valores de P/B (2) y Q/B (10) se utilizaron los de Beas Luna (2014) y la Biomasa (0.2) se obtuvo a partir de la abundancia de la base de datos, el peso y el área muestreada. El peso fue calculado utilizando los datos de Palomares & Pauly (2017) y la talla registrada en la base de datos.

### Caracoles (*Megastraea spp.*)

Incluye dos especies *Megastraea undosa* y *Megastraea turbanica*, las cuales son organismos que se encuentran en el intermareal de fondos rocosos Se alimentan principalmente de invertebrados sésiles y algas como *M. pyrifera*, algas marrones e incrustantes, así como de detritos que llegan al fondo (Morales-Zárate *et al.*, 2011).

Los valores de P/B (0.74) y Q/B (2.5) se utilizaron los de Morales-Zárate *et al.*, (2011) y la Biomasa (1906) se obtuvo a partir de la abundancia de la base de datos, el peso y el área muestreada. El peso fue calculado utilizando los datos de (D. C. Reed *et al.*, 2016).

### Invertebrados móviles

Incluye las especies de caracoles (*Kelletia kelletii* y *Megathura crenulata*) y gasterópodos (*Cypraea spadice*).

En este caso este grupo incluye organismos carnívoros (*Kelletia kelletii*) y herbívoros. Su dieta está constituida en parte de otros invertebrados sésiles y móviles incluyendo a *Megastraea spp.* Respecto a la parte de herbívora, se alimentan de *M. pyrifera*, *E. arborea* y otras algas marrones, algas incrustantes y coralinas y en mayor parte de detritos generados por el sistema (Beas Luna 2014). Para los valores de P/B (1,69) y Q/B (9,51) se se utilizó n los de Opitz (1996) y



la Biomasa (23.49) se obtuvo a partir de la abundancia de la base de datos, el peso y el área muestreada.

Calculé el peso para cada uno de las especies que se incluyen en el grupo y realicé un promedio ponderado para obtener un único valor. Los valores necesarios para calcular el peso los obtuve de D C Reed *et al.*, (2016).

### **Pulpos**

En la base de datos no se tiene la clasificación de la especie o especies de pulpos de la zona. Estos organismos se alimentan de invertebrados móviles como cangrejos y caracoles, crustáceos, abulones y erizos. Se alimentan principalmente de , y de invertebrados móviles como caracoles y cangrejos (Beas Luna 2014; Hobson y Chess 2001).

Los valores de P/B (1.39) y Q/B (36.76) se utilizaron los de Morales-Zárate *et al.*, (2011) y Opitz (1996) respectivamente. La Biomasa (0.21) se obtuvo a partir de la abundancia de la base de datos, el peso y el área muestreada. Los valores necesarios para obtener el peso de los organismos los obtuve de D C Reed *et al.*, (2016).

### **Langostas (*Panulirus interruptus*)**

Comúnmente conocida como langosta roja de California y como su nombre indica, presenta todo el cuerpo rojizo. Su cuerpo mide entre 30-70 cm de largo y se encuentra desde San Luís Obispo (California) hasta Bahía Magdalena, Baja California (Bertsch y Aguilar 2016). Se encuentra en cuevas y grietas que se forman entre las rocas en el submareal rocoso entre 2 y 72 m de profundidad. Se alimenta de una gran variedad de invertebrados de concha dura, las cuales rompe con su mandíbula, como abulones, cangrejos, erizos y caracoles. Además se alimenta de invertebrados sésiles como poliquetos, algas y algunos peces (Morales-Zárate *et al.*, 2011).

Los valores de P/B (0.99) y Q/B (4.2) se utilizaron los de Morales-Zárate *et al.*, (2011) y la Biomasa (412.5) se obtuvo a partir de la abundancia de la base de datos, el peso y el área muestreada. Los valores necesarios para obtener el peso de los organismos los obtuve de D C Reed *et al.*, (2016).

### **Pepinos de mar (*Parastichopus parvimensis*)**

Pepino marino de las aguas del Pacífico que se encuentra des de Monterey, California hasta Baja California, México. Se encuentra en el intermareal de ambientes con fondos rocosos y de baja energía(Mercier, A., *et al.*, 2013) . Se trata de un organismos detritívoro que se alimenta de la materia orgánica en descomposición que llega al fondo proveniente de los bosques de macroalga( Morales-Zárate *et al.*, 2011).

Los valores de P/B (1.4) y Q/B (3) se utilizaron los de Morales-Zárate *et al.*, (2011) y la Biomasa (42.55) se obtuvo a partir de la abundancia de la base de datos, el peso y el área muestreada. Los valores necesarios para obtener el peso de los organismos los obtuve de D C Reed *et al.*, (2016).

#### Estrellas de mar

Incluye tres especies de estrellas marinas (*Patiria minata*, *Pisaster giganteus* y *Picnopodia spp*). Estos depredadores tope del ecosistema se alimentan de macro y micro crustáceos, invertebrados sésiles y móviles pero principalmente de erizos (Beas Luna 2014).

La talla promedio, así como los valores de *a* y *b* para posteriormente poder calcular el peso, se obtuvieron del artículo de Reed (2016). Los valores de P/B (0.52) y Q/B (3.24) se utilizaron los de Beas-Luna (2014) y Opitz (1996) respectivamente. La Biomasa (0.926) se obtuvo a partir de la abundancia de la base de datos, el peso y el área muestreada. Los valores necesarios para obtener el peso de los organismos los obtuve de D C Reed *et al.*, (2016).

#### Erizos morados (*Strongylocentrotus purpuratus*)

Tal y como indicia su nombre común, esta especie presenta pequeñas espinas moradas que lo caracterizan. Cuentan con un rango de distribución muy amplio desde Alaska hasta Isla Cedros en Baja California (Gotshsall 1994). De forma general mide 5 cm de diámetro, pero puede llegar a medir 100 cm. Se encuentra en el intermareal rocoso bajo en el submareal hasta los 160 m. Se encuentran generalmente en hoyos en las rocas que ellos mismos excavan con las espinas y los dientes. Se trata de una especie herbívora, que se alimenta principalmente de algas pardas (*M. pyrifera*) y en menor proporción de algas rojas y detritos vegetales (Bertsch y Aguilar 2016; Ebert 1968).

Los valores de P/B (7.5) y Q/B (25) se utilizaron los de Opitz (1996) y la Biomasa (2.761) se obtuvo a partir de la abundancia de la base de datos, el peso y el área muestreada. Los valores necesarios para obtener el peso de los organismos los obtuve de D C Reed *et al.*, (2016).

#### Erizos negros (*Centrostephanus coronatus*)

Se distribuyen des de las Channel Islands, California, hasta las Islas Galápagos. Cuenta con espinas largas, las cuales pueden llegar a ser tres veces el diámetro del cuerpo del organismo y que son de color negro o púrpura oscuro y pueden tener bandas blancas. Esta especie puede llegar a medir 175 cm y se encuentran en los fondos rocosos del intermareal bajo, mientras que por la noche aprovechas para forrajear en fondos blancos. Suelen situarse en depresiones circulares dentro de las rocas que ellos mismos excavaron (Cleveland and Hickman 1998; Gotshsall 1994). Esta especie es carnívora-herbívora y se alimenta principalmente de algas rojas

y detritos, pero también de algas pardas, algas calcáreas, esponjas, briozoos, moluscos sésiles en las rocas y pequeños crustáceos (Bertsch y Aguilar 2016; Vance 1979).

Los valores de P/B (7.5) y Q/B (25) se utilizaron los de Opitz (1996) y la Biomasa (6.32) se obtuvo a partir de la abundancia de la base de datos, el peso y el área muestreada. Los valores necesarios para obtener el peso de los organismos se utilizó los datos para *S.purpuratus* de D C Reed *et al.*, (2016) y la talla promedio de (Gotshsall 1994).

#### **Erizos rojos (*Strongylocentrotus franciscanus*)**

Especie con largas y afiladas espinas de color oscuro. Puede llegar a medir entre 19 y 20 cm de diámetro. Habitan en las zonas submareales rocosas llegando a los 90 m de profundidad y se distribuyen desde el norte de Japón y Alaska, hasta Isla de Cedros, México (Bertsch y Aguilar 2016; Gotshsall 1994). Se alimentan de algas, principalmente del alga estructuradora *M.pyrifera*. Cuando esas algas no son tan abundantes, pueden alimentarse de algas coralinas. Otra fuente de nutrientes son los detritos generados por las sargazo gigante y el zooplancton en menor cantidad (Beas Luna 2014; Kato y Schroeter 1985). Esta especie ha sido fuertemente afectada por las pesquerías en Baja California, donde las poblaciones y su biomasa han disminuido hasta un 80% entre 1988 y 2005 (Bertsch y Aguilar 2016).

Los valores de P/B (7.5) y Q/B (25) se utilizaron los de Opitz (1996) y la Biomasa (7.55) se obtuvo a partir de la abundancia de la base de datos, el peso y el área muestreada. Los valores necesarios para obtener el peso de los organismos los obtuve de D C Reed *et al.*, (2016).

#### **Otros invertebrados pequeños**

Este grupo incluye aquellos organismos pequeños (menores a 2cm) que viven asociado al fondo, a las sargazo gigante, al sotobosque y al detritus. Se alimentan principalmente de zoo y fitoplancton, así como de detritus vegetal y animal del fondo y algunas algas (Beas Luna 2014; Cruz-escalona, Morales-zárate, y Navia 2013).

#### **Algas coralinas incrustantes**

Grupo formado por las algas incrustantes sobre las rocas y coralineas. Para el valor de P/B (5.9) se utilizó el de Morales-Zárate *et al.*, (2011). Como fue muy complicado calcular la biomasa, al ser productores primarios, se introdujo una Eficiencia Ecotrófica de 0.9 (obtenida también de Morales-Zárate *et al.*, 2011) para que el programa calculase la biomasa.

#### **Algas pardas**

Se incluyen todas las algas marrones de la zona (*Cystoseria osmundacea*, *Pelagophycus porra*, *Pterygofora californica* y *Laminaria spp*). Las algas presentes en este grupo, son

características del submareal e intermareal de ambientes rocosos, y generalmente forman pequeños bosques submarinos excepto *P.porra* que crece de forma solitaria (Mondragon 2010).

Para el valor de P/B (27.63) el de Morales-Zárate *et al.*, (2011). Como fue muy complicado calcular la biomasa, al ser productores primarios, se introdujo una Eficiencia Ecotrófica de 0.9 (obtenida también de Morales-Zárate *et al.*, 2011) para que el programa calculase la biomasa.

### *Sargassum sp.*

Se incluyen dos especies invasoras (*Sargassum filicum* y *Sargassum muticum*), nativas de Japón y China que fueron introducidas por la flota japonesa ostionera sobre el 1930, las cuales desde entonces se ha dispersado por toda la costa del Pacífico. *S.filicum* cuenta con una dispersión más rápida y su rango de distribución es un poco mayor que el de *S.muticum* (Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2012). Son características del submareal e intermareal de ambientes rocosos, y generalmente forman pequeños bosques submarinos.

El valor de P/B (12) se utilizó el de Pedersen *et al.*, 2005. Como fue muy complicado calcular la biomasa, al ser productores primarios, se introdujo la Eficiencia Ecotrófica de 0.9 (obtenida de Morales-Zárate *et al.*, 2011) para que el programa calculase la biomasa.

### Algas verdes

Este grupo está formado por dos especies de algas verdes, *Caulerpa taxifolia* y *Undaria pinnatifida*. Para el valor de P/B (16.7) se utilizó el de Beas-Luna (2014). Como fue muy complicado calcular la biomasa, al ser productores primarios, se introdujo una Eficiencia Ecotrófica de 0.9 (obtenida de Morales-Zárate *et al.*, 2011) para que el programa calculase la biomasa.

### Algas rojas

Formado principalmente por algas del género *Gelidium*. Para el valor de P/B (27.63) se utilizó el de Morales-Zárate *et al.*, (2011). Como fue muy complicado calcular la biomasa, al ser productores primarios, se introdujo una Eficiencia Ecotrófica de 0.9 (obtenida también de Morales-Zárate *et al.*, 2011) para que el programa calculase la biomasa.

### *Macrocystis pyrifera*

Alga café, del orden de las Laminariales, que juega un papel muy importante ecológicamente ya que genera un ambiente tridimensional y heterogéneo a lo largo de la columna de agua (Foster y Schiel 1985). Esto favorece que una gran variedad de organismos marinos recurra a estos ecosistemas en busca de alimento, refugio o como lugar de crianza. Además, estos ecosistemas realizan gran parte del secuestro de carbono de la atmósfera y

proviene de protección a la cosa. Económicamente, son importantes por las pesquerías de algas, vertebrados e invertebrados que soportan, así como ecosistema importante para el turismo. Se distribuyen en las zonas templadas de varias costas del mundo; en el noreste del Pacífico, en el sureste de Sudamérica, las islas del sureste del océano Atlántico y algunas áreas de Sudáfrica, Australia y Nueva Zelanda (Dayton, 1985).

La biomasa de *M. pyrifera* (1064) se ha estimado obteniendo un promedio de las mediciones realizadas por Rassweiler *et al.*, 2008 del peso húmedo de los organismos., y el valor de P/B (4.71) se utilizó el de Morales-Zárate *et al.*, (2008).

### ***Ecklonia arborea***

Alga del orden de las Laminariales, se fija al sustrato a través de un disco adhesivo y presenta un estipe rígido y cilíndrico de aproximadamente 1m de alto. En la parte superior el estipe se divide en dos ramas que soportan numerosas ramificaciones de bordes serrados y superficie rugosa. Se distribuye desde British Columbia (Canadá) hasta Baja California. Se encuentra en hábitats rocosos, en la zona intermareal o submareal, generalmente en densas agrupaciones (Mondragon 2010).

Para el valor de P/B (7.18) se utilizó el de Morales-Zárate *et al.*, (2011). Como fue muy complicado calcular la biomasa, al ser productores primarios, se introdujo una Eficiencia Ecológica de 0.9 (obtenida también de Morales-Zárate *et al.*, 2011) para que el programa calculase la biomasa.

### **Zooplankton**

En este grupo incluye principalmente copépodos, eufáusidos, ctenóforos así como diferentes tipos y estadios de larvas y huevos de diferentes especies. Dado que no se tienen datos de la biomasa de la isla, dejé que el modelo la calculara. Los valores P/B (16.5), Q/B (62.5) y EE (0.8) del modelo de Beas-Luna (2014).

### **Fitoplancton**

Este grupo incluye todos los productores primarios fotosintéticos microscópicos que se encuentran en la columna de agua. Dado que no se tienen datos de la biomasa de la isla, dejé que el modelo la calculara. El valor de P/B (179) lo obtuve de (Beas-Luna 2014) mientras que yo supuse el valor de la EE (0.9) tan elevado por ser un productor primario.

### **Detritus**

En todos los ecosistemas, la materia viva que muere pasa a formar parte de detrito. Esto, es una parte muy importante del ciclo de la materia y energía de un ecosistema, ya que el detrito es utilizado directamente como nutriente por los productores primarios, planctívoros y

detritívoros. Por lo tanto, toda la materia y energía de los diferentes grupos funcionales del ecosistema que no son consumidas por otros grupos, pasan a formar parte del detrito. En este caso, la biomasa de detritos utilizada (10) la obtuve del modelo de Beas-Luna (2014).









## ANEXO III

Resultados con los datos brutos de las predicciones de Ecosim para los diferentes escenarios de tiempo (10, 20 y 30 años) con los diferentes esfuerzos por pesca.

Predicción con aumento 10% (a 1.1) la Mortalidad por Pesca

GF	Predicción a 10 años		Predicción a 20 años		Predicción a 30 años	
	Biomasa (inicial)	Biomasa (final)	Biomasa (inicial)	Biomasa (final)	Biomasa (inicial)	Biomasa (final)
Aves	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Mamíferos marinos	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
Lincods	0.13	0.22	0.13	0.28	0.13	0.31
Meros	0.10	0.09	0.10	0.08	0.10	0.07
Elasmobranquios	0.89	0.84	0.89	0.79	0.89	0.79
Viejas	12.20	12.76	12.20	13.16	12.20	17.80
Blancos	1.82	1.93	1.82	2.07	1.82	2.16
Cabezones	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Rocotes	0.08	0.14	0.08	0.14	0.08	0.16
Cabrillas	0.99	0.97	0.99	0.97	0.99	0.98
Garibaldis	2.95	2.33	2.95	2.27	2.95	2.38
Castañetas herreras	1.65	1.66	1.65	1.67	1.65	1.64
Morrajás/Sargos	1.50	1.65	1.50	1.70	1.50	1.91
Chopas verdes	2.90	2.68	2.90	2.72	2.90	3.02
Señoritas	0.67	0.78	0.67	0.81	0.67	0.84
Macrocrustaceos	0.65	1.80	0.65	1.17	0.65	3.85
Invertebrados sésiles	6.97	6.17	6.97	6.24	6.97	7.52
Abulones amarillos	16.40	3.79	16.40	0.85	16.40	0.15
Abulones azules	5.94	1.54	5.94	0.33	5.94	0.07
Otros abulones	0.03	0.03	0.03	0.04	0.03	0.05
Caracoles	90.84	70.83	90.84	77.68	90.84	24.92
Invertebrados móviles	6.01	8.17	6.01	7.42	6.01	10.39
Pulpos	0.03	0.02	0.03	0.02	0.03	0.02
Langostas	4.66	2.82	4.66	3.61	4.66	1.82

Pepinos	2.67	2.45	2.67	2.51	2.67	2.33
Estrellas	0.11	0.09	0.11	0.08	0.11	0.09
Erizos morados	0.62	0.53	0.62	0.53	0.62	0.41
Erizos negros	1.15	0.75	1.15	0.88	1.15	0.63
Erizos rojos	0.16	0.00	0.16	0.00	0.16	0.76
Otros inverts pequeños	12.88	13.68	12.88	13.39	12.88	12.78
Algas coralinas incrustantes	17.65	18.91	17.65	16.68	17.65	24.96
Algas pardas	4.10	4.75	4.10	3.49	4.10	6.10
Sargassum spp	4.04	4.91	4.04	3.01	4.04	13.05
Algas verdes	0.11	0.17	0.11	0.15	0.11	0.18
Algas rojas	1.83	0.80	1.83	1.42	1.83	0.00
M. pyriferá	147.78	134.22	147.78	165.02	147.78	94.58
Eckloniaa arborea	23.74	25.29	23.74	24.23	23.74	29.33
Zooplanton	4.87	4.77	4.87	4.80	4.87	4.81
Fitoplancton	2.24	2.25	2.24	2.25	2.24	2.27
Detritus	18.67	17.16	18.67	19.03	18.67	14.30
Total	400.08	352.02	400.08	381.55	400.08	287.51

Predicción con Mortalidad por Pesca Constante

GF	Predicción a 10 años		Predicción a 20 años		Predicción a 30 años	
	Biomasa (inicial) (t/km <sup>2</sup> )	Biomasa (final) (t/km <sup>2</sup> )	Biomasa (inicial) (t/km <sup>2</sup> )	Biomasa (final) (t/km <sup>2</sup> )	Biomasa (inicial) (t/km <sup>2</sup> )	Biomasa (final) (t/km <sup>2</sup> )
Aves	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Mamíferos marinos	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
Lincods	0.13	0.22	0.13	0.27	0.13	0.32
Meros	0.10	0.09	0.10	0.08	0.10	0.08
Elasmobranquios	0.89	0.84	0.89	0.79	0.89	0.79
Viejas	12.20	12.77	12.20	13.17	12.20	16.08
Blancos	1.82	1.93	1.82	2.07	1.82	2.16
Cabezones	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Rocotes	0.08	0.13	0.08	0.14	0.08	0.16

Cabrillas	0.99	0.97	0.99	0.97	0.99	0.98
Garibaldis	2.95	2.34	2.95	2.28	2.95	2.33
Castañetas herreras	1.65	1.66	1.65	1.67	1.65	1.63
Morrajias/Sargos	1.50	1.65	1.50	1.70	1.50	1.87
Chopas verdes	2.90	2.68	2.90	2.73	2.90	2.95
Señoritas	0.67	0.78	0.67	0.80	0.67	0.83
Macrocrustaceos	0.65	1.77	0.65	1.15	0.65	3.26
Invertebrados sésiles	6.97	6.20	6.97	6.27	6.97	6.78
Abulones amarillos	16.40	3.89	16.40	0.90	16.40	0.17
Abulones azules	5.94	1.60	5.94	0.36	5.94	0.08
Otros abulones	0.03	0.03	0.03	0.04	0.03	0.04
Caracoles	90.84	70.95	90.84	77.82	90.84	38.43
Invertebrados móviles	6.01	8.15	6.01	7.40	6.01	9.26
Pulpos	0.03	0.02	0.03	0.02	0.03	0.02
Langostas	4.66	2.87	4.66	3.67	4.66	2.07
Pepinos	2.67	2.53	2.67	2.59	2.67	2.46
Estrellas	0.11	0.09	0.11	0.08	0.11	0.09
Erizos morados	0.62	0.53	0.62	0.54	0.62	0.45
Erizos negros	1.15	0.76	1.15	0.90	1.15	0.61
Erizos rojos	0.16	0.00	0.16	0.00	0.16	0.41
Otros invertos pequeños	12.88	13.67	12.88	13.36	12.88	12.72
Algas coralinas incrustantes	17.65	18.91	17.65	16.68	17.65	23.04
Algas pardas	4.10	4.75	4.10	3.49	4.10	6.08
Sargassum spp	4.04	4.91	4.04	3.01	4.04	8.15
Algas verdes	0.11	0.17	0.11	0.15	0.11	0.20
Algas rojas	1.83	0.89	1.83	1.48	1.83	0.00
M. pyrifera	147.78	134.33	147.78	165.14	147.78	117.12
Ecklonia arborea	23.74	25.30	23.74	24.24	23.74	29.00
Zooplancton	4.87	4.77	4.87	4.80	4.87	4.84
Fitoplancton	2.24	2.25	2.24	2.25	2.24	2.25
Detritus	18.67	17.18	18.67	19.06	18.67	15.86

Total	400.08	352.66	400.08	382.14	400.08	313.60
-------	--------	--------	--------	--------	--------	--------

Predicción con disminución del 10% (a 0.9) la Mortalidad por Pesca

GF	Predicción a 10 años		Predicción a 20 años		Predicción a 30 años	
	Biomasa (inicial) (t/km <sup>2</sup> )	Biomasa (final) (t/km <sup>2</sup> )	Biomasa (inicial) (t/km <sup>2</sup> )	Biomasa (final) (t/km <sup>2</sup> )	Biomasa (inicial) (t/km <sup>2</sup> )	Biomasa (final) (t/km <sup>2</sup> )
Aves	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Mamíferos marinos	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
Lincods	0.13	0.22	0.13	0.27	0.13	0.31
Meros	0.10	0.09	0.10	0.08	0.10	0.08
Elasmobranquios	0.89	0.84	0.89	0.79	0.89	0.79
Viejas	12.20	12.77	12.20	13.19	12.20	17.83
Blancos	1.82	1.93	1.82	2.07	1.82	2.16
Cabezones	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Rocotes	0.08	0.13	0.08	0.14	0.08	0.16
Cabrillas	0.99	0.97	0.99	0.97	0.99	0.98
Garibaldis	2.95	2.34	2.95	2.30	2.95	2.40
Castañetas herreras	1.65	1.66	1.65	1.67	1.65	1.64
Morrajás/Sargos	1.50	1.65	1.50	1.70	1.50	1.91
Chopas verdes	2.90	2.69	2.90	2.75	2.90	3.04
Señoritas	0.67	0.78	0.67	0.80	0.67	0.84
Macrocrustáceos	0.65	1.74	0.65	1.13	0.65	3.74
Invertebrados sésiles	6.98	6.23	6.97	6.30	6.97	7.53
Abulones amarillos	16.43	4.00	16.40	0.96	16.40	0.18
Abulones azules	5.95	1.68	5.94	0.39	5.94	0.09
Otros abulones	0.03	0.03	0.03	0.04	0.03	0.05
Caracoles	90.89	71.08	90.84	77.96	90.84	25.07
Invertebrados móviles	6.01	8.13	6.01	7.37	6.01	10.34
Pulpos	0.03	0.02	0.03	0.02	0.03	0.02
Langostas	4.68	2.92	4.66	3.73	4.66	1.90
Pepinos	2.71	2.62	2.67	2.67	2.67	2.50

Estrellas	0.11	0.09	0.11	0.08	0.11	0.09
Erizos morados	0.62	0.54	0.62	0.54	0.62	0.42
Erizos negros	1.16	0.77	1.15	0.91	1.15	0.63
Erizos rojos	0.16	0.00	0.16	0.00	0.16	0.78
Otros inverts pequeños	12.88	13.65	12.88	13.32	12.88	12.75
Algas coralinas incrustantes	17.65	18.92	17.65	16.69	17.65	24.97
Algas pardas	4.10	4.75	4.10	3.49	4.10	6.10
Sargassum spp	4.04	4.91	4.04	3.01	4.04	13.02
Algas verdes	0.11	0.17	0.11	0.15	0.11	0.19
Algas rojas	1.86	0.97	1.83	1.53	1.83	0.00
M. pyrifera	147.84	134.43	147.78	165.27	147.78	94.74
Eckloniaa arborea	23.74	25.30	23.74	24.26	23.74	29.37
Zooplancton	4.87	4.77	4.87	4.81	4.87	4.81
Fitoplancton	2.24	2.25	2.24	2.25	2.24	2.27
Detritus	18.68	17.20	18.67	19.08	18.67	14.32
Total	400.08	353.32	400.08	382.75	400.08	288.08