



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS  
DEL NOROESTE, S.C.

---

---

Programa de Estudios de Posgrado

**PROPUESTA DE UN ÍNDICE DE FRAGILIDAD  
ECOLÓGICA DE LOS ECOSISTEMAS  
BENTÓNICOS ANTE LA PESCA DE ARRASTRE DE  
FONDO**

**T E S I S**

Que para obtener el grado de

**Maestro en Ciencias**

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos  
Naturales  
(Orientación en Biología Marina)

p r e s e n t a

**Pablo David Vega García**

La Paz, B.C.S. noviembre de 2010

## ACTA DE LIBERACION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 10 horas del día 3 del Mes de Noviembre del 2010, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

**"Propuesta de un índice de fragilidad ecológica de los ecosistemas bentónicos ante la pesca de arrastre de fondo"**

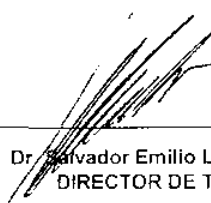
Presentada por el alumno:

Pablo David Vega García

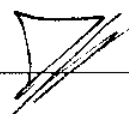
Aspirante al Grado de MAESTRO EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACION EN Biología Marina

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

  
Dr. Salvador Emilio Lluch Cota  
DIRECTOR DE TESIS

  
Dra. María Teresa Sicard González  
CO-TUTOR

  
Pablo Del Monte Luna  
CO-TUTOR

  
DRA. ELISA SERVIERE ZARAGOZA,  
DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

## **COMITÉ TUTORIAL Y REVISORES**

### **Director de tesis**

Dr. Salvador Emilio Lluch Cota.  
Programa de Ecología Pesquera.  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste.

### **Cotutor**

Dra. María Teresa Sicard González.  
Programa de Acuicultura.  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste.

### **Cotutor**

Dr. Pablo Del Monte Luna.  
Departamento de Pesquerías y Biología Marina.  
Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.

## **COMITÉ DE EVALUACIÓN**

### **Director de tesis**

Dr. Salvador Emilio Lluch Cota.  
Programa de Ecología Pesquera.  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste.

### **Cotutor**

Dra. María Teresa Sicard González.  
Programa de Acuicultura.  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste.

### **Cotutor**

Dr. Pablo Del Monte Luna.  
Departamento de Pesquerías y Biología Marina.  
Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.

### **Suplente**

Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota.  
Programa de Ecología Pesquera.  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste.

## RESUMEN

La pesca de arrastre de fondo es una importante actividad económica que para 2005 representaba más del 27% de la captura mundial total y tiene una amplia extensión en la plataforma continental a nivel mundial. A pesar de esto, existe una percepción negativa generalizada de esta actividad debida a la baja selectividad de los artes de pesca y las consecuencias del contacto de la red en el fondo marino, cuyos impactos negativos han sido ampliamente demostrados en una gran cantidad de investigaciones, desde hace más de dos décadas. Sin embargo, es en recientes años que se han logrado establecer patrones generales y algunas bases para la modelación de las perturbaciones, lo que ha permitido enfocar la investigación a determinar los sitios y magnitudes en los cuales se pueden minimizar los impactos. En el presente trabajo se integra información publicada y se propone un índice que expresa la fragilidad ecológica de los ecosistemas bentónicos ante la pesca de arrastre, con particular aplicación para sitios donde existe poca información. El índice integra el tipo de fondo y un indicador de sensibilidad comunitario (ISC), además de un indicador de resiliencia conformado a partir de la razón producción-biomasa ( $P/B \cdot B$  promedio). El índice se calculó a partir de información bibliográfica para cuatro ecosistemas alrededor del mundo (Norte del golfo de California, Región Pacífico Norte de Baja California, Gran Barrera de Arrecife Australiano y Mar de Irlanda). El índice refleja mayor sensibilidad para las zonas gravosas y de arrecifes coralinos, mientras que zonas arenosas sometidas a la pesca de arrastre presentaron la menor fragilidad.

**Palabras clave:** Fragilidad ecológica, pesca de arrastre de fondo, ecosistema bentónico

## **ABSTRACT**

The bottom trawl fishing is an important economic activity in 2005 represented more than 27% of the total world catch and covers a large area on the Continental Shelf worldwide. Despite this, there is a widespread negative perception of this activity due to the low selectivity fishing gears and the consequences of the net contact on the seafloor, whose negative impacts have been amply demonstrated by a large amount of research along over two decades. However, in recent years have been set general patterns and basis for modeling the disturbances, which has allowed focus research to determine the sites and magnitudes in which can minimize the impacts. The present study integrates published information and proposes a Fragility Ecology Index for benthic ecosystems to trawling, with particular application for little information sites. This Index integrates the type of bottom and a Community Sensitivity Indicator (ISC), plus a resilience indicator, made from the production-biomass ratio ( $P / B * B$  average). The Ecological Fragility Index is calculated from bibliographic information by four ecosystems around the world (Northern Gulf of California, North Pacific Region of Baja California, Great Barrier Reef Australian and Irish Sea). The index reflects greater sensitivity to coral reefs and gravel areas, while sandy areas, subjected to trawling, had the lowest fragility.

**Key words:** Ecological fragility, bottom trawling, benthic ecosystem.

## **DEDICATORIA**

*A mis padres que siempre me han apoyado y creído en mí, mil gracias por  
saberme dirigir con su educación y consejos.*

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR) por haberme brindado las facilidades para la realización de este trabajo y al CONACyT por la beca de maestría otorgada (No de registro 265457).

Agradezco a mi director de Tesis Dr. Salvador Emilio Luch Cota y a los cotutores Dra. María Teresa Sicard González y Pablo Del Monte Luna por los comentarios, sugerencias y enseñanzas a lo largo de este proceso.

Al personal y laboratorios del CIBNOR quienes me apoyaron en la idea inicial del proyecto. Ecofisiología de organismos acuáticos: M. en C. Armando Monge e Ing. Gilberto González Soriano; Aclimatación y mantenimiento de Organismos acuáticos: M. en C. Pablo Monsalvo Spencer y Teresa Medina Hernández; Microalgas: Julian Garzón, Biol. Cinthya Aldana y Adriana Green, y muy en especial al Biol. Teodoro Reynoso Granados, por su tiempo y enseñanzas.

A los compañeros y amigos que me acompañaron y apoyaron durante todo este tiempo, Coynta, Miguel, Laura, Berenice, Christian y Natalia Gracias.

El presente trabajo fue realizado con fondos del proyecto SEP-CONACyT: Vulnerabilidad en Ecosistemas Marinos Costeros Clave 83339.

## CONTENIDO

RESUMEN .....	i
ABSTRACT .....	ii
DEDICATORIA.....	iii
AGRADECIMIENTOS .....	iv
CONTENIDO.....	v
LISTA DE FIGURAS.....	vi
LISTA DE TABLAS.....	vii
<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
<b>2. ANTECEDENTES.....</b>	<b>6</b>
<b>3. JUSTIFICACIÓN.....</b>	<b>8</b>
<b>4. OBJETIVOS .....</b>	<b>9</b>
4.1. GENERAL .....	9
4.2. PARTICULARES.....	9
<b>5. METODOLOGÍA.....</b>	<b>10</b>
5.1. IDENTIFICACIÓN DE IMPACTOS DE LA PESCA DE ARRASTRE .....	10
5.2. INDICADORES DE SENSIBILIDAD Y RESILIENCIA .....	10
5.2.1. <i>Tipo de fondo</i> .....	11
5.2.2. <i>Índice de sensibilidad comunitario (ISC)</i> .....	14
5.2.3. <i>Razón <math>(P/B)</math> promedio</i> .....	16
5.3. ÍNDICE DE FRAGILIDAD .....	17
5.4. APLICACIÓN DEL ÍNDICE .....	17
<b>6. RESULTADOS .....</b>	<b>18</b>
6.1. IMPACTOS DE LA PESCA DE ARRASTRE .....	18
6.2. DESCRIPCIÓN DE LOS INDICADORES .....	20
6.3. APLICACIÓN DEL ÍNDICE DE FRAGILIDAD .....	21
6.3.1. <i>Gran Barrera de Arrecife Australiano.</i> .....	21
6.3.2. <i>Mar de Irlanda</i> .....	23
6.3.3. <i>Norte del Golfo de California</i> .....	25
6.3.4. <i>La Región Pacífico Norte</i> .....	27
<b>7. DISCUSIÓN .....</b>	<b>29</b>
7.1. IMPACTOS IDENTIFICADOS DEL ARRASTRE .....	29
7.2. ELEMENTOS NO INCLUIDOS EN EL ÍNDICE.....	30
7.3. VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS INDICADORES. ....	32
7.4. APLICACIÓN DEL ÍNDICE .....	35
<b>8. CONCLUSIONES .....</b>	<b>38</b>
<b>9. BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>39</b>



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de una redes de arrastre de fondo. Modificado de Smolowitz (1998). ....	2
Figura 2. Esquema de dragas para pesca de fondo. Tomado de Smolowitz (1998). ....	3
Figura 3. Descripción de la gran Barrera de Arrecife Australiano y los valores calculados para el índice de fragilidad.....	22
Figura 4. Descripción del Mar de Irlanda y los valores calculados para el índice de fragilidad. ....	24
Figura 5. Descripción del Norte del Golfo de California y los valores calculados para el índice de fragilidad. ....	26
Figura 6. Descripción de la Región Pacífico Norte de la Península de Baja California y los valores calculados para el índice de fragilidad. ....	27
Figura 7. Valores de fragilidad ecológica de diferentes ecosistemas bentónicos. ....	28

## LISTA DE TABLAS

Tabla I. Escala de sensibilidad según el tipo de sustrato. Cada categoría es una descripción general de un rango de hábitats.....	13
Tabla II. Valores de respuesta y porcentaje de cambio por grupo taxonómico tomados de collie <i>et al.</i> (2000) y los valores en porcentaje de respuesta y resistencia calculados.....	15
Tabla III. Impactos de la pesca de arrastre de fondo y la forma en que han sido cuantificados en diferentes investigaciones.....	18
Tabla III (continuación). Impactos de la pesca de arrastre de fondo y la forma en que han sido cuantificados en diferentes investigaciones. ....	19
Tabla IV. Indicadores de sensibilidad y resiliencia.....	20

## **1. Introducción**

Se llama pesca de arrastre de fondo a la captura de organismos que se realiza con redes o dragas que son desplazadas sobre o muy cerca del lecho marino mediante la fuerza de una embarcación. Es un tipo de pesca activo, ya que la red se dirige hacia la captura, y en general se caracteriza por una baja selectividad.

Existen diversos artes para este tipo de pesca, pero pueden reconocerse dos patrones generalizados, las redes de arrastre y las dragas para ostras (Løkkeborg, 2005). El primero es mostrado en la figura 1 y consiste en una bolsa de red con una amplia apertura de boca, la cual se mantiene abierta horizontalmente por la fuerza del agua que se mueve en contra de dos estructuras deflectoras de gran peso denominadas puertas. La parte superior de la boca tiene flotadores y la parte inferior es lastrada con cadenas, vigas de acero o los denominados “rock-hoopers”, que consisten en rodillos de goma, neumáticos o pesadas barras de metal sujetas a una cadena libre y cuya función es rodar o rebotar sobre las estructuras duras del fondo para evitar que la red se enganche y se rompa (Browning, 1980; Smolowitz, 1998). Este tipo de red es empleado principalmente para la captura de camarones y peces demersales.

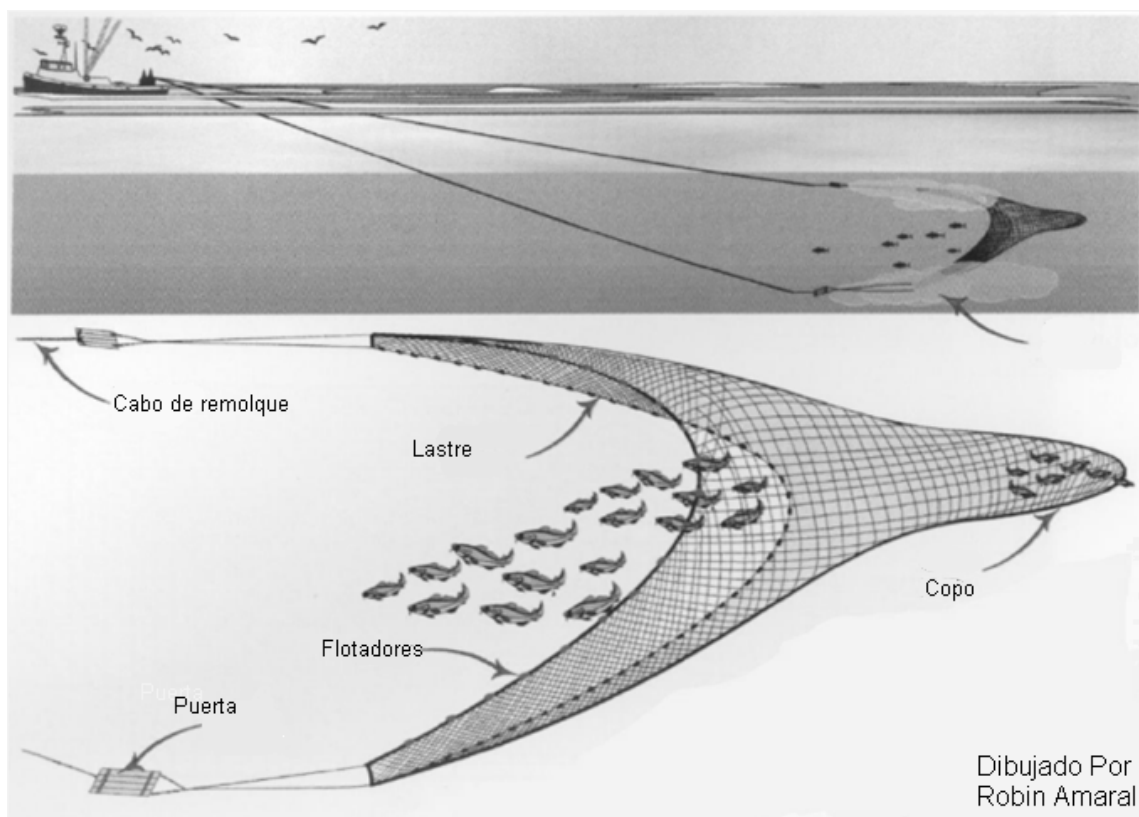


Figura 1. Esquema de una red de arrastre de fondo. Modificado de Smolowitz (1998).

El segundo tipo, las dragas, son construidas generalmente de un pesado marco de acero cubierto con una maya formando una bolsa y cuya boca está abierta hacia el extremo de donde es arrastrada, la parte inferior de esta boca presenta dientes para remover el sustrato y es conocida como barra de corte, pueden capturar tanto epifauna como infauna, y su forma y diseño están directamente ligados a la especie objetivo (Fig. 2). Estas dragas son empleadas generalmente para capturar moluscos bivalvos, y en menor frecuencia para lenguados, crustáceos y equinodermos.

Ambos tipos de arte de pesca presentan un impacto directo en el lecho marino, cuya magnitud incluso se ha comparado con la tala de árboles en los ecosistemas terrestres

(Watling y Norse, 1998), el cual está directamente relacionado con el tamaño y peso del arte de pesca así como con la velocidad de arrastre. En los fondos rocosos estos artes de pesca destruyen estructuras de organismos epibentónicos y alteran el sustrato, mientras que en los fondos blandos aplanan el micro-relieve y resuspenden los sedimentos (Smolowitz, 1998; National Academy of Sciences, 2000).

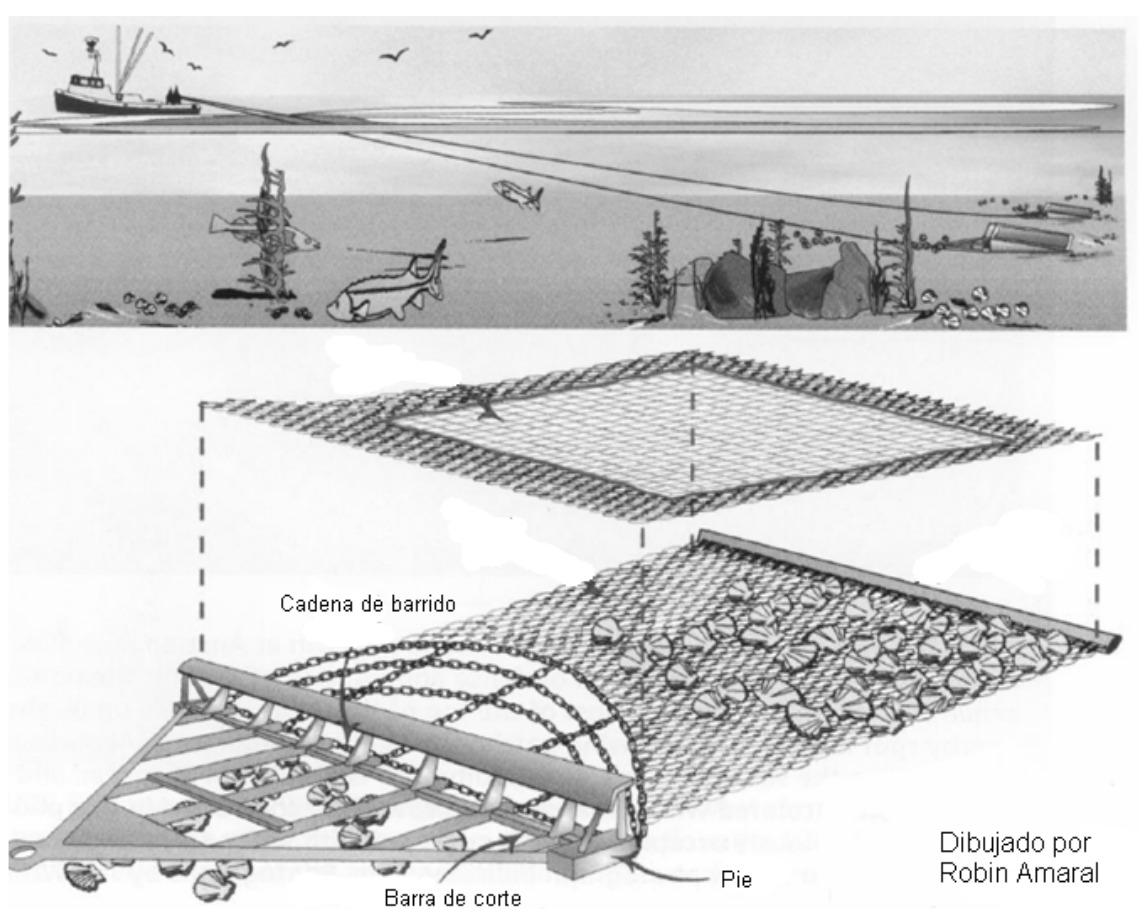


Figura 2. Esquema de dragas para pesca de fondo. Tomado de Smolowitz (1998).

Por otro lado, debido a su baja selectividad, la pesca de arrastre genera más del 50 % de los descartes de la captura mundial de pesca marina, FAO (2009) reporta que la pesca de

arrastre del camarón presenta las más altas tasas de descartes y alcanza hasta el 27.3 % del total de descartes a nivel mundial (1.9 de 7.3 millones de toneladas anuales), mientras que la pesca de arrastre de peces demersales alcanza el 36 % de la estimación global de descartes (2.6 de 7.3 millones de toneladas anuales).

A pesar de que existe una tendencia actual a la disminución de esta actividad, por ejemplo, la National Academy of Science (2002) reporta que a lo largo de la década de 1990 se logró una reducción significativa en la intensidad y extensión espacial de la pesca de arrastre de las flotas estadounidenses, se estima que cerca del 75% de la plataforma continental mundial se encuentra sometida a actividades de arrastre y dragado (Kaiser *et al.*, 2002), aunado a esto, diversos autores reportan una extensión de esta actividad hacia hábitats bentónicos sensibles como son los montes submarinos y los bosques de corales y esponjas (Koslow *et al.*, 2001; Enticknap, 2002; Clark y O' Driscoll, 2003; O' Driscoll y Clark, 2005). Ahora estos sistemas son accesibles debido al desarrollo de redes con fibras sintéticas más resistentes, la inclusión de "rookhoppers" y sistemas de posicionamiento electrónico y de monitoreo del desempeño de la red.

Debido a su gran extensión, el impacto global de la pesca de arrastre en los lechos marinos se ha convertido en una preocupación importante por parte de diversos sectores. En el académico, esta preocupación se ve reflejada en una cantidad importante de literatura científica que desde hace más de dos décadas se ha enfocado en determinar la intensidad y alcances de estos impactos en el ambiente (ver revisiones en Jennings y Kaiser, 1998; Lindebooman y de Groot, 1998; Hall, 1999; Kaiser *et al.*, 2002; Løkkeborg, 2005). Sin embargo, a pesar de la cantidad de información existente, es hasta la última década que se

han logrado establecer algunos patrones generales y bases para la modelación de las perturbaciones (Collie *et al.*, 2000; Jennings *et al.*, 2001; Duplisea *et al.*, 2002; Hiddink *et al.*, 2007; Ellis *et al.*, 2008). Lo anterior se debe, por un lado, a lo diverso de los impactos directos e indirectos identificados, la alta complejidad de los lechos marinos, la diversidad de ambientes y los distintos artes de pesca e intensidades en las cuales se realiza esta actividad (Gray *et al.*, 2006) y, por otra parte, a que la investigación de los impactos de las pesquerías tradicionalmente se enfocó a una o unas cuantas especies objetivo y no al conocimiento a nivel comunitario (Benaka, 1999; Hall, 1999; Jennings y Kaiser, 1998).

Una forma de incorporar información sobre los impactos de la pesca de arrastre en las comunidades marinas al manejo pesquero, es el análisis comparativo de riesgos, que es una herramienta empleada para hacer entendible la información científica existente para los tomadores de decisiones (National Academy of Science, 2002). Una parte fundamental de estos análisis es la estimación de la vulnerabilidad ecológica, la cual es una función de factores externos (nivel del impacto) e internos (fragilidad) del sistema amenazado. Para el caso de los ecosistemas bentónicos sometidos a pesca de arrastre, en este trabajo se consideran como factores externos la agresividad del arte de pesca y la frecuencia e intensidad de la actividad, definidos por las prácticas de pesca de cada flota en particular; y como factores internos aquellos asociados a la fragilidad del ecosistema, que determinan su sensibilidad (capacidad de resistir) y resiliencia (capacidad de recuperarse) ante los impactos causados por el arrastre, y que dependen de las características estructurales y funcionales del mismo. El presente estudio pretende la identificación y cuantificación de la sensibilidad y resiliencia para proponer un índice que permita expresar la fragilidad de un

ecosistema bentónico ante el impacto de las redes de arrastre, particularmente ante situaciones en las que existe poca información disponible.

## **2. Antecedentes**

Los trabajos de Dayton *et al.* (1995), Jennings y Kaiser (1998), Lindebooman y de Groot (1998), Hall (1999), Kaiser *et al.* (2002) y Løkkeborg (2005) realizan revisiones de los múltiples estudios existentes sobre las alteraciones de la pesca de arrastre en el ambiente y las comunidades marinas. A pesar de que estos autores coinciden en que los resultados indican diferentes tipos y niveles de impacto (incluso la ausencia de cambios) y de que estos sólo aplican a determinado ambiente o época del año en particular, también han logrado extraer predicciones generales sobre las respuestas del ambiente como son:

- a) El grado de impacto es una función del tipo, frecuencia e intensidad de la actividad pesquera, además del tipo de sustrato y la estructura de la comunidad afectada.
- b) La alteración de los ecosistemas bentónicos sigue la hipótesis de los “disturbios intermedios” donde un nivel moderado de disturbio provoca un incremento en la riqueza de especies debido a la disminución en la abundancia de algunas especies dominantes, pero a un elevado nivel de impacto se presenta un efecto inverso.
- c) Existen grados de resiliencia (capacidad de recuperación del ecosistema ante un impacto) diferenciales dependiendo del tipo de comunidad afectada y estos están también relacionados con el nivel de variabilidad del ambiente.



El primer estudio cuantitativo de estas predicciones lo realizó Collie *et al.* (2000) mediante un meta-análisis de 57 diferentes experimentos sobre impactos de la pesca de arrastre. Los autores recopilan información de diversos ambientes, épocas del año, artes de pesca e intensidades de la actividad así como métodos de medición de impactos y tiempos de recuperación de los ecosistemas. Encuentran: a) que los organismos en sedimentos estables son afectados de manera más adversa que aquellos encontrados en sedimentos menos consolidados; b) las dragas de ostras y los dragados en zonas intermareales son los tipos de pesca de arrastre que tienen el mayor impacto en la biota bentónica; c) presentan una gradación de la fragilidad de diversos grupos de organismos afectados. Kaiser *et al.* (2006) complementan este estudio incluyendo 101 diferentes manipulaciones experimentales y generan una escala de los diversos artes de pesca de acuerdo a su nivel de impacto, así como una gradación de la fragilidad de los ambientes ante diferentes tipos de pesca y estiman tiempos de recuperación de distintos ecosistemas haciendo hincapié en la falta de información en este rubro.

Como ya se ha mencionado, los impactos negativos de la pesca de arrastre de fondo están ampliamente documentados y debido a la importancia y extensión de esta actividad, ahora la investigación se encuentra dirigida hacia formas de mitigación de los impactos, así como el conocer la frecuencia y/o los sitios más adecuados para ser explotados (Enticknap, 2002). Uno de los primeros estudios en este sentido fue realizado por Hiddink *et al.* (2006), quienes emplean el modelo de impactos de la pesca de arrastre en la estructura de las comunidades bentónicas basado en la talla de los organismos diseñado por Duplisea *et al.* (2002) para elaborar indicadores de presión y estado ante el impacto ecológico generado

por la pesca de arrastre. Estos mismos autores en 2007 emplean el modelo para medir la sensibilidad en función del tiempo de recuperación que un ambiente necesita para alcanzar los niveles predichos de producción y biomasa. Estos modelos tiene la ventaja de ser cuantitativos y fácilmente adaptables a otros sitios donde se cuente con la información necesaria, sin embargo sólo miden el impacto de la pesca de arrastre en función de la producción y biomasa del hábitat, dejando de lado otros factores importantes como la diversidad o la estructura trófica, que se sabe también son afectados por la pesca.

### **3. Justificación**

A pesar de los diversos impactos negativos en el ambiente derivados de la pesca de arrastre, la pesca de arrastre de fondo es una de las formas más efectivas de captura de importantes recursos pesqueros bentónicos a nivel industrial, incluidas especies de camarón, donde pese a existir un interés notable por crear una alternativa a la pesca de arrastre, no se han hecho importantes avances (FAO, 2009). Por lo tanto, la mayoría de los esfuerzos realizados en relación con los artes de pesca del camarón se han dirigido a mejorar la selectividad de los aparejos y técnicas de arrastre, en lugar de la creación de una nueva tecnología.

Además de la importancia económica de esta actividad y la posible problemática generada por su expansión, el presente trabajo toma en cuenta lo mencionado en los reportes de la National Academy of Science (2002) y el Alaska Marine Conservation Council (Eticknap, 2002) referentes a los efectos de la pesca de arrastre y dragados del fondo marino. Estas instituciones hacen un llamado a la integración de la información existente respecto a los impactos de la pesca de arrastre para el manejo comunitario de las pesquerías. Además, en el

primero de estos reportes se plantean como recomendaciones el uso de análisis de riesgo (el cual es una función de amenazas y vulnerabilidad) y la clasificación de los ambientes de acuerdo a su resiliencia y fragilidad como formas de integrar la información existente y hacerla entendible para los tomadores de decisiones. En este sentido, se pretende la elaboración de una herramienta que exprese la sensibilidad y resiliencia de los ambientes bentónicos ante los diferentes tipos de pesca de arrastre.

## **4. Objetivos**

### **4.1. General**

- Diseñar un índice que permita expresar la fragilidad ambiental de un área en particular ante el impacto de la pesca de arrastre de fondo.

### **4.2. Particulares**

- Identificar los principales impactos físicos y biológicos generados por la pesca de arrastre y sus posibles formas de cuantificación.
- Proponer indicadores de sensibilidad y resiliencia del ecosistema bentónico ante los impactos de la pesca de arrastre aplicables a cualquier ecosistema bentónico, fáciles de cuantificar y que requieran de poca o nula información previa.
- Aplicar el índice generado en diferentes ecosistemas bentónicos a partir de datos bibliográficos.

## **5. Metodología**

### **5.1. Identificación de impactos de la pesca de arrastre**

Se realizó una extensa revisión bibliográfica para identificar los impactos más significativos de la pesca de arrastre en los hábitats bentónicos marinos y las variables de respuesta con las cuales han sido cuantificados y/o asociados. La información se organizó en categorías de acuerdo a los elementos del ecosistema afectado (*e.g.* Hábitat, comunidades y estructura trófica), separando a los impactos directos e indirectos. Se consideró un impacto directo aquel generado por la acción física del arte de pesca que puede ser identificado de manera inmediata (*e.g.* resuspensión de sedimentos, mortalidad) mientras que un impacto indirecto es resultado de los impactos directos y es apreciado a corto mediano y largo plazo (*e.g.* cambios en la estructura trófica).

### **5.2. Indicadores de sensibilidad y resiliencia**

Para la elección de los indicadores, en un principio se pretendió que el índice incluyera todos los elementos identificados que reflejaran algún impacto dentro del ecosistema. A partir de las categorías previamente formadas se buscaron los factores que fueran capaces de expresar uno o más de los impactos identificados y que además cumplieran con las características siguientes:

- Fáciles de medir, ya sea *in situ* o mediante una exploración única.
- Aplicables a cualquier ecosistema bentónico.

- Conjuntan una importante cantidad de información.
- Que se conozcan generalidades o tendencias de la respuesta de las comunidades ante un impacto en particular.

Se omitieron aquellos impactos para los cuales la respuesta del ecosistema es pobremente conocida y no es posible determinar criterios para expresarlos en términos de sensibilidad o resiliencia, como fueron: resuspensión de sedimentos, pesca incidental, alteración del flujo de nutrientes y cambios en la estructura trófica.

A partir de esta selección se obtuvieron dos indicadores de sensibilidad y uno de resiliencia que se describen más adelante. Cada uno de estos impactos fue estandarizado dentro de una escala arbitraria de fragilidad entre 0 y 1. Para el caso de los indicadores de sensibilidad se tomó el 0 como el menor valor de fragilidad que alcanza cada indicador y 1 como el máximo valor posible. En el caso de los indicadores de resiliencia, la fragilidad 0 corresponde al máximo valor posible de resiliencia y 1 al menor, lo anterior se debe a que un ecosistema más resiliente se considera como menos frágil y viceversa.






### **5.2.1. Tipo de fondo**

El tipo de sustrato a partir de su granulometría es una forma simple de clasificación del ambiente físico de la comunidad bentónica. Se eligió como indicador de sensibilidad debido a que la composición promedio del sedimento es en gran parte controlada por las fuerzas hidrodinámicas que actúan sobre el sustrato. Así, los fondos arenosos y limpios predominan en ambientes de alta energía, mientras que sedimentos limosos y lodosos se desarrollan en ambientes de muy baja energía. Presumiblemente, las comunidades que

habitan cada tipo de sedimento se han adaptado a muy diferentes regímenes de disturbio ambiental por lo que su tasa de recuperación se relaciona a este régimen y a la estabilidad del hábitat. Se asume de manera general que las comunidades encontradas en hábitats dinámicos arenosos, se recuperan más rápidamente después de un disturbio físico que aquellas encontradas en ambientes lodosos menos dinámicos. De manera similar la presencia de estructuras biogénicas reflejan la frecuencia de disturbios ambientales naturales lo cual tiene implicaciones en los tiempos de recuperación del hábitat, ya que estas estructuras generalmente presentan tiempos de crecimiento muy lentos.

La escala de fragilidad se formuló a partir de los estudios realizados por Collie *et al.* (2000) y Dornie *et al.* (2003). Los autores obtienen una gradación de la respuesta de ambientes bentónicos con diferentes tipos de sustrato ante la pesca de arrastre, esta escala es nominal y va de 0, que corresponde a una fragilidad baja, hasta 1 como valor de alta fragilidad (Tabla I).

**Tabla I.** Escala de sensibilidad según el tipo de sustrato. Cada categoría es una descripción general de un rango de hábitats

Sensibilidad	Tipo de sustrato	Descripción	
-	0.2	Arenosos Tamaño de grano 0.125 mm - 0.250 mm	
	0.4	Lodoso 0.005 mm - 0.02 mm	
	0.6	Lodoso arenoso 0.05 mm - 0.1 mm	
	0.8	Gravoso Grava como mayor componente.	
+	1	Biogénico Praderas de pastos marinos, organismos que forman arrecifes (bancos de bivalvos, esponjas o arrecifes de coral).	

### 5.2.2. Índice de sensibilidad comunitario (ISC)

El índice de sensibilidad comunitario se basa en los resultados de un meta-análisis realizado por Collie *et al.* (2000), donde se incluyen estudios que abarcan diversos hábitats, tipos de arrastre y formas de cuantificar los impactos. Dentro de estos resultados se obtienen niveles de respuesta a corto plazo de grandes grupos taxonómicos ante el impacto de pesca de arrastre (Tabla II). Estos resultados se presentan en porcentajes de cambio a partir de una condición previa al arrastre. Para utilizarlos como indicadores de sensibilidad se utilizó el complemento (1 - % de cambio) el cual se denominó porcentaje de resistencia al cambio. La escala de sensibilidad propuesta, combina los valores de respuesta mencionados con datos de abundancia relativa mediante la fórmula:

$$ISC = \sum_{i=1}^n a_i/r_i \dots \dots \dots (1)$$

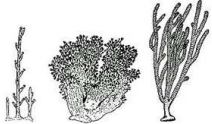
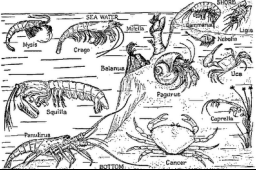



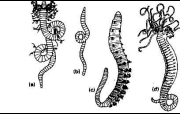
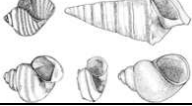
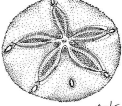
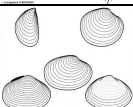
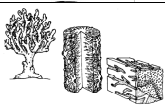
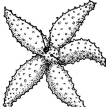
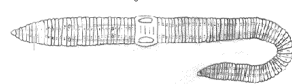
donde:  $a_i$  Abundancia relativa de la especie  $i$ ;  $r_i$  =porcentaje de resistencia al cambio de la especie  $i$ ;  $n$ = número total de especies.

Los valores del ISC fueron estandarizados a una escala de 0 a 1 de fragilidad a partir del cálculo del valor máximo (todas las especies con la menor resistencia: 4.166) y mínimo (todas las especies con la mayor resistencia: 1.282) que puede alcanzar el indicador.

Para el caso de los grupos que no se encuentran incluidos en la Tabla II, como es el caso de las macroalgas, se decidió asignarles un valor de 0.5 de resistencia a falta de información que nos permita asignarle un valor más verosímil de sensibilidad.



**Tabla II.** Valores de respuesta y porcentaje de cambio por grupo taxonómico tomados de Collie *et al.* (2000) y los valores en porcentaje de respuesta y resistencia calculados.

Grupo		Respuesta	% cambio	% Resistencia al cambio r =100-% cambio
Anthozoa		-1.4	0.76	0.24
Malacostraca		-1.4	0.76	0.24
Ophiuroidea		-0.9	0.62	0.38
Holothuroidea		-0.85	0.58	0.42
Maxilopoda		-0.8	0.56	0.44
Polychaeta		-0.8	0.56	0.44
Gastropoda		-0.75	0.58	0.42
Echinoidea		-0.7	0.51	0.49
Bivalvia		-0.5	0.40	0.60
Desmospongia		-0.5	0.40	0.60
Asteroidea		-0.3	0.26	0.74
Oligocheta		-0.25	0.22	0.78

### 5.2.3. Razón $(P/B)B$ promedio

El cociente de la producción neta sobre la biomasa promedio de una comunidad (razón P/B), nos aporta una medida de la velocidad de crecimiento y/o reproducción de los individuos que la conforman y por ende de su velocidad de recuperación ante un disturbio, al menos en términos de biomasa. Una razón P/B alta indica la presencia de especies con adultos de tamaño pequeño, tasas de crecimiento altas, así como una alta mortalidad natural. Se asume que una comunidad de este tipo tiene una baja fragilidad ya que de manera natural se encuentra adaptada a los disturbios ambientales y es capaz de soportar las alteraciones debidas a la pesca, siempre y cuando éstas no superen la frecuencia natural de los disturbios (Kaiser, 1998; Thrush y Dayton, 2002; Gray *et al.*, 2006). Caso contrario ocurre con comunidades cuya razón P/B es baja; esto indica la presencia de poblaciones con adultos de tamaño grande, lento crecimiento y una baja mortalidad natural, estos ecosistemas presentan por ende una alta fragilidad ante el impacto del arrastre. Además de la razón P/B se incluye a la biomasa B para ponderar cada grupo o especie de acuerdo a su abundancia dentro de la comunidad.

Se propone el cálculo de P/B a partir de un método basado en categorías de tamaño (Brey, 1999; Jennings *et al.*, 2001) que se describe en: <http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook/navlog/index.html>, el cual tiene la ventaja de poder calcular la tasa de crecimiento instantánea a partir de muestras de campo.

Para estandarizar los valores dentro de una escala de 0 a 1 se obtuvieron los valores máximo (4.41) y un mínimo (0.05) que logra alcanzar el índice a partir de una revisión

bibliográfica que incluye 20 diferentes ecosistemas bentónicos en distintas partes del mundo (Anexo I).

### 5.3. Índice de fragilidad

Para el presente estudio, se definió a la fragilidad ecológica como una función de la sensibilidad y la resiliencia de un ecosistema bentónico, para lo cual se empleó la siguiente fórmula

$$F = \frac{\hat{S} + (1-R)}{2} \dots\dots\dots(2)$$

donde: F=fragilidad;  $\hat{S}$  = valor promedio de los indicadores de sensibilidad en una escala de 0 a 1; R = valor promedio de los indicadores de resiliencia en una escala de 0 a 1.

### 5.4. Aplicación del índice

Se realizó una exhaustiva revisión bibliográfica para la obtención de los datos necesarios para la formulación del índice, buscando incluir diversos ecosistemas bentónicos alrededor del mundo. Se calcularon los valores de los indicadores y el índice para cuatro sitios alrededor del mundo, con ecosistemas contrastantes en cuanto a hábitat, comunidades presentes y nivel de pesca al que se encuentran sometidos, estos sitios fueron: la Gran Barrera de Arrecife Australiano, el Mar de Irlanda, el norte del Golfo de California y la Región Pacífico Norte de la Península de Baja California.

## 6. Resultados

### 6.1. Impactos de la pesca de arrastre

A partir de la revisión de 46 trabajos experimentales (Anexo II) y ocho artículos de revisión se identificaron los diferentes impactos de la pesca de arrastre y las maneras en que estos se han cuantificado. Para su representación se dividen en impactos directos e indirectos (Tabla III).

**Tabla III.** Impactos de la pesca de arrastre de fondo y la forma en que han sido cuantificados en diferentes investigaciones.

	<b>Impactos</b>	<b>Cuantificación del impacto</b>	<b>Cuantificación de la recuperación</b>	<b>No de estudios Revisados</b>
<b>Directos</b>	Modificación del hábitat por efecto físico	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Penetración del arte de pesca en el sedimento asociado a la dureza y tipo de sustrato</li> <li>- Observación del impacto con videocámaras asociado a tipo de sustrato</li> <li>- Observación de las marcas de arrastre mediante sonar</li> <li>- % de cobertura de estructuras biogénicas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Observación de la desaparición del impacto mediante cámaras de video o zondas asociados a la granulometría, profundidad y disturbios físicos ambientales</li> </ul>	7
	Resuspensión de sedimentos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Medición de la turbidez</li> <li>- Medición de la penetración de luz</li> <li>- Mediciones <i>in situ</i> de nutrientes y material suspendido antes y después del arrastre</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Tiempo de sedimentación asociado al tamaño de grano</li> </ul>	4
	Mortalidad de organismos bentónicos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- % de individuos muertos a partir de una densidad previa al arrastre</li> </ul>		2
	Pesca incidental	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Porcentaje</li> <li>- Proporción</li> <li>- Cambios históricos en las proporciones y abundancias a partir de datos de pesca</li> <li>- Comparación de captura entre sitios sometidos y ausentes de pesca</li> </ul>		18

**Tabla III** (continuación). Impactos de la pesca de arrastre de fondo y la forma en que han sido cuantificados en diferentes investigaciones.

	Destrucción de la microestructura del lecho marino	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Cambios en la granulometría</li> <li>- Cambios en la cantidad de estructuras biogénicas</li> <li>- Observación de la rugosidad mediante sonar</li> </ul>		5
Indirectos	Alteración del flujo de nutrientes y energía	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Cambios en la composición bioquímica del sustrato</li> <li>-Medición <i>in situ</i> de los nutrientes suspendidos para alimentar un modelo de ecosistema basado en circulación</li> </ul>		3
	Alteraciones de las comunidades bentónicas	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Cambios en índices de riqueza, diversidad, equidad y dominancia</li> <li>- Análisis de MDS y Clusters</li> <li>- Cambios en la abundancia de especies dominantes</li> <li>- Estimación de la producción y biomasa a partir de un modelo basado en clases de tallas de los organismos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Estimación de los tiempos de recuperación a partir de un modelo basado en clases de tallas de los organismos</li> <li>-Experimentos a largo plazo observando la recuperación de las comunidades iniciales asociadas al tipo de sustrato</li> </ul>	17
	Cambios en la productividad	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Relaciones entre producción (Estimada mediante la razón P:B y el tamaño) y diferentes niveles de intensidad de pesca</li> <li>- Medición <i>in situ</i> de los nutrientes suspendidos para alimentar un modelo de productividad primaria de un área en particular</li> </ul>		3
	Cambios en la estructura trófica	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Relación entre los niveles trófico (estimados mediante isótopos estables) y diferentes intensidades de pesca</li> </ul>		1

## 6.2. Descripción de los indicadores

A partir de las formas de medición identificadas se eligieron dos indicadores de sensibilidad y uno de resiliencia. La descripción de estos indicadores así como sus ventajas y desventajas se presentan en la tabla IV.

**Tabla IV.** Indicadores de sensibilidad y resiliencia.

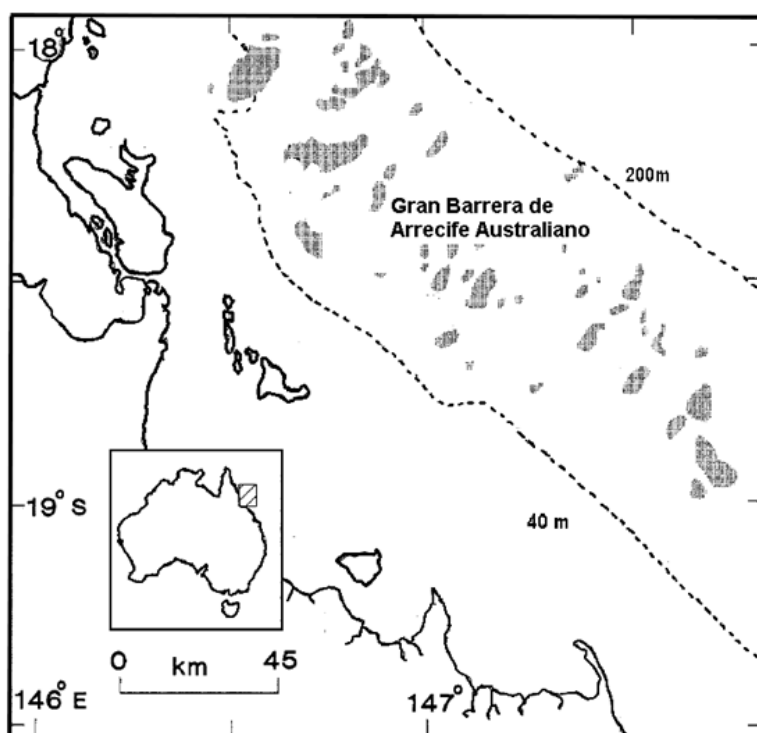
Indicador		Qué mide	Ventajas	Desventajas
Sensibilidad	Tipo de fondo	Refleja de manera indirecta el nivel de energía y estabilidad del hábitat.  Determina la dureza del fondo.  El volumen de material resuspendido y los tiempos de sedimentación.	Fácil de medir.  Existen estudios previos que presentan una escala de fragilidad ante la pesca de arrastre.	La escala de fragilidad es nominal.
	Índice de Sensibilidad Comunitario (ISC)	La sensibilidad del ecosistema basado en las resistencia individual de las especies presentes y su abundancia.	Presenta una escala numérica.  Fácil de medir.	Existen algunos grupos taxonómicos para los cuales no está determinada su resistencia.
Resiliencia	Razón $(P/B)B$  Promedio	Refleja de manera indirecta la resiliencia de una comunidad a partir de la velocidad de crecimiento de los organismos que la componen.	Presenta un escala numérica.	No considera cuales son las especies o grupos que conforman a la comunidad solo se basa en su biomasa y crecimiento.

### **6.3 Aplicación del índice de fragilidad**

A partir de datos bibliográficos se determinó el índice de fragilidad para los cuatro sitios seleccionados. Los datos de (P/B) B y del ISC se obtuvieron para toda el área de cada sitio, mientras que se calculó un índice para cada tipo de fondo existente dentro de dichas zonas. Los valores con los que fueron calculados los índices de fragilidad se encuentran en el Anexo III.

#### **6.3.1. Gran Barrera de Arrecife Australiano.**

Los valores de ISC y el tipo de fondo fueron obtenidos a partir de los datos del trabajo de Watson *et al.* (1990) quienes estudian la composición de la fauna demersal de la parte central de la Gran Barrera de Arrecife Australiano asociada a la pesca de langostino. En el estudio abarca dos años y se incluyen muestreos de la zona arrecifal y lagunar del arrecife. Los grupos más representativos de acuerdo a su abundancia fueron los peces óseos, crustáceos, equinoideos y bivalvos. Los valores de P/B y B fueron obtenidos del trabajo de Gribble (2005). A partir de un modelo para el parque marino de la Gran Barrera de Arrecife Australiano se extrajeron los valores de los grupos bentónicos, dentro de los cuales los equinodermos, los crustáceos y animales sésiles destacan por su biomasa (Figura 3).



Modificado de Watson et al. (1990)

### Descripción

El Parque Marino de La gran Barrera de arrecife Australiano se localiza en el mar de coral, de la costa de Queensland en el noreste de Australia. Cubre 325,848 km<sup>2</sup> y abraza los ambientes de arrecife tropical, islas, zonas inter-arrecifales y lagunas. Está designado como patrimonio mundial con múltiples usos (Gribble, 2005). En 2007 se dio licencia a una flota de 430 barcos de arrastre camaronero para operar dentro del parque, así como 1,400 licencias potenciales de redes agalleras (≈300 embarcaciones), 200 líneas

y más de mil licencias para trampas (≈300-400 pescadores). Las principales pesquerías de arrastre son el langostino banana y el camarón tigre. La primera es capturada en la zona lagunar del parque y la segunda en las costas adyacentes a los mayores estuarios. La pesquería de camarón rey opera principalmente en zonas cercanas al arrecife y en los canales entre arrecifes. Otras pesquerías incluyen escalopas (en la parte sur del parque), langostas, además de unas 60 especies de moluscos, crustáceos y otros invertebrados <http://www.gbrmpa.gov.au>.

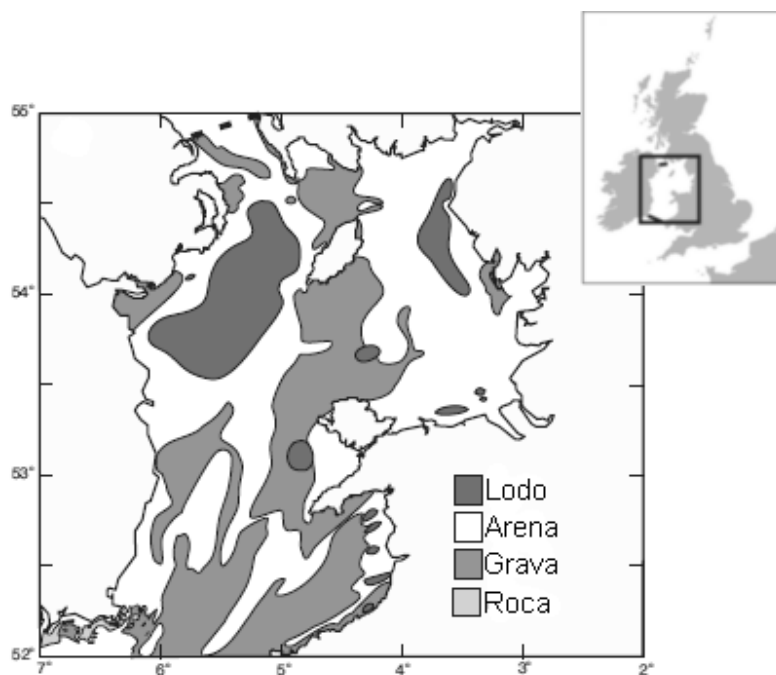
Lugar	Fuentes	Tipo de fondo	ISC	(P/B)B	Fragilidad
Zona lagunar	Watson <i>et al.</i> (1990).	0.2	0.919	0.379	0.590
Zona arrecifal	Gribble (2005).	1			0.790

Figura 3. Descripción de la gran Barrera de Arrecife Australiano y los valores calculados para el índice de fragilidad.



### 6.3.2. Mar de Irlanda

Para el Mar de Irlanda fueron considerados cuatro tipos de fondo a partir de la descripción del área en el trabajo de Lees y Mackinson (2007), estos fueron: zonas con macroalgas, fondos arenosos, fondos arenosos y fondos gravosos. Los valores para el cálculo del ISC y P/B se tomaron del modelo desarrollado para la zona por estos autores (Figura 4). Los grupos más importantes de acuerdo a su biomasa fueron las macroalgas, la epifauna macrobentónica, formada principalmente por asteroideos (70%), bivalvos (10%) y gasterópodos (5%); y la epifauna sésil compuesta mayoritariamente del briosoario (*Flustra foliacea*) y el coral (*Alycyonium digitatum*). Debido al alto P/B y biomasa estimado para las macroalgas (P/B.y<sup>-1</sup> de 60.0 y una biomasa de 75 t km<sup>-2</sup>) se decidió calcular los valores del índice para las zonas con macroalgas incluyéndolas dentro de un sustrato de tipo biogénico (Figura 4).



Modificado de Lees y Mackinson (2007)

### Descripción

El Mar de Irlanda se encuentra entre Gran Bretaña e Irlanda y cubre cerca de 58,000 km<sup>2</sup>. Presenta un canal de agua profunda que corre de norte a sur y separa las regiones este y oeste. La temperatura del agua oscila entre los 6°C y los 16°C. El sedimento predominante en las regiones este y oeste es arenoso, mientras que la zona central profunda y el Canal de St. Georges presentan fondos de grava. Además existen dos zonas en mar abierto de fondos lodosos en el noreste y la más extensa en el noroeste. La cigala es una de las más valiosas pesquerías que ocurre principalmente en la

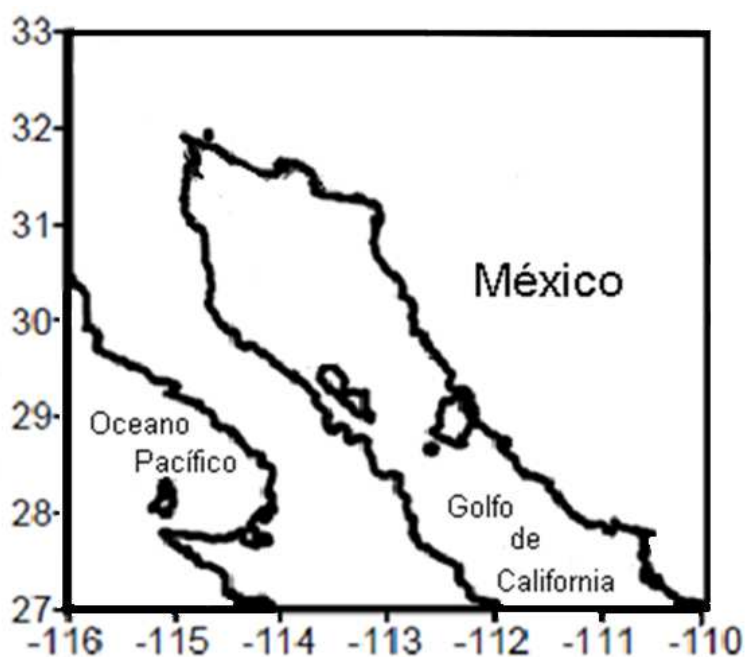
región con fondo lodoso en el noroeste. Las redes de arrastre con puertas se emplean para capturar Cigalas, bacalao, eglefino, merlán y platija y dentro de su captura incidental se encuentran el lenguado las merluzas y las rayas. Mientras que las redes de arrastre de vara capturan lenguado, soya, rayas, rodaballo y rape, principalmente. Además existen importantes pesquerías en la zona costera que incluyen el bacalao, el salmonete gris, el lenguado, cangrejo marrón y la langosta. (Lees y Mackinson, 2007).

Lugar	Fuentes	Tipo de fondo	ISC	(P/B)B	Fragilidad
Zonas con macroalgas	Lees y Mackinson, 2007	1	0.290	1	0.323
Fondos arenosos		0.2			
Fondos lodosos		0.4	0.411	0.000	0.703
Fondos de grava		0.8			

Figura 4. Descripción del Mar de Irlanda y los valores calculados para el índice de fragilidad.

### 6.3.3. Norte del Golfo de California

Los valores para el tipo de fondo y el ISC para el Norte del Golfo de California provienen de un estudio no publicado realizado por De La Cruz *et al.* (2008) donde se compara la composición de la fauna bentónica en sitios sometidos y no sometidos a la pesca de arrastre camarero en el centro y norte del Golfo de California. Las muestras fueron clasificadas en tres tipos de fondo, lo que permitió el cálculo del ISC para cada uno (Figura 5). En los sitios con fondos lodosos y lodoso-arenosos los grupos más abundantes fueron los anfípodos, nematodos y poliquetos: en los fondos arenosos, además de los anteriores, se presentan a los bivalvos y los braquiuros como grupos abundantes. Los valores de P/B y B provienen de un modelo ecológico de flujos de biomasa para la región (Morales – Zárate *et al.*, 2004).



Modificado de Morales-Zárate et al (2004)

### Descripción

Se encuentra situado entre la península de Baja California y la masa continental del noroeste de México. Tiene un área aproximada de 7,200 km<sup>2</sup>, con una profundidad promedio de 200 m y una gran cantidad de sedimentos mantenidos en suspensión por las corrientes formadas por el amplio rango de marea. El patrón general de circulación presenta un giro anticiclónico en invierno que se revierte en el verano. Las comunidades bentónicas experimentan condiciones templadas durante el

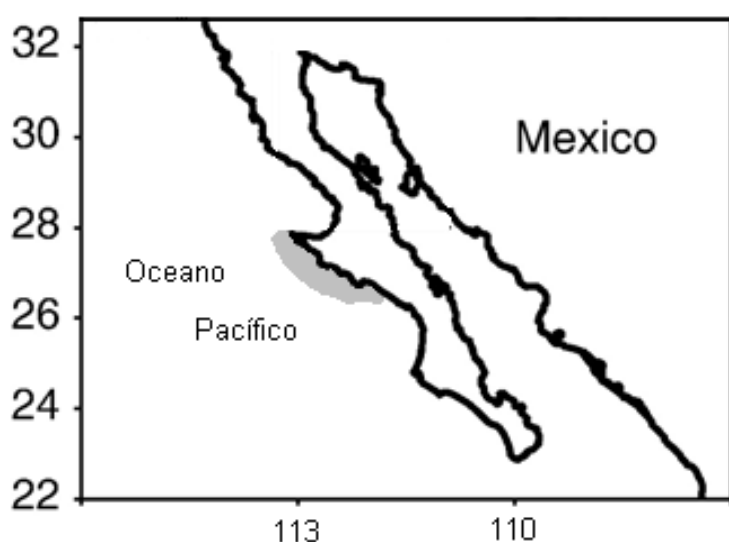
invierno y tropicales durante el verano. La costa oeste del Golfo es rocosa con playas arenosas dispersas y una plataforma continental angosta. En contraste la costa este presenta planicies aluviales. La pesca es la principal actividad humana en el golfo y las pesquerías más importantes son camarón, pequeños y grandes pelágicos, calamar, pesca artesanal y deportiva (Lluch-Cota *et al.*, 2007). La de mayor importancia es la pesca de arrastre de camarón, realizada sobre los fondos arenosos y lodosos de la plataforma continental. Las capturas están compuestas principalmente por el camarón azul que representa hasta el 80% de la captura total (Aragón-Noriega, 2000).

Lugar	Fuentes	Tipo de fondo	ISC	(P/B)B	Fragilidad
Fondo arenoso	De La Cruz y García, 2008. Morales-Zárate <i>et al.</i> , 2004	0.2	0.539	0.380	0.495
Fondos lodosos		0.4	0.460		0.525
Fondos arenoso lodosos		0.6	0.548		0.597

Figura 5. Descripción del Norte del Golfo de California y los valores calculados para el índice de fragilidad.

### 6.3.4. La Región Pacífico Norte

Los valores para el cálculo del ISC, P/B y B provienen de datos no publicados proporcionados por Morales-Zarate (Figura 6). Los grupos dominantes que componen el ecosistema bentónico de esta zona son la macroalga *Macrosystis sp*, poliquetos y gasterópodos.



#### Descripción

Esa región se encuentra en la parte central de la costa Oeste de la Península de Baja California. Se caracteriza por una elevada productividad debido a que es una zona de surgencias (Dawson, 1951). Presenta una plataforma continental estrecha con una profundidad de hasta 200 m. y un talud que va desde los 200 m hasta los 2,500 m. Los tipos de sustrato

presentes son arenosos y gravosos, y los principales tipos de comunidades presentes son lagunas costeras, lechos de pasto marino, costa rocosa, pozas de marea y costas arenosas. Es una zona escasamente poblada y la mayoría de los asentamientos humanos consisten en pequeños campamentos pesqueros permanentes. La actividad productiva más importante es la pesca y es realizada por cooperativas bien organizadas que se enfocan principalmente en especies de alto valor comercial como los abulones azul y rosa (*Haliotis fulgens* y *Haliotis corrugata*, respectivamente) y la langosta espinosa (*Panulirus interruptus*), y en menor medida al pepino de mar, caracoles y peces.

Lugar	Fuentes	Tipo de fondo	ISC	(P/B)B	Fragilidad
Fondos arenosos	Morales-Zárate <i>et al.</i> , sometido en Ecological modeling	0.2	0.394	0.026	0.635
Fondos gravoso		0.8			0.785

Figura 6. Descripción de la Región Pacífico Norte de la Península de Baja California y los valores calculados para el índice de fragilidad.

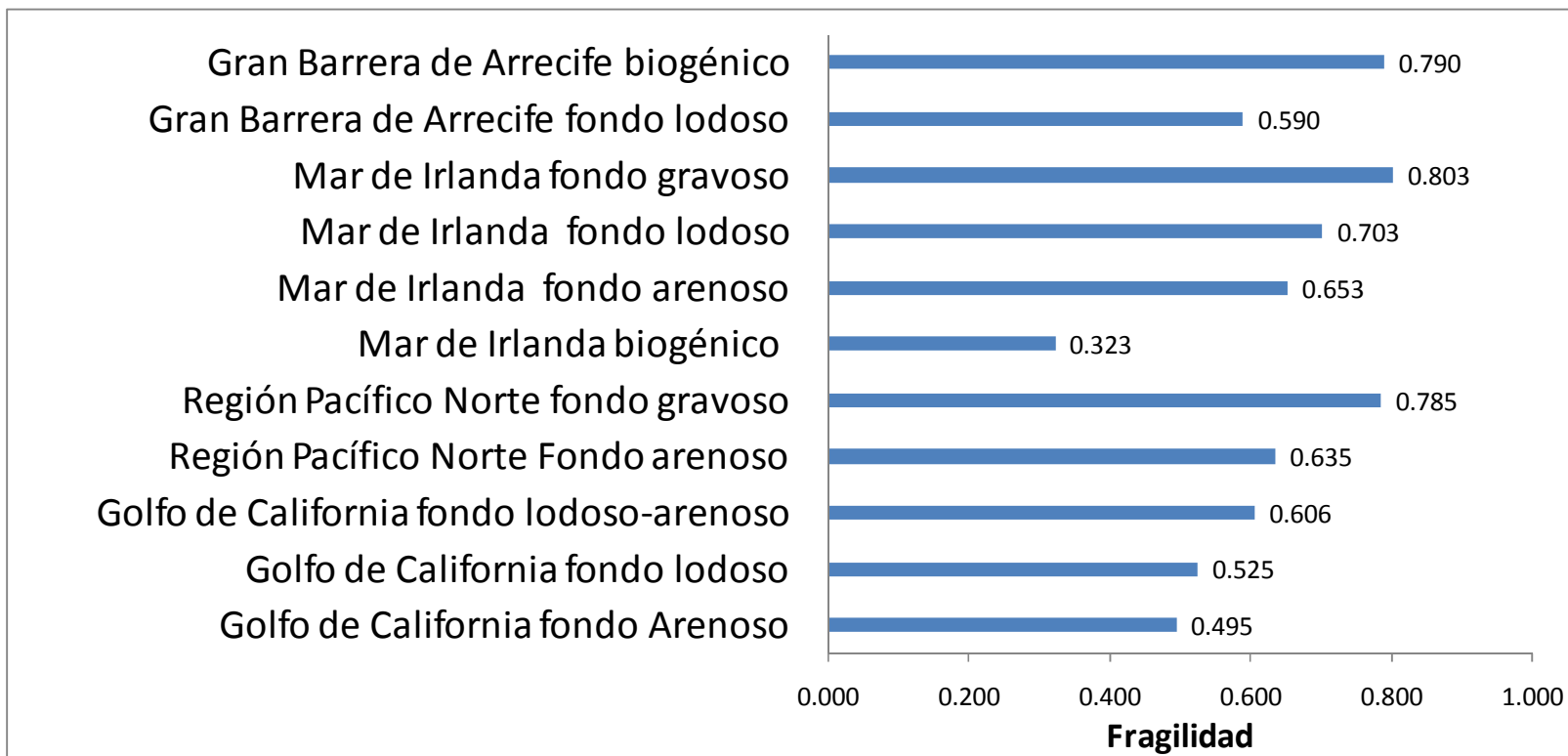


Figura 7. Valores de fragilidad ecológica de diferentes ecosistemas bentónicos.

## **7. Discusión**

### **7.1. Impactos identificados del arrastre**

Como puede apreciarse en la tabla III, los tipos de impacto generados por la pesca de arrastre son muy diversos y abarcan elementos físicos, químicos y biológicos del ecosistema bentónico. A partir del número de artículos publicados que se enfocan en cada una de las categorías formadas, se puede inferir que la modificación del hábitat por efecto físico, la pesca incidental y las alteraciones en las comunidades bentónicas, son las formas de impacto a las que se ha dado más importancia desde el punto de vista académico. Sin embargo este número de publicaciones también puede deberse a la dificultad metodológica que representa la identificación de algunos impactos, en especial los indirectos que son difíciles de detectar mediante los experimentos a corto plazo (Kaiser, 1998). Lo mismo ocurre con la medición de la recuperación del ecosistema o la resiliencia, donde se encontraron muy pocos estudios con una duración suficiente para poder detectar estos aspectos, coincidiendo con lo reportado por Collins *et al.* (2000) y Kaiser *et al.* (2006)

Dentro de la revisión bibliográfica se apreciaron dos aspectos importantes para la delimitación de los alcances del índice. Por un lado se encontró que en la mayoría de los trabajos que evalúan los impactos derivados del contacto de la red con el fondo, se toman en cuenta a los grupos de especies ligados directamente al lecho marino, como son la epifauna y la infauna. No se incluye a los peces u otros organismos demersales residentes del lecho marino, a pesar de que cambios importantes en el hábitat podrían afectar la

permanencia de estos grupos (Jennings y Kaiser, 1998; Lindeboom y de Groot, 1998; Hall, 1999; Kaiser *et al.*, 2002). Por otra parte, es notable la ausencia de las macroalgas y pastos marinos dentro de los análisis, con excepción del trabajo de Svane *et al.* (2009) en el Golfo de Spencer, en el que se reporta la presencia estacional *Halophilia australis*. Salvo en los casos en que los estudios se limitan a la fauna, se desconoce si se trata de una omisión debida a una baja abundancia de estos grupos en los sitios de arrastre o una ausencia real en la zona de estudio. Debido a lo anterior, en el índice propuesto en el presente trabajo, la concepción de comunidad bentónica se limita a aquellos grupos de organismos más íntimamente ligados al sustrato (epifauna e infauna) y a pesar de que se buscó la manera de incluir a las macroalgas y pastos marinos, el índice presenta limitantes en este aspecto como se discute más adelante.

## **7.2. Elementos no incluidos en el índice**

Para la construcción del índice, en un principio se pretendió incluir todos los elementos posibles que reflejaran algún impacto dentro del ecosistema, sin embargo esto no fue posible en todos los casos debido a diferentes aspectos. Tal es el caso de la resuspensión de sedimentos y la alteración del flujo de nutrientes. Se encontró que no es posible evaluarlos en términos de fragilidad, ya que aunque se sospecha que la remoción de partículas, sustancias tóxicas y nutrientes afecta la disponibilidad de oxígeno y los niveles de nutrientes, la relación entre éstos y las actividades de arrastre es pobremente entendida (Riemann y Hoffmann, 1991). En este sentido, el incremento de nutrientes en la columna de agua podría favorecer un incremento en la productividad primaria, pero de manera



contraria, el incremento en la turbidez y la disminución del oxígeno disponible son factores que afectan de manera negativa a los productores primarios.

Otro de los impactos importantes que no fueron incluidos en el índice fue la pesca incidental. Ésta puede ser importante a nivel ecosistema pero aun no se ha encontrado la forma de representarla en términos de sensibilidad o resiliencia. Si bien la composición de la pesca incidental es en parte un reflejo de las comunidades que habitan en el ecosistema, el impacto sobre ésta depende de factores como son la selectividad y tipo del arte de pesca.

Además existen conflictos acerca de la definición de pesca incidental y la forma en que debe ser cuantificada, lo cual dificulta su entendimiento (Witherell y Putzke, 1997; Davis, 2009). De manera general la pesca incidental es considerada la parte de la captura a la cual no está dirigido el esfuerzo de pesca (especies no objetivo), sin embargo existen diferentes percepciones de lo que es considerado especie no objetivo. Por ejemplo, en las pesquerías de camarón tropical, la mayor parte de la captura que no es camarón fue tradicionalmente considerada como pesca incidental y era descartada. Sin embargo factores socioeconómicos y la disminución en las capturas provocó que parte de esta pesca incidental fuera utilizada y disminuyeran los descartes (Kelleher, 2005). Esta parte de la captura ya no es considerada como especie no objetivo para los pescadores, sino más bien una parte de lo que ahora puede considerarse un tipo pesca multiespecífica. Estas inconsistencias han contribuido para dificultar el encontrar patrones generales en los estudios que pretenden relacionar los diferentes niveles y/o tipos de arrastres con su captura incidental (e.g. Probert *et al.*, 1997), a diferencia de lo que ha ocurrido con la fauna bentónica.

Se encontró que, en general, los impactos que fueron incluidos dentro del índice de fragilidad son derivados del contacto del arte de pesca con el lecho marino y que fue

posible expresarlos en términos de sensibilidad dentro de los aspectos del hábitat (tipo de fondo), las comunidades (ISC) y la resiliencia (P/B\*B). Mientras que quedaron excluidos los impactos relacionados con la selectividad, tipo de arte de pesca y aquellos impactos indirectos relacionados con la frecuencia de la actividad (e.g. cambios en la productividad o en la estructura trófica, alteraciones del flujo de nutrientes) para los cuales no ha sido posible determinar una clara relación (Gray *et al.*, 2006). A pesar de estas omisiones el índice abarca una parte importante de los impactos de la pesca de arrastre, ya que existen zonas donde la mortalidad de la infauna ocurre principalmente en lecho marino, especialmente en la ruta del arrastre, más que por el daño o la captura incidental (Lindeboom y de Groot, 1998).

### **7.3. Ventajas y desventajas de los indicadores.**

Dentro de los indicadores elegidos, el tipo de fondo es el de más fácil medición, ya que se trata de una característica evidente de cualquier ecosistema bentónico y por ello fue posible la obtención de información más específica de este indicador para cada uno de los sitios elegidos. A pesar de que cada categoría de nuestra clasificación por tipo de sustrato es una descripción general de un amplio rango de hábitats, ésta separación parece ser suficiente para generar una clasificación en términos de fragilidad, ya que el patrón donde las comunidades que habitan en sustratos más duros y consolidados presentan una mayor fragilidad que aquellas asentadas en ambientes menos consolidados. Lo anterior ha sido consistente en diversos estudios enfocados a la relación entre el grado de impacto de las redes de arrastre y el tipo de sustrato (e.g. Bergman *et al.*, 1998). Existen otras clasificaciones del tipo de fondo donde se toma en cuenta parte de la composición química

(Riemann y Hoffmann, 2005) o el porcentaje de arcilla en el sustrato (Van Dolah *et al.*, 1991; Dernie *et al.*, 2003) y en general no se ha encontrado una relación clara entre el nivel de arrastre y esas variables.

Los valores del ISC se basan en coeficientes de cambio obtenidos de un meta-análisis realizado por Collie *et al.* (2000) en el cual se incluyen 39 estudios experimentales acerca de los impactos de las redes de arrastre. En este estudio se abarcan diferentes tipos de redes, tipos de fondo, profundidades, intensidades de pesca y formas de medición de impacto. Es importante mencionar dos consideraciones: primero, que el tipo de arte de pesca más frecuente fue la red de arrastre con puertas; y segundo, los estudios fueron hechos principalmente en el Norte de Europa y el Este de Norte América. A pesar de estos sesgos, el ISC presentó resultados coherentes a lo esperado, mostrando un valor alto (0.919) en la zona de La Gran Barrera de Arrecife, donde las comunidades están principalmente compuestas de especies con alta fragilidad y crecimiento lento relativo (Sainsbury *et al.*, 1988). Se determinaron valores intermedios a bajos (0.411 y 0.290) en el Mar de Irlanda, donde el ISC está calculado a partir de datos que abarcan un amplia área geográfica y combinan diferentes tipos de ambientes; entre éstos destacan los fondos arenosos en los que es de esperar alberguen comunidades más resistentes al impacto del arrastre ya que están expuestas a mayores niveles de disturbios naturales (Kaiser *et al.*, 1998). En el caso del Golfo de California, fue posible el cálculo de ISC para cada uno de los tipos de fondo. Los valores son muy similares entre sí posiblemente porque los grupos de fauna más abundantes fueron los mismos para cada sustrato y los autores del estudio donde se extraen

los datos no encontraron diferencias significativas en los parámetros comunitarios de riqueza abundancia y diversidad (De La Cruz y García, 2008).

Los valores de (P/B)B empleados están calculados para zonas geográficas muy amplias, por lo cual resulta difícil interpretar los resultados. Por ejemplo, se encontraron valores similares de (P/B)B para dos ecosistemas distintos como lo son el Golfo de California y La Gran Barrera de Arrecife (3.80 y 3.79 respectivamente). Este resultado puede deberse a que ambos son considerados ecosistemas de alta productividad (Furnas y Mitchell, 1997; Lluch-Cota *et al.*, 2007), y a pesar de que en el primero dominan especies pequeñas con altas tasas de reproducción (poliquetos y nematodos), en el segundo caso se incluyeron una gran cantidad de autótrofos bentónicos que compensan las bajas tasas de crecimiento del coral y otros organismos sésiles presentes. Si los productores primarios fueran excluidos el valor de resiliencia disminuiría, y por tanto el de fragilidad se incrementaría considerablemente. Algo similar ocurrió en el caso del Mar de Irlanda donde se calculó el índice para zonas con macroalgas y otro para el resto de los sustratos. Debido a que las tasas de crecimiento y biomasa de estos productores primarios son valores determinados para toda la cuenca, el valor de resiliencia se incrementó hasta alcanzar el máximo valor de (P/B) B promedio encontrado. Por el contrario cuando se excluyen las macroalgas, la resiliencia presentó el mínimo valor encontrado. Es probable que este indicador tenga un mejor desempeño si es calculado de manera específica para cada comunidad que pretenda ser evaluada. En este mismo ejemplo se puede apreciar como la inclusión de los productores primarios bentónicos incorpora un nuevo elemento y puede sesgar los

resultados de las predicciones generales, ya que como se mencionó anteriormente, los trabajos en los que se basan los indicadores en general no incluyen estos grupos.

#### **7.4. Aplicación del índice**

Al comparar los valores del índice (Figura 7) dentro de las mismas zonas pudiera pensarse que el tipo de fondo podría ser por sí mismo un indicador capaz de expresar el nivel de fragilidad de un sitio, ya que las zonas de grava y/o con un fuerte componente biogénico son las que presentan las mayores fragilidades y las zonas arenosas y lodosas son las de menor valor. No obstante esto es sólo resultado de que los sitios fueron separados de acuerdo a este indicador, ya que para el resto no se encontró información disponible para el cálculo particular de cada ambiente identificado. Sin embargo, en el caso del Mar de Irlanda se observa que a pesar de existir un sustrato de tipo biogénico formado por las macroalgas, la alta resiliencia de estos organismos y el bajo ISC de las especies presentes resultan en una baja fragilidad. Puede observarse de manera clara como se desempeñan el resto de indicadores para conformar el índice. Cabe destacar que para esta misma zona, los valores de fragilidad del resto de sustratos probablemente estén sobrestimados ya que al retirarse a las macroalgas del cálculo, la resiliencia disminuyó hasta el valor de cero.

Al comparar los valores del índice entre las diferentes zonas se observa que la Gran Barrera de Arrecife Australiano se encuentra dentro de los sitios con más alta fragilidad, lo cual corresponde con lo esperado (Figura 7). Al respecto Hall (1999) y Hiddink *et al.* (2006) mencionan que no se necesitan estudios complejos para determinar que los arrecifes son zonas vulnerables a la pesca de arrastre. Los fondos gravosos de la Región Pacífico Norte

de Baja California y del Mar de Irlanda también presentan una alta fragilidad. El primero de estos sitios no se encuentra sometido a la pesca de arrastre pero soporta pesquerías de organismos de alto valor comercial y con un lento crecimiento relativo, como es el caso del abulón y la langosta espinosa, que probablemente contribuyen a esta elevada fragilidad. Mientras que, para el Mar de Irlanda Kaiser *et al.* (1996) mencionan la existencia de zonas con comunidades poco conocidas y/o con organismos de vida larga donde se realizan actividades de dragado y arrastre. En el otro extremo, los valores más bajos de fragilidad corresponden a las zonas con macroalgas del mar de Irlanda y los fondos Arenosos y lodosos del Golfo de California esto puede deberse a que ambas zonas soportan importantes pesquerías de arrastre desde hace varios años (Lindeboom y de Groot, 1998; Lluch-Cota *et al.*, 2007). Además, para el caso del Golfo de California, Sánchez-González y Aguíñiga (2008) y De La Cruz y García, (2008) no encuentran una relación clara entre zonas sometidas a arrastre camaronero y zonas control en las que presumiblemente no se realizan arrastres. Sugieren que esto es resultado de la alta dinámica del ecosistema, lo que puede coincidir con la fragilidad encontrada.

Los ejemplos antes mencionados representan los valores extremos para los que probablemente no es necesaria la elaboración de un índice si se pretende comparar sus niveles de fragilidad, sin embargo se espera que el índice propuesto cobre más sentido en los valores intermedios donde se pretenda comparar zonas aledañas o similares y permita obtener una clasificación.

Es importante señalar que este índice es una medida de la fragilidad de las comunidades bentónicas ante un evento de cualquier tipo de arrastre. Sin embargo no se cuenta con

indicadores de intensidad que describan la forma en la que varía esta fragilidad en función de la densidad de arrastres en una zona, o que puedan diferenciar el grado de impacto de los diferentes tipos de artes de pesca. Mediante un modelo teórico, Kaiser *et al.* (2002) predicen que a la fragilidad incrementa de acuerdo al nivel de intensidad del arrastre, pero llega un punto donde a un nivel muy elevado de intensidad, los valores de fragilidad son iguales para cualquier ecosistema. Debido a lo anterior es importante señalar que el índice propuesto sólo evalúa el aspecto de fragilidad de la comunidad bentónica, y si se pretende utilizar como herramienta de decisión sobre las zonas donde el impacto ecológico de la pesca de arrastre sea menor, debe ser complementado con otros indicadores que incluyan más elementos del ecosistema, así como otros impactos que esta actividad genera.

## 8. Conclusiones

- De los impactos identificados de la pesca de arrastre, el índice que se propone incluye aquellos derivados del contacto del arte de pesca con el lecho marino y deja fuera los impactos asociados a la selectividad o tipo del arte de pesca y a la frecuencia de los arrastres.
- La inclusión de los productores primarios bentónicos produce valores sesgados del índice propuesto, debido a que los trabajos en los que se encuentra basado no incluyen estos grupos en su análisis.
- De acuerdo a nuestro índice la Gran Barrera de Arrecife Australiano y los fondos gravosos del mar de Irlanda y de la región Pacífico Norte de Baja California son los sitios con más alta fragilidad, lo que coincide con lo esperado de acuerdo a las características de dichas zonas.
- Los sitios con menor fragilidad fueron las zonas con macroalgas del mar de Irlanda y los fondos Arenosos y lodosos del Golfo de California, que corresponden a zonas que albergan importantes pesquerías de arrastre desde hace varios años.



## 9. Bibliografía

- Aragón-Noriega, E. A. 2000. Ecología del reclutamiento del camarón azul *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson, 1871) en el Alto Golfo de California. Tesis de Doctorado. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. Ensenada, B. C. 117 pp.
- Benaka, L. 1999. Fish Habitat: Essential Fish Habitat and Rehabilitation. American Fisheries Society. Bethesda, M. D. 459 pp.
- Bergman, M.J.N., van Santbrink, J.W., Buijs J., Craeymeersch, J. A., Piet, G.J., Rijnsdorp, A. D., Laban, C. y Zevenboom, W. 1998. The distribution of benthic macrofauna in the Dutch sector of the North Sea in relation to the micro distribution of beam trawling. BEON Rapport nr. 98-2. La Haya. 93 pp.
- Brey, T. 1999. Growth Performance and Mortality in Aquatic Macrobenthic Invertebrates. *Advances in Marine Biology*. 35: 153-223.
- Browning, R. 1980. Fisheries of the North Pacific: History, Species, Gear and Process. Alaska Northwest Publishing Company. Anchorage. 408 pp.
- Clark, M.R. y O'Driscoll, R. L. 2003. Deepwater fisheries and their impacts on seamount habitat in New Zealand. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*. 31: 441-458.
- Collie, J. S., Hall, S. J., Kaiser, M. J. y Poiner, I. R. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J Anim Ecol*. 69:785-799.

- Davies R. W. D., Cripps, S. J., Nickson, A. y Porter, G. 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, doi:10.1016/j.marpol.2009.01.003
- Dawson, E. Y. 1951, A further study of upwelling and associated vegetation along Pacific Baja California, Mexico. *Jour Marine Research*. 10: 39-58.
- Dayton, P.K., Thrush, S.F., Agardy, M.T. y Hofman, R.J. 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation*. 5:205-232.
- De La Cruz A. G. y García, D. F. 2008. Efecto de la pesquería de arrastre de camarón en las comunidades asociadas al sedimento marino en centro y norte del Golfo de California. En: Lluch-Belda (Coord.) Reporte Técnico Final del proyecto “Efecto de la pesquería de arrastre de camarón en las comunidades asociadas al sedimento marino en Centro y Norte del Golfo de California”. IPN. CICIMAR. La Paz B.C. 59 pp.
- Dernie, K. M., Kaiser, M. J. y Warwick, R. M. 2003. Recovery rates of benthic communities following physical disturbance. *Journal of Animal Ecology*. 72:1043-1056.
- Duplisea, D. E., Jennings, S., Warr, K. J. y Dinmore, T. A. 2002. A sizebased model of the impacts of bottom trawling on benthic community structure. *Can J Fish Aquat Sci* 59:1785-95.

- Ellis, N., Pantus, F., Welna, A. y Butler, A. 2008. Evaluating ecosystem-based management options: Effects of trawling in Torres Strait, Australia. *Continental Shelf Research*. 28: 2324 – 2338.
- Enticknap, Ben. 2002. Trawling the North Pacific. Understanding the effects of bottom trawl fisheries on Alaska's living seafloor. Alaska Marine Conservation Council (AMCC). 22 pp.
- FAO. 2009. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2008. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO. Roma. 196 pp.
- Furnas, M. J. y Mitchell, A. W. 2007. Phytoplankton dynamics in the central Great Barrier Reef—II. Primary production. *Continental Shelf Research*. 7 (9):1049-1062.
- Gray, J. S. Dayton, P., Thrush, S. y Kaiser, M. J. 2006. On effects of trawling, benthos and sampling design. *Marine Pollution Bulletin*. 52:840-843.
- Gribble, N. A. 2005. CD Ecosystem modeling of the Great Barrier Reef: A balanced trophic biomass approach. In Zerger, A. and Argent, R.M. (eds) MODSIM 2005 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand. 170-176.
- Hall, S. J. 1999. The effects of fishing on marine ecosystem and communities. Blackwell Science. Oxford (UK). 296 pp.
- Hiddink, J.G., Jennings, S. y Kaiser M. J. 2006. Indicators of the Ecological Impact of Bottom-Trawl Disturbance on Seabed Communities. *Ecosystems*. 9: 1190-1199.

- Hiddink, J.G., Jennings, S. y Kaiser M. J. 2007. Assessing and predicting the relative ecological impacts of disturbance on habitats with different sensitivities. *J Appl Ecol.* 44: 405-413.
- Jennings, S., Dinmore, T. A., Duplisea, D. E., Warr. K. J. y Lancaster J. E. 2001. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology.* 70: 459–475.
- Jennings, S. y Kaiser, M. J. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv Mar Biol.* 34: 201-352.
- Kaiser, M. J. 1998. Significance of bottom-fishing disturbance. *Conservation Biology.* 12(6): 1230-1235.
- Kaiser, M. J., Hill, A. S., Ramsay, K., Spencer, B. E., Brand, A. R., Veale, L. O., Prudden, K., Rees, E. I. S., Munday, B. W., Ball, B., y Hawkins, S. J. 1996. Benthic disturbance by fishing gear in the Irish Sea: a comparison of beam trawling and scallop dredging. *Aquatic Conservation*, 6: 269–285.
- Kaiser, M. J., Clarke, K. R., Hinz, H., Austen, M. C.V., Somerfield P. J. y Karakassis, I. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar Ecol Prog Ser.* 311: 1-14.
- Kaiser, M. J., Collie, J. S., Hall, S. J., Jennings, S., y Poiner, I. R. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries.* 3: 114-136.

- Kaiser, M.J., Edwards, D. B., Armstrong, P. J., Radford, K., Lough, N. E. L., Flatt, R. P. and Jones, H. D. 1998. Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *ICES J Mar Sci.* 55: 353-361.
- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries: An update. Rome: Food and Agriculture Organisation of the United Nations, FAO; 131 pp.
- Koslow, J. A., Gowlett-Holmes, K., Lowry, J. K., Hara, T. O., Poore, G. C. B. y Williams A. 2001. Seamount benthic macrofauna off southern Tasmania: community structure and impacts of trawling. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 213: 111–125.
- Lindeboom H. J. y de Groot S. J. (eds). 1998. The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. NIOZ- Report 1998-1/RIVO-DLO Report C003/98. Netherlands Institute of Sea Research. Texel. 404 pp.
- Lluch-Cota, S. E., Aragón-Noriega, E. A., Arreguin-Sánchez, F., Aurióles-Gamboa, D., Bautista-Romero, J., Brusca, R. C., Cervantes-Duarte, R., Cortéz-Altamirano, R., Del-Monte-Luna, P., Esquivel-Herrera, A., Fernández, G., Hendrickx, M. E., Hernandez-Vázquez, S., Herrera-Cervantes, H., Kahru, M., Lavin, M., Lluch-Belda, D., Lluch-Cota, D., Lopez-Martínez, J., Marinone, S. G., Nevárez-Martínez, M. O., Ortega-García, S., Palacios-Castro, E., Parés-Sierra, A., Ponce-Díaz, G., Ramírez-Rodríguez, M., Salinas-Zavala, C. A., Schwartzlose, R. A. y Sierra-Beltrán, A. P. 2007. The Gulf of California: Review of ecosystem status and sustainability challenges. *Prog. Oceanogr* 73:1-26.

- Lees, K. y Mackinson S. 2007. An Ecopath model of the Irish Sea: ecosystems properties and sensitivity analysis Sci. Ser. Tech Rep. Cefas Lowestoft, 138:49pp.
- Løkkeborg, S. 2005. Impacts of trawling and scallop dredging on benthic communities. FAO Fisheries Technical Paper No. 472. Roma. 58 pp.
- Morales-Zárate, M.V., Arreguín-Sánchez, F., López-Martínez, J. y Lluch-Cota, S. E. 2004. Ecosystem trophic structure and energy flux in the Northern Gulf of California, México. *Ecological Modeling*. 174:331-345
- Morales-Zarate, M. V., Lluch-Cota, S. E., Serviere-Zaragoza, E. y Guzmán del Prío, S. Modeling an exploited rocky coastal ecosystem Bahía Tortugas. México. Sometido en *Ecological Modelling*.
- National Academy of Sciences, 2002. Effects of Trawling and Dredging on Seafloor Habitat. National Academy Press. United States of America. 126 pp.
- O'Driscoll, M. R. y Clarck, M. R. 2005. Quantifying the relative intensity of fishing on New Zealand seamounts. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 39: 839-850.
- Probert, P.K., Mc Knight D. G. y Grove, S.L. 1997. Benthic invertebrate bycatch from a deep-water trawl fishery, Chatham Rise, New Zealand. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*. 7: 27-40.
- Riemann, B. y Hoffmann, E. 1991. Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 69: 171-17.

- Sainsbury, K.J. (1988) The ecological basis of multispecies fisheries and management of a demersal fishery in tropical Australia. En: Gulland, J.A., ed. Fish Population Dynamics, 2<sup>nd</sup> edn. London: John Wiley. 349-82 pp.
- Sánchez-González, A. y Aguíñiga, G. S. 2008. Evaluación geoquímica y sedimentológica en áreas de pesca de arrastre de camarón en el Golfo de California: contraste entre áreas arrastradas y no arrastradas En: Lluch-Belda (Coord.) Reporte Técnico Final del proyecto “Efecto de la pesquería de arrastre de camarón en las comunidades asociadas al sedimento marino en Centro y Norte del Golfo de California”. IPN. CICIMAR. La Paz B.C. 59 pp.
- Smolowitz, R. 1998. Bottom tending gear used in New England. En: Dorsey, E. M. y Pederson, J. (Eds). Effects of Fishing Gear on the SeaFloor of New England. Conservation Law Foundation. Boston. 46-52.
- Svane, Ib., Hammett, Z. y Lauer, P. 2009. Impacts of trawling on benthic macro-fauna and -flora of the Spencer Gulf prawn fishing grounds. Estuarine, Coastal and Shelf Science 82: 621–631.
- Trush, S. F. y Dayton, P. K. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: Implications for Marine Biodiversity. Annu. Rev. Ecol. Syst. 33:449-73
- Van Dolah, R. F., Wendt, P. H. y Levisen, M. V. 1991. A study of the effects of shrimp trawling on benthic communities in two South Carolina sounds. Fish Res 12:139–156

- Watling, L. y Norse, E. 1998. Disturbance of the Seabed by Mobile Fishing Gear: A Comparison to Forest Clearcutting. *Conservation Biology*. 12 (6): 1180-1997.
- Watson, R. A., Dredge, M. L. C. y Mayer D. G. 1990, Spatial and Seasonal Variation in Demersal Trawl Fauna Associated with a Prawn Fishery on the Central Great Barrier Reef, Australia. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 41: 65-77
- Witherell, D. y Putzke, C. 1997. A Brief History of Bycatch Management Measures for Eastern Bering Sea Groundfish Fisheries. *Marine Fisheries Review*. 59(4): 15-22.



## Anexo I

### Lista de artículos donde se extraen Valores de (P/B) B

- Alvarez-Hernández, J. H. 2003. Trophic Model of a Fringing Coral Reef in the Southern Mexican Caribbean. Fisheries Centre Research Reports. 11(6):227 -235.
- Arreguín-Sánchez, F., Hernández-Herrera, A., Ramírez-Rodríguez, M. y Pérez-España, H. 2004. Optimal management scenarios for the artisanal fisheries in the ecosystem of La Paz Bay, Baja California Sur, México. Ecological Modelling. 172: 373–382.
- Blanchard, J. L., Pinnegar, J. K. y Mackinson, S. 2002. Exploring marine mammal-fishery interactions using 'Ecopath with Ecosim': modelling the Barents Sea ecosystem. Sci Ser Tech Rep. CEFAS Lowestoft, 117: 52 pp.
- Criales-Hernández, M. I., García, C. B. y Wolff, M. 2006. Flujos de biomasa y estructura de un ecosistema de surgencia tropical en La Guajira, Caribe colombiano. Rev Biol Trop. 54 (4): 1257-1282.
- Cruz Escalona, V. H. 2005. Interdependencia ecotrófica entre laguna de Alvarado, Veracruz y la plataforma continental. Tesis Doctoral. CICIMAR-IPN. 136 pp.
- Dommasnes, A., Christense, V., Ellertsen, B., Kvamme, C., Melle, W., Nøttestad, L., Pedersen, T., Tjelmeland, S. y Zeller, D. 2000. An ecopath model for the Norwegian Sea And Barents Sea. <http://www.seaaroundus.org/report/impactmodels/BarentsNorway.pdf>
- Del Monte, L. P. 2004. Caracterización del Centro de Actividad Biológica del Golfo de Ulloa, BCS, bajo un enfoque de modelación ecológica. Tesis doctoral. CICIMAR-IPN. 85 pp.
- Lees, K. y Mackinson, S. 2007. An Ecopath model of the Irish Sea: ecosystems properties and sensitivity analysis. Sci. Ser. Tech Rep., Cefas Lowestoft. 138: 49 pp.
- Manickchand-Heileman, S., Arreguin-Sánchez, F., Lara-Domínguez, A. y Soto, L. A. 1998. Energy flow and network analysis of Terminos Lagoon, SW Gulf of Mexico Journal of Fish Biology. 53 (Supplement A): 179–197.
- Morales-Zárate, M. V., Arreguín-Sánchez, F., López-Martínez, J. y Lluch-Cota, S. E. 2004. Ecosystem trophic structure and energy flux in the Northern Gulf of California, México Ecological Modelling. 174: 331–345p.
- Morales, Z. M. V. 2001. Modelo ecológico de flujos de biomasa en la región Norte del Golfo de California. Tesis de Maestría. CIBNOR. 78 pp.
- Morato, T. y Pitcher, T. 2008. Challenges and problems in modelling seamount ecosystems and their fisheries. ICES. CM.M:8

- Gribble, N. A. 2005. CD Ecosystem modeling of the Great Barrier Reef: A balanced trophic biomass approach. In Zenger, A. and Argent, R.M. (eds) MODSIM 2005 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand. 170-176.
- Ortiz, M., Avendaño, M., Cantillañez M., Berríos, F. y Campos, L. 2010. Trophic mass balanced models and dynamic simulations of benthic communities from La Rinconada Marine Reserve off northern Chile: network properties and multispecies harvest scenario assessments. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst*. 20: 58–73.
- Vidal, L. y M. Basurto, M. 2006. A Preliminary Trophic Model of Bahía de la Ascensión, Quintana Roo, Mexico. *Fisheries Centre Research Reports*. 11(6): 255-264.
- Villanueva, M. C., Lalèyèb, P., Albaretc, J. J., Laëd, R., Tito de Moraise, L. y Moreaua, J. 2006. Comparative analysis of trophic structure and interactions of two tropical lagoons. *Ecological Modelling*. 197 (3-4): 461-477.
- Zetina M. J. R. 2004. Efectos de la pesca en ecosistemas inter-dependientes: laguna de Terminos y Sonda de Campeche, México. Tesis doctoral. CICIMAR-IPN. 106pp.

**Tabla de valores de (P/B)B empleados para la estandarización.**

Lugar	(P/B)B	(P/B) B Estandarizado
Mar de Irlanda	0.045	0
Pacífico Norte Mexicano	0.160	0.026209
Golfo de Ulloa	0.180	0.030804
La Rinconada Reserva Marina, Norte de Chile	0.221	0.04023
Montaña submarina	0.245	0.045783
Mar de Barents	0.294	0.057096
Arrecife de coral de tipo borde-barrera en el sur del Caribe Mexicano	0.367	0.073804
Costa de Alvarado Veracruz	0.385	0.07773
Bahía de la Paz	0.400	0.081254
Sonda de Campeche	0.669	0.142928
Mar de Noruega y Mar de Barents	0.723	0.155296
Bahía ascensión Quintana roo	0.764	0.164646
Laguna de Ébrié	0.858	0.186209
La Guajira, Caribe colombiano	1.032	0.2259
Norte del Golfo de California	1.703	0.379645
La Gran Barrera de Arrecife Australiano	1.701	0.379177
Laguna de Terminos	1.729	0.385596
Laguna de Alvarado	1.902	0.425145
Lake Nokoué	2.507	0.563624
Mar de Irlanda zonas de macroalgas	4.413	1

## Anexo II

### Listado de artículos revisados para la identificación de impactos de redes de arrastre

- Angonesi, L. G. y Bemvenuti, C. E. 2006. Effects of shrimp trawling upon macrobenthic fauna in Patos Lagoon Estuary. *Journal of Coastal Research*. SI 39 (Proceedings of the 8th International Coastal Symposium): 1368 - 1372.
- Ball, B. J., Fox, G. y Munday, B. W. 2000. Long- and short-term consequences of a *Nephrops* trawl fishery on the benthos and environment of the Irish Sea. *ICES J Mar Sci*. 57: 1315–1320.
- Bergman, M. J. N. y Van Santbrink, J. W. 2000. Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. *ICES J Mar Sci*. 57: 1321–1331.
- Blyth, R.E., Kaiser, M. J., Gareth, E. J. y Hart P. J . B. 2000. Implications of a zoned fishery management system for marine benthic communities. *Journal of Applied Ecology*. 41: 951–961.
- Brown, B. y Wilson, W. H. Jr. 1997. The role of commercial digging of mud flats as an agent for change of infaunal intertidal populations. *J Exp Mar Biol Ecol*. 218: 49–61.
- Callaway, R., Engelhard, G. H. Dann, J., Cotter, J. Romohr, H. A century of North Sea epibenthos and trawling: comparison between 1902–1912, 1982–1985 and 2000. *Mar Ecol Prog Ser* 346: 27–43.
- Clark, M. R. y Rowden, A. A. 2009 Effect of deepwater trawling on the macro-invertebrate assemblages of seamounts on the Chatham Rise, New Zealand. *Deep-Sea Research*. I. 56 (9): 1540–1554.
- Collie, J. S., Escanero, G.A. y Valentine, P. C. 1997. Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. *Mar Ecol Prog Ser*. 155: 159–172.
- Collie, J. S., Hall, S. J., Kaiser, M. J. y Poiner, I. R. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J Anim Ecol*. 69: 785-799.
- De Biasi, Anna. M. 2004. Impact of experimental trawling on the benthic assemblage along the Tuscany coast (north Tyrrhenian Sea, Italy). *ICES J Mar Sci*. 61: 1260-1266.

- Dellapenna, T. M., Allison, M. A., Gill, G. A., Lehman, R. D. y Warnken, K. W. 2006. The impact of shrimp trawling and associated sediment resuspension in mud dominated, shallow estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 69: 519-530.
- Dernie, K. M., Kaiser, M. J. y Warwick, R. M. 2003. Recovery rates of benthic communities following physical disturbance. *Journal of Animal Ecology*. 72:1043-1056.
- Drabsch, S. L., Tanner, J. E. y Connell, S. D. 2001. Limited infaunal response to experimental trawling in previously untrawled areas. *ICES J Mar Sci* 58: 1261–1271.
- Eleftheriou, A. y Robertson, M. R. 1992. The effects of experimental scallop-dredging on the fauna and physical environment of a shallow sandy community. *Neth J Sea Res*. 30: 289–299.
- Ellis, N., Pantus, F., Welna, A. y Butler, A. 2008. Evaluating ecosystem-based management options: Effects of trawling in Torres Strait, Australia. *Continental Shelf Research*. 28: 2324– 2338.
- Engel, J. y Kvitek, R. 1998. Effects of otter-trawling on a benthic community in Monterey Bay National Marine Sanctuary. *Conserv Biol*. 12: 1204–1214.
- Hall, S. J. y Harding, M. J. C. 1997. Physical disturbance and marine benthic communities: the effects of mechanical harvesting of cockles on non-target benthic infauna. *J Appl Ecol*. 34: 497–517.
- Hall, S. J., Basford, D. J. y Robertson, M. R. 1990. The impact of hydraulic dredging for razor clams *Ensis* sp. on an infaunal community. *Neth J Sea Res*. 27: 119–125.
- Hall-Spencer, J. M., Froggia, C., Atkinson, R. J. A. y Moore, P. G. 1999. The impact of Rapido trawling for scallops, *Pecten jacobaeus* (L.), on the benthos of the Gulf of Venice. *ICES J Mar Sci* 56: 111–124.
- Hall-Spencer, J. M. y Moore, P. G. 2000. Impact of scallop dredging on maerl grounds. In: Kaiser, M. J y De Groot, S. J. (eds) *Effects of fishing on non-target species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues*. Blackwell Science, Oxford. 105–118 pp.
- Hannah, R. W., Jones, S. A., Miller, W. y Knight, J. S. 2010. Effects of trawling for ocean shrimp (*Pandalus jordani*) on macroinvertebrate abundance and diversity at four sites near Nehalem Bank, Oregon. *Fish Bull*. 108: 30–38.

- Hinz, H., Prieto, V. y Kaiser, M. H. 2009. Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. *Ecological Applications*, 19(3): 761–773.
- Ismail, N. S. 1985. The effects of hydraulic dredging to control oyster drills on benthic macrofauna of oyster grounds in Delaware Bay, New Jersey. *Int Rev Gesamten Hydrobiol.* 70: 380–395.
- Jennings, S., Dinmore, T. A., Duplisea, D. E., Warr, K. J. y Lancaster J. E. 2001. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology*. 70: 459–475.
- Jennings, S. y Kaiser, M. J. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv Mar Biol.* 34: 201–352.
- Jennings, S., Pinnegar, J. K., Polunin, N. V. C. y Warr K. J. 2001. Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities. *Mar Ecol Prog Ser.* 213: 127–142.
- Kaiser, M. J. y Spencer, B. E. 1996. Behavioural responses of scavengers to beam-trawl disturbance. En: Greenstreet, S. y Tasker, M. (eds) *Aquatic predators and their prey*. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 116–123 pp.
- Kaiser, M. J., Edwards, D. B. y Spencer, B. E. 1996. A study of the effect of commercial clam cultivation and harvesting on benthic infauna. *Aquat Living Resour.* 9: 57–63.
- Kaiser, M. J., Edwards, D. B., Armstrong, P., Radford, K., Lough, N., Flatt, R. y Jones, H. L. 1998. Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *ICES J Mar Sci.* 55: 353–361.
- Kaiser, M. J., Broad, G. y Hall, S. J. 2001. Disturbance of intertidal soft-sediment benthic communities by cockle hand raking. *Int Sea Res.* 45: 119–130.
- Kefalas, E., Castritsi-Catharios, J. y Milioub, H. 2003. The impacts of scallop dredging on sponge assemblages in the Gulf of Kalloni (Aegean Sea, northeastern Mediterranean). *ICES J Mar Sci.* 60 (2): 402–410.
- Kenchington, E. L. R., Prena, J., Gilkinson, K. D. y Gordon, D. C. 2001. Effects of experimental otter-trawling on the macrofauna of a sandy bottom ecosystem on the Grand Banks of Newfoundland. *Can J Fish Aquat Sci.* 58: 1043–1057.

- Koslow, J. A., Gowlett-Holmes, K., Lowry, J. K., O'Hara, T., Poore, G. C. B. y Williams, A. 2001. Seamount benthic macrofauna off southern Tasmania: community structure and impacts of trawling. *Mar Ecol Prog Ser.* 213:111–125.
- McConnaughey, R. A., Mier, K. L. y Dew, C. B. 2000. An examination of chronic trawling effects on soft-bottom benthos of the eastern Bering Sea. *ICES J Mar Sci.* 57:1377–1388.
- McLusky, D. S., Anderson, F. E. y Wolfe-Murphy, S. 1983. Distribution and population recovery of *Arenicola marina* and other benthic fauna after bait digging. *Mar Ecol Prog Ser.* 11:173–179.
- Peterson, C. H., Summerson, H. C. y Fegley, S. R. 1987. Ecological consequences of mechanical harvesting of clams. *Fish Bull.* 85: 281–298.
- Pilskaln, C. H., Churchill, J. H. y Lawrence, M. M. 1998. Resuspension of Sediment by Bottom Trawling in the Gulf of Maine and Potential Geochemical Consequences. *Conservation Biology.* 12(6): 1223–1229.
- Pitcher, C. R., Burridge, C. Y., Wassenberg, T. J. y Poiner, I. R. 1997. The effects of prawn trawl fisheries on GBR seabed habitats. En: Anon (ed) *The Great Barrier Reef: science, use and management. National Conference Proceedings.* Great Barrier Reef Marine Park Authority. Townsville. 1: 107–123.
- Pitcher, C. R., Poiner, I. R., Hill, B. J. y Burridge, C. Y. 2000. Implications of the effects of trawling on sessile megazoobenthos on a tropical shelf in northeastern Australia. *ICES J Mar Sci* 57: 1359–1368.
- Poiner, I. R., Glaister, J., Pitcher, C. R. y Burridge, C. Y. 1998. The environmental effects of prawn trawling in the far northern section of the Great Barrier Reef: 1991–1996. Final Report to GBRMPA and FRDC. CSIRO Division of Marine Research Queensland Department of Primary Industries. CSIRO, Canberra.
- Pranovi, F., Raicevich, S., Franceschini, G., Farrace, M. G. y Giovanardi, O. 2000. Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES J Mar Sci* 57: 517–524.
- Prena, J., Schwinghamer, P., Rowell, T. W., Gordon, D. C. J., Gilkinson, K. D., Vass, W. P. y McKeown, D. L. 1999. Experimental otter-trawling on a sandy bottom ecosystem of the Grand Banks of Newfoundland: analysis of trawl bycatch and effects on epifauna. *Mar Ecol Prog Ser.* 181: 107–124.

- Robinson, S. M. C., Bernier, S. y MacIntyre, A. 2001. The impact of scallop drags on sea urchin populations and benthos in the Bay of Fundy, Canada. *Hydrobiologia*. 465: 103–114.
- Sainsbury, K. J. 1987. Assessment and management of the demersal fishery on the continental shelf of northwestern Australia. En: Polovina, J. J. y Ralston, S. (eds) *Tropical snappers and groupers—biology and fisheries management*. Westview Press. Boulder, CO. 465–503 pp.
- Sanchez, P., Demestre, M., Ramon, M., y Kaiser, M. J. 2000. The impact of otter-trawling on mud communities in the northwestern Mediterranean. *ICES J Mar Sci*. 57: 1352–1358.
- Schratzberger, M., Dinmore, T. A. y Jennings, S. 2002. Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Mar Biol*. 140: 83–93.
- Sparks-McConkey, P. J. y Watling, L. 2001. Effects on the ecological integrity of a soft-bottom habitat from a trawling disturbance. *Hydrobiologia*. 456: 73–85.
- Spencer, B. E., Kaiser, M. J. y Edwards, D. B. 1998. Intertidal clam harvesting: benthic community change and recovery. *Aquac Res*. 29:429–437.
- Thrush, S. F. , Hewitt, J. E., Cummings, V. J. y Dayton, P. K. 1995. The impact of habitat disturbance by scallop-dredging on marine benthic communities: what can be predicted from the results of experiments? *Mar Ecol Prog Ser*. 129: 141–150.
- Tuck, I. Hall, S., Roberston, M., Armstrong, E. y Basford, D. 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Mar Ecol Prog Ser*. 162: 227–242.
- Van Dolah, R., Wendt, P. y Nicholans, N. 1987. Effects of a research trawl on a hard-bottom assemblage of sponges and corals. *Fish Res*. 5: 39–54.
- Van Dolah, R. F., Wendt, P. H. y Levisen, M. V. 1991. A study of the effects of shrimp trawling on benthic communities in two South Carolina sounds. *Fish Res*. 12:139–156.
- Watling, L., Findlay, R. H., Mayer, L. M. y Schick, D. F. 2001. Impact of a scallop drag on the sediment chemistry, microbiota, and faunal assemblages of a shallow subtidal marine benthic community. *Int Sea Res*. 46: 309–324.

Wynberg, R. P. y Branch, G. M. 1994. Disturbance associated with bait-collection for sandprawns (*Callinassa kraussi*) and Mudprawns (*Upogebia africana*)—long term effects on the biota of intertidal sandflats. J Mar Res. 52: 523–558.

### Anexo III

**Datos de entrada para y cálculo del ISC y (P/B)B Promedio.**

#### Gran Barrera de Arrecife Australiano

	B tkm-2	P/B y-1	B relativa	(P/B)B relat
Other prawns	0.649	1.101	0.002688	0.002959
Crustáceos	8.55	5.1	0.035409	0.180584
Equinodermos	5.163	3.5	0.021382	0.074837
Moluscos bentónicos y gusanos	13.167	3.9	0.054529	0.212665
Animales sésiles	38.828	0.8	0.160801	0.128641
Autótrofos bentónicos	175.109	13.25	0.725191	9.608782
			(P/B)B Promedio =	1.701411

Grupos	Abundancia relativa	% Resistencia al cambio	Sensibilidad
Ascidiacea	0.264550265	24	0.011023
Crustacea	73.80952381	24	3.075397
Crinoidea	0.264550265	5	0.05291
Asteroidea	0.264550265	74	0.003575
Ophiuroidea	0.264550265	38	0.006962
Echinoidea	18.25396825	49	0.37253
Holothuroidea	0.264550265	42	0.006299
Gastropoda	0.264550265	42	0.006299
Bivalvia	4.761904762	60	0.079365
Cephalopoda	1.587301587	5	0.31746
	Suma =		3.93182
	ISC =		0.918586



## Mar de Irlanda

Grupos	B tkm-2	P/B y-1	B relativa	(P/B)B relat
Epifauna macrobentos	9.81	0.56	0.102831	0.05758525
Epifauna mesobentos	0.691	1.062	0.007243	0.00769231
Infauna poliquetos	0.00063	1.683	0.000006	0.00001423
Infauna macrobentos	0.111	0.695	0.001164	0.00080865
Infauna mesobentos	0.605	1.552	0.006342	0.00984240
Langostas y cangrejos	0.0943	0.783	0.000988	0.00077397
Camarón	0.0335	0.959	0.000351	0.00033675
Epifauna sésil	13.944	0.066	0.146164	0.00964685
Meiofauna	0.11	18.45	0.001153	0.02127371
Macroalgas	70	60	0.733757	44.02542028
(P/B)B Promedio zona con macroalgas =				4.413339131
(P/B)B Promedio zona sin macroalgas =				0.084836194

Grupos	% resistencia	Abu relativa	Sensibilidad
Asteroideos	0.74	0.075085	0.101465767
Bivalvos	0.6	0.015224	0.025372979
Gasterópodos	0.42	0.005604	0.013342478
Otros	0.5	0.078432	0.156864004
Poliquetos	0.44	0.000006	0.000014232
Malacostráceos	0.24	0.009745	0.040602896
Cnidarios	0.24	0.069303	0.288760421
Meiofauna	0.6	0.001093	0.001822355
Macroalgas	0.5	0.745509	1.491017662
Suma =			2.119262794
ISC =			0.290233324

### **Norte del Golfo de California**

	B tkm-2	P/B y-1	B relativa	(P/B)B relat
Estomatópodos	0.264	6.3	0.009174	0.057798
Jaibas	0.029	2.65	0.001008	0.002671
Camarón de Roca	0.09	3	0.003128	0.009383
Camarón Café	0.064	0.026	0.002224	5.78E-05
Camarón Azul	0.9	0.45	0.031276	0.014074
Poliquetos	22.933	8	0.796949	6.375591
Macro Inv. Bentónicos	2.886	38	0.100292	3.811093
Macrofitas	1.61	60	0.055949	3.356964
	(P/B)B Promedio =			1.703454

Los valores empleados para el cálculo del ISC en el norte del Golfo de California no han sido publicados.

### **Región Pacifico norte de Baja California**

Los valores para el cálculo del ISC y El (P/B)B para la Pacifico Norte no han sido publicados.