

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS



Diseño de una red de Áreas Marinas Protegidas en un contexto transfronterizo: Enlazando Baja California con las Áreas Marinas Protegidas de California

T E S I S

**QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS PARA
OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA
COSTERA**

PRESENTA

Nur Arafah Dalmau

FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS
POSGRADO EN OCEANOGRAFIA COSTERA

**Diseño de una red de Áreas Marinas Protegidas en un contexto
transfronterizo: Enlazando Baja California con las Áreas
Marinas Protegidas de California**

T E S I S

QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS PARA
OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS

Presenta

NUR ARAFEH DALMAU

Aprobada por:



Dr. Guillermo Torres Moya

Director de tesis



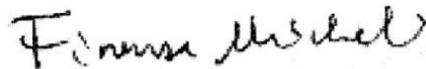
Dr. Georges Seingier

Co-director de tesis



Dr. Cira Gabriela Montaña Moctezuma

Sinodal



Dr. Fiorenza Micheli

Sinodal

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Guillermo Torres Moye, mi director, mentor y amigo; por creer en mis ideas y ser cómplice de este proyecto. Gracias por mostrarme que significa ser un buen líder y mentor.

Al Dr. Georges Seingier, por todos los consejos y críticas que tanto han enriquecido este proyecto. Gracias por tener tu puerta siempre abierta para una buena conversación.

A la Dra. Gabriela Montaña Moctezuma por todo su apoyo durante mi etapa en Ensenada y en este proyecto. A usted y a memo les debo tanto que nunca dejaré de agradeceréselo.

A la Dra. Fiorenza Micheli, un especial agradecimiento por mostrar tanto entusiasmo en este proyecto y por sus valiosas sugerencias que le dieron un salto de calidad a este trabajo.

Un último agradecimiento a mi comité: por sus buenas intenciones, gracias por hacer de esta experiencia algo positivo y agradable.

A Mar Mancha, por albergarme en mi estancia en Arizona y por todas sus aportaciones.

A mi familia:

Por confiar siempre en mí y mostrarme su apoyo incondicional en todas mis decisiones. Sin vosotros nunca habría llegado a ningún sitio.

Dedicat a la memòria de la meva avia, que tan em va ensenyar a estimar i respectar el seu estimat mar...

La gente protege aquello que ama. Pero solo amamos aquello que conocemos...

Jacques-Yves Cousteau

RESUMEN

La eco-region Ensenadense es un ecosistema compartido entre Estados Unidos (EU) y México (Mex) donde los procesos oceanográficos permiten que varias especies interactúen en un contexto binacional y se debería manejar en coordinación entre ambos países. Sin embargo, las acciones de manejo son distintas a ambos lados de la frontera. En EU, California recientemente rediseño una red de Áreas Marinas Protegidas (AMPs) mediante el Marine Life Protection Act (MLPA), mientras que en Méx; Baja California (BC) carece de una red de AMPs o de ninguna iniciativa de planeación espacial marina. Basándonos en las directrices del MLPA y las mejores prácticas para la priorización en la conservación, generamos distintos escenarios con Marxan para el diseño de una red de AMPs en BC que pueda ser ecológicamente enlazable con las AMPs de California y que incorpora múltiples consideraciones (representación de hábitats, costos de oportunidad, condición del hábitat y la capacidad de vigilancia) relevantes a nivel regional. Para ello, caracterizamos y recopilamos información biofísica y socio-económica de la Región Marina Prioritaria para la Conservación I (RMPCI) en BC, y desarrollamos novedosas aproximaciones y metodologías para cuantificar e incorporar las distintas consideraciones. Las redes de AMPs diseñadas cumplieron con un elevado porcentaje de los criterios de diseño del MLPA y no representaron un costo elevado para las actividades pesqueras y acuícolas. Así mismo encontramos que la distribución poblacional humana es el factor que más controla la configuración espacial de las zonas prioritarias para la conservación en BC. Este trabajo muestra como en una región con escasa información espacial y ninguna iniciativa de conservación sistemática; las mejores prácticas para la conservación, herramientas de mapeado y de planeación pueden ser utilizadas para generar resultados espaciales para la conservación en un contexto transfronterizo.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
2. JUSTIFICACIÓN	6
3. OBJETIVOS	8
3.1. General.....	8
3.2. Específicos	8
4. METODOLOGÍA	9
4.1. Región de planeación.....	9
4.2. Objetos de Conservación	9
4.3. Costo socio-económico.....	11
4.3.1. Pesca Comercial.....	14
4.3.2. Pesca deportiva	15
4.3.3. Actividad Acuícola	16
4.3.4. Costo de oportunidad	16
4.4. Condición del hábitat	17
4.5. Capacidad de vigilancia	18
4.6. Costo Combinado	20
4.7. Seleccionar Áreas Protegidas.....	20
4.8. Escenarios de Planeación.....	21
4.9. División de la región de planeación.....	22
5. RESULTADOS	24
5.1. Distribución de las distintas consideraciones de planeación	24
5.1.1. Hábitats marinos claves	24

5.1.2. Costos socio-económicos.....	24
5.1.3. Condición del hábitat	24
5.1.4. Capacidad de vigilancia y costo combinado.....	31
5.2. Escenarios y áreas prioritarias	31
5.2.1. Mejor solución	31
5.2.2. Frecuencia de selección	34
6. DISCUSIÓN.....	38
7. CONCLUSIÓN.....	46
8. LITERATURA CITADA.....	47

LISTA DE FIGURAS

- Figuran 1.-**Ubicación de la RMPCI (contorno gris). Las flechas indican los límites geográficos de la eco-región Ensenadense entre Bahía de Santa Mónica, EUA, y Punta Eugenia, México. 10
- Figura 2.-**Densidad poblacional expresada en número de personas en los centros poblacionales (redondas negras). Las flechas indican los límites geográficos de la RMPCI entre la frontera internacional Tijuana-San Diego y Punta San Antonio, en Baja California, México. 23
- Figura 3.-** Distribución de los hábitats marinos clave del inter y submareal de la RMPCI, Baja California, México. 25
- Figura 4.-**Distribución de las distintas actividades socio-económicas de pesca comercial (campos pesqueros y concesiones de erizo rojo), deportiva y de la actividad acuícola en la RMPC I, Baja California, México. 26
- Figura 5.-** Distribución del costo de oportunidad socio-económico para la pesca comercial, deportiva y la actividad acuícola en la RMPCI, Baja California, México. Los valores están normalizados, siendo 0 el mínimo y 1000 el máximo. 27
- Figura 6.-** Distribución de la sumatoria de los 13 impactos humanos sobre los ecosistemas marinos en la RMPCI, Baja California, México. Los valores están normalizados, siendo el mínimo 0 y el máximo 1000. 28
- Figura 7.-** Distribución de la condición del hábitat categorizada como muy buena, buena, regular o mala en la RMPCI, Baja California, México. Se basa en los valores normalizados del impacto acumulado humano sobre los ecosistemas marinos. 29
- Figura 8.-** Distribución del costo combinado que incluye el consto de oportunidad y el de vigilancia de las concesiones de erizo rojo de en la RMPC I, Baja California, México. Los valores están normalizados, siendo 0 el mínimo y 1000 el máximo. 32
- Figura 9.-** Comparación del impacto que los distintos escenarios de redes de AMPs representarían a las actividades socio-económicas. El costo de oportunidad combinado (pesca comercial, deportiva y la actividad acuícola) se expresa como la suma de esfuerzo comercial y deportivo y la actividad acuícola para cada unidad de planeación que fue seleccionada en la mejor solución dividido por el total del costo de oportunidad combinado. 33

Figura 10.-Resultados con Marxan de los distintos escenarios que muestran la frecuencia de selección de cada Up (% de veces que una Up ha sido seleccionada en los 100 escenarios) para la RMPCI, Baja California, México. 34

Figura 11.- Comparación del número de unidades de planeación prioritarias por región en los distintos escenarios de redes de AMPs. Las barras de color gris claro representan la región norte, las de gris intermedio la región centro y las de gris oscuro la región sur. Las unidades de planeación prioritarias representan las Ups con una frecuencia de selección (el número de veces que una Up fue seleccionada en las 100 soluciones) mayor de 50%..... 34

Figura 12.-Comparación del número de unidades de planeación prioritarias en los distintos escenarios. Las unidades de planeación prioritarias representan las Ups con una frecuencia de selección (el número de veces que una Up fue seleccionada en las 100 soluciones) mayor de 50%..... 34

LISTA DE TABLAS

Tabla I.- Fuentes utilizadas para generar el SIG con información de la distribución de los hábitats marinos clave, las actividades pesqueras y acuícolas, y los impactos humanos sobre los ecosistemas marinos de la RMPCI.	11
Tabla II.- Directrices basadas en criterios científicos para diseñar redes de AMPs y las metas y objetivos de conservación asociados a cada directriz.	13
Tabla III.- Hábitats marinos clave basados en las características de conservación biofísicas del MLPA. Clasificamos los hábitats según el si se encuentran en continente, estuario, o isla.....	13
Tabla IV.- Criterios desarrollados para calcular la meta de conservación para cada sub-hábitat (Msh)	14
Tabla V.- Criterios de valoración desarrollados para calcular la capacidad de vigilancia de las cooperativas basándose en los polígonos de concesiones o permisos de pesca de erizo rojo (<i>Mesocentrotus francicanus</i>).....	19
Tabla VI.- Porcentaje presente de los hábitats marinos clave para cada una de las tres regiones. R1: Región norte, R2: Región centro y R3: Región sur.....	30
Tabla VII.- Porcentaje del costo (Cos) de oportunidad comercial, deportivo, acuícola y del combinado para las tres regiones, como una sumatoria del costo de cada Up seleccionadas en la mejor solución dividido por el total del costo de oportunidad. Se muestra el número de Ups que presentaron distinta condición del hábitat (Con) y capacidad de vigilancia (Cap) para las tres regiones. R1: Región norte, R2: Región centro y R3: Región sur.	30
Tabla VIII.- Porcentaje que se cumplió de cada criterio del MLPA (representación de los hábitats, replicación de los hábitats, tamaño de las AMPs, espaciado entre las AMPs) y del total de criterios en la mejor solución de los distintos escenarios	33

1. INTRODUCCIÓN

Las áreas marinas protegidas (AMPs) son herramientas espaciales utilizadas para proteger y restaurar los ecosistemas marinos, con el objetivo de mantener y promover los servicios ecosistémicos que los océanos brindan (Alisson *et al.* 1998, Lubchenco *et al.* 2003, Halpern *et al.* 2010). Existen distintos procesos por los cuales se diseñan AMPs dependiendo del contexto económico y político de cada región. Tradicionalmente, las AMPs se establecían de forma individual por medio de un esfuerzo comunitario o gubernamental (Gleasson *et al.* 2010). Recientemente, han habido ejemplos de procesos de planeación a escala regional para diseñar redes de AMPs que están ecológicamente conectadas entre sí y manejadas como un sistema (Airame *et al.* 2003, Fernandes *et al.* 2005, Lowry *et al.* 2009, Saarman *et al.* 2014, Hopkins *et al.* 2016).

Cada vez más países o regiones están incorporando estos procesos regionales (Australia, California, Reino Unido, entre otros) aunque estas iniciativas se limitan espacialmente dentro de las fronteras políticas de sus países o regiones. Sin embargo, los océanos son ambientes dinámicos que se encuentran conectados entre sí por las corrientes marinas y los movimientos de especies siendo común que los países fronterizos compartan procesos oceanográficos y poblaciones marinas (Carr *et al.* 2003, Wilkinson *et al.* 2004, Torres-Moye *et al.* 2013). En ambientes compartidos, las acciones que se efectúan en un lado de la frontera pueden afectar al otro lado, como en el establecimiento de medidas de conservación, la gestión de residuos y la introducción de especies invasoras (Boudouresque y Verlaque 2000, Mazor *et al.* 2013). Por tanto, si se marca como objetivo proteger los ecosistemas marinos se recomienda conservarlos en su conjunto a nivel eco-regional, mediante la creación de redes de AMP's transfronterizas (Sandwith y Beranço 2005,

IUCN-WCPA 2008, Guerreiro *et al.* 2009, Torres-Moye *et al.* 2012, Giakoumi *et al.* 2013, Nicklen *et al.* 2014).

Varias organizaciones internacionales reconocen que para proteger los océanos es necesario establecer una red de AMPs representativa a escala global que a su vez depende de la cooperación internacional a nivel eco-regional (Guerreiro *et al.* 2010). A pesar de que la mayor parte de las iniciativas de conservación transfronterizas han sido en ambientes terrestres (Ali 2007), existen algunos casos en ambientes marinos (Mackelworth 2012). La mayoría de estas acciones de cooperación entre naciones se centran en el manejo o establecimiento de una AMP, ya sea por fines ecológicos o para promover la paz y cooperación entre países (parques de paz). Sin embargo, son escasas las iniciativas que se marquen diseñar una red de AMPs a escala eco-regional en un contexto de cooperación internacional (Guerreiro 2010, Mackelworth 2012, Rossen y Olsson 2013, Mackelworth 2016).

Existen varias consideraciones que hay que tomar en cuenta en un ejercicio de planeación sistemático para la conservación (Margules y Pressey 2000). Para diseñar una red de AMPs que sea ecológicamente funcional y socio-económicamente viable se requiere disponer de información espacial que capture la complejidad ecológica y social de los sistemas costeros (Naidoo *et al.* 2006, Klein *et al.* 2008, Ban & Klein 2009). Sin embargo muy pocas zonas del mundo presentan información espacial detallada sobre sus sistemas (Ban *et al.* 2009, Giakoumi *et al.* 2010, Giakoumi *et al.* 2013). En el aspecto ecológico, en muchos casos se utiliza la distribución de los hábitats como una aproximación a la distribución de las especies marinas, siendo este un método menos costoso pero efectivo para identificar áreas prioritarias para la conservación (Ward *et al.* 1999, Roberts *et al.* 2001). De igual manera, para cuantificar los costos socio económicos que representaría una

red de AMPs comúnmente se utilizan aproximaciones de la captura o esfuerzo pesquero comercial, deportivo, de la actividad acuícola, o una combinación de ellos (Naidoo *et al.* 2006, Klein *et al.* 2008a, 2008b, Ban y Klein 2009, Giaokumi *et al.* 2013, Mazor *et al.* 2013). Estas dos consideraciones son esenciales para identificar zonas prioritarias para la conservación y que a su vez minimicen los posibles conflictos socio-económicos (Fernandes *et al.* 2005, Klein *et al.* 2008a, Green *et al.* 2009).

A medida que evoluciona la ciencia para la priorización espacial en la conservación (Moilanen *et al.* 2009) se incluyen más consideraciones para diseñar redes de AMPs. Como ejemplo, recientemente se han desarrollado distintos métodos para mapear y cuantificar los impactos humanos sobre los ecosistemas marinos (Halpern *et al.* 2008, Halpern *et al.* 2009, Selkoe *et al.* 2009, Ban *et al.* 2010, Micheli *et al.* 2013). Esta información sirve como una aproximación para estimar la condición del hábitat asumiendo que a mayor impacto acumulativo humano menor será la calidad del hábitat (Klein *et al.* 2013), y así priorizar la conservación de aquellos hábitats que presentan una buena condición. Otra consideración, incluye los costos de manejo (Balmford *et al.* 2004, Naidoo *et al.* 2006) que se derivan de vigilar que se estén aplicando las normativas de regulación en una AMP. En el caso de zonas donde las pesquerías se manejan mediante concesiones de pesca o derechos del usuario territoriales para las pesquerías (DUTPs), especialmente en regiones aisladas o pobremente vigiladas por las autoridades, se utilizan aproximaciones como la distancia entre los campos pesqueros y los sitios de pesca (Davis *et al.* 2015); para cuantificar los posibles costos que surgirían si los propios pescadores (co-manejo) vigilen las AMPs.

El sur de California y el noroeste de Baja California (de ahora adelante le llamaremos BC) comparten la eco-región Ensenadense delimitada desde la Bahía de Santa Mónica, EUA, hasta Punta Eugenia, Mex (Blanchette *et al.* 2008). Esta eco-región

representa una área biogeográfica conectada entre sí por el componente sur del sistema de la Corriente de California (Di Lorenzo 2003), y constituye una región altamente productiva del océano Pacífico nororiental (Dailey *et al.* 1993, Gaxiola-Castro & Durazo 2010). A pesar de compartir la misma eco-región, estas dos zonas fronterizas presentan diferencias sociales, económicas y de manejo de sus recursos.

Mientras que el sur de California es una de las regiones más pobladas del mundo, BC está poco poblado y la mayor parte de su población se concentra al norte. Por otro lado, en California las pesquerías se manejan mediante un sistema abierto y en BC se maneja mediante un sistema de concesiones o permisos de pesca para las cooperativas (Enriquez *et al.* 2007). Además, existe más información disponible de los aspectos biofísicos en California que en BC. En relación a las AMPs, en California se constituyó en 1999 el Marine Life Protection Act (MLPA), el cual se marcó como objetivo el rediseño de las AMP's existentes de California en una red ecológicamente representativa basada en principios científicos (Gleason *et al.* 2013, Kirlin *et al.* 2013, Saarman *et al.* 2013). Entre 2004 y 2011 se desarrolló dicho proceso, que concluyó con la implementación de una red de AMP's constituida por 124 AMP's a través de las aguas estatales de todo el estado de California. Por otro lado, en BC no existe ninguna red de AMPs y las iniciativas de planeación sistemática para establecer una red de AMPs son escasas.

Sin embargo las costas de BC han sido parte de varias iniciativas tanto internacionales como nacionales. En el ámbito internacional esta región ha sido incluida en el programa Áreas Marinas Prioritarias para la Conservación de Baja California a Bering (Morgan *et al.* 2005). Esta propuesta de la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA), identificó zonas ecológicamente relevantes que contribuyan en el desarrollo de una futura red de AMP's de América del Norte (RAMPAN). En el ámbito nacional, la

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de México (SEMARNAT 2005), elaboró un estudio previo justificativo para el establecimiento del área natural protegida, llamado “La Reserva de la Biósfera Islas del Pacífico de Baja California” que incluye a un grupo de islas e islotes más sus aguas adyacentes (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2005). En el ámbito regional, en 2009 se inició el proceso para el Ordenamiento Ecológico Marino del Pacífico Norte Mexicano (OEMPNN). Su objetivo es identificar los problemas y conflictos ambientales marinos y terrestres del territorio del Pacífico Norte Mexicano, y generar un modelo de ordenamiento ecológico que resuelva dichos conflictos. En el ámbito no gubernamental, está tomando fuerza la labor de las asociaciones civiles como es el caso de Comunidad y Biodiversidad (COBI), que está realizando esfuerzos conjuntos con las cooperativas de pescadores para desarrollar áreas marinas protegidas comunitarias (Micheli *et al.* 2012). En 2013 se establecieron dos reservas marinas y una AMP (parcialmente protegida) comunitarias, manejadas y reguladas por los pescadores, en Isla San Jerónimo y Bahía del Rosario. Sin embargo, estas AMPs no fueron seleccionadas en base a criterios sistemáticos de diseño de una red de AMPs a escala regional.

2. JUSTIFICACIÓN

México es uno de los 194 países que acordaron implementar redes de AMPs “ecológicamente representativas” que cubran el 10% de sus ambientes marinos para el 2020 (Secretariat of the CBD 2014). Sin embargo, y a diferencia de lo ocurrido en California, en la actualidad no existe en BC un mandato legal para establecer una red de AMPs. Recientes iniciativas y propuestas han identificado la necesidad de promover la resiliencia de los océanos mediante el establecimiento de una red de AMPs a escala global (a nivel eco-regional) que proteja 30% de los hábitats marinos (IUCN 2014, Nicklen *et al.* 2014, Jessen *et al.* 2016). Por esto es recomendable, que los esfuerzos comunitarios locales de Baja California se coordinen entre ellos y junto a las dependencias pertinentes (CONANP) con el fin de establecer una red regional ecológicamente coherente y enlazable con las ya existentes en California.

Con esto en mente, el presente trabajo pretende generar distintos escenarios para el diseño de una red de AMP's, en las costas de BC, que sean ecológicamente enlazables con las ya existentes en el sur de California y regionalmente viables. A la fecha, este es el primer ejercicio de priorización espacial que presenta una forma de conectar una futura red de AMPs con otra ya existente (basándose en los mismos criterios científicos de diseño) con el fin de planear a escala eco-regional, considerando un contexto de cooperación internacional. Para ello, empleamos una metodología que permite incorporar múltiples consideraciones (representación de hábitats, costo socio-económico, condición del hábitat y capacidad de vigilancia) importantes en el diseño de una red de AMPs a nivel regional. De esta manera mostramos como en una región con escasa información espacial y ninguna iniciativa de conservación sistemática, se pueden utilizar los mejores criterios científicos disponibles, las mejores herramientas de mapeado y de priorización y las mejores prácticas

en la conservación marina con el fin de generar resultados de priorización espacial en un contexto transfronterizo.

3. OBJETIVOS

3.1. General

- Diseñar una red de AMPs para las costas noroeste del estado de Baja California que sea ecológicamente enlazable con la red de AMPs de California y regionalmente viable.

3.2. Específicos

- Identificar, cartografiar y validar los hábitats marinos clave del noroeste de Baja California.
- Estimar el costo de oportunidad asociado a las actividades económicas más importantes de la región.
- Clasificar los hábitats marinos clave de la región según su condición.
- Estimar la capacidad de vigilancia de las concesiones de la región.
- Generar cuatro escenarios que incorporan distintas consideraciones para el diseño de una red de AMPs.

4. METODOLOGÍA

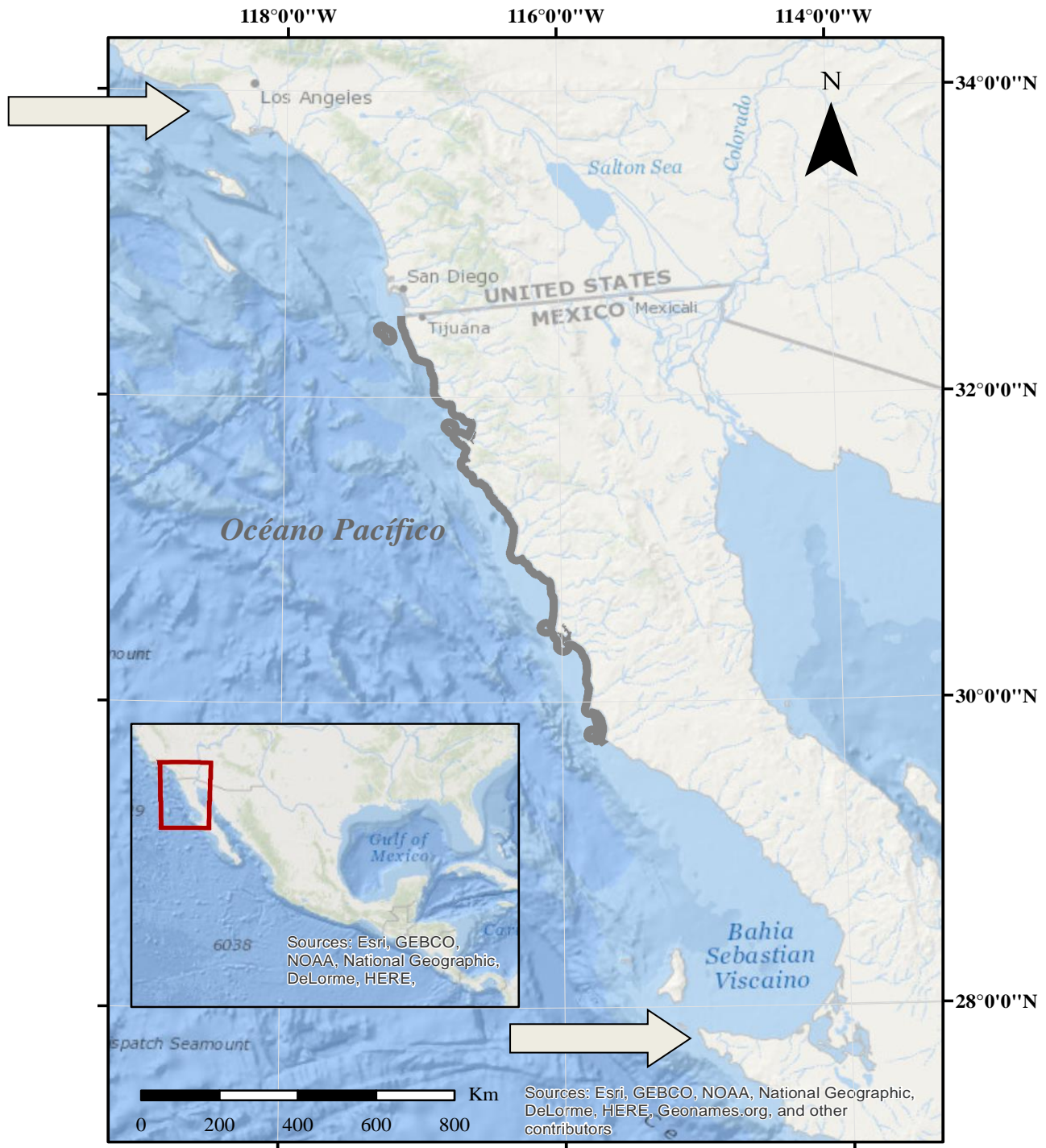
4.1. Región de planeación

La región de planeación, se extiende desde la frontera de México con Estados Unidos (costas de Tijuana) (lat 32.535°, long -117.125°) hasta Punta San Antonio (Bahía Rosario, en el estado de Baja California, México) (lat 29.741°, long -115.675°) y desde la línea de costa (340 km de extensión) hasta las tres millas náuticas. Esta región se encuentra en la Península de Baja California, tiene el estatus de Región Marina Prioritaria de Conservación I (RMPCI) (Arriaga et al. 1998, Aguilar et al. 2008, Arriaga et al. 2008) y pertenece a la eco-región Ensenadense (Figura 1).

Debido a la escasa información espacial biofísica y socio-económica en la RMPCI, desarrollamos un sistema de información geográfico (SIG), ArcGIS 10 - ESRI, para cartografiar la línea de costa, la batimetría y la caracterización tanto de los hábitats marinos como de las actividades pesqueras y acuícolas de la región. Así mismo, incorporamos información espacial de distintos impactos humanos sobre los ecosistemas marinos en la corriente de California (Halpern et al. 2009) (Tabla I). Creamos las diferentes capas en formato vectorial y dividimos nuestra región de planeación en 3781 unidades de planeación (Ups) con un tamaño de 1 km², para ser consistentes con la escala de la información sobre los impactos humanos acumulados (Halpern et al. 2009).

4.2. Objetos de Conservación

Existen distintos criterios para definir las metas y los objetos de conservación en una red de AMP's (Sala et al. 2002, Roberts et al. 2003, Ballantine 2007, Mc Leod et al. 2009, Gaines et al. 2010). Este trabajo utiliza los criterios científicos, basados en procesos ecológicos, definidos por el MLPA (Saarman et al. 2013) el cual considera cuatro directrices para el diseño de la configuración espacial de las AMPs: representación de



Figuran 1.-Ubicación de la RMPCI (contorno gris). Las flechas indican los límites geográficos de la eco-región Ensenadense entre Bahía de Santa Mónica, EUA, y Punta Eugenia, México.

hábitats, replicación de hábitats, tamaño de las AMP y distancia entre las AMPs (Tabla II). Para ello utilizamos los hábitats marinos clave (16) como objetos de conservación y les asignamos distintas metas de conservación (10, 20 o 30%) según su importancia ecológica (Tabla III).

Con el fin de diferenciar entre el intermareal y el submareal, digitalizamos la línea de costa mediante imágenes satelitales históricas de Google Earth (GE), utilizando como referencia las imágenes con las mareas más bajas. En base a la Carta General Batimétrica de los Océanos (GEBCO_2014 Grid), extrajimos los distintos rangos de profundidad con ArcGis 10 (ESRI): de 0-30m, de 30-100m, de 100-200m, y más de 200m. Hicimos una caracterización fina de los hábitats marinos clave en la RMPCI, desde el intermareal hasta las 3 millas, náuticas mediante la visualización de varias imágenes satelitales históricas de GE y la incorporación de información existente. Seguidamente validamos en campo la información obtenida con las imágenes satelitales mediante observaciones, toma de fotografías y buceos. Finalmente validamos la caracterización obtenida con información existente (Guzmán del Prío, 2010, PRONATURA, Montaña-Moctezuma *et al.* 2013) y la revisión de expertos (Tabla I).

4.3. Costo socio-económico

Las actividades económicas más importantes que se desarrollan en la RMPCI son la pesca comercial, deportiva y la actividad acuícola. Para la pesca comercial obtuvimos la ubicación espacial de cada campo pesquero y el número de pangas que opera en cada uno y el recurso que se extrae (Enriquez *et al.* 2007). Además, obtuvimos información proveniente de CONAPESCA (consultado en 2015) sobre la ubicación espacial de cada concesión o permiso de pesca de erizo rojo (*Mesocentrotus franciscanus*) y el número de pangas que operan en cada uno. Para la pesca deportiva utilizamos información del trabajo

Tabla I.- Fuentes utilizadas para generar el SIG con información de la distribución de los hábitats marinos clave, las actividades pesqueras y acuícolas, y los impactos humanos sobre los ecosistemas marinos de la RMPCI.

Producto	Fuente	Descripción
Hábitats	Caracterización	Google Earth Se digitalizó la línea de costa entre el intermareal y submareal tanto en continente como en islas y se diferenció entre intermareal rocoso o playa. Se digitalizaron las áreas con fondos rocosos, bosques de macroalgas e islotes, y se asumió que todo lo demás es fondo arenoso
		GEBCO Se extrajeron las isolíneas batimétricas de 30, 100, y 200 metros para obtener los distintos rangos de profundidad de los hábitats
		PRONATURA Se obtuvieron los polígonos con los hábitats (marismas, llanuras de marea y canales) del estero de Punta Banda y de Bahía San Quintín
	Validación	Campo Se visitaron 32 puntos identificados previamente. En campo se hicieron observaciones, se tomaron fotografías y en algunos casos se realizaron buceos
		G. Montaña <i>et al.</i> 2013, Guzman de Proo (2010) y mapas de pesca deportiva Se utilizaron polígonos disponibles de la distribución de los mantos de bosques de macroalgas, mapas generales de los fondos rocosos de la costa occidental de Baja California, mapas generales que incluyen la distribución de los bosques de macroalgas y de los fondos rocosos para comparar con los digitalizados y/o completar algunas zonas
		Comité de expertos Reunimos a algunos expertos de la región para que visualizasen la caracterización de los hábitats y para que aportasen su conocimiento
Actividad socio-económica	Caracterización	Enriquez <i>et al.</i> (2007) Se introdujeron las coordenadas de los campos pesqueros, número de pangas que operan y tipos de recursos que se extraen en ellos
		CONAPESCA Se introdujeron los polígonos de cada concesión o permiso de pesca de erizo rojo (<i>Mesocentrotus franciscanus</i>) y el número de pangas que operan
		Sosa <i>et al.</i> 2013, Mapas de pesca deportiva Se introdujo información sobre el número de pangas que operan en 7 regiones distintas (Rosarito, Ensenada, Eréndira, Colónet, Camalú, San Quintín y Punta Baja) para la pesca deportiva y las áreas y sitios de pesca deportiva
		CONAPESCA Se introdujeron los polígonos de las concesiones de acuicultura otorgadas
Impacto humanos	Caracterización	Se hizo una selección de 13 impactos humanos presentes en toda la RMPCI: Entrada de nutrientes, contaminación inorgánica, contaminación por ruido/luz, contaminación atmosférica, actividad de embarcaciones comerciales, contaminación proveniente de las embarcaciones comerciales y los puertos, pesca demersal destructiva, pesca demersal no destructiva con alta captura incidental, pesca demersal no destructiva con baja captura incidental, pesca pelágica con baja captura incidental, anomalías en la temperatura superficial, anomalías en la radiación UV, acidificación del océano

Tabla II.- Directrices basadas en criterios científicos para diseñar redes de AMPs y las metas y objetivos de conservación asociados a cada directriz.

Categoría	Directrices para el diseño	Metas	Objetivos del diseño
Representación de Hábitat	Cada hábitat marino clave tiene que ser representado en la red de AMPs	10, 20, o 30%*	Proteger la diversidad de especies que viven en diferentes ambientes y que se mueven entre distintos hábitats durante su ciclo de vida
Replicación de Hábitat	Los hábitats marinos claves deberían ser replicados en múltiples AMP's a	Mínimo dos replicas	Proteger la diversidad de las especies y de las comunidades que ocurren a través de grandes gradientes ambientales
Tamaño AMP	Las AMPs deberían extenderse desde la zona intermareal hasta aguas profundas fuera de la costa	23-100 km ² .	Proteger las poblaciones adultas y la diversidad de especies, así como el movimiento de individuos que viven a diferentes profundidades y usan distintos hábitats durante su ciclo de vida
Espaciado	Las AMPs deberían estar espaciadas entre sí a una distancia máxima	50-100km	Facilitar la dispersión y la conectividad de peces e invertebrados entre las AMP's

*Criterio modificado en relación al MLPA

Tabla III.- Hábitats marinos clave basados en las características de conservación biofísicas del MLPA. Clasificamos los hábitats según se encuentran en continente, estuario, o isla.

	Hábitat	Objetivo (%)
Continente	Playa	10
	Fondo arenoso (submareal-30 m)	10
	Fondo arenoso(30-100m)	10
	Fondo arenoso (100-200m)	10
	Fondo arenoso (>200m)	10
	Intermareal rocoso	20
	Fondo rocoso (submareal)	20
	Islote*	20
	Bosque de macroalga	30
Estuario	Canal	30
	Marisma	30
	Llanura de marea	30
Isla	Playa	10
	Intermareal rocoso	20
	Fondo rocoso (submareal)	20
	Bosques de macroalgas	30

*Hábitat añadido que no figura en el MLPA

de Sosa y colaboradores (2013), sobre los sitios y áreas de pesca y el número de pangas que operan en 7 regiones distintas y lo completamos con información procedente de mapas de pesca deportiva (FISH.n.MAP CO., Baja California North y Sportfishng Atlas Baja California Edition). Para la actividad acuícola, obtuvimos los polígonos de las concesiones acuícolas de CONAPESCA (consultado en octubre de 2015) (Tabla I).

Para cuantificar el costo socio-económico que representaría que una Up sea seleccionada dentro de la solución de la red de AMPs, calculamos el costo de oportunidad (Ban *et al.* 2009), como una sumatoria ponderada del esfuerzos pesquero comercial, deportivo y de la actividad acuícola. Con el fin de tener una medida fiable, no incluimos datos de captura ni de derrame económico ya que estos presentan una baja resolución espacial y una baja confiabilidad.

4.3.1. Pesca Comercial

Cuantificamos el esfuerzo pesquero comercial en base a dos aproximaciones: el esfuerzo pesquero en cada campo pesquero (E_{cam}) y el esfuerzo pesquero en cada concesión de un recurso (E_{con}). Calculamos el esfuerzo comercial en el área de influencia de cada campo pesquero (delimitado según los polígonos de las concesiones que se encuentran en un campo pesquero) con el fin de obtener una aproximación general del esfuerzo pesquero comercial para toda la región. Para ello, cuantificamos el esfuerzo pesquero comercial en cada campo pesquero relativo a cada unidad de planeación (E_{cami}):

$$E_{cami} = p * a_i/a_{cam}$$

en donde, p representa el número de pangas que operan en cada campo pesquero, a_i el área en la unidad de planeación i , y a_{cam} el área total de pesca en cada campo pesquero.

La mayor parte de las pesquerías económicamente relevantes en la RMPCI se asocian a los fondos rocosos (arrecifes rocosos y bosques de macroalgas). Con el fin de

tener una medida que represente esas pesquerías, calculamos el esfuerzo pesquero en cada concesión de erizo rojo *Mesocentrotus franciscanus*. Decidimos basarnos en el erizo rojo ya que es el único recurso asociado a los fondos rocosos económicamente relevante que es compartido en la totalidad de la región y que presenta información confiable. Para ello, calculamos el esfuerzo pesquero comercial en cada concesión de erizo rojo relativo a cada unidad de planeación (E_{coni}):

$$E_{coni} = p * a_i/a_c$$

en donde p representa el número de pangas que operan en cada campo pesquero, a_i el área de fondo rocoso en la unidad de planeación i y a_c el área de fondo rocoso en la concesión c . Para calcular el esfuerzo pesquero comercial relativo a cada unidad de planeación hicimos una sumatoria ponderada de ambos esfuerzos, tal que (C_i):

$$C_i = E_{cami} (\alpha) + E_{coni} (1-\alpha)$$

en donde α es un parámetro ponderado que incluimos para asignar el valor relativo de ambas aproximaciones. Debido a que la mayor parte de los recursos se extraen de los fondos rocosos decidimos asignar una ponderación a α de 0.2 asumiendo por tanto que el esfuerzo pesquero asociado a los fondos rocosos es cuatro veces mayor que el esfuerzo general (basado en las especies asociadas a este hábitat). Así, este método de calcular C_i permite asignar un valor de costo comercial a todas las Ups presentes en la región de planeación y un mayor valor a las Ups que presentan arrecifes rocosos.

4.3.2. Pesca deportiva

En base al trabajo de Sosa y colaboradores de 2013, dividimos la región de planeación en 7 zonas de pesca deportiva, con el fin de calcular el esfuerzo pesquero deportivo para cada región (D_i):

$$D_i = p/a_r$$

en donde p es el número de pangas y a_r el área en la región r . Debido a la falta de información espacial detallada, cada U_p que coincidió con puntos o polígonos de pesca deportiva (Sosa *et al.* 2013 y mapas de pesca deportiva) le asignamos el valor de esfuerzo de la región en la que se ubicó.

4.3.3. Actividad Acuícola

En base a la información obtenida de CONAPESCA sobre la ubicación espacial de las concesiones acuícolas, cuantificamos el porcentaje del área de concesión acuícola relativa a cada unidad de planeación (A_i):

$$A_i = a_{ci}/a_i * 100$$

en donde a_{ci} representa el área de concesión acuícola c en una unidad de planeación i , y a_i el área de cada unidad de planeación.

4.3.4. Costo de oportunidad

Una vez cuantificado el costo asociado a la pesca comercial, deportiva, y la actividad acuícola, estandarizamos cada uno de 0 a 1000. Seguidamente cuantificamos el costo de oportunidad relativo a cada unidad de planeación (S_i) mediante una sumatoria ponderada de C_i , D_i y A_i :

$$S_i = C_i (\varphi) + A_i (\varphi-1) + D_i (\varphi-2)$$

en donde φ es un parámetro ponderado que se incluye para asignar el valor relativo de cada aproximación. Con el objetivo de otorgar una mayor importancia relativa a las distintas actividades socio-económicas, decidimos otorgar una ponderación de 3, 2 y 1. Como la pesca comercial representa la mayor fuente de generación de empleos en la RMPCI decidimos asignar un valor de φ de 3, siendo A_i (acuícola) la segunda en importancia y D_i (deportiva) la tercera. Para finalizar, estandarizamos el valor de S_i de 0 a 1000.

4.4. Condición del hábitat

Un área puede cumplir con las metas y objetivos de conservación y presentar un bajo costo de oportunidad, pero no significa que esté en buen estado. Con el fin de obtener una medida de la condición del hábitat para la RMPCI y en base a los datos de Halpern y colaboradores (2009), seleccionamos aquellos impactos humanos (Tabla I) que presentan información para toda la región de planeación (13 impactos). Estandarizamos cada uno de los impactos de menor a mayor impacto, los sumamos, y estandarizamos; obteniendo un valor único de impacto acumulado para cada Up de 0 a 1000 (menor a mayor impacto). Seguidamente clasificamos los valores de impacto acumulado en cuatro intervalos iguales correspondientes a: 1. Condición muy buena (C1): de 0 a 250, 2. Condición buena (C2): 251-500, 3. Condición regular (C3): 501-750, 4. Condición mala (C4): 751-1000. En base a esta clasificación, dividimos cada uno de los 16 objetos de conservación (hábitats) en cuatro, obteniendo un total de 64 sub-hábitats. Elaboramos unos criterios para asignar las metas de conservación para cada sub-hábitat (Tabla IV) con el objetivo de priorizar aquellos que presentan mejor condición, y que a su vez su sumatoria cumpla con las metas (10, 20 o 30%) de cada hábitat (M_h)

$$M_h = c_1(p_1)/a_h + c_2(p_2)/a_h + c_3(p_3)/a_h + c_4(p_4)/a_h$$

en donde c_1 representa el área del sub-hábitat con condición muy buena, p_x la meta fijada para cada sub-hábitat x (de 1 a 64), a_h el área del hábitat h (de 1 a 16), c_2 el área del sub-hábitat con condición buena, c_3 el área del sub-hábitat con condición regular, y c_4 el área del sub-hábitat con condición mala (siempre 0).

Con el objetivo de asignarles metas más altas de conservación, a aquellos hábitats que presentan mejor condición, utilizamos la siguiente secuencia sistemática de selección para obtener las distintas metas para cada sub-hábitat (M_{sh}): empezando por la condición

muy buena (c_1) subimos la meta p para cada sub-hábitat hasta que cumplió con M_h o hasta que llegó al valor fijado para M_{sh} (Tabla IV). Si no cumplimos con M_h , pasamos a la siguiente condición y repetimos el procedimiento hasta que alcanzamos M_h o el valor fijado para M_{sh} , y así sucesivamente. En el caso en el que alcanzamos M_h en la primera ronda, pasamos a la siguiente y aumentamos el p para c_1 (manteniendo los valores previos de c_2 y c_3), hasta que alcanzó M_h o el valor fijado para M_{sh} . Seguimos el procedimiento anterior hasta alcanzar la meta del hábitat.

4.5. Capacidad de vigilancia

Para que una AMP produzca los beneficios deseados es imprescindible su correcta vigilancia. En Baja California, los pescadores se les otorgan concesiones y/o permisos (de ahora en adelante le llamaremos concesiones) de pesca bien delimitados, para el aprovechamiento de los distintos recursos. En base a los polígonos de concesiones de pesca de erizo rojo, calculamos la capacidad que cada concesionario tendría de vigilar su área (basado en un modelo de manejo participativo por parte de los pescadores) en base a tres medidas (Tabla V): 1. Capacidad de regulación (dividimos el número de

Tabla IV.- Criterios desarrollados para calcular la meta de conservación para cada sub-hábitat (M_{sh})

Sub-hábitat	Meta hábitat 10%		Meta hábitat 20%		Meta hábitat 30%	
	1 ^{era} Meta sub-hábitat (%)	2 ^{nda} Meta sub-hábitat (%)	1 ^{era} Meta sub-hábitat (%)	2 ^{nda} Meta sub-hábitat (%)	1 ^{era} Meta sub-hábitat (%)	2 ^{nda} Meta sub-hábitat (%)
C1	20	25	40	50	60	70
C2	10	12.5	20	25	30	35
C3	5	6.25	10	12.5	15	17.5
C4	0	0	0	0	0	0

embarcaciones entre el área de fondo rocoso de cada concesión), 2. Distancia de los campos pesqueros a los fondos rocosos más alejado dentro de su concesión, 3. Tipo de costa (Bowden *et al.* 1971). Para cuantificar estas medidas asumimos que las concesiones con mayor número de embarcaciones por área de fondo rocoso (dentro de su concesión), con menores distancias entre el campo pesquero al fondo rocoso más alejado (dentro de una concesión) y con costas más elevadas presentan mayor capacidad de vigilancia. Los valores obtenidos de cada medida los clasificamos en cuatro categorías: muy buena, buena, regular, mala y les otorgamos valores de 25, 50, 75 y 100 respectivamente. Seguidamente sumamos los valores de las tres medidas para cada concesión y los estandarizamos de 0 a 1000, obteniendo así una aproximación a la capacidad de vigilancia de cada concesión. Asumimos que a mejor capacidad de vigilancia (valores bajos) menor será el costo que representaría para cada concesión mejorar su capacidad de vigilancia (Cv_c). Los valores obtenidos para cada concesión se asignaron a cada Up que se encuentra dentro de una concesión de erizo rojo.

Tabla V.- Criterios de valoración desarrollados para calcular la capacidad de vigilancia de las cooperativas basándose en los polígonos de concesiones o permisos de pesca de erizo rojo (*Mesocentrotus francicanus*).

Criterios	Muy buena	Buena	Regular	Mala
Capacidad de vigilancia (n° pangas/área fondo rocoso)	1000-751	750-501	500-251	250-0
Distancia campos pesqueros al fondo rocoso más alejado	Entre 0 y 4 km	Entre 4 y 8 km	Entre 8 y 12 km	>12 km
Tipo de costa	Acantilados altos	Acantilados intermedios	Acantilados bajos	Sin acantilados

4.6. Costo Combinado

Con el objetivo de obtener una medida que incluya tanto el costo de oportunidad S_i como el costo de vigilancia C_{v_c} calculamos el costo combinado relativo a cada unidad de planeación (C_{comi}) mediante una sumatoria ponderada de S_i y C_{v_c} :

$$C_{comi} = S_i (\rho) + C_{v_c} (\rho-1)$$

en donde ρ es un parámetro ponderado que incluimos para asignar el valor relativo de cada aproximación. Asumimos que el costo de oportunidad S_i es más relevante que el costo de vigilancia y decidimos asignar un valor de ρ de 2. Para finalizar, estandarizamos el valor de C_{comi} .

4.7. Seleccionar Áreas Protegidas

En la planeación sistemática de la conservación existen herramientas que solucionan el problema de conjunto mínimo, es decir identifican las áreas que cumplen con las metas de conservación y que a su vez representan el mínimo costo posible (ej. socio-económico) (Klein *et al.* 2008a, Ardron *et al.* 2010, Mazor *et al.* 2013). Marxan es un sistema de soporte de decisiones (SSD) comúnmente utilizado en planeación de la conservación (Ball y Possingha 2000, Ball *et al.* 2010) que se basa en algoritmos heurísticos para generar diversas soluciones “óptimas” mediante la recombinación simulada. Las soluciones no son del todo buenas porque las restricciones (ej. costos de oportunidad) de selección no permiten generar una red de AMPs completamente óptima. Sin embargo, el algoritmo

Tabla VI.- Criterios de valoración desarrollados para calcular la capacidad de vigilancia de las cooperativas basándose en los polígonos de concesiones o permisos de pesca de erizo rojo (*Mesocentrotus francicanus*) permite seleccionar áreas que cumplen con los objetivos de conservación mientras minimizan su perímetro y los costos de las Ups.

4.8. Escenarios de Planeación

Con el fin de generar una red de AMPs para la RMPCI que pueda ser ecológicamente enlazable (mismos criterios de diseño) con la ya existente en el sur de California generamos 4 tipos de escenarios con Marxan. En cada escenario fuimos incorporando más consideraciones, en el escenario 1 (el más simple) llamado “representación” solamente consideró los objetos de conservación basados en la representación de los hábitats clave (10, 20, 30%) y el costo lo igualamos al área de la Up. En el escenario 2 llamado “costo” incorporamos la medida múltiple de costo socio-económico (Si) con el fin de minimizar el costo que representaría para las pesquerías comerciales y deportivas y para la actividad acuícola. En el escenario 3 llamado “condición” incluimos la condición del hábitat para priorizar las áreas que presenten menos impactos humanos acumulados, y en el escenario 4 llamado “capacidad de vigilancia” además de cumplir con las demás consideraciones, sustituimos el costo Si por el costo combinado (C_{comi}), con el fin de incorporar la capacidad de vigilancia de cada concesionario de erizo rojo. En el último escenario, todas las Ups que no están dentro de una concesión de erizo rojo quedaron fuera de la solución, menos aquellas que presentan hábitats de estuario).

Para cada escenario con Marxan generamos 100 soluciones, cada una con una configuración espacial diferente. Evaluamos los resultados utilizando tanto la “mejor solución” (la mejor solución de las 100 generadas con Marxan), como la frecuencia de selección (el número de veces que una unidad de planeación fue seleccionada en las 100 soluciones). Así mismo, comparamos los distintos escenarios entre sí.

4.9. División de la región de planeación

En la RMPCI la mayor parte de la población humana se concentra al norte (Figura 2), entre las ciudades de Tijuana a Ensenada. Esperamos que esta peculiaridad distribuya de forma heterogénea los costos socio-económicos y la condición del hábitat y por tanto la ubicación de las zonas prioritarias para la conservación. Para entender y analizar los resultados obtenidos del ejercicio de priorización decidimos dividir la RMPCI en tres regiones (norte, centro y sur).

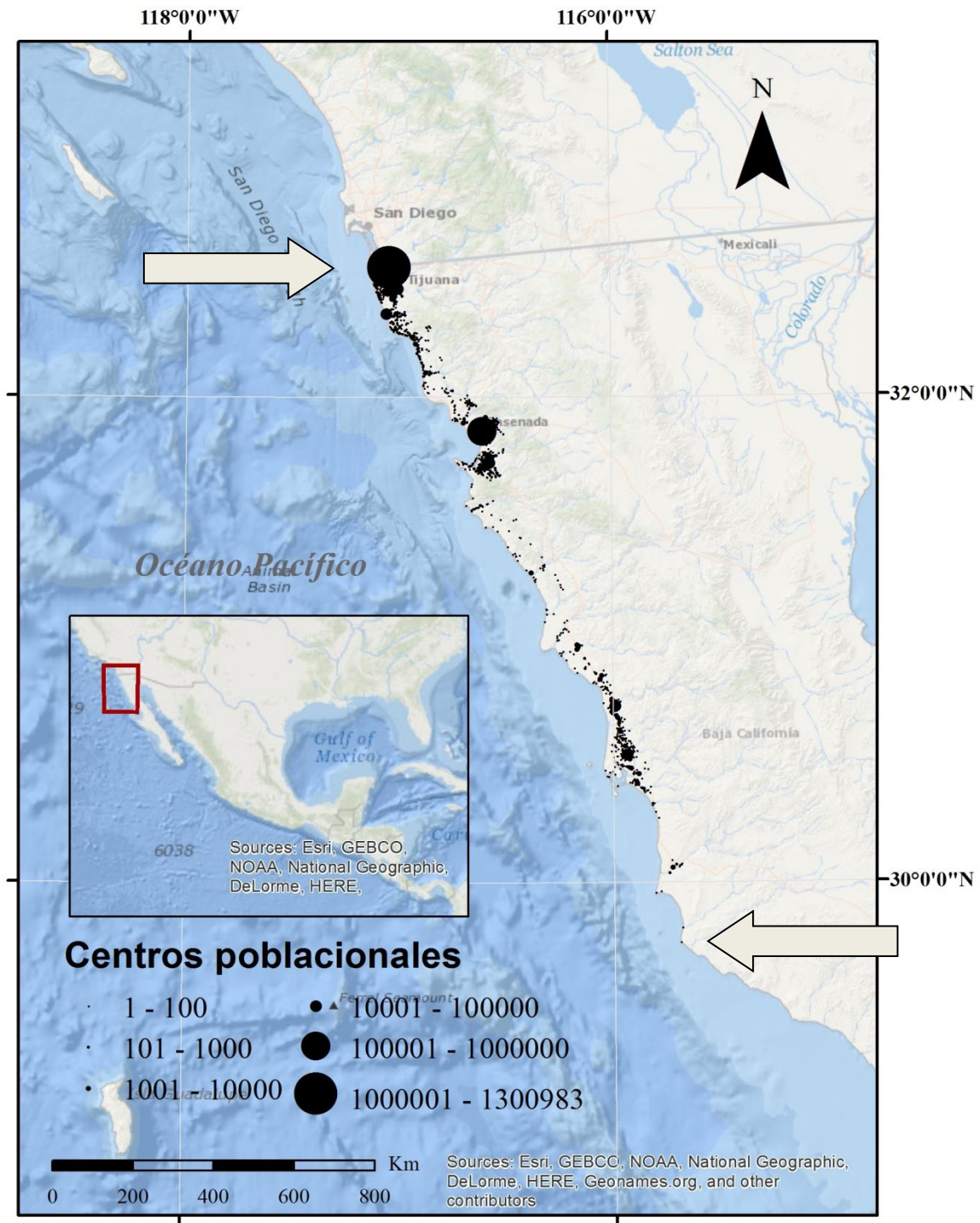


Figura 2.-Densidad poblacional expresada en número de personas en los centros poblacionales (círculos negros). Las flechas indican los límites geográficos de la RMPCI entre la frontera internacional Tijuana-San Diego y Punta San Antonio, en Baja California, México.

5. RESULTADOS

5.1. Distribución de las distintas consideraciones de planeación

5.1.1. Hábitats marinos claves

La región norte presenta todos los hábitats y muestra el mayor porcentaje de intermareal rocoso, islotes, intermareal rocoso y submareal rocoso en islas, y representa la región con mayor complejidad batimétrica (Figura 3). En la región centro solo 9 hábitats están presentes y tiene el mayor porcentaje de submareal rocoso, aunque no presenta hábitats de islas ni de estuarios. En la región sur todos los hábitats están presentes y tiene el mayor porcentaje de bosques de macroalgas, playas, hábitats de estuarios, y playas y bosques de macroalgas en islas (Tabla VI).

5.1.2. Costos socio-económicos

La región norte de la RMPCI presenta el mayor costo de oportunidad para la conservación tanto en la pesca comercial y recreativa como para las actividades acuícolas (Tabla VII), y representa el 44% del costo total en la RMPCI (Figura 5). La región central presenta el segundo costo más elevado en la pesca comercial y la región sur tiene el segundo costo más alto para la pesca recreativa y la actividad acuícola. El costo de oportunidad total para ambas regiones es muy similar (27,37 y 28,65 %).

5.1.3. Condición del hábitat

De las 3781 unidades de planeación, 7.6% muestran una condición muy buena, 65.4% una condición buena, 23.4% una condición regular y 3.5% una condición mala. Como esperábamos y debido a la distribución demográfica los impactos humanos acumulados y la condición del hábitat presenta un gradiente de mayor a menor impacto de norte a sur (Figura 6 y 7). Los hábitats de mala condición y la mayoría de los de condición regular se encuentran en la región norte. Los de condición buena se encuentran en las tres

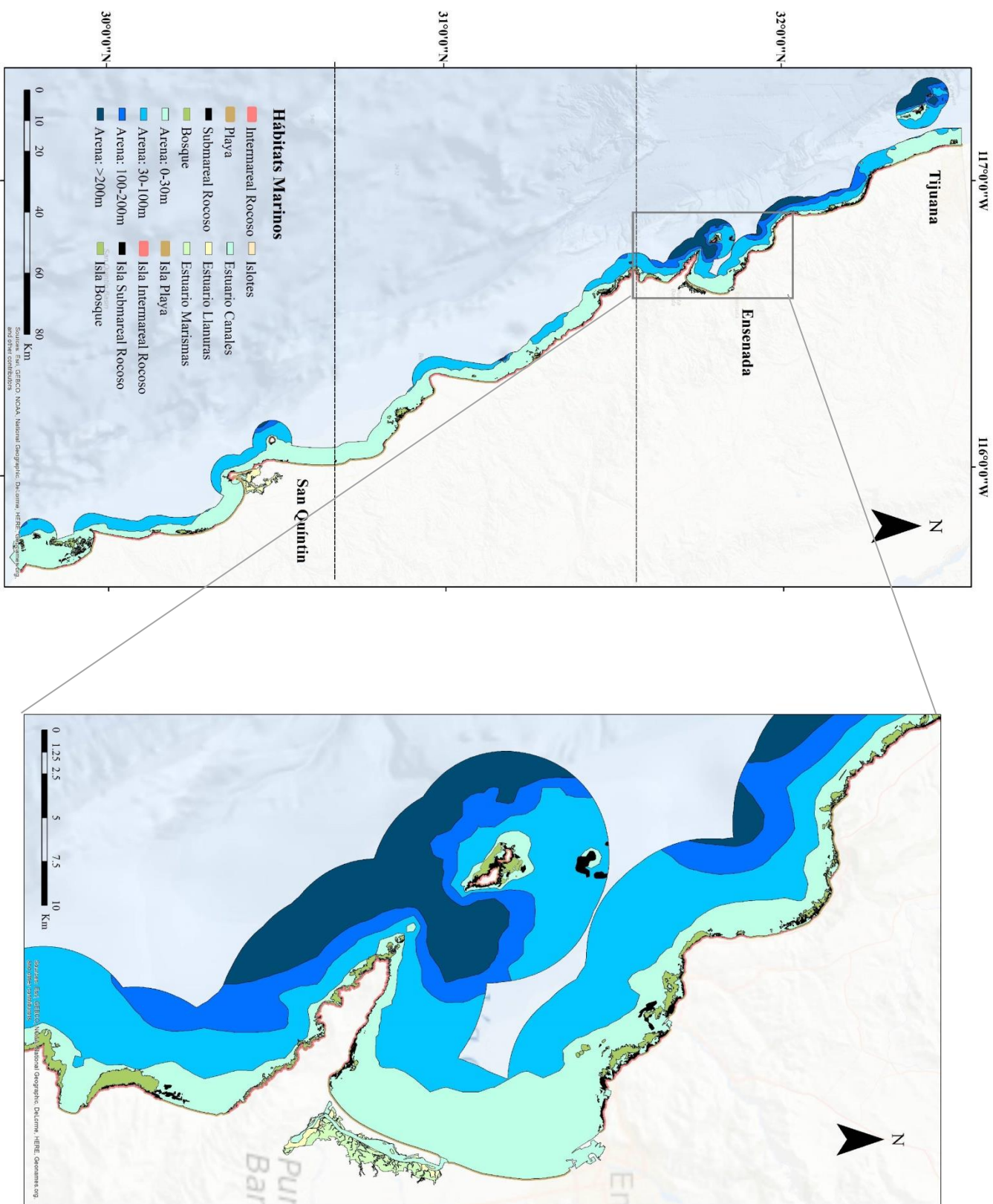


Figura 3.- Distribución de los hábitats marinos clave del inter y submareal de la RMPCI, Baja California, México.

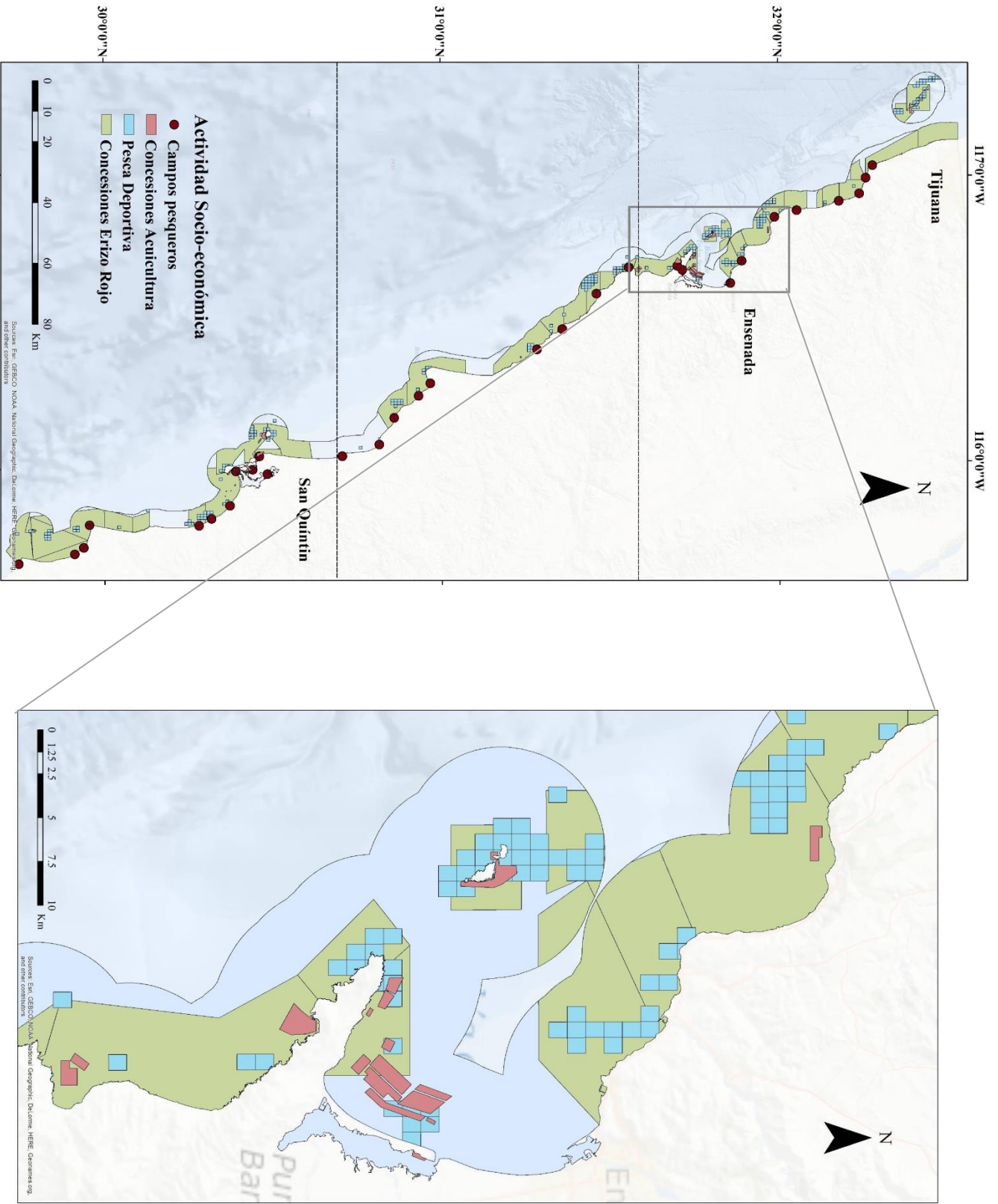


Figura 4.-Distribución de las distintas actividades socio-económicas de pesca comercial (campos pesqueros y concesiones de erizo rojo), deportiva y de la actividad acuícola en la RMPC I, Baja California, México.

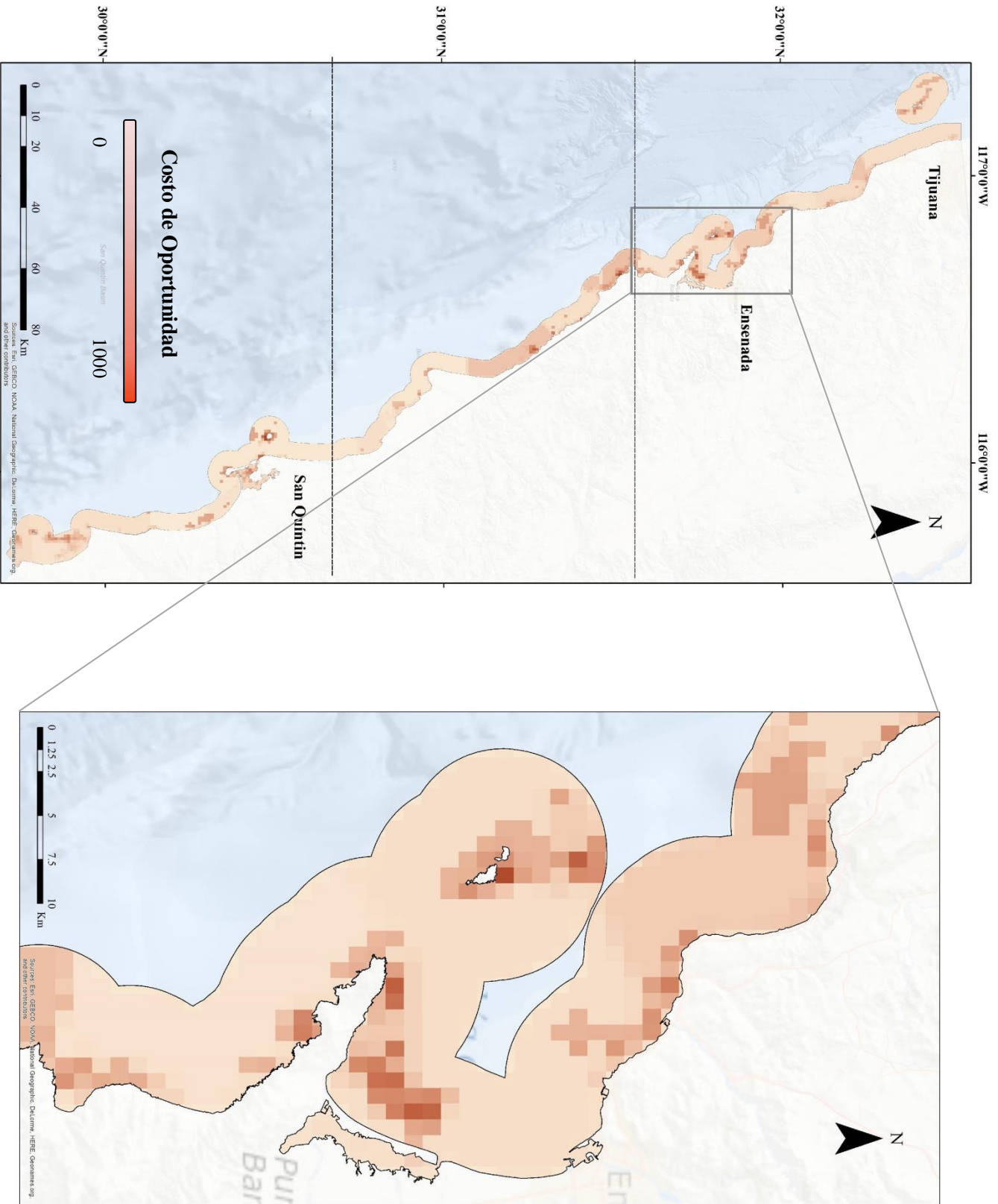


Figura 5.- Distribución del costo de oportunidad socio-económico para la pesca comercial, deportiva y la actividad acuícola en la RMPCI, Baja California, México. Los valores están normalizados, siendo 0 el mínimo y 1000 el máximo.

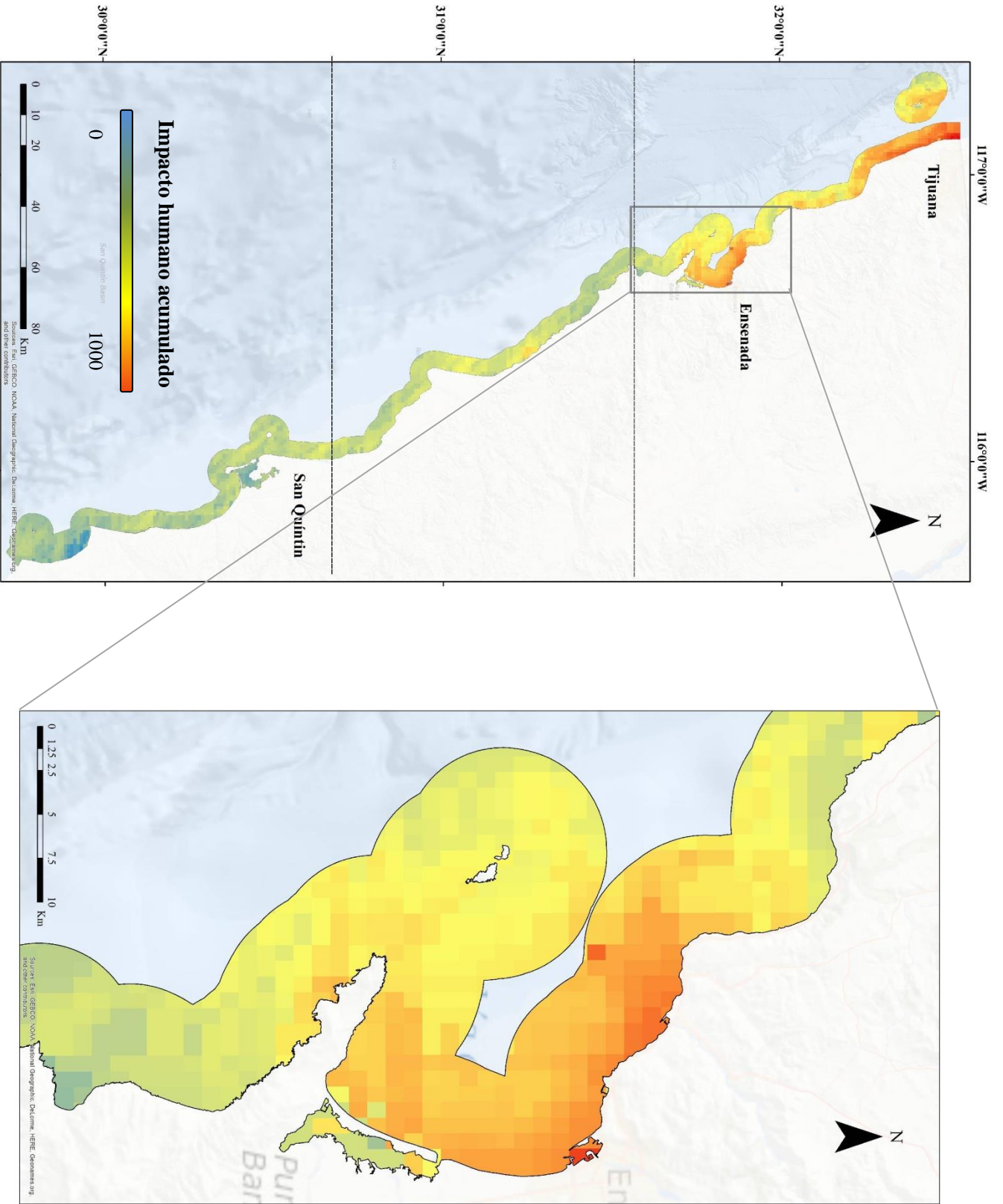


Figura 6.- Distribución de la sumatoria de los 13 impactos humanos sobre los ecosistemas marinos en la RMPCI, Baja California, México. Los valores están normalizados, siendo el mínimo 0 y el máximo 1000.

Tabla VII.- Porcentaje presente de los hábitats marinos clave para cada una de las tres regiones. R1: Región norte, R2: Región centro y R3: Región sur.

	Hábitat	R1 (%)	R2 (%)	R3 (%)
Continental	Playa	32.1	29.3	38.6
	Fondo arenoso (submareal-30 m)	22.4	34.3	43.3
	Fondo arenoso(30-100m)	44.7	21.4	33.9
	Fondo arenoso (100-200m)	90.4	2.3	7.3
	Fondo arenoso (>200m)	97.9	0.6	1.5
	Intermareal rocoso	47	36.4	16.6
	Fondo rocoso (submareal)	36.1	39.1	24.8
	Islote*	71.5	15	13.5
	Bosque de macroalga	32.6	29	38.4
Estuario	Canal	24.2	0	75.8
	Marisma	5.9	0	94.1
	Llanura de marea	31.4	0	68.6
Isla	Playa	46.4	0	53.6
	Intermareal rocoso	69.6	0	30.4
	Fondo rocoso (submareal)	64.4	0	35.6
	Bosques de macroalgas	40.7	0	59.3

Tabla VIII.- Porcentaje del costo (Cos) de oportunidad de la pesca comercial, deportiva, acuícola y del combinado para las tres regiones, como una sumatoria del costo de cada Up seleccionadas en la mejor solución dividido por el total del costo de oportunidad. Se muestra el número de Ups que presentaron distinta condición del hábitat (Con) y capacidad de vigilancia (Cap) para las tres regiones. R1: Región norte, R2: Región centro y R3: Región sur.

Cos	R1 (%)	R2 (%)	R3 (%)	Con	R1 (UPs)	R2 (UPs)	R3 (UPs)	Cap	R1 (Ups)	R2 (Ups)	R3 (Ups)
Comercial	42,22	33,63	24,15	Muy buena	0	16	273	Muy buena	19	139	0
Deportivo	47,14	18,71	34,15	Buena	518	909	1047	Buena	395	205	177
Acuícola	54,96	0,04	44,64	Regular	864	22	0	Regular	487	227	429
Total	43,98	28,65	27,37	Mala	132	0	0	Mala	26	0	336

regiones (aunque más en el centro y sur) y la mayoría de los de condición muy buena en la región sur (Tabla VI).

5.1.4. Capacidad de vigilancia y costo combinado

De las 2240 Ups que se ubican dentro de las concesiones de erizo rojo, 6.5% muestran una capacidad de vigilancia muy buena, 31.9% buena, 46.8% regular y 14.8% mala (Tabla VI). La mayoría de las Ups que presentan una capacidad de vigilancia muy buena se encuentran en la región centro mientras que la mayoría de capacidad buena y regular se ubican en el norte. Mientras que prácticamente todas las Ups que presentan mala capacidad de regulación se encuentran en la región sur (Tabla VI). El costo combinado (costo de oportunidad más la capacidad de vigilancia) (Figura 8), presenta un mayor costo en la región sur (44%) que la norte (36,5%) y la centro (19,5%).

5.2. Escenarios y áreas prioritarias

5.2.1. Mejor solución

Usamos la mejor solución de las 100 corridas con Marxan para evaluar el porcentaje de los criterios del MLPA cumplidos en los distintos escenarios y el costo de oportunidad que representan. Los escenarios diseñados con Marxan cumplieron entre un 78.5 y un 84.4% de los criterios del MLPA (Tabla VIII). Como era de esperar (el objetivo de Marxan es generar una solución que incluye un porcentaje asignado para cada hábitat) encontramos que todos los escenarios cumplieron con el criterio de representación de los hábitats. En los distintos escenarios un alto porcentaje de las AMPs cumplieron con el criterio de espaciado, y un menor porcentaje con los criterios de replicación de hábitats y el de tamaño de las AMPs. Al planear utilizando el área como costo (escenario 1), la red de AMPs representó el mayor costo de oportunidad en nuestra región de planeación (14.7%); sin embargo al

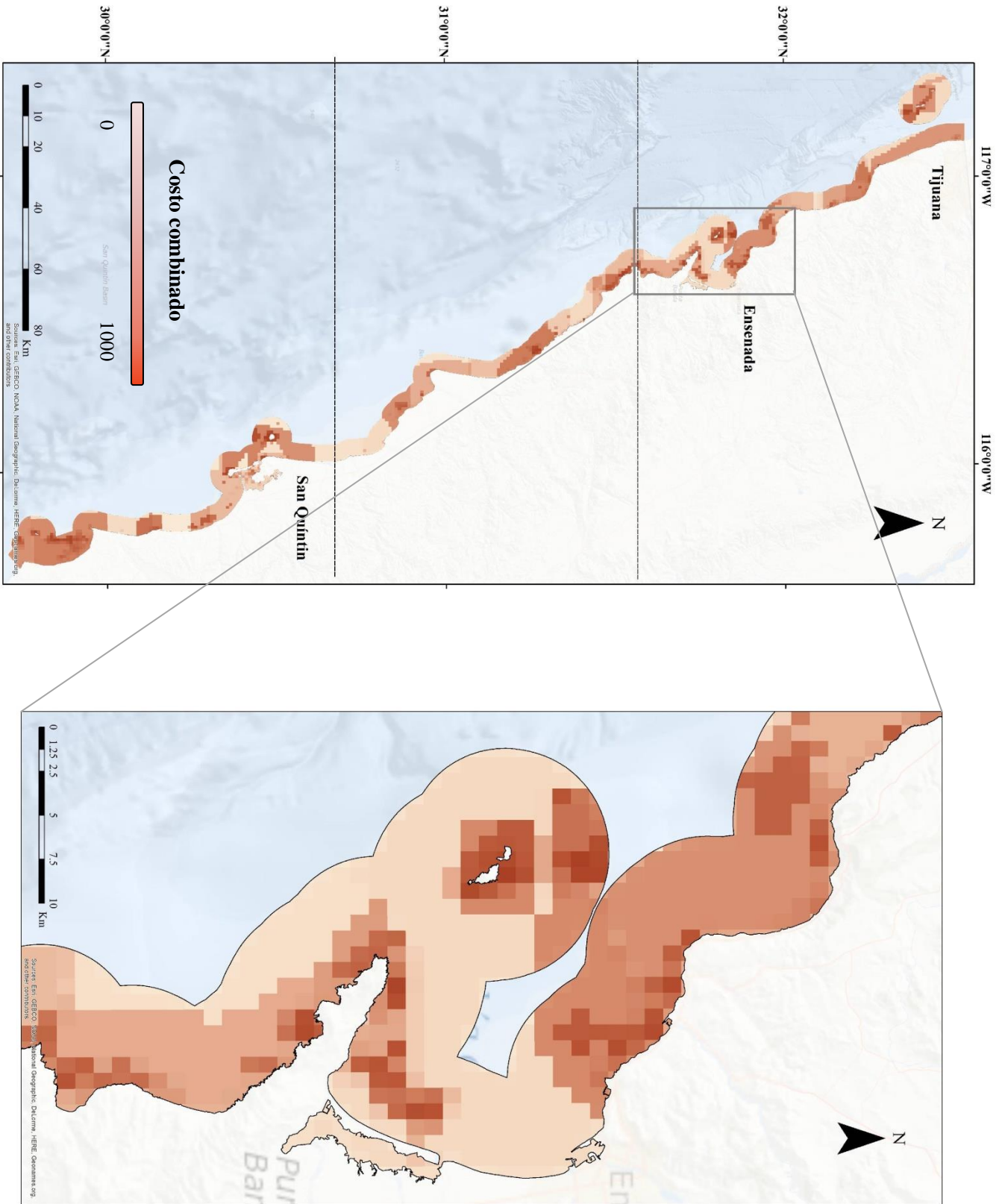


Figura 8.- Distribución del costo combinado que incluye el consto de oportunidad y el de vigilancia de las concesiones de erizo rojo de en la RMPC I, Baja California, México. Los valores están normalizados, siendo 0 el mínimo y 1000 el máximo.

Tabla IX.- Porcentaje que se cumplió de cada criterio del MLPA (representación de los hábitats, replicación de los hábitats, tamaño de las AMPs, espaciado entre las AMPs) y del total de criterios en la mejor solución de los distintos escenarios

Escenario	Representación (%)	Replicación (%)	Tamaño (%)	Espaciado (%)	Total (%)
1. Ecológico	100	50	75	100	81.3
2. Costo	100	75	62.5	100	84.4
3. Condición	100	75	60	85.7	80
4. Vigilancia	100	62.5	71.4	80	78.5

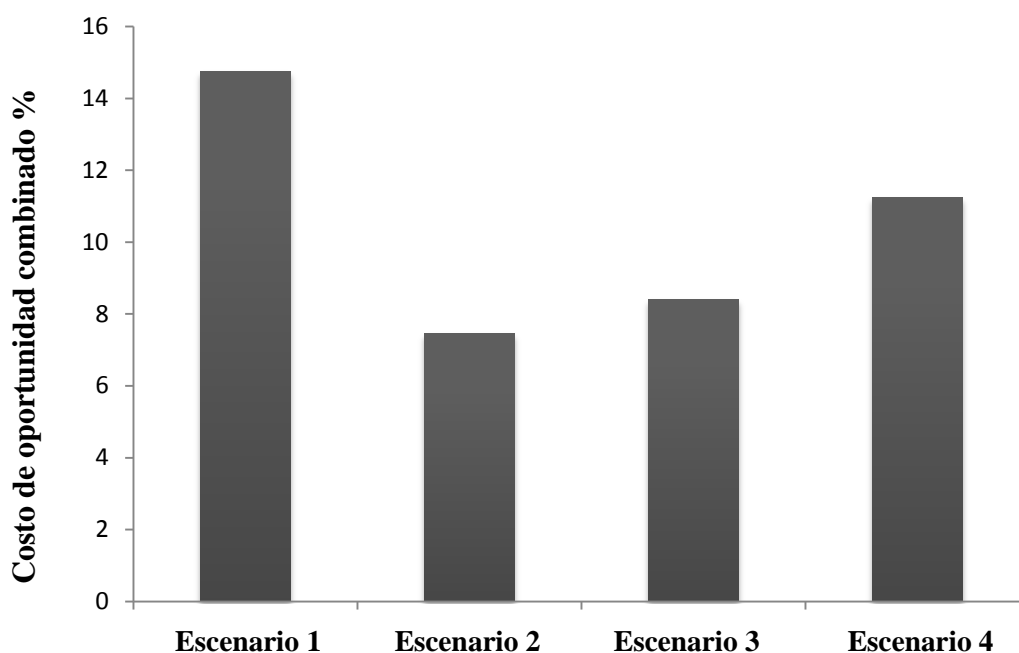


Figura 9.- Comparación del impacto que los distintos escenarios de redes de AMPs representarían a las actividades socio-económicas. El costo de oportunidad combinado (pesca comercial, deportiva y la actividad acuícola) se expresa como la suma de esfuerzo comercial y deportivo y la actividad acuícola para cada unidad de planeación que fue seleccionada en la mejor solución dividido por el total del costo de oportunidad combinado.

incluir la medida de costo socio-económico en los escenarios 2-4, el costo de oportunidad disminuye y representan un 7.5, 8.4 y 11.2%, respectivamente (Figura 9).

5.2.2. Frecuencia de selección

Usamos la frecuencia de selección con Marxan para analizar el efecto que tiene añadir más consideraciones sobre la selección de las Ups prioritarias (frecuencia de selección >50%). A medida que añadimos consideraciones a nuestros escenarios (1-4) encontramos que aumentó el número de unidades de planeación seleccionadas como prioritarias (Figura 10 y 12). Si solo consideramos la representación de los hábitats (ecológico), 1.7 % de las Ups surgen como prioritarias. Cuando añadimos el costo socio-económico (escenario 2-4), 5.6% de la Ups se seleccionaron como prioritarias en el escenario 2 (costo), 6% en el escenario 3 (condición) y 9.5% para el escenario 4 (vigilancia). A escala regional, cuando comparamos los escenarios 2-4, en el escenario 2 y 3 la mayoría de las Ups prioritarias se ubican en el sur (en el escenario 3 casi el 80% y solo un 4% en el norte) (Figura 11). Para el último escenario, la mayoría de las Ups prioritarias están en la región norte (48%) seguida de la región sur (31.9%) (Figura 12).

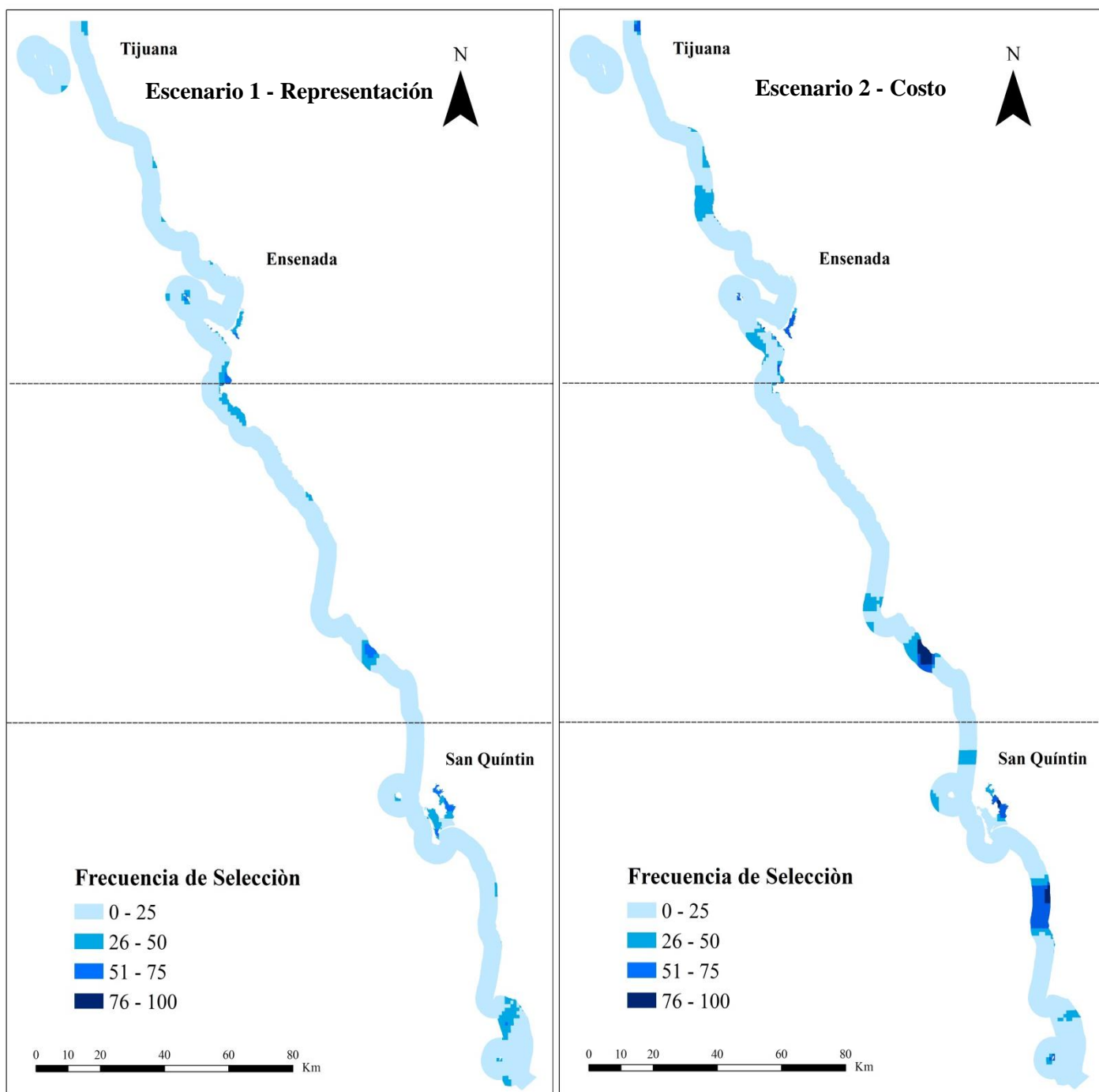
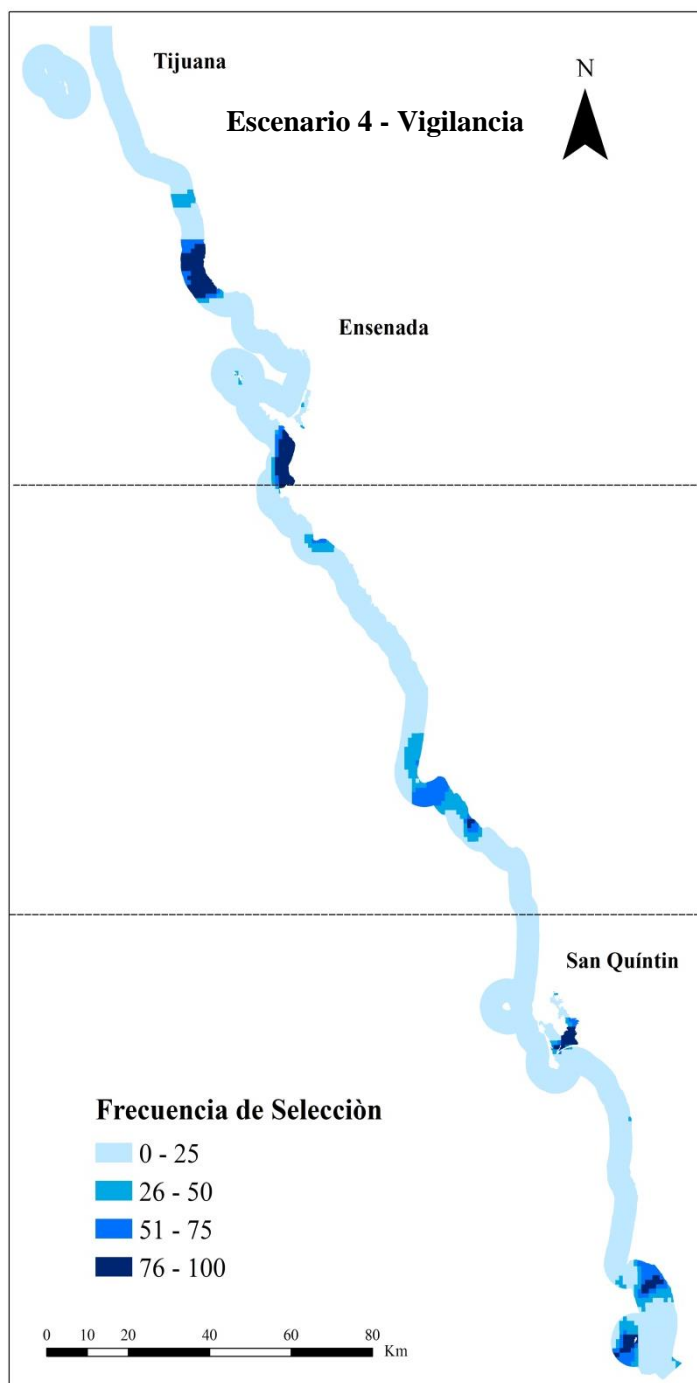
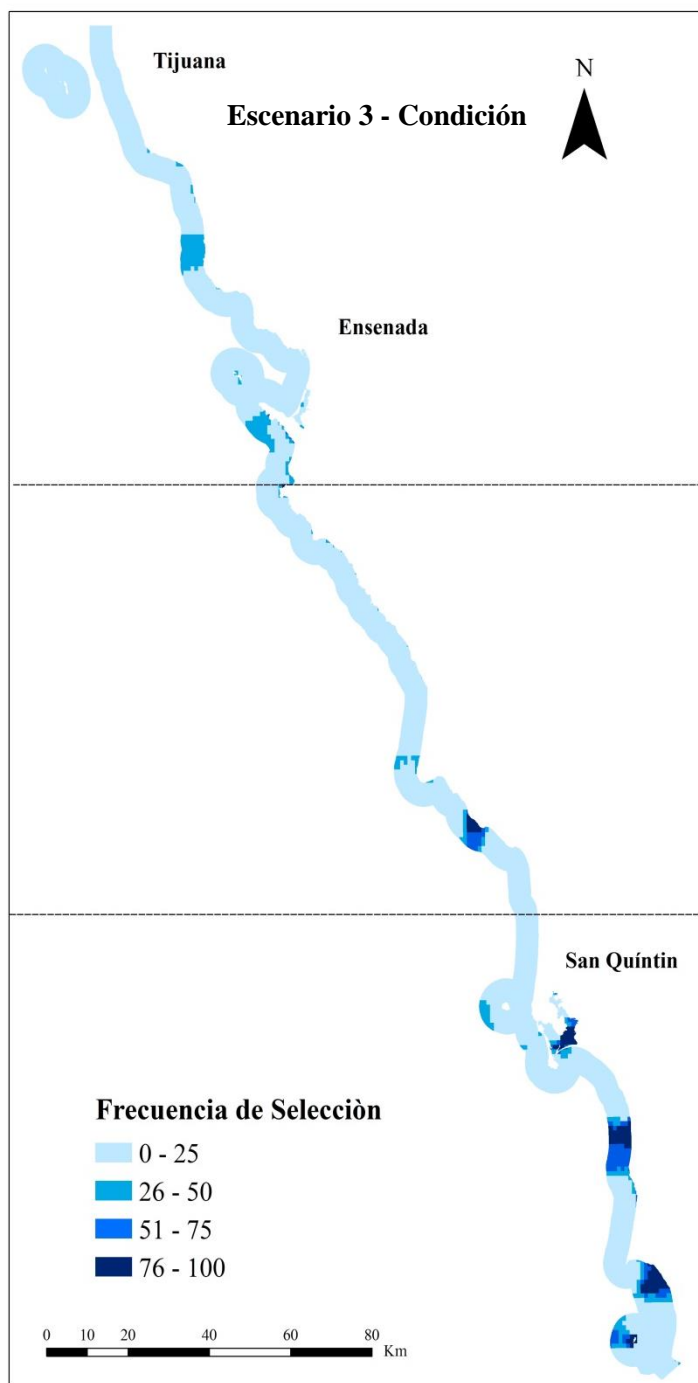


Figura 10.-Resultados con Marxan de los distintos escenarios que muestran la frecuencia de selección de cada Up (% de veces que una Up ha sido seleccionada en los 100 escenarios) para la RMPCI, Baja California, México.



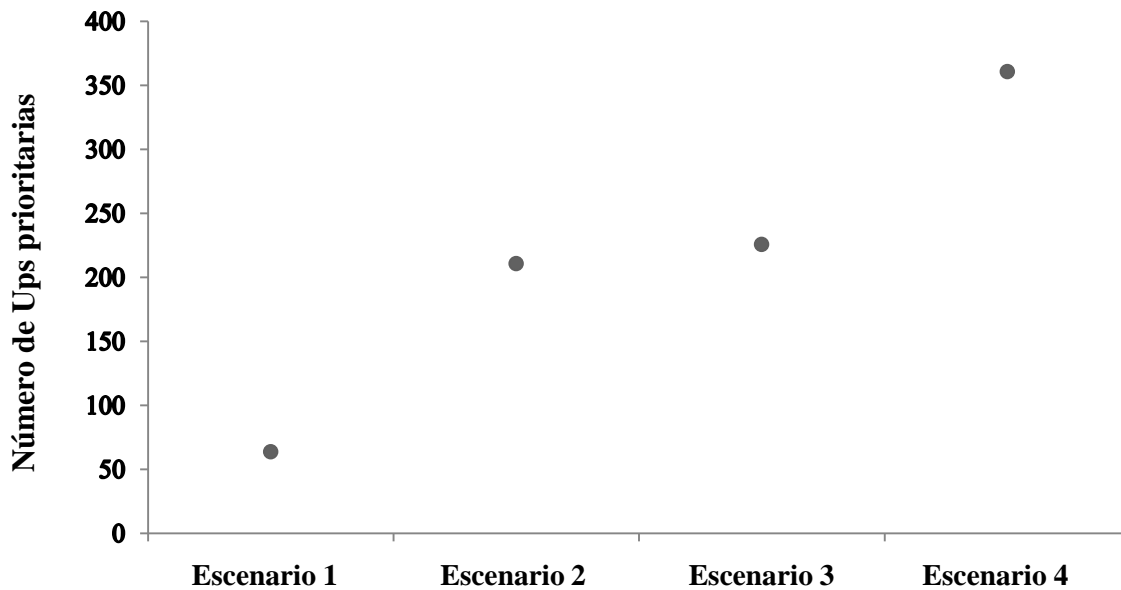


Figura 12.- Comparación del número de unidades de planeación prioritarias en los distintos escenarios. Las unidades de planeación prioritarias representan las Ups con una frecuencia de selección (el número de veces que una Up fue seleccionada en las 100 soluciones) mayor de 50%.

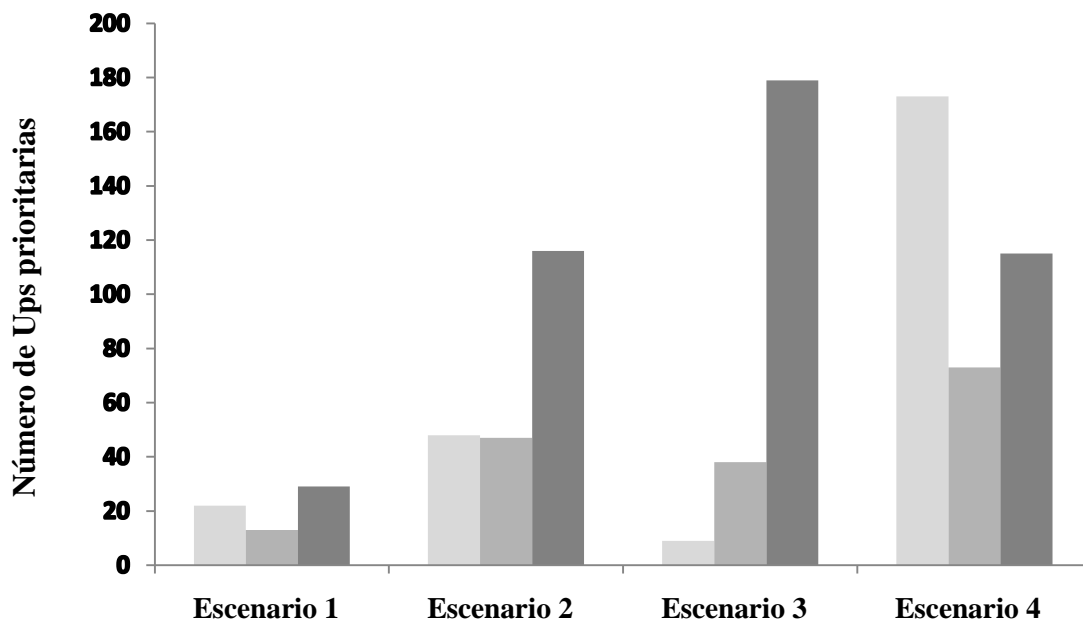


Figura 11.- Comparación del número de unidades de planeación prioritarias por región en los distintos escenarios de redes de AMPs. Las barras de color gris claro representan la región norte, las de gris intermedio la región centro y las de gris oscuro la región sur. Las unidades de planeación prioritarias representan las Ups con una frecuencia de selección (el número de veces que una Up fue seleccionada en las 100 soluciones) mayor de 50%.

6. DISCUSIÓN

Globalmente, existe una carrera para designar AMPs con el fin de lograr los objetivos que los países firmantes en la 10^{ma} Convención en Diversidad Biológica acordaron implementar, sobre todo el objetivo Aichi 11 de proteger el 10% de los ecosistemas marinos. Sin embargo, muchos países se han retrasado debido a la falta de información espacial de sus sistemas (Giakoumi *et al.* 2013) y/o de iniciativas que les permitan tomar decisiones fundamentadas en ciencia y la minimización de los conflictos sociales. Además, varias de las AMPs existentes no fueron diseñadas como parte de una red funcional, y mucho menos representan el sistema en su conjunto. En el presente trabajo recopilamos y generamos información ecológica y socio-económica e identificamos zonas prioritarias para una futura red de AMPs en Baja California que pueda ser ecológicamente enlazable con las ya existentes en el sur de California. Para ello utilizamos los mismos criterios científicos de diseño del MLPA y elegimos aquellas consideraciones que mejor representan el contexto social y de manejo de nuestra región. Este trabajo contribuye a la creciente literatura relacionada con la planeación para la conservación marina tanto sobre la importancia de planear en un contexto eco-regional y/o transfronterizo (Giakoumi *et al.* 2013, Mazor *et al.* 2013, Mazor *et al.* 2014), así como de incorporar múltiples consideraciones (Klein *et al.* 2013).

Las redes de AMPs propuestas en los distintos escenarios demostraron ser ecológicamente enlazables con las del sur de California. Todas cumplieron con la directriz de representación de hábitat (conservar un porcentaje de los hábitats marinos) y alcanzaron un porcentaje relativamente alto de cumplimiento de las demás directrices del MLPA. La meta de un ejercicio de priorización espacial no es diseñar una red de AMPs para su implementación, sino identificar zonas importantes para la conservación que guíen un

proceso real de planeación espacial marina (Moilanen *et al.* 2009). Por tanto, el hecho que las redes de AMPs de este trabajo no cumplan con el 100% de las directrices científicas del MLPA podría ser manejado de forma manual en un proceso de diseño final. Debido a que en California ya existe una red de AMPs, el objetivo de este trabajo no fue planear para toda la eco-region Ensenadense. Baja California tiene la oportunidad de nutrirse de los conocimientos y las experiencias de California y el reto de diseñar una red de AMPs a nivel regional que sea enlazable con la ya existente en California. El establecimiento de una futura red transfronteriza a escala eco-regional no solo sería ecológicamente y económicamente beneficioso sino que también promovería la cooperación entre ambos países para gestionar aquellas especies o ecosistemas compartidos. Como resultado, se podría producir un flujo de información e intercambio de tecnologías y experiencias entre ambos países (UNEP 2008). En este sentido ya existen varios esfuerzos para estudiar y compartir información sobre uno de sus ecosistemas más productivos. Recientes propuestas académicas como la iniciativa binacional de los ecosistemas de los bosques de macroalgas y las pesquerías asociadas entre Baja California y California (Ramirez-Valdez *et al.* 2016) o el grupo ABC (Alaska to Baja Consortium for Reef Monitoring) promueven la colaboración científica (programas de monitoreo, propuestas de investigación binacionales) y de recursos humanos (intercambio de alumnos e investigadores entre instituciones) entre ambos países con el fin de entender uno de los ecosistemas compartidos.

A nivel regional, pudimos diseñar redes que integran múltiples consideraciones (Escenario 2-4) sin que ello represente un elevado costo de oportunidad para los distintos sectores socio-económicos. Además, estas consideraciones ayudaron a identificar zonas prioritarias para la conservación. Al planear con múltiples consideraciones, surgen menos zonas óptimas y por tanto aquellas que sí cumplen con los objetivos se vuelven altamente

prioritarias. El escenario 4, que incorpora todas las consideraciones ecológicas, sociales y de manejo significaría para los pescadores y acuicultores un aumento del costo de no más de un 3.8% en relación al escenario 2 (no incluye la condición del hábitat ni la capacidad de vigilancia) y es el escenario en el cual surgen más Ups prioritarias (frecuencia de selección >50). Con el fin de minimizar los posibles conflictos que derivarían de implementar una red de AMPs en la RMPCI, reconocemos la importancia de incorporar los costos de oportunidad para los sectores socio-económicos en un ejercicio de planeación (Steward y Possingham 2005, Klein *et al.* 2008a, Ban *et al.* 2009, Klein *et al.* 2013, Mazor *et al.* 2014). En relación a las zonas prioritarias, estos resultados aportan a la literatura actual mostrando que no solo los costos influyen en su selección (Naidoo *et al.* 2006, Ban *et al.* 2009, Mazor *et al.* 2010), sino que al añadir otras consideraciones emergen más zonas prioritarias.

Al dividir nuestra región en tres zonas, la distribución de la población humana resulta ser un factor determinante en la ubicación espacial de las Ups prioritarias. Como la región más poblada (norte) presenta un costo de oportunidad mayor y una peor condición del hábitat que las regiones menos pobladas (centro y sur) al incluir los costos de oportunidad y la condición del hábitat en los escenarios (2-3) emergen más Ups prioritarias en el sur que en el norte. En este trabajo encontramos que, a diferencia del estudio de Klein *et al.* (2013), al incorporar la condición del hábitat, la ubicación espacial de las Ups prioritarias cambiar radicalmente. Esta contradicción se debe a que nuestra región de planeación es demográficamente distinta a la suya (California) y muestra la importancia de incluir la condición del hábitat (u otras consideraciones que se relacionan con la distribución humana) en regiones que presentan fuertes contrastes demográficos.

Así mismo, encontramos que la capacidad de vigilancia (costos de manejo) de las cooperativas de pescadores también es determinante. En el escenario 4 cambió

radicalmente la ubicación espacial de las Ups prioritarias y la distribución espacial es más homogénea. A diferencia de los costos de oportunidad y de la condición del hábitat, la región norte presenta mejor capacidad de vigilancia que la región sur. Por ello, al incluir la capacidad de vigilancia más Ups prioritarias se selecciona en esta región. Por tanto, para la RMPCI y según las condiciones que establecimos al calcular la capacidad de vigilancia, concluimos que aquellas concesiones más pequeñas y que se encuentran cerca de los campos pesqueros y ubicadas en costas más elevadas tendrán una mejor capacidad de vigilancia. Estos resultados no tienen por qué ser extrapolables a otras partes del mundo en donde las pesquerías se manejan basadas en concesiones o DTUPs, aunque muestra una forma indirecta de cuantificar la capacidad de vigilancia que puede ser aplicable y/o adaptable para otras regiones.

Este trabajo representa el primero esfuerzo para integrar y generar toda la información disponible y necesaria para la planeación sistemática de los sistemas ecológicos y socio-económicos marinos de la RMPCI. Así mismo, mostramos una forma de mapear los hábitats marinos para áreas pobres en información biofísica y generamos una novedosa aproximación para cuantificar el costo de oportunidad de la pesca comercial (en zonas manejadas mediante concesiones de pesca). También desarrollamos metodologías para priorizar la conservación de hábitats en mejor condición y para cuantificar la capacidad de vigilancia que se presenta dentro de una concesión pesquera.

En relación al mapeado fino de los hábitats marinos, nuestra región presenta una cantidad desigual de imágenes históricas de Google Earth entre el norte (mayor) y el sur, algo que dificultó la interpretación de algunas zonas de la RMPCI. Conscientes de que esto puede generar mayor fuente de error en el mapeado y que representa una fuente de incertidumbre (Tulloch *et al.* 2013), decidimos mitigar estas deficiencias mediante la

validación con distintas fuentes de información. A pesar de nuestro esfuerzo, no pudimos mapear algunos hábitats clave como son los pastos marinos (*Zostera marina* y *Phyllospadix torreyi*), ni la detección de los hábitats marinos profundos. Tampoco pudimos distinguir entre los bosques de macroalgas que son persistentes (más diversos) y los que no. Como ejemplo, Isla San Martín presenta praderas tanto de *Zostera marina* como de *Phyllospadix torreyi* y sin embargo en ningún escenario surge como zona prioritaria. De igual manera, sabemos que los bosques de macroalgas que crecen en Colonet son biológicamente poco diversos (Montaño-Moctezuma *et al.* 2013), sin embargo esta localidad es la única que emerge como prioritaria en todos los escenarios. A pesar de las limitantes pudimos mapear 16 hábitats marinos claves, tanto en continente, como en estuarios e islas.

Por otro lado, en el cálculo del costo de oportunidad comercial no incluimos datos de más recursos importantes como son la langosta o el pepino de mar. No obstante, la mayoría de las pocas concesiones que existen para la captura de langosta en la RMPCI y prácticamente todas las concesiones de pepino se traslapan espacialmente con los polígonos de pesca de erizo, y en muchos casos los concesionarios son los mismos. En el cálculo del costo de oportunidad acuícola, no incluimos las concesiones que se están tramitando (CONAPESCA). Si sigue la tendencia actual en la RMPCI, en un futuro cercano, esta actividad podría aumentar considerablemente y ocupar nuevas zona. En el cálculo del costo de oportunidad deportivo no distinguimos, dentro de una misma zona, entre aquellos puntos más visitados por los pescadores. Sin embargo, la aproximación que utilizamos para cuantificar el costo de oportunidad combinado nos permitió considerar el costo de oportunidad para las tres actividades más importantes en nuestra región. En trabajos previos se ha encontrado que planear basándose en un único sector produce costos más elevados para otros sectores y por tanto resultados de priorización menos eficientes (Mazor *et al.*

2014). Al no disponer de datos monetarios sobre cada sector, utilizamos una medida indirecta para cuantificar su importancia relativa y asumimos que la pesca comercial representa un mayor derrame económico, seguido de la actividad acuícola y la pesca deportiva. A pesar de algunas limitantes, este representa uno de los pocos trabajos que incluyen múltiples medidas de costo (Mazor *et al.* 2013, Giakoumi *et al.* 2013).

De los 25 impactos humanos mapeados y cuantificados para la Corriente de California (Halpern *et al.* 2009), 13 de ellos presentan información para toda la RMPCI. La falta de información sobre algunos impactos humanos puede sobrestimar la condición del hábitat en ciertas localidades. Como ejemplo, Punta China es una localidad que se encuentra en la región centro de la RMPCI que históricamente presentaba un extenso manto de bosques de macroalgas y sin embargo en las últimas décadas su cobertura ha ido disminuyendo. Se presume que la cercanía de una industria extractiva de caliza que aporta sedimento a los fondos rocosos, así como los disturbios de baja frecuencia de los eventos de El Niño son las causantes de esta perturbación ambiental (Torres-Moye y Escofet 2014). Así mismo, en la laguna costera de la Bahía de San Quintín (presenta muy buena condición del hábitat), existen diversas actividades acuícolas y actividades humanas (residuos orgánicos) que podrían estar impactando negativamente el ecosistema lagunar. A diferencia de otros trabajos (Klein *et al.* 2013), en nuestro estudio no distinguimos entre impactos que pueden (ej. pesca) o no (ej. cambio climático) ser mitigados mediante el establecimiento de AMPs. Sin embargo, ese no fue nuestro objetivo, sino priorizar aquellos hábitats que presentan mejor condición (muy buena o buena) para nuestra región (Evans *et al.* 2015, Possingham *et al.* 2015).

La medida de la capacidad de vigilancia que presenta las concesiones de un recurso es una simplificación de la capacidad real. Como ejemplo un campo pesquero puede

presentar pocas embarcaciones en un área grande pero tener una embarcación rápida que se dedique exclusivamente a vigilar. Sin embargo a falta de información detallada, las medidas indirectas pueden ser una buena aproximación (Ban *et al.* 2009, Davis *et al.* 2015). Como fortaleza, nuestra aproximación combina tres medidas mientras que otros trabajos se basan únicamente en la distancia entre los centros poblacionales (Ban *et al.* 2009, Davis *et al.* 2015).

Con un enfoque de manejo adaptativo basado en ecosistemas (Katsanevakis *et al.* 2011), reconocemos la necesidad de seguir generando información para la RMPCI. Recomendamos promover iniciativas para mapear tanto los fondos profundos, los pastos marinos y los bosques de macro algas persistentes. Así mismo, incorporar datos de otros recursos pesqueros importantes como son la langosta o el pepino de mar, de las nuevas concesiones acuícolas que se otorguen y de la frecuencia de viajes que se realizan en cada zona de pesca deportiva. Además, incluir información sobre el derrame económico que cada actividad socio-económica representa nos permitiría obtener una medida más exacta del costo de oportunidad. Asimismo, esperamos que futuros esfuerzos avancen en el mapeado de otros impactos humanos que pueden influir en la condición de los ecosistemas marinos de nuestra región. De igual manera, identificamos la necesidad de promover estudios que determinen si actualmente los concesionarios presentan medidas de vigilancia (embarcaciones específicas, radares, etc) y su disposición a tomar futuras medidas para poder cuantificar su capacidad real de regulación así como la de las autoridades pertinentes (Procuraduría Federal de Protección al Ambiente). Incluir este tipo de información u otra (ej. cambio climático) podría hacer variar la distribución espacial de las zonas que identificamos como prioritarias, y nos permitiría disponer de más herramientas que coadyuven en la toma de decisiones para nuestra región.

Diseñar una red de AMPs en la RMPCI, en Baja California, a través de un proceso gubernamental como fue el MLPA es algo poco concebible. Las políticas relacionadas con AMPs (en México no existen las AMPs como tal, sino que son indistintamente llamadas áreas naturales protegidas) y el manejo de sus pesquerías son distintas a ambos lados de la frontera. Muchas de las comunidades de pescadores de Baja California, en especial las que viven al sur de Ensenada en zonas poco pobladas, dependen completamente de los recursos marinos costeros. Establecer una AMP en estas comunidades podría tener consecuencias negativas para su desarrollo económico y social. Sin embargo, muchas de las comunidades de pescadores son conscientes de que sus recursos son limitados y que se enfrentan a nuevos retos como el cambio climático. Algunas cooperativas de pescadores locales están sumando esfuerzos con ONGs y científicos para tomar medidas de manejo dentro de sus concesiones (establecimiento de reservas marinas comunitarias, repoblamiento de especies, vedas de algunos recursos, acuicultura, entre otros). Los ejemplos más representativos de dicha tendencia ocurren en Baja California Sur, como en Isla Natividad (Micheli *et al.* 2012). Sin embargo en la RMPCI están empezando a surgir sinergias entre las comunidades y las ONGs, como es el caso del establecimiento de reservas marinas comunitarias en El Rosario. Esta inercia abre una ventana de oportunidad para iniciar un dialogo entre las comunidades de pescadores locales, las ONGs, las instituciones gubernamentales y la comunidad científica con el fin de avanzar hacia el diseño de una red de AMPs en la RMPCI que sea ecológicamente funcional y beneficiosa para las comunidades locales.

7. CONCLUSIÓN

En este trabajo mostramos que a pesar de encontrarnos en una región con escasa información espacial de sus sistemas (biofísica, socio-económica y de manejo) pudimos identificar zonas prioritarias para la conservación que son ecológicamente enlazables con las AMPs existentes del sur de California y socio-económicamente viables a nivel regional. Todo ello, con el fin de avanzar en las iniciativas para diseñar redes de AMPs trasfronterizas manejadas a escala eco-regional (Guerreiro *et al.* 2010, Rossen & Olsson 2013, Mackelworth 2012, Nicklen *et al.* 2014, Jessen *et al.* 2016). Esperamos que este trabajo aporte las bases necesarias para guiar un futuro proceso de planeación sistemático para la conservación marina en la RMPCI y que contribuya al creciente interés para establecer una red de colaboración binacional entre el norte de Baja California y el sur de California, con el objetivo de entender, manejar y conservar en coordinación los recursos compartidos.

8. LITERATURA CITADA

- Aguilar, V., M. Kolb, D. Hernández, T. Urquiza, P.Koleff 2008. Prioridades de conservación de la biodiversidad marina de México. CONABIO. *Biodiversitas* 79:1-15
- Airamé, S., Dugan, J.E., Lafferty, K.D., Leslie, H., Mcardle, D.A., Warner, R.R. (2003). Applying Ecological Criteria to Marine Reserve Design: A Case Study from the California Channel Islands. *Ecological Applications*. 13, S170-84.
- Ali, S., editor. 2007. *Peace parks: conservation and conflict resolution*. MIT Press, Cambridge, MA. 406pp.
- Allison, G. W., J. Lubchenco, M. H. Carr. 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications* 8:79–92
- Ardron, J.A., Possingham, H.P., Klein, C.J. 2008. *Marxan Good Practices Handbook*. External review version; 17 May, 2008. Pacific Marine Analysis and Research Association, Vancouver, BC, Canada. 155 pages. www.pacmara.org.
- Arriaga-Cabrera, L., Aguilar, V., Espinoza, J. 2009. Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad. *Capital Natural de México*, II, 433–457.
- Bale, J.B., & Mich, J.A. 1971. Coastal and shore landforms of Baja California del Norte, Mexico. Technical Report. University of California, River Side. 81pp.
- Ball, I. & H.P. Possingham. 2000. Marine reserve design using spatially explicit annealing. A manual prepared for the Great Barrier Reef Marine Park Authority. Univ. of Queensland, Brisbane, Australia. 69 p.
- Ball, I.R., H.P. Possingham, and M. Watts. 2009. Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation. Chapter 14: Pages 185-195 in *Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools*. Eds Moilanen, A., K.A. Wilson, and H.P. Possingham. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Ballantine, W. J. 1997. Design principles for systems of ‘no-take’ marine reserves. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver.
- Balmford, A., Gravestock, P., Hockley, N., McClean, C. J., Roberts, C. M. 2004. The worldwide costs of marine protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(26), 9694–9697. doi:10.1073/pnas.0403239101
- Ban, N.C., Hansen, G.J.A., Jones, M., Vincent, C.J. 2009. Systematic marine conservation in data-poor regions: socioeconomic data is essential. *Marine Policy* 33:794-800.

- Ban, N.C., Klein, C.J. 2009. Spatial socioeconomic data as a cost in systematic marine conservation planning. *Conservation Letters* 2:206-215.
- Blanchette, C.A., Miner, C.M., Raimondi, P.T., Lohse, D., Heady, K.E.K., Broitman, B.R. 2008. Biogeographical patterns of rocky intertidal communities along the Pacific coast of North America. *J. Biogeogr.* 35: 1593–1607.
- Boudouresque, C.F., & Verlaque, M. 2000. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 32-38.
- Carr, M., Neigel, J., Estes, J., Andelman, S., Warner, R., Largier, J. (2003). Comparing marine and terrestrial ecosystems: implications for the design of coastal marine reserves. *Ecol Appl* 13: S90–S107
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2005. Estudio Previo Justificativo para el establecimiento de la Reserva de la Biosfera Islas del Pacífico de California. México, D.F., pp. 169.
- Dailey, M. D., Anderson, J. W., Reish, D. J., Gorsline, D. S. 1993. The southern California bight: background and setting. *Ecology of the Southern California Bight*. University of California Press, Berkeley, 1-18.
- Davis, K., Kragt, M., Gelcich, S., Schilizzi, S., Pannell, D. 2015. Accounting for enforcement costs in the spa-tial allocation of marine zones. *Conservation Biology* 29:226–237
- Di Lorenzo, E. 2003. Seasonal dynamics of the surface circulation in the Southern California Current System. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 50(14-16), 2371–2388. doi:10.1016/S0967-0645(03)00125-5
- Enríquez-Andrade, R., Almanza-Heredia, J. A., & Vaca-Rodríguez, J. G. 2007. Identificación de oportunidades para impulsar el desarrollo social y económico en los campos pesqueros de Baja California. Grupo de Pesquerías de La Facultad de Ciencias Marinas de La Universidad Autónoma de Baja California Para La Secretaría de Fomento Agropecuario Del Gobierno Del Estado de Baja California, 225.
- Evans, M.C., Tulloch, A.I.T., Law, E.A., Raiter, K.G., Possingham, H.P., Wilson, K.A. 2015. Clear considerations of costs, condition and conservation benefits yields better planning outcomes. *Biol. Conserv.* 191:716-727
- Fernandes, L., Day, J., Lewis, A., Slegers, S., Kerrigan, B., Breen, D., Cameron, D., Jago, B., Hall, J., Lowe, D., Innes, J., Tanzer, J., Chadwick, V., Thompson, L., Gorman, K., Simmons, M., Barnett, B., Sampson, K., De Ath, G., Mapstone, B., Marsh, H., Possingham, H., Ball, I., Ward, T., Dobbs, K., Aumend, J., Slater, D., Stapleton, K. 2005. Establishing representative no-take areas in the Great Barrier Reef: large-scale implementation of theory on marine protected areas. *Conserv Biol* 19:1733–4.

- Gaines, S. D., White, C., Carr, M. H., Palumbi, S. R. 2010. Designing marine reserve networks for both conservation and fisheries management. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(43), 18286-18293.
- Gaxiola-Castro, G., & Durazo, R. 2010. Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California 1997-2007. Diez años de investigaciones mexicanas de la Corriente de California. Instituto Nacional de Ecología.
- Giakoumi, S., H. S. Grantham, G. D. Kokkoris, and H. P. Possingham. 2011. Designing a network of marine reserves in the Mediterranean Sea with limited socio-economic data. *Biological Conservation* 144:753–763.
- Giakoumi, S., Sini, M., Gerovasileiou, V., Mazor, T., Beher, J., Possingham, H.P., Abdulla, A., Cinar, M.E., Dendrinis, P., Gucu, A.C., Karamanlidis, A.A., Rodic, P., Panayotidis, P., Taskin, E., Jaklin, E.V., Webster, C., Zenetos, A., Katsanevakis, S. 2013. Ecoregion-Based Conservation Planning in the Mediterranean: Dealing with Large-Scale Heterogeneity. *PLOS ONE* 8(10): e76449. Doi:10.1371/journal.pone.0076449
- Gleason, M.G., McCreary, S., Miller-Henson, M., Ugoretz, J., Fox, E., Merrifield, M., McClintock, W., Serpa, P., Hoffmann, K., 2010. Science-based and stakeholder driven marine protected area network planning: a successful case study from north-central California. *Ocean & Coastal Management* 53, 52e68.
- Gleason, M., Fox, E., Vasques, J., Whiteman, E., Ashcraft, S., Frimodig, A., Serpa, P., Saarman, E.T., Caldwell, M., Miller-Henson, M., Kirilin, J., Ota, B., Pope, E., Weber, M., Wiseman, K., 2013. Designing a statewide network of marine protected areas in California: achievements, costs, lessons learned, and challenges ahead. *Ocean and Coastal Management* 74, 90e101.
- Green, A., Smith, S.E., Lipsett-Moore, G., Groves, C., Peterson, N., Sheppard, S., Lokani, P., Hamilton, R., Almany, J., Aitsi, J., Bualia, L., 2009. Designing a resilient network of marine protected areas for Kimbe Bay, Papua New Guinea. *The International Journal of Conservation*. *Oryx* 43 (4), 488e498.
- Guerreiro, J., Chircop, A., Grilo, C., Viras, A., Ribeiro, R., van der Elst, R. (2010) Establishing a transboundary network of marine protected areas: diplomatic and management options for the east African context. *Mar Policy* 34, 896–910.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948–952.
- Halpern, B.S., Kappel, C.V., Selkoe, K.A., Micheli, F., Ebert, C.M., Kontgis, C., Crain, C.M., Martone, R.G., Shearer, C., Teck, S.J.. 2009. Mapping cumulative human

- impacts to California Current marine ecosystems. *Conservation Letters* 2(3): 138–148.
- Halpern, B.S., Lester, S.E. & McLeod, K. 2010. Placing marine protected areas onto the ecosystem-based management seascape. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 107, 18312-18317.
- Hopkins, C. R., Bailey, D. M., Potts, T. 2016. Scotland's Marine Protected Area network: Reviewing progress towards achieving commitments for marine conservation. *Marine Policy*, 71, 44-53
- IUCN World Commission on Protected Areas, I.-W., 2008. Establishing Marine Protected Area Networks Making it Happen. National Oceanic and Atmospheric Administration and The Nature Conservancy, Washington, DC, 118 pp.
- IUCN. 2014. A strategy of innovative approaches and recommendations to enhance implementation of marine conservation in the next decade. IUCN World Parks Congress, Sydney.
- Jessen, S., Morgan, L., & Bezaury-Creel, J. 2016. Dare to be Deep: SeaStates Report on North American's Marine Protected Areas (MPAs). Ottawa, Seattle, and México City: Canadian Parks and Wilderness Society, Marine Conservation Institute, 52pp.
- Katsanevakis, S., Stelzenmüller, V., South, A., Sørensen, T. K., Jones, P. J., Kerr, S., Badalamenti, F., Anagnostou, C., Breen, P., Chust, G., D'Anna, G., Duijn, M., Filatova, T., Fiorentino, F., Hulsman, H., Johnson, K., Karageorgis, A.P., Kröncke, I., Mirto, S., Pipitone, C., Portelli, S., Wanfei, Q., Reiss, H., Sakellariou, D., Salomidi, M., Van Hoof, L., Vassilopoulou V., Vega Fernandez, T., Vöge, S., Weber, A., Zenetos, A., Ter Hofstede, R. 2011. Ecosystem-based marine spatial management: review of concepts, policies, tools, and critical issues. *Ocean & Coastal Management*, 54(11), 807-820.
- Kirlin, J., Caldwell, M., Gleason, M., Weber, M., Ugoretz, J., Fox, E., Miller-Henson, M. 2013. California's Marine Life Protection Act Initiative: supporting implementation of legislation establishing a statewide network of marine protected areas. *Ocean and Coastal Management* 74, 3e13.
- Klein, C. J., Chan, A., Kircher, L., Cundiff, A. J., Gardner, N., Hrovat, Y., Scholz, A., Kendall, B.E., Airame, S. 2008a. Striking a balance between biodiversity conservation and socioeconomic viability in the design of marine protected areas. *Conservation Biology*, 22(3), 691-700.
- Klein, C. J., Steinback, C., Scholz, A. J., Possingham, H. P. 2008b. Effectiveness of marine reserve networks in representing biodiversity and minimizing impact to fishermen: a comparison of two approaches used in California. *Conservation letters*, 1(1), 44-51.

- Klein, C. J., Tulloch, V. J., Halpern, B. S., Selkoe, K. A., Watts, M. E., Steinback, C., Scholz, A., Possingham, H. P. (2013). Tradeoffs in marine reserve design: habitat condition, representation, and socioeconomic costs. *Conservation Letters*, 6(5), 324-332.
- Lowry, G. K., White, A. T., Christie, P. 2009. Scaling up to networks of marine protected areas in the Philippines: biophysical, legal, institutional, and social considerations. *Coastal Management*, 37(3-4), 274-290.
- Lubchenco, J., Palumbi, S. R., Gaines, S. D., Andelman, S. 2003. Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecological applications*, 13(1), S3-S7.
- Mackelworth, P. 2012. Peace parks and transboundary initiatives: implications for marine conservation and spatial planning. *Conservation Letters*, 5(2), 90-98.
- Mackelworth, P. 2016. *Marine Transboundary Conservation and Protected Areas*. Routledge.
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243-253.
- Mazor, T., Possingham, H.P., Kark, S. 2013. Collaboration among countries in marine conservation can achieve substantial efficiencies. *Diversity and Distributions* 19:1380– 1393.
- Mazor, T., Giakoumi, S., Kark, S., Possingham, H. P. 2014. Large-scale conservation planning in a multinational marine environment: cost matters. *Ecological Applications*, 24(5), 1115-1130.
- McLeod, E., Salm, R., Green, A., Almany, J. 2009. Designing marine protected area networks to address the impacts of climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(7), 362-370.
- Micheli, F., Saenz-Arroyo, A., Greenley, A., Vazquez, L., Montes, J. A. E., Rossetto, M., De Leo, G. A. 2012. Evidence that marine reserves enhance resilience to climatic impacts. *PloS one*, 7(7), e40832.
- Micheli, F., Halpern, B. S., Walbridge, S., Ciriaco, S., Ferretti, F., Fraschetti, S., Lewison, R., Nykjaer, L., Rosenberg, A. A. 2013. Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea marine ecosystems: assessing current pressures and opportunities. *PLoS One*, 8(12), e79889.
- Moilanen, A., Wilson, K. A., Possingham, H.P. 2009. *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools* (pp. 1-304). Oxford University Press.

- Montaño-Moctezuma, G., Torres-Moye, G., Aguilar-Rosas, L., Ramirez-Valdez, A. 2013. Estructura de la Comunidad de Peces, Macroinvertebrados y Macroalgas Asociada a los Bosques de *Macrocystis pyrifera* de la Región Ensenadense de Baja California. Información Base para una Propuesta de Monitoreo. Informe Final de Proyecto Financiado por Fondo Sectorial de Investigación Ambiental. SEMARNAT-INE-CONACYT. Abril 2013. 46 p.
- Morgan, Lance, Sara Maxwell, Fan Tsao, Tara A.C. Wilkinson, y Peter Etnoyer. Áreas prioritarias marinas para la conservación: Baja California al mar de Bering. Comisión para la Cooperación Ambiental y Marine Conservation Biology Institute. Montreal, febrero de 2005.
- Naidoo, R., Balmford A., Ferraro P.J., Polasky S., Ricketts T.H., Rouget M. 2006. Integrating economic costs into conservation planning. *Trends Ecol Evol* 21, 681–687.
- Possingham, H. P., Bode, M., Klein, C. J. 2015. Optimal conservation outcomes require both restoration and protection. *Plos Biol*, 13(1), e1002052.
- Ramírez-Valdez, A., Aburto-Oropeza, A., Arafeh-Dalmau, N., Beas-Luna, R., Caselle, Castorani, M.C.N., Cavanaugh, K., Edwards, M., Hernández-Carmona, G., Johnson, A.F., Leslie, H.M., Montaño-Moctezuma, G., Micheli, F., Palleiro-Nayar J., Parnell, P.E., Reed, D.C., Sosa-Nishizaki, O., Torre, J., Torres-Moye, G., Zertuche-González, J.A., Raimondi, P. 2016. Mexico-California bi-national initiative of kelp forest ecosystems and fisheries. Draft White Paper
- Roberts, C., Halpern, B., Palumbi, S. R., & Warner, R. R. 2001. Designing Marine Reserve Networks Why Small, Isolated Protected Areas Are Not Enough. *Conservation in Practice*, 2(3), 10–17.
- Rosen, F., & Olsson, P. 2013. Institutional entrepreneurs, global networks, and the emergence of international institutions for ecosystem-based management: The Coral Triangle Initiative. *Marine Policy*, 38, 195-204.
- Saarman, E., Gleason, M., Ugoretz, J., Airamé, S., Carr, M., Fox, E., Frimodig, A., Mason, T., Vasques, J. 2013. The role of science in supporting marine protected area network planning and design in California. *Ocean & coastal management*, 74, 45-56.
- Sala, E., Aburto-Oropeza, O., Paredes, G., Parra, I., Barrera, J. C., Dayton, P. K. 2002. A general model for designing networks of marine reserves. *Science*, 298(5600), 1991-1993.
- Sandwith, T., & Besançon, C. 2005. Trade-offs among multiple goals for transboundary conservation. In Draft paper presented at Environmental Change and Security Program Symposium: Parks for Peace or Peace for Parks.

- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2014. *Global Biodiversity Outlook 4*. Montréal, 155 pages.
- Selkoe, K. A., Halpern, B. S., Ebert, C. M., Franklin, E. C., Selig, E. R., Casey, K. S., Bruno, J., Toonen, R. J. 2009. A map of human impacts to a “pristine” coral reef ecosystem, the Papahānaumokuākea Marine National Monument. *Coral Reefs*, 28(3), 635-650.
- Sosa-Nishizaki O., Guerrero-Ávila C., García-Rodríguez E., Rodríguez-Medrano M.C., Saldaña-Ruíz L.E., Mejía-Mercado B.E., Domínguez-Reza R.H., Castro-Velasco F. 2013. Caracterización de la pesca deportiva en Baja California. Informe Técnico. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, 56 pp.
- Torres-Moye G .2012. Mainland and Island Kelp Forests in Northern Baja California, Mexico: Subtidal Community Structure, Dynamics, and Connectivity for the Design of Marine Protected Areas. Doctoral Thesis. University of California Davis and San Diego State University.
- Torres-Moye G., M.S. Edwards, G. Montaña-Moctezuma. 2013. Estructura de la comunidad bentónica en los bosques de macroalgas de la cuenca del Sur de California. *Ciencias Marinas* 39(3): 239–252.
- Torres-Moye, G., & Escofet, A. 2014. Land-Sea Interactions in Punta China (Baja California, México): Addressing Anthropogenic and Natural Disturbances in a Retrospective Context. *Journal of Environmental Protection*, 5(16), 1520.
- Tulloch, V. J., Possingham, H. P., Jupiter, S. D., Roelfsema, C., Tulloch, A. I., Klein, C. J. 2013. Incorporating uncertainty associated with habitat data in marine reserve design. *Biological Conservation*, 162, 41-51.
- UNEP-WCMC. 2008. *National and Regional Networks of Marine Protected Areas: A Review of Progress*. UNEP-WCMC, Cambridge.
- Ward T.J, Vanderklift M.A, Nicholls A.O, Kenchington R.A. 1999. Selecting marine reserves using habitats and species assemblages as surrogates for biological diversity. *Ecological Applications*, Vol.9, 691-698.
- Wilkinson, T., Agardy, T., Perry, S., Rojas, L., Hyrenbach, D., Morgan, K., Fraser, D., Janishevski, L., Herrmann, H., De la Cueva, H. 2004. Marine species of common conservation concern: protecting species at risk across international boundaries. In *Proceedings of the Fifth International SAMPAA (Science and Management of Protected Areas) Conference*. British Columbia, Victoria.