



UNIVERSIDAD DE CHILE
Facultad de Arquitectura y Urbanismo
Escuela de Pregrado
Carrera de Geografía

ANÁLISIS DEL CONOCIMIENTO ECOLÓGICO TRADICIONAL EN EL ESTUDIO DE
LA DISTRIBUCIÓN DE FAUNA BENTÓNICA: APLICACIONES PARA LA GESTIÓN
DE LA CONSERVACIÓN EN EL ESPACIO COSTERO MARINO DE PUEBLOS
ORIGINARIOS CAULÍN

Memoria para optar al título de Geógrafa

CAMILA VARGAS FERNÁNDEZ

Profesora Guía: Joselyn Arriagada González
Profesor Co-Guía: Javier Naretto Atlagic

Santiago – Chile

2021

A Natalia y Sergio, mis tatas ♥

Agradecimientos

En primer lugar, quisiera agradecer a mi profesora guía Joselyn Arriagada, por su compromiso y confianza en mi trabajo desde el primer momento. A las profesoras Andrea Cabezas y Victoria Venegas, por permitir que me desarrolle en el ámbito académico siendo monitora y ayudante de sus cursos, por sus consejos y confianza. Al profesor Gino Sandoval por su incondicional ayuda ante cualquier duda.

Al equipo de Costa Humboldt, por darme la oportunidad de desarrollarme en lo profesional y compartir conmigo todos sus conocimientos e información para el desarrollo de esta memoria, especialmente a Javier Naretto, quien es co-guía de esta investigación, por acompañarme en reuniones eternas de trabajo, su buena onda y disposición.

A las comunidades indígenas con las que he podido trabajar este tiempo, especialmente a las del territorio Caulín, por permitirme aprender de ellos y ser la fuente de conocimiento principal de esta memoria, sin su confianza y colaboración este trabajo no sería posible.

A mis amigos, por las mil y un jornadas de estudio, sesiones de baile, pirqueos y risas eternas, su compañía y amistad la atesorare por siempre. A mis roomies, por todos los tecitos y comiditas ricas en momentos de estrés. A mi compañero, por su apañe, amor e infinita paciencia en estos años.

A mi familia, por su amor absoluto y confianza en mi, especialmente cuando decidí irme de Puerto Montt a estudiar lo que me gusta, por siempre estar conmigo, guiándome y apoyándome para cumplir con todos mis sueños. A Nino, por su paciencia e infinita sabiduría, siempre ha sido un gran ejemplo e inspiración.

Por último, a mi pequeño Killua, por sus ronroneos y mordidas que me acompañaron todo este proceso.

Gracias por todo

Resumen

Los Espacios Costeros Marinos de Pueblos Originarios (ECMPO) surgen como una figura de co-administración territorial cuyo principal objetivo es el resguardo de los usos consuetudinarios, pero que amplía su alcance como figura complementaria de conservación y de administración pesquera. Basándose en el derecho de uso territorial en pesquerías, los ECMPO permiten a las comunidades locales el co-manejo de especies relevantes para pesquerías de subsistencia y artesanales. En este contexto, la falta de datos biológicos y ecológicos a escala local, y los altos costos asociados a la obtención de esta información, son factores que dificultan el ordenamiento y manejo pesquero.

La presente memoria analizó la integración del conocimiento ecológico tradicional (CET) como una estrategia para complementar la evaluación de recursos bentónicos, utilizando como caso de estudio el ECMPO Caulín (2.729,7 ha.). Se procesaron cartografías participativas de diversos usuarios del ECMPO, para obtener modelos de distribución teórica basados en el CET de cuatro recursos principales dentro del área de estudio, correspondientes *Ameghinomya antiqua*, *Loxechinus albus*, *Tegula atra* y *Taliepus spp.* De forma paralela, se procesaron datos de evaluación directa de estos recursos, que fueron complementados con información batimétrica, para elaborar modelos de distribución espacial de cada recurso. Al comparar ambos modelos de distribución potencial se registró entre 39,54% y 92,4% de sobreposición espacial, siendo los recursos objetivo de pesquerías comerciales los que presentaron mayor sobreposición.

El CET: a) puede ser una herramienta complementaria para la gestión de pesquerías bentónicas; b) permite rescatar procesos históricos y fluctuaciones anuales en la distribución de especies a nivel local, información que los muestreos puntuales no son capaces de detectar; y c) no sólo es útil para recopilar información a escala local, sino que también brinda una oportunidad para la revalorización de los saberes ancestrales de los pueblos, siendo un método consistente y replicable para otros ECMPO en Chile.

Palabras clave: Conocimiento ecológico tradicional – Muestreo biológico – Gestión pesquera – Espacio Costero Marino de Pueblos Originarios

Índice de contenidos

| | |
|--|----|
| CAPÍTULO 1: PRESENTACIÓN | 8 |
| 1.1 Introducción | 8 |
| 1.2 Planteamiento del problema | 9 |
| 1.3 Estado del arte | 11 |
| 1.3.1 La política de ECMPO | 11 |
| 1.3.2 Conocimiento Ecológico Tradicional y los usos consuetudinarios | 14 |
| 1.3.3 Nicho ecológico y modelos de distribución de especies | 15 |
| 1.4 Área de estudio | 17 |
| 1.5 Objetivos | 18 |
| 1.5.1 Objetivo general..... | 18 |
| 1.5.2 Objetivos específicos..... | 18 |
| CAPÍTULO 2: MARCO METODOLÓGICO | 19 |
| 2.1 Insumos previos | 19 |
| 2.2 Especies objetivo | 22 |
| 2.3 Métodos y técnicas de investigación | 25 |
| 2.3.1 Pasos metodológicos del objetivo N°1 | 26 |
| 2.3.1.1 <i>Revisión bibliográfica</i> | 26 |
| 2.3.2 Pasos metodológicos del objetivo N°2 | 27 |
| 2.3.2.1 <i>Modelación a través de CET</i> | 28 |
| 2.3.2.2 <i>Modelación a través de EVADIR</i> | 29 |
| 2.3.3 Pasos metodológicos del objetivo N°3 | 31 |
| 2.3.3.1 <i>Análisis de sobreposición</i> | 32 |
| 2.3.3.2 <i>Análisis de correlación</i> | 33 |
| 2.3.3.3 <i>Análisis comparativo</i> | 34 |
| CAPÍTULO 3: RESULTADOS | 35 |
| 3.1 Relaciones entre el conocimiento ecológico tradicional y el estudio de distribución de especies | 35 |
| 3.1.1 Revisión bibliográfica..... | 35 |
| 3.2 Modelación de áreas de distribución potencial | 37 |

| | | |
|---|--|-----------|
| 3.2.1 | Parámetros físicos | 37 |
| 3.2.2 | Modelos a partir de CET y EVADIR..... | 39 |
| 3.3 | Usos potenciales del conocimiento ecológico tradicional en la gestión del ECMPO | |
| Caulín | | 47 |
| 3.3.1 | Análisis de sobreposición | 47 |
| 3.3.2 | Análisis de correlación | 48 |
| 3.3.3 | Análisis comparativo..... | 48 |
| CAPÍTULO 4: DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN | | 50 |
| 4.1 | Discusiones | 50 |
| 4.2 | Conclusiones | 52 |
| Bibliografía | | 53 |
| Anexos | | 62 |

Índice de figuras

| | | |
|-------------------|---|----|
| Figura 1: | Esquema resumen de proceso de tramitación de un ECMPO..... | 12 |
| Figura 2: | Diagrama BAM..... | 16 |
| Figura 3: | Cartografía del área de estudio. | 17 |
| Figura 4: | Fotografía de la elaboración de las cartografías participativas. | 19 |
| Figura 5: | Cartografías participativas por recurso. | 20 |
| Figura 6: | Fotografía submarina de cuadrante utilizado en el estudio de comunidades bentónicas EVADIR. | 21 |
| Figura 7: | Ejemplo de barrido hidroacústico para la identificación del tipo de sustrato. A: arena; B: piedra solitaria; C: margen piedra “laja”..... | 21 |
| Figura 8: | Fotografías de los recursos objetivos. A: <i>Ameghinomya antiqua</i> ; B: <i>Loxechinus albus</i> ; C: <i>Tegula atra</i> ; D: <i>Taliepus dentatus</i> | 23 |
| Figura 9: | Esquema metodológico. | 25 |
| Figura 10: | Diagrama resumen de la metodología para la revisión bibliográfica..... | 27 |
| Figura 11: | Diagrama resumen de los procesamientos para desarrollar el modelo CR, utilizando como ejemplo la especie <i>Taliepus spp.</i> | 29 |
| Figura 12: | Diagrama resumen de los procesamientos para desarrollar el modelo EVADIR, utilizando como ejemplo la especie <i>Tegula atra.</i> | 31 |
| Figura 13: | Diagrama resumen de los procesamientos para desarrollar el análisis de sobreposición, utilizando como ejemplo la especie <i>Loxechinus albus.</i> | 33 |
| Figura 14: | Modelo batimétrico del área de estudio. | 37 |
| Figura 15: | Modelo de tipos de sustrato en el área de estudio..... | 38 |

| | |
|--|----|
| Figura 16: Modelo de probabilidad de ocurrencia (a) y abundancia (b) para la especie <i>Ameghinomya antiqua</i> | 40 |
| Figura 17: Modelo de probabilidad de ocurrencia (a) y abundancia (b) para la especie <i>Loxechinus albus</i> | 42 |
| Figura 18: Modelo de probabilidad de ocurrencia (a) y abundancia (b) para la especie <i>Tegula atra</i> | 44 |
| Figura 19: Modelo de probabilidad de ocurrencia (a) y abundancia (b) para la especie <i>Taliepus spp.</i> | 46 |

Índice de tablas

| | |
|--|----|
| Tabla 1: Sistematización del análisis a las fuentes bibliográficas..... | 26 |
| Tabla 2: Valoración según cantidad de sobreposiciones | 28 |
| Tabla 3: Sustrato y batimetría apta por cada recurso..... | 30 |
| Tabla 4: Categorización para análisis de sobreposición | 32 |
| Tabla 5: Fuerza de la correlación | 34 |
| Tabla 6: Porcentajes de sobreposición | 47 |
| Tabla 7: Índice de correlación por especie..... | 48 |

Índice de gráficos

| | |
|--|----|
| Gráfico 1: Proporción de solicitudes de ECMPO por región. | 13 |
| Gráfico 2: Frecuencia de declaración de usos consuetudinarios en las solicitudes de ECMPO..... | 14 |
| Gráfico 3: Desembarques históricos desde el año 2000 al 2020 de los principales recursos de fauna bentónica en Caulín. | 22 |
| Gráfico 4: Métodos de recopilación de CET presentes en la revisión bibliográfica..... | 35 |

Índice de anexos

| | |
|--|----|
| Anexo 1: Model Builder para el proceso de modelación con CR. | 62 |
| Anexo 2: Distribución de las estaciones de muestreo en el ECMPO Caulín..... | 63 |
| Anexo 3: Model Builder para el proceso de modelación con EVADIR. | 64 |
| Anexo 4: Sistematización de revisión bibliográfica. | 65 |

CAPÍTULO 1: PRESENTACIÓN

1.1 Introducción

A lo largo de la historia distintos grupos humanos se han vinculado de diversas formas con el medio marino, habitando los territorios costeros y haciendo uso de los recursos naturales que se pueden encontrar en él. Sin embargo, hoy en día la zona costera se encuentra fuertemente presionada, debido a la creciente demanda por el uso de estos espacios, la sobreexplotación de los recursos marinos, y la contaminación de estas zonas (Nellemann et al., 2008; Martínez et al., 2019), lo que se encuentra relacionado principalmente con el desarrollo no planificado y con la poca regulación de las actividades extractivas que se llevan a cabo (Skewes et al., 2012). En consecuencia, hoy en día se ha visto una importante disminución en los recursos marinos, los cuales representan, en gran medida, el sustento principal de las comunidades costeras, amenazando su bienestar y configuración social, así como también el acceso a estos territorios con los que se han vinculado de manera ancestral (Araos, 2017).

Las comunidades indígenas generan un lazo especial con sus territorios, pues no sólo conciben sus modos de vida de manera estrecha con estos espacios, creando un vínculo a través del desarrollo de los usos consuetudinarios (Hiriart-Bertrand et al., 2019), sino que también en relación con la cosmovisión y los simbolismos que se encuentran en los elementos costeros y marinos (Rozzi, 2001).

Es en el marco de esta estrecha y perdurable relación entre las comunidades y sus territorios que se construye el “conocimiento ecológico tradicional” (CET), el cual, al igual que el conocimiento científico, es producto de un proceso acumulativo y dinámico de experiencias prácticas y adaptación al cambio. Sin embargo, el conocimiento ecológico tradicional, a diferencia del científico, es local, holístico, y portador de una cosmovisión que integra aspectos físicos y espirituales (Toledo, 1992).

En Chile, a través de la promulgación de la Ley N°20.249, se crean los Espacios Costeros Marinos de Pueblos Originarios (ECMPO), que surgen como una figura complementaria de co-gestión pesquera, y cuyo principal objetivo es resguardar los modos de vida tradicionales de los pueblos indígenas, sin embargo, amplían su alcance a objetivos de conservación y de administración pesquera (Fernandez et al., 2021). En este contexto, la falta de datos biológicos o ecológicos y los altos costos asociados a la obtención de esta información son factores que dificultan el ordenamiento, sobre todo cuando esta corresponde a pesquerías de pequeña escala.

En este sentido, la presente investigación busca explorar la aplicación del conocimiento ecológico tradicional como método válido de recopilación de información biológica, a través del estudio de la distribución de fauna bentónica. Para ello, se estudiaron aplicaciones y metodologías de obtención del CET, a través del análisis de casos de estudio en donde se emplearon, y posteriormente, se tomó el caso del ECMPO Caulín, en el marco del desarrollo de los Planes de Administración y Manejo Pesquero de este espacio, realizando una comparación entre modelaciones de nicho ecológico obtenidas a través del CET y de metodologías de evaluación directa.

De esta manera, se evalúa la relación entre el conocimiento ecológico tradicional y su aplicación para estudiar la distribución de especies, analizando sus futuros usos y aportes metodológicos en la gestión de pesquerías en el ECMPO Caulín, así como también su incorporación en otros ECMPO en Chile.

1.2 Planteamiento del problema

Históricamente en Chile los pueblos indígenas han enfrentado múltiples barreras para garantizar sus derechos y acceso a los recursos naturales, siendo la zona costera un área no exenta a esta problemática. La discriminación, el no reconocimiento de sus sistemas ancestrales de gobernanza pesquera y la invalidación de las acciones de pesca de subsistencia, son parte de las mermas que afectan en gran medida varios aspectos de sus medios de vida y tradiciones (Araos, 2017). De este modo, la deficiente institucionalidad para resguardar estos espacios costeros y marinos intrinca las formas tradicionales de relacionarse con el medio que habitan, así como también los usos consuetudinarios que desarrollan en estos espacios (Gissi et al., 2017; Hiriart-Bertrand et al., 2019).

En la década de los 90', se promulga la Ley General de Pesca y Acuicultura (Ley N°18.892), la cual regula las actividades pesqueras que se desarrollan en el mar territorial, zona económica exclusiva y aguas interiores de Chile, introduciendo una serie de restricciones respecto al uso y explotación de los recursos (Espinoza, 2016). Sin embargo, no reconoce de manera explícita los derechos de las comunidades indígenas sobre los territorios que han habitado tradicionalmente, obligándolos a adoptar formas de organización y sistemas de pesca institucionalizados, distintas a las propias de su cultura (Geljich et al., 2006; Espinoza, 2016).

Bajo este escenario, surge la Ley N°20.249, también conocida como “Ley Lafkenche”, la cual crea la figura de Espacio Costero Marino de Pueblos Originarios (ECMPO), haciendo un reconocimiento a los pueblos indígenas costeros como usuarios ancestrales del territorio (Gissi et al., 2017). Si bien la Ley posee falencias en su planteamiento y aplicación (Zelada y Park, 2013), surge como una oportunidad para poner en valor los usos y costumbres que han ejercido de manera histórica las comunidades en estos espacios (Álvarez et al., 2018), y, sobre todo en el maritorio, territorialidad que se relaciona de manera directa con sus modos de vida y subsistencia (Álvarez et al., 2019).

Tradicionalmente, la conservación de los ambientes naturales ha tenido un enfoque de “naturaleza intacta”, es decir, se aíslan áreas para la protección de la biodiversidad (Brockington, 2002). De la misma manera se ha llevado a cabo la conservación marina, la cual se basa en la creación de áreas marinas protegidas (AMP) que excluyen o restringen las actividades humanas. Sin embargo, en las últimas décadas se ha cuestionado la efectividad de estas, debido a que muchas veces las AMP corresponden a zonas aisladas, que se desarrollan con una escasa vinculación local, y que implican costos importantes para su gestión y vigilancia (Brockington, 2002; Caballero Cruz, et al., 2016; Cervantes, 2019).

Bajo esta perspectiva, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), reconoce la relevancia de las áreas auxiliares de conservación en la zona costera, dando un giro hacia una visión comunitaria de la conservación, pues no sólo contemplan a los habitantes locales en sus planes y estrategias de gestión, sino que también se pueden lograr objetivos de conservación biológica, en conjunto con servicios ecosistémicos y valores culturales y espirituales asociados a las comunidades locales (Day et al., 2012; Caballero Cruz et al., 2016).

La conservación y protección de la biodiversidad en Chile, ha llevado a entregar una gran relevancia al desarrollo y aplicación de conocimientos científicos y técnicos en la creación e implementación de las figuras de conservación existentes en el país (Araos et al., 2017). Sin embargo, a nivel global se ha ido entregando

mayor reconocimiento al papel valioso que pueden desempeñar los conocimientos tradicionales que poseen las comunidades locales e indígenas, en este tipo de sistemas socio-ecológicos complejos (Butler et al., 2012).

Por otra parte, la información sobre la biodiversidad, sobre todo a escalas locales, es clave para un manejo efectivo de la conservación marina, pero el acceso a estos datos suele ser escaso, limitado, e incluso inexistente para ciertos lugares de la costa chilena. Tradicionalmente, las bases de datos sobre biodiversidad han sido gestionadas y elaboradas por científicos y centros de investigación a través del desarrollo de proyectos de investigación, pero los costos para la generación de este tipo de información son elevados, debido a toda la logística que implican (Anadón et al., 2009; Berkström et al., 2019). Ante esto, es importante buscar alternativas que permitan disminuir las brechas de información, así como también fomentar la participación de las comunidades locales en la producción de conocimiento en sus territorios (Gagnon y Berteaux, 2009; Wiggins y Crowston, 2011).

En este contexto, un número creciente de estudios de casos muestra concordancia entre el conocimiento ecológico tradicional (CET) y datos científicos (Beaudreau y Levin, 2015); más aún, estudios indican que al integrar ambos tipos de producción de conocimiento se mejora la resiliencia en esos sistemas socio-ecológicos. Adicionalmente, se ha utilizado el CET en diversos casos para la gestión de recursos naturales, debido a que puede aportar información espacial y temporal en escalas reducidas (Folke, 2004). Por otro lado, en lo referido a pesquerías, tanto el conocimiento científico como el CET, pueden complementarse para la elaboración de evaluaciones de stock, estudios de tendencias de hábitats, comportamiento de especies, entre otros (Anadón et al., 2009; Butler et al., 2012).

Para el caso de los ECMPO, el levantamiento y puesta en valor del conocimiento ecológico tradicional puede tener su mayor impacto durante el desarrollo de los Planes de Administración y Manejo Pesquero. Es en esta etapa que las comunidades indígenas y usuarios no titulares (miembros de la comunidad local que realizan uso del territorio, pero no son parte de las comunidades indígenas solicitantes) tienen la oportunidad de incidir en el desarrollo de estos con el conocimiento tradicional que poseen (Ministerio de Economía, Fomento y Turismo, 2014; Costa Humboldt, 2019a). En este proceso de diseño y administración del espacio, se pueden desarrollar estrategias para el manejo de los recursos pesqueros, abordando eventos relacionados a variaciones estacionales o anuales, que de otra manera no sería posible conocer (Moller et al., 2004; Costa Humboldt, 2019b). Además, es una estrategia que permite disminuir costos económicos y de tiempo, haciendo más eficiente el proceso (Lopes et al., 2019).

Al utilizar este conocimiento del territorio en el diseño de medidas de administración y manejo, no sólo se valora la perspectiva local, sino que también se presenta como una oportunidad para mejorar la gestión de los recursos pesqueros, asegurando y facilitando la implementación de los planes mencionados por parte de la comunidad local. Sin embargo, estos planes suelen ser desarrollados por organismos técnicos que no necesariamente tienen conocimiento acabado sobre el territorio y sus costumbres, dándole énfasis a técnicas tradicionales de producción de conocimiento (Drew, 2005).

En el año 2011 ingresa a la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA) la solicitud del establecimiento de un Espacio Costero Marino de Pueblos Originarios denominado “Caulín”, emplazado en el sector de Bahía Caulín y Canal de Chacao, comuna de Ancud, siendo solicitado por las comunidades indígenas Williches Huenque Caulín y Wente Kaulin. Después de 7 años, en 2018 sale a destinación, y finalmente en marzo de

2019 se da inicio al proceso de diseño de los Planes de Administración y Manejo Pesquero (Decreto Ex. N° 625, 2018). El desarrollo de este hito se llevó a cabo a través de un enfoque participativo, en el cual se buscaba velar por el bienestar de las poblaciones naturales de especies objetivo y, al mismo tiempo, proteger las prácticas tradicionales y culturales de las comunidades adjudicatarias en conjunto a los usuarios no titulares del espacio costero marino (Ministerio de Economía, Fomento y Turismo, 2014; Costa Humboldt, 2019a; Costa Humboldt, 2019b).

Durante el desarrollo de los Planes de Administración y Manejo Pesquero del ECMPO Caulín, se recopiló conocimiento ecológico tradicional a través de cartografías participativas y entrevistas a pescadores, buzos y recolectores de orilla, para obtener información base con la cual llevar a cabo estos planes, así como también como método de verificación de la información que se levantó mediante metodologías convencionales, es decir, a través de muestreos directos a las comunidades bentónicas (Costa Humboldt, 2019b).

Considerando lo anterior, la presente investigación busca reafirmar lo expuesto en casos de estudio internacionales respondiendo a la pregunta: ¿Cómo se relacionan el CET y el estudio de distribución de fauna bentónica? Finalmente, y teniendo como caso de estudio el desarrollo de los Planes de Administración y Manejo Pesquero en el ECMPO Caulín, se plantean las siguientes preguntas: ¿qué tan acertado es el CET de las comunidades, con respecto a las áreas de distribución de especies de fauna bentónica que habitan en su territorio? y ¿de qué manera se puede incorporar el CET en medidas de gestión en el ECMPO Caulín?

1.3 Estado del arte

1.3.1 La política de ECMPO

En el año 2008 fue promulgada la Ley N°20.249, la cual define un Espacio Costero Marino de Pueblos Originarios (ECMPO) como un espacio costero marino delimitado, donde la administración es entregada a comunidades o asociaciones indígenas, cuyos integrantes han ejercido usos consuetudinarios en dicho espacio. Su objetivo principal es el resguardo de estos usos con el fin de mantener las tradiciones y el uso sostenible de sus recursos (Ley N°20.249, 2008). Estos espacios pueden clasificarse dentro de lo que la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por su sigla en inglés) denomina “otras medidas eficaces de conservación basada en áreas” (OMECS) (Toledo, 1992), pues el objetivo de un ECMPO es resguardar el uso consuetudinario de las comunidades indígenas que habitan en el territorio (Espinoza, 2016; Gissi et al., 2017), las cuales deben gestionarlo, asegurando la conservación de los recursos hidrobiológicos, y propender al bienestar general (Cervantes, 2019).

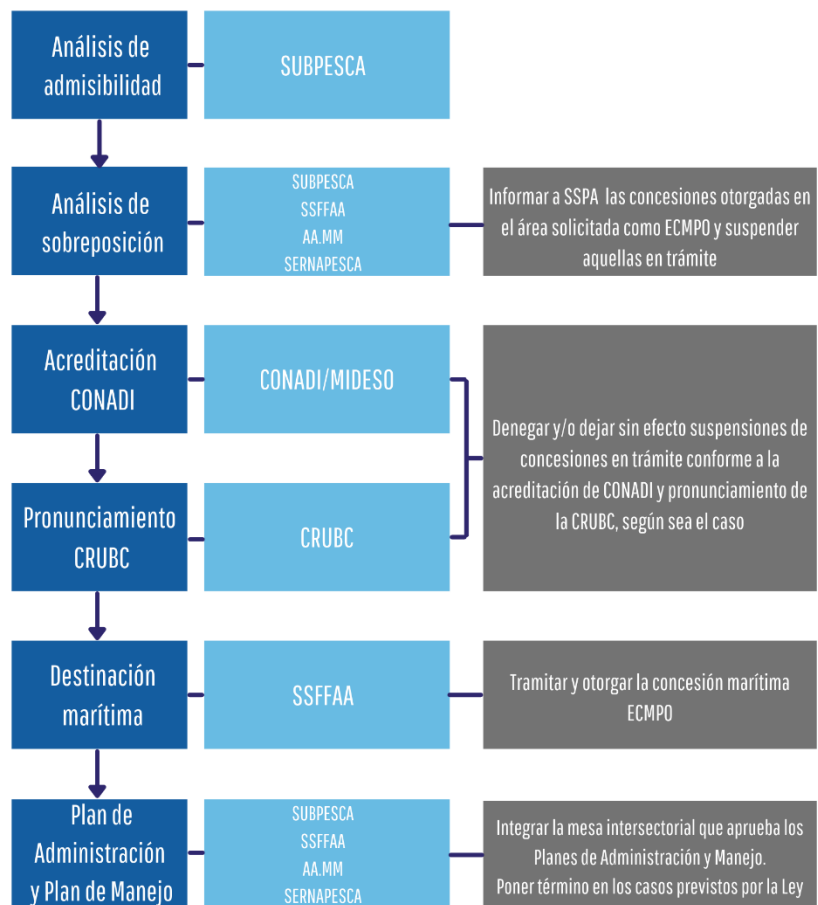
Para ello, se deben desarrollar Planes de Administración y Manejo Pesquero, elaborados de acuerdo con la normativa vigente (Ley N°20.249, 2008), los cuales contemplen los diferentes usos y prácticas que se realicen en el área. Bajo este contexto, la política ECMPO se presenta como un potencial, no sólo para ampliar la conservación de la biodiversidad marina, sino que también es una herramienta para la conservación cultural y un reconocimiento a los derechos indígenas (Zelada y Park, 2013; Hiriart-Bertrand et al., 2020).

El proceso para la creación de esta figura fue bastante largo, iniciándose en 1989 con la promulgación de la Ley General de Pesca y Acuicultura (Ley N°18.892). Sin embargo, esta no reconoce las estructuras organizacionales indígenas, obligando a las y los trabajadores del mar a adoptar formas ajenas a las de su

cultura para organizarse (Gelcich, et al. 2006), dando lugar a que personas no indígenas soliciten espacios que tradicionalmente han usado las comunidades (Cheuqueman et al., 2016).

En respuesta a esta situación, las comunidades comenzaron a organizarse en torno a la Identidad Territorial Lafkenche, y tras 16 años de trabajo se promulgó la Ley N°20.249, que garantiza la administración indígena de los territorios en el que se ejerzan usos consuetudinarios (Espinoza, 2016). De este modo, se cubrieron los vacíos de la Ley N°18.892, que no consideraba los modos de vida asociados al mar, propios de los pueblos indígenas costeros (Meza-Lopehandía, 2018; Araos et al., 2020).

Figura 1: Esquema resumen de proceso de tramitación de un ECMPO.



Fuente: *Elaboración propia a partir de Venegas (2020).*

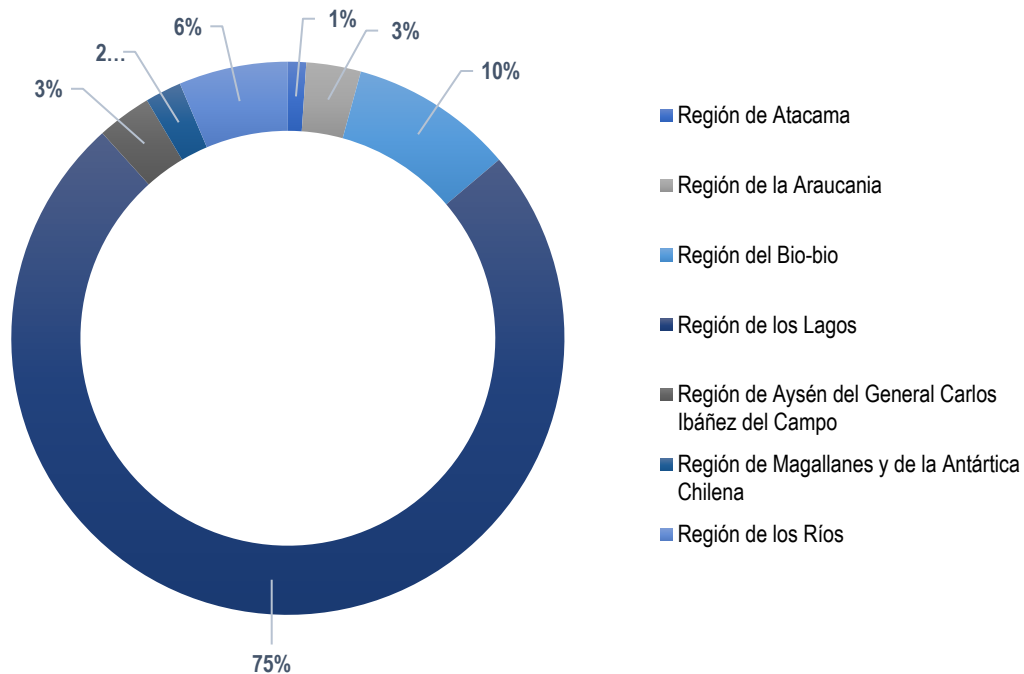
El proceso de tramitación de un ECMPO (ver Figura 1) se inicia con el ingreso de la solicitud por parte de la Comunidad o Asociación de Comunidades Indígenas a SUBPESCA, este trámite es de carácter voluntario y gratuito para las comunidades solicitantes. La solicitud de ECMPO puede abarcar playas de mar, terrenos de playa fiscales, porciones de agua y fondo de mar, donde las comunidades hayan realizado usos consuetudinarios. En cuanto a extensión, pueden ir desde 80 metros en terreno de playa y hasta un máximo de 12 millas náuticas correspondientes al mar territorial siempre que se acrediten los usos declarados en CONADI, y de lo que resuelva la Comisión Regional de Uso del Borde Costero (CRUBC) (Ministerio de Economía, Fomento y Turismo, 2014).

Cabe mencionar que, los ECMPO no afectan concesiones ya otorgadas en el espacio, por lo que se excluyen del área de destinación. Sin embargo, todas las concesiones marítimas, acuícolas o AMERB que se encuentren en tramitación se suspenden, pues las comunidades indígenas tienen prioridad por sobre otros actores interesados en el mismo espacio. Es importante destacar, que tanto la destinación marítima del ECMPO como el convenio de uso son de carácter indefinido, salvo que se incurra en alguna de las causales de caducidad indicadas en el artículo 13 de la Ley (Ley N°20.249, 2008; Ministerio de Economía, Fomento y Turismo, 2014).

Actualmente, se han solicitado 94 ECMPO que se encuentran en diferentes etapas de tramitación (ver Gráfico 1), representando un total de 31.959 km² aproximadamente en todo Chile. La mayoría de estas solicitudes corresponden al pueblo Mapuche (96,4%), entre las regiones del Bío-Bío y Aysén (Cervantes, 2019; Hiriart-Bertrand et al., 2020).

La región de los Lagos es la que posee mayor cantidad de solicitudes, con 70 ECMPO en distintos estados de tramitación (SUBPESCA, 2021), de los cuales 43 se encuentran en el territorio de Chiloé, equivalente al 45,74% de las solicitudes a nivel nacional.

Gráfico 1: Proporción de solicitudes de ECMPO por región.



Fuente: Elaboración propia a partir de SUBPESCA (2021).

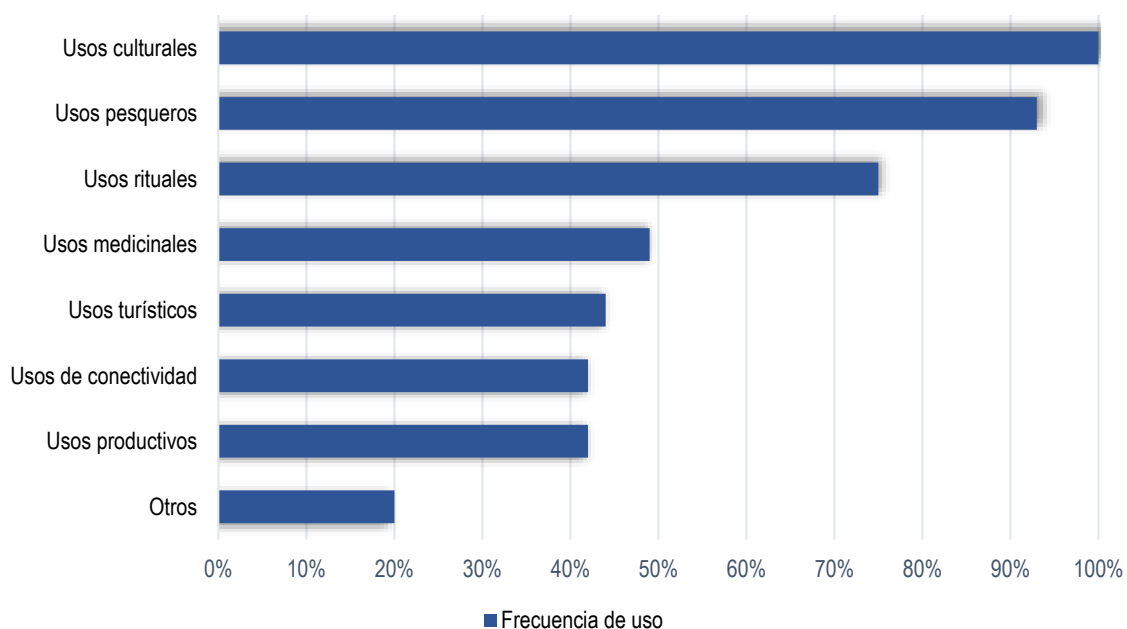
1.3.2 Conocimiento Ecológico Tradicional y los usos consuetudinarios

El método científico es el paradigma predominante en cuanto a la producción de conocimiento, generando que otras formas no convencionales de obtención de información sean ignoradas, o incluso, no sean reconocidas como válidas (Marchant, 2017). Ante este escenario, surge el estudio del conocimiento ecológico tradicional (CET), término que presenta muchas variantes con enfoques particulares, conocimiento tradicional local, conocimiento ambiental tradicional, conocimiento indígena, o conocimiento popular, y que en definitiva se entiende como un proceso acumulativo y dinámico, que integra aristas físicas y espirituales en su construcción, y cuya transmisión es de generación en generación a través de la cultura (Berkes et al., 2000; Reyes-García, 2009; Berkes, 2012). Este conocimiento es vital, ya que revaloriza la perspectiva local de los territorios, como también amplía la comprensión del medio ambiente a otras visiones.

Los usos consuetudinarios que le dan los pueblos indígenas a los territorios representan la estrecha relación entre sus modos de vida y los ecosistemas, pues los han habitado por cientos de años, produciendo y transmitiendo un conocimiento ancestral de su entorno (Reyes-García, 2009). De este modo, diversas culturas alrededor del mundo perciben a los ecosistemas como parte de su cotidiano, o incluso como deidades, por lo que la conservación del medio ambiente es intrínseca a la cosmovisión de éstos (Rozzi, 2001).

En este sentido, los usos consuetudinarios o tradicionales corresponden a todas aquellas prácticas que se ejercen en un territorio de manera ancestral. Se encuentran definidos a través de tres criterios principales (Artículo 6 de la Ley N°20.249): 1) son prácticas o conductas realizadas por la generalidad de los integrantes de la asociación de comunidades o comunidad; 2) estas prácticas se realizan de manera habitual; 3) son reconocidos colectivamente como manifestaciones de su cultura.

Gráfico 2: Frecuencia de declaración de usos consuetudinarios en las solicitudes de ECMPO.



Fuente: Elaboración propia a partir de Cervantes (2019).

Estos usos son importantes para el desarrollo de un ECMPO, pues comprenden diferentes dimensiones de la cultura que caracteriza a la comunidad y son el criterio para delimitar el espacio a solicitar. En otras palabras, la extensión de un ECMPO depende de la superficie necesaria para asegurar el desarrollo de los usos ancestrales realizados en él (Álvarez et al., 2018; Cervantes, 2019). En el Gráfico 2, se enlistan los usos consuetudinarios más declarados en las solicitudes de ECMPO vigentes y/o en trámite hasta el año 2019, destacando los usos culturales, presentes en el 100% de las solicitudes, seguido por los usos pesqueros con una frecuencia de 93%, en donde se engloban las actividades de extracción de mariscos, recolección de algas y la pesca (Cervantes, 2019).

De esta manera, el conocimiento adquirido generación tras generación en el desarrollo de estos usos consuetudinarios, representa información valiosa que debe ser considerada en los procesos de gestión y manejo ecosistémico que se desarrollan en los territorios (Araos et al., 2020). Por lo tanto, el conocimiento ecológico tradicional puede retroalimentar o complementar los conocimientos científicos convencionales (Anbleyth-Evans et al., 2019), a través de una recopilación directa de información o incluso, aportar estrategias para la gestión sostenible de los territorios (Berkström et al., 2019), lo que fortalece la autodeterminación de estos (Hiriart-Bertrand et al., 2020).

1.3.3 Nicho ecológico y modelos de distribución de especies

Uno de los objetivos más importantes en ecología es la identificación de factores que influyen tanto en la distribución como en la abundancia de las especies (Guisan y Zimmermann, 2000). Bajo esta perspectiva nace el concepto de **nicho ecológico**, el cual en un sentido amplio se refiere a las variables que permiten que una población sobreviva (Soberón y Nakamura, 2009), pero también busca dar respuesta a qué factores (bióticos y/o abióticos) influyen en la composición de comunidades ecológicas, y en la delimitación de sus áreas de distribución (Soberón y Miller, 2009).

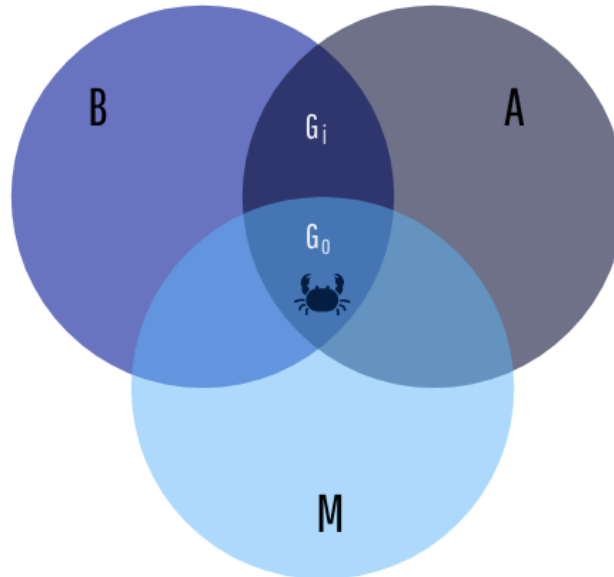
La definición más aceptada de nicho ecológico es la establecida por Hutchinson, correspondiente a la suma de todas las variables ambientales que actúan sobre un organismo, y que influyen en su distribución. El autor subdivide el concepto en dos, lo fundamental y lo realizado. El nicho fundamental corresponde al conjunto de estados del ambiente, que permite a una especie existir, mientras que el nicho realizado es un subconjunto del primero, restringido debido a las interacciones bióticas (Hutchinson, 1957).

Adicionalmente, algunos autores incorporan el concepto de nicho potencial (Soberón y Peterson, 2005), el cual corresponde a un subconjunto del nicho fundamental, en donde se consideraría el espacio geográfico, es decir, especifica el espacio donde efectivamente se encuentra habitando la especie y donde potencialmente podría hacerlo (Plissock y Fuentes-Castillo, 2011).

Lo anterior se explica mejor en el diagrama BAM (*Biotic-Abiotic-Movement*) propuesto por Soberón y Peterson (2005) (ver Figura 2), el cual representa el conjunto de factores que influyen en la distribución geográfica de una especie. En esta figura **B** representa a las variables bióticas; **A** corresponde a las variables abióticas (nicho fundamental de la especie); **M** representa la capacidad de movilidad o dispersión de la especie, que abarca el área que ha sido accesible para esta durante períodos de tiempo relevantes; **G_i** representa al área invadible, es decir, aquellos lugares donde las condiciones bióticas y abióticas son adecuadas para que las especies

sobrevivan pero donde estas aún no han llegado por alguna limitación (nicho potencial); y por último, **G_o** corresponde al área ocupada, o el área real de distribución de la especie, en donde se cruzan los tres componentes del diagrama (Soberón y Nakamura, 2009; Melo-Merino et al., 2020).

Figura 2: Diagrama BAM.



Fuente: Elaboración propia a partir de Soberón y Peterson (2005).

La teoría de nichos ecológicos, en conjunto con el gran avance en los sistemas de información geográfica (Franklin, 2013), dieron origen a los modelos de distribución de especies (MDE), los cuales corresponden a representaciones parciales de la realidad, y que buscan generar una predicción espacial de la probabilidad de ocurrencia de especies (Guisan y Zimmermann, 2000; Mateo et al., 2011).

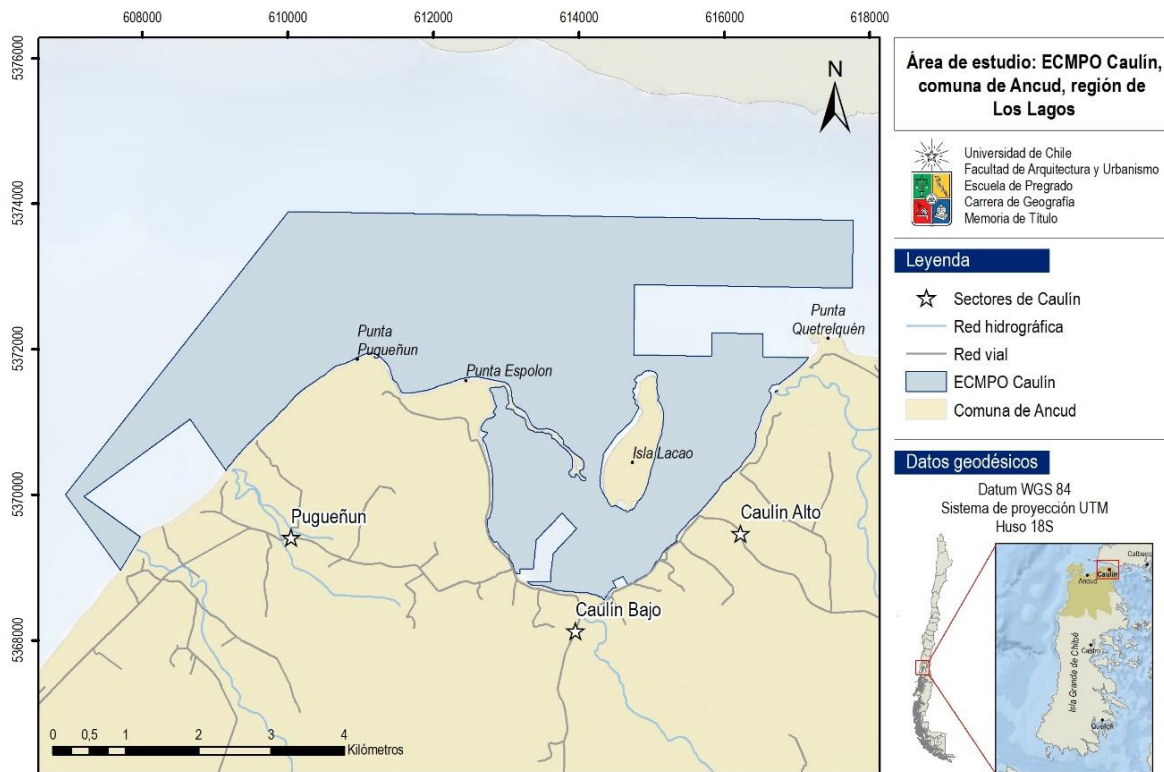
Para su elaboración, se necesitan registros de presencia georreferenciados, los cuales se pueden obtener de manera directa en terreno, o bien indirectamente desde bases de datos (Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011). Estos se relacionan con variables abióticas, tales como clima, topografía, geología, entre otras, y/o bióticas, como interacciones entre especies, disponibilidad de recursos, entre otras, para delimitar las áreas aptas para el desarrollo de las especies (Guisan y Zimmermann, 2000). De esta manera, se obtiene un mapa con la probabilidad de ocurrencia de las especies o, en otras palabras, el hábitat potencial de estas (Franklin, 2013).

Así mismo, es posible desarrollar modelos de distribución de especies utilizando como fuente de información el conocimiento ecológico tradicional que poseen los habitantes de una determinada área. Debido a que se encuentra en sus primeros pasos, no existe consenso con respecto a cuáles son las mejores metodologías para desarrollarlos, sin embargo, se ha demostrado su eficacia principalmente en escalas reducidas (Gagnon y Berteaux, 2009; Bevilacqua et al., 2016; Stori et al., 2019; Lopes et al., 2019).

1.4 Área de estudio

Caulín es una pequeña localidad costera que se encuentra ubicada en la comuna de Ancud, entre los 41° 49' S y los 73° 38' W, al noreste de la Isla Grande de Chiloé (ver Figura 3). Se caracteriza por estar inserta en una pequeña bahía bastante somera, que constituye un importante humedal costero marino, con una amplitud mareal promedio anual de 4,5 metros en sicigia y 3 metros en cuadratura, ocasionando una planicie intermareal de 600 metros en sicigia (Cifuentes, 2007; Delgado et al., 2010). Al igual que gran parte de la Isla de Chiloé, se encuentra emplazada en áreas de baja altitud, pero con modelados alomados que se formaron a partir de depósitos morrénicos y glaciofluviales del cuaternario (Duhart et al., 2000). Se destacan morfologías como la de la barra litoral, Isla Lacao y desembocaduras de ríos y esteros que en su conjunto determinan un paisaje muy rico tanto en el ámbito ambiental como en lo social y cultural (Araneda et al., 2017).

Figura 3: Cartografía del área de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

Posee una población aproximada de 833 habitantes (INE, 2017), los cuales se distribuyen principalmente en los sectores de Pugeñun, Caulín Alto y Caulín Bajo. En este territorio se encuentran seis comunidades indígenas de tradición Mapuche-Williches, de las cuales las comunidades Huenque Caulín y Wenté Kaulín (números de registro en CONADI 596 y 610, respectivamente), se asociaron en el año 2011 para solicitar el Espacio Costero Marino de Pueblos Originarios Caulín (Decreto Ex. N° 625, 2018).

Este ECMPO posee una superficie total de 2.729,7 hectáreas, de las cuales 83,21 corresponden a playa y 2.646,49 a porción de columna de agua y fondo de mar. En él se realizan diversas actividades de manera

transversal, es decir, que son ejecutadas tanto por socios y usuarios titulares, como no titulares. Se destaca principalmente la extracción de recursos hidrobiológicos, mediante estrategias ancestrales y a prácticas culturales arraigadas en la tradición Williche. De este modo, la actividad económica en el área de estudio se basa, principalmente, en las prácticas que se realizan en el espacio costero marino, y en menor medida, en la agricultura y ganadería, resultando un sistema económico mixto (Bustos, 2010).

En cuanto al clima, Caulín presenta una temperatura media anual de 11°C, siendo la época estival los meses que concentran las mayores temperaturas, bordeando como máximas los 30°C, mientras que en invierno las mínimas se encuentran bajo los cero grados (Encabo et al., 2012). Respecto a precipitaciones, estas se concentran principalmente entre los meses de mayo y agosto, registrando en promedio el 50% de las lluvias del año (Vilugrón et al., 2016). Por lo tanto, el clima que predomina en Caulín, según las zonas climáticas de Köppen-Geiger para Chile, es templado marítimo lluvioso (cbf) (Sarricolea et al., 2017), configurando de esta manera, un piso vegetacional de Bosque siempreverde templado interior de *Nothofagus nitida* y *Podocarpus nubigenus* (Luebert y Pliscoff, 2017).

Por otro lado, en el maritorio domina la ecorregión chilense, la cual se caracteriza por amplios regímenes de marea, y la influencia de aguas dulces, resultando en anomalías en salinidad, temperatura y densidad de la masa de agua (Hucke-Gaete, s.f), lo cual se manifiesta en una amplia y diversa formación de hábitats con una alta productividad, que conforma una gran y única biodiversidad (Hucke-Gaete et al., 2006; WWF Chile, 2011). Bajo este escenario, se configura en Caulín un importante humedal costero con categoría de Área Importante para la Conservación de Aves (AICA) (BirdLife, 2012), así como también, una fuente valiosa de recursos pesqueros, los cuales conforman el principal sustento de las comunidades.

1.5 Objetivos

1.5.1 Objetivo general

Analizar la aplicación del conocimiento ecológico tradicional en el estudio de la distribución de fauna bentónica para la gestión del ECMPO Caulín

1.5.2 Objetivos específicos

- a) Identificar la relación entre el conocimiento ecológico tradicional y el estudio de la distribución de fauna bentónica
- b) Modelar áreas de distribución potencial de especies de fauna bentónica en el ECMPO Caulín a partir de conocimiento ecológico tradicional y muestreo directo
- c) Evaluar el uso potencial del conocimiento ecológico tradicional para la gestión de fauna bentónica en el ECMPO Caulín

CAPÍTULO 2: MARCO METODOLÓGICO

2.1 Insumos previos

Los materiales utilizados en esta investigación corresponden a datos obtenidos previamente en terrenos en el ECMPO Caulín, por el equipo de Costa Humboldt en el año 2019, en el marco de la elaboración de los Planes de Administración y Manejo Pesquero. Parte del desarrollo de éstos involucró la generación de cartografías participativas, muestreos de comunidades bentónicas, muestreos de sustrato y mediciones batimétricas en el área de estudio (Costa Humboldt, 2019b).

a) Cartografías participativas

Las cartografías participativas por cada recurso (de aquí en adelante, CR), se realizaron basándose en el conocimiento ecológico tradicional de las y los pobladores del ECMPO, cuyo fin era identificar las áreas de distribución potencial para 17 recursos de flora y fauna presentes en el territorio. Estas se llevaron a cabo por grupos de trabajo en un taller realizado en el ECMPO Caulín en el mes de abril del año 2019. En el taller se formaron seis grupos de cinco personas cada uno, las cuales fueron agrupadas con base al tipo de actividad que realizan en el territorio, por ejemplo: recolectores de orilla, buzos mariscadores, alqueros, entre otros.

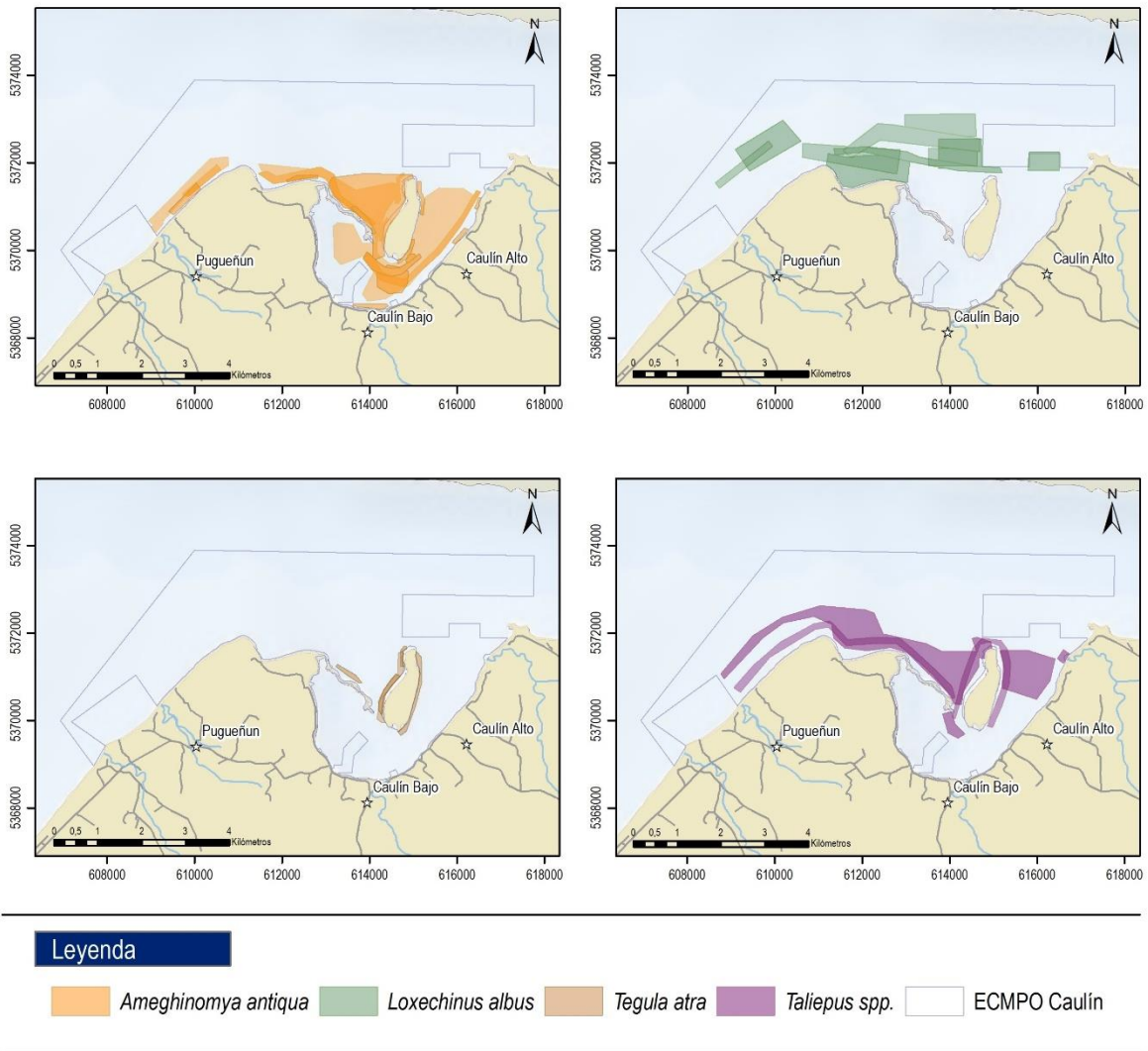
Figura 4: Fotografía de la elaboración de las cartografías participativas.



Fuente: Costa Humboldt, 2019.

Los grupos realizaron una cartografía participativa por cada recurso, dibujando polígonos que representan áreas donde se puede encontrar cada especie (ver Figura 4). Posteriormente estos polígonos fueron digitalizados en el software ArcMap de ArcGIS, representando las áreas de distribución de las especies, según cada grupo de trabajo (ver Figura 5).

Figura 5: Cartografías participativas por recurso.

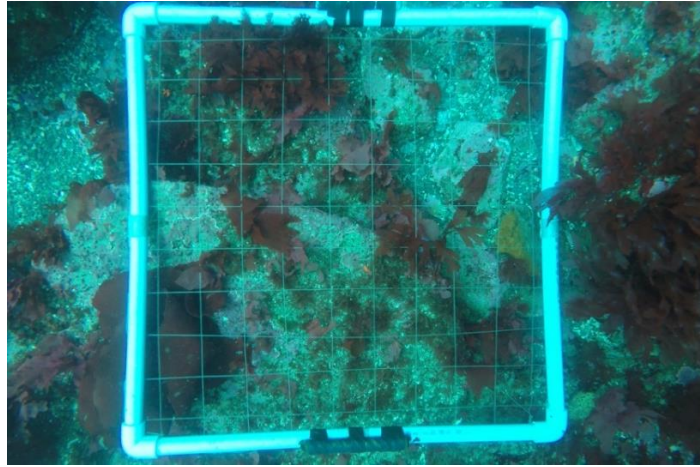


Fuente: Elaboración propia a partir de Costa Humboldt, 2019.

b) Muestreo de comunidades bentónicas

El muestreo de comunidades bentónicas mediante evaluación directa (de aquí en adelante, EVADIR), se realizó con el fin de medir abundancia para 13 recursos de fauna bentónica, distribuidos en 176 estaciones de muestreo. Esto se llevó a cabo por medio de buceos en el mes de agosto del año 2019, en donde se registró un conteo de individuos presentes en las estaciones marcadas (ver Figura 6). La información recopilada a través de este método fue sistematizada en una hoja de cálculo de Microsoft Excel, en la cual se detalló el código de la estación de muestreo, su localización geográfica, y la cantidad de individuos por especie que contenía.

Figura 6: Fotografía submarina de cuadrante utilizado en el estudio de comunidades bentónicas EVADIR.



Fuente: Costa Humboldt, 2019.

c) Muestreos de sustrato y profundidad

Se realizó un estudio del fondo marino a través de un barrido hidroacústico (ver Figura 7), con el cual no sólo se registró el tipo de sustrato y su distribución en el área de estudio, sino que también se obtuvieron datos de profundidad que posteriormente fueron modelados. La información de los sustratos fue corroborada con evaluaciones directas de buzos en el proceso del muestreo de comunidades bentónicas, y con la elaboración de una cartografía participativa por parte de las y los miembros de la comunidad. Por otra parte, la información de profundidad fue corregida por variación de mareas, para determinar con mayor precisión la profundidad 0.

Figura 7: Ejemplo de barrido hidroacústico para la identificación del tipo de sustrato. **A:** arena; **B:** piedra solitaria; **C:** margen piedra “laja”.

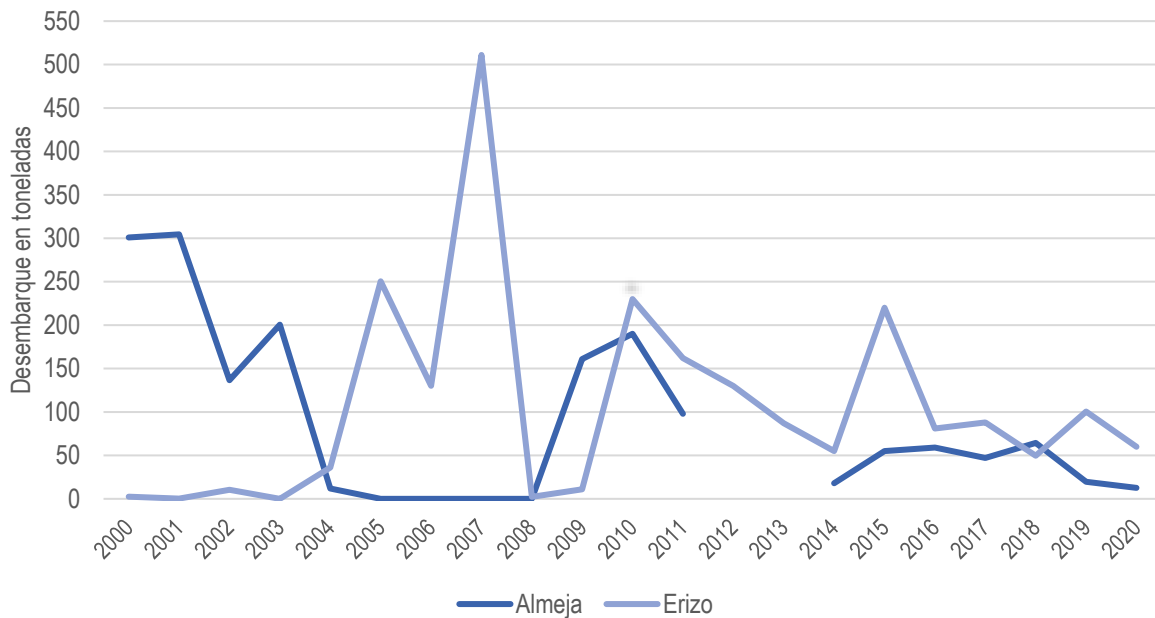


Fuente: Costa Humboldt, 2019b.

2.2 Especies objetivo

Dentro de los usos consuetudinarios se encuentra la pesca artesanal, que incluye prácticas como lo son el buceo comercial y la mariscadura a pie. Ambas tienen por objetivo la extracción de recursos bentónicos, la cual se realiza con dos fines, uno comercial y otro de subsistencia. Al revisar los desembarques de Caulín, se observa que los recursos pelillo, erizo y almeja reportan los volúmenes de desembarques más importantes en el territorio (SERNAPESCA, 2021), demostrando ser estos los principales recursos comercializados en el ECMPO (ver Gráfico 3)

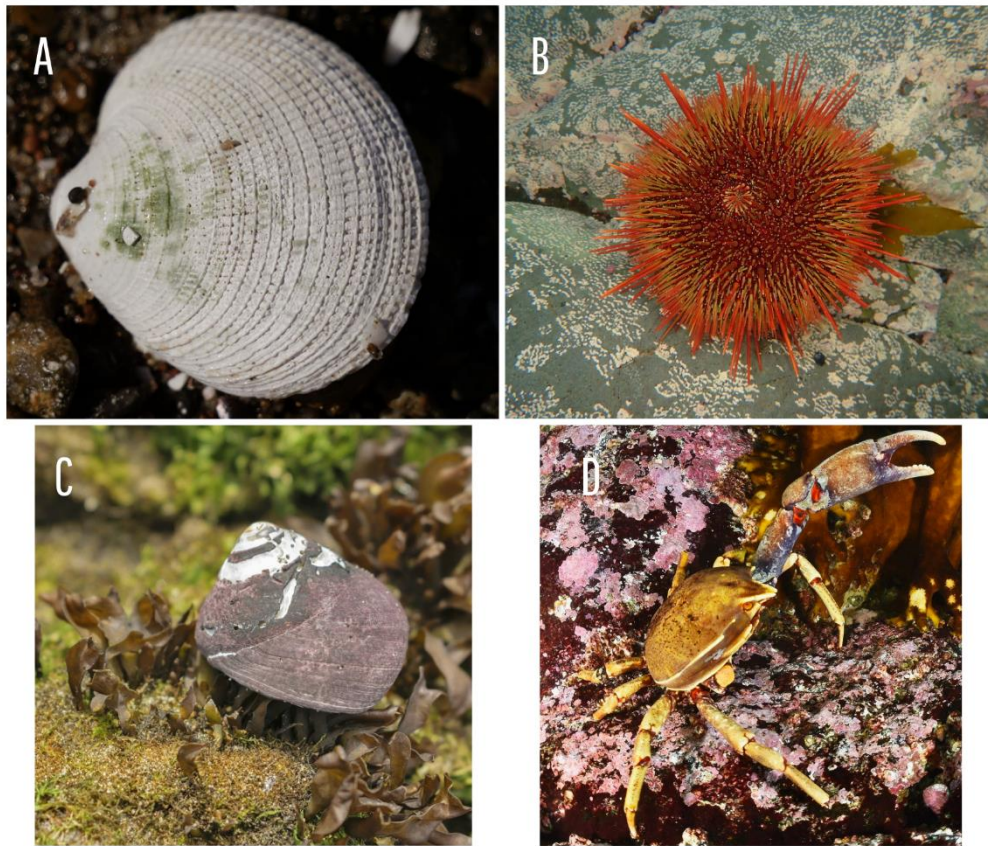
Gráfico 3: Desembarques históricos desde el año 2000 al 2020 de los principales recursos de fauna bentónica en Caulín.



Fuente: Elaboración propia a partir de SERNAPESCA (2021).

Por otro lado, en las pesquerías de subsistencia los recursos son destinados en su mayoría a la alimentación de la persona que la realiza y de su grupo familiar (Artículo 65 de la Ley N°18.892), pero también se reconocen otros usos de algas, como usos medicinales y abono. En el caso de los mariscos, en Caulín se reconocieron 13 recursos con fines de subsistencia, entre los que destacan la navajuela, caracol negro, choro, almeja y cangrejo (Costa Humboldt, 2019a).

Figura 8: Fotografías de los recursos objetivos. **A:** *Ameghinomya antiqua*; **B:** *Loxechinus albus*; **C:** *Tegula atra*; **D:** *Taliepus dentatus*.



Fuente: Elaboración propia a partir de registros fotográficos obtenidos de A: ecoregistros; B y C: iNaturalist; D: ©Bernardo Andres.

En el marco del desarrollo del Plan de Manejo del ECMPO Caulín se consideraron 19 especies de flora y fauna bentónica, entre especies comerciales y de subsistencia. Sin embargo, para esta investigación se trabajó con 4 especies de fauna bentónica de esta lista (ver Figura 8), las cuales corresponden a *Ameghinomya antiqua*, *Loxechinus albus*, *Tegula atra* y *Taliepus spp.*, y cuyas principales características se detallan a continuación:

a) *Ameghinomya antiqua* (Almeja)

Características: Se alimenta principalmente filtrando plancton y detritus de la columna de agua (Zagal y Hermosilla, 2007). Posee una talla mínima de captura de 5,5 cm (Häussermann y Fösterra, 2009) tamaño que puede alcanzar luego de 1 año desde su asentamiento, mientras que su talla de primera madurez sexual se encuentra cercana a los 33 mm (IFOP, 1995). En Caulín, para el año 2020 se registró un desembarque total de 12,55 toneladas (SERNAPESCA, 2021).

Hábitat: Esta especie se puede encontrar en fondos arenosos, areno-fangosos o de guijarros, quedando categorizada para esta investigación en sustratos de tipo blando, huevillo y mixto. Respecto a su distribución batimétrica, esta oscila entre el intermareal y los -65 metros de profundidad (Häussermann y Fösterra, 2009).

Distribución: En Chile se distribuye desde Arica al Estrecho de Magallanes (Häussermann y Fösterra, 2009).

b) *Loxechinus albus* (Erizo)

Características: Se alimenta principalmente del alga verde *Ulva spp.* y de alga parda *Lessonia spp.* (Zagal y Hermosilla, 2007). Poseen un comportamiento gregario, es decir, viven agrupados, con el objetivo de protegerse de los depredadores (Häussermann y Fösterra, 2009). Posee una talla mínima de captura de 7 centímetros, y puede tardar entre 8 a 10 años en alcanzar ese tamaño, debido a que es de crecimiento lento (Molinet et al., 2016). En Caulín, para el año 2020 se registró un desembarque total de 59,9 toneladas (SERNAPESCA, 2021), siendo el recurso bentónico con mayores desembarques para ese periodo.

Hábitat: Esta especie habita sobre sustrato rocoso en el intermareal y submareal somero, cercano a praderas de macroalgas, quedando categorizada para esta investigación en sustratos de tipo duro, huevillo y mixto. Respecto a su distribución batimétrica, esta oscila entre el intermareal y los -340 metros de profundidad (Häussermann y Fösterra, 2009).

Distribución: En Chile se distribuye desde Arica al Estrecho de Magallanes (Häussermann y Fösterra, 2009).

c) *Tegula atra* (Caracol negro)

Características: Se alimenta principalmente de *Macrocystis sp.*, *Codium sp.* y *Gigartina chamissoi* (Zagal y Hermosilla, 2007). Este recurso no presenta medidas de manejo vigentes en el territorio nacional. En Caulín no existe registro de sus desembarques para el año 2020, debido a que corresponde a captura de subsistencia.

Hábitat: Esta especie habita en sustratos rocosos, grietas y bolones, quedando categorizada en los tipos de sustratos duro, huevillo y mixto (Aldea, 2012). Respecto a su distribución batimétrica, esta oscila entre el intermareal y los -20 metros de profundidad (Véliz y Vásquez, 2000).

Distribución: En Chile se distribuye desde Arica al Estrecho de Magallanes (Häussermann y Fösterra, 2009).

d) *Taliepus dentatus* y *Taliepus marginatus* (Cangrejo)

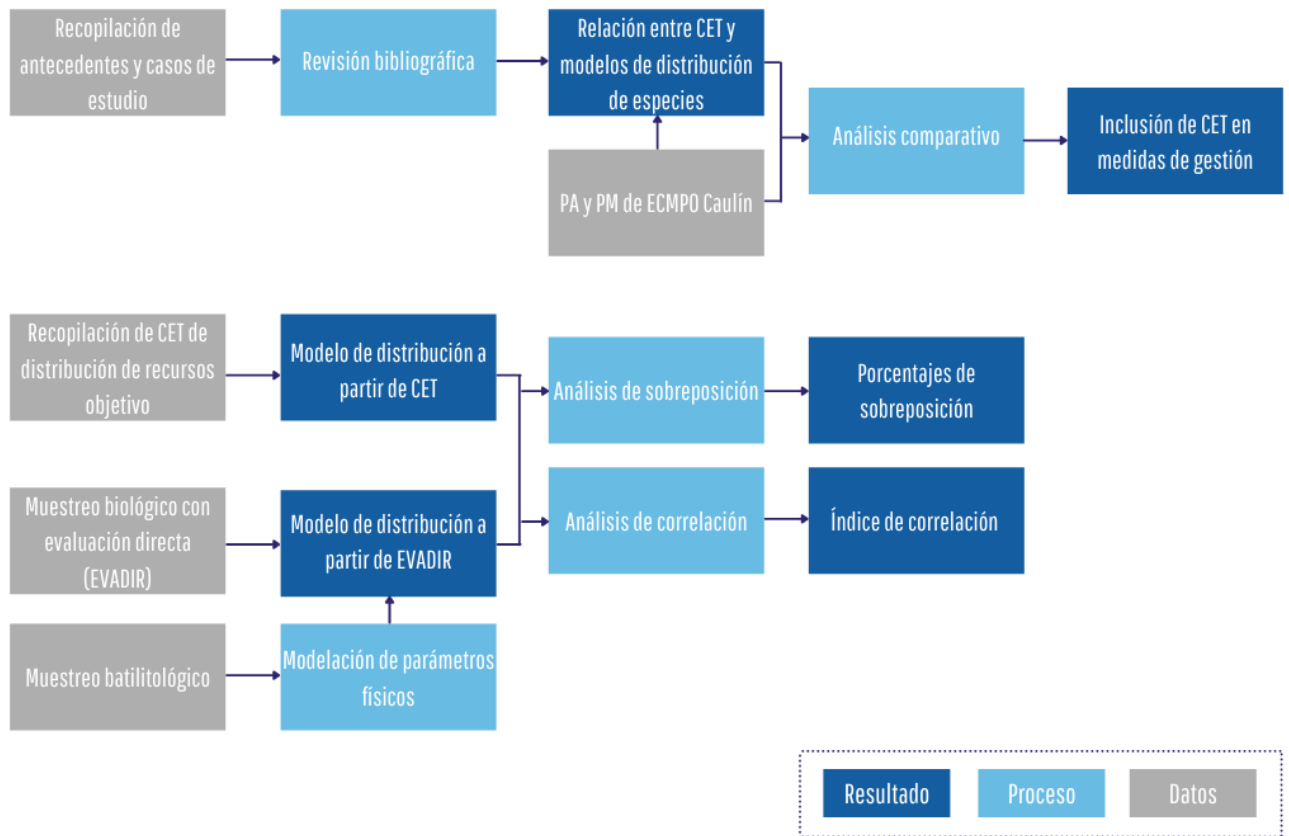
Características: El recurso cangrejo engloba los desembarques de dos especies del género *Taliepus*, ambos se alimentan principalmente de algas pardas y briozoos (Zagal y Hermosilla, 2007; Jofré Madariaga et al., 2013). Se distingue *T. Dentatus* de *T. marginatus* principalmente por los 4 dientes en los márgenes laterales del cefalotórax, pero también por ser un poco más grande y abundante (Zagal y Hermosilla, 2007; Universidad de Concepción, 2019). Por un lado, *T. dentatus* posee una talla de primera madurez sexual entre 50 a 84 mm, mientras que su congénere *T. marginatus* presenta una talla de primera madurez sexual muy similar, entre 50 a 80 mm (Antezana et al., 1965). En Caulín no existe registro de sus desembarques para el año 2020, debido a que corresponde a captura de subsistencia.

Hábitat: Estas especies habitan principalmente en costas rocosas y en lugares poblados de macroalgas pardas como *Macrocystis sp.* y *Lessonia sp.* quedando categorizada en los sustratos de tipo duro, huevillo y mixto (Universidad de Concepción, 2009). Respecto a su distribución batimétrica, esta oscila entre el intermareal y los -60 metros de profundidad (Zagal y Hermosilla, 2007).

Distribución: En Chile *T. dentatus* se distribuye desde Arica al Estrecho de Magallanes, mientras que *T. marginatus* desde Arica a Talcahuano, pero también se puede observar en menor abundancia hacia el sur (Antezana et al., 1965; Zagal y Hermosilla, 2007).

2.3 Métodos y técnicas de investigación

Figura 9: Esquema metodológico.



Fuente: Elaboración propia.

2.3.1 Pasos metodológicos del objetivo N°1

2.3.1.1 Revisión bibliográfica

Con el fin de identificar la relación entre el conocimiento ecológico tradicional y el estudio de distribución de fauna bentónica, se realizó una revisión bibliográfica de casos de estudios tanto a nivel nacional como internacional. Para ello, se aplicó la metodología propuesta por Gómez-Luna et al., (2014) la cual se compone de tres fases: búsqueda, organización y análisis de la información (ver Figura 10).

Para ello, se utilizó en primera instancia, una búsqueda con el concepto “*conocimiento ecológico tradicional*” o “*traditional ecological knowledge*”, en artículos científicos, tesis, publicaciones y libros disponibles en motores de búsqueda académicos, como *Scielo*, *Scopus* y *Google Scholar*. A continuación, los documentos recopilados fueron filtrados utilizando las palabras claves (en español o inglés, según sea el caso): distribución de especies, medio marino, fauna bentónica, gestión pesquera y conservación marina, con el objetivo de focalizar la búsqueda a la temática de interés de la presente investigación. Adicionalmente, se realizó una búsqueda manual de referencias que se identificaron en los documentos seleccionados.

Posteriormente, se ordenó de manera sistemática la información encontrada clasificando y organizando los artículos en carpetas según si eran documentos con información teórica o casos de estudio. Luego, se realizó una priorización de aquellos más relevantes o atinentes a esta investigación para realizar la revisión final.

Por último, con los documentos ya organizados y priorizados, se realizó un análisis de la información (ver Tabla 1), para ello, se sistematizó en una tabla los documentos más relevantes en donde se haya aplicado CET para estudiar distribución de especies bentónicas y marinas en general, indicando autor/es, año de la publicación, aplicación de CET en la investigación, y el método de recopilación de CET

Tabla 1: Sistematización del análisis de las fuentes bibliográficas.

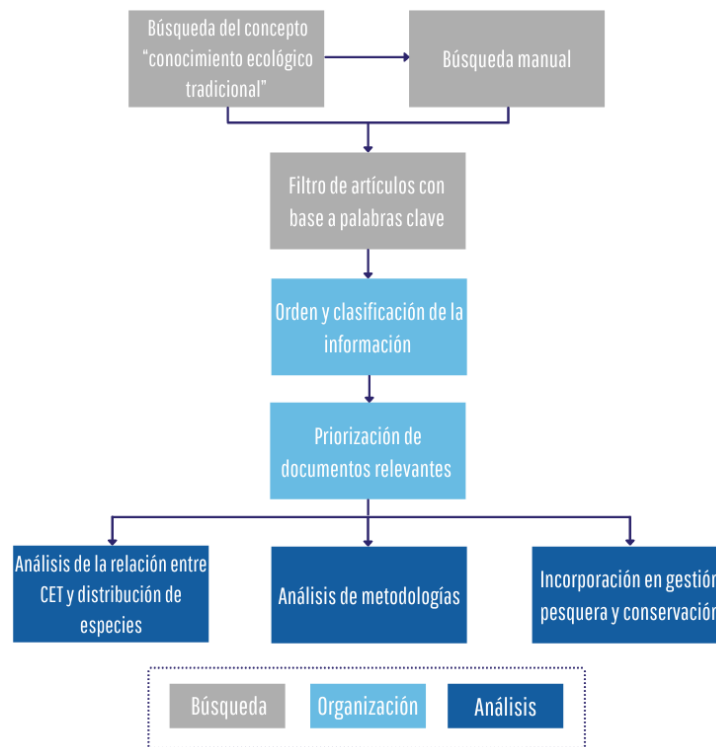
| | |
|---------------------------------------|---|
| Autor o autores | Se indica el autor o autores del documento |
| Año | Se indica el año de la publicación |
| Aplicación de CET en la investigación | Se indica cómo se usó CET en la investigación |
| Método de recopilación de CET | Se indica la metodología utilizada para recopilar CET en la investigación |

Fuente: Elaboración propia.

Adicionalmente, en la revisión final se consideraron documentos en los cuales se abordan metodologías para la recopilación de CET en contextos indígenas, así como el desarrollo de estrategias para la gestión pesquera y conservación incorporando CET.

Cabe mencionar que se empleó el método de saturación de la información, así como también de autores, para discriminar las fuentes bibliográficas que se consideraron en la revisión final.

Figura 10: Diagrama resumen de la metodología para la revisión bibliográfica.



Fuente: Elaboración propia.

2.3.2 Pasos metodológicos del objetivo N°2

El objetivo de esta etapa fue analizar las áreas de distribución potencial de las cuatro especies de fauna bentónica que se seleccionaron para esta investigación. Para ello se utilizaron dos fuentes de información primaria, tanto las cartografías participativas por recurso (CR), como los muestreos directos de comunidades bentónicas (EVADIR).

La construcción de ambos modelos se realizó utilizando la herramienta Densidad de Kernel (*“Kernel density”*) en el ArcMap de ArcGIS en su versión 10.7, la cual mediante una función estima el valor de celdas en torno a un punto y su vecindario (Silverman, 1986). Por lo tanto, aquellas celdas más cercanas al punto poseen una ponderación de densidad mayor, mientras que las que se encuentran más alejadas una ponderación menor (Flores y Reyes, 2019).

Teniendo en cuenta lo anterior, en diversas investigaciones se ha empleado esta herramienta como proxy para el estudio de la distribución de especies, pues las especies se distribuyen de manera desigual en el territorio, generando también variaciones espaciales en cuanto a su densidad o abundancia (Bedriñana-Romano et al., 2014; Flores y Reyes, 2019).

2.3.2.1 Modelación a través de CET

Se utilizó como insumo las cartografías participativas por recurso desarrolladas previamente en el territorio (ver Figura 5). En ellas, cada grupo delimitó el área de distribución potencial para cada especie. Sin embargo, no todos los grupos identificaron las mismas áreas de distribución, por lo tanto, con esta información se decidió distinguir las áreas de mayor probabilidad de ocurrencia de cada recurso, la cual se estimó con base a la sobreposición espacial de los polígonos obtenidos a partir de los mapeos. Es decir, a mayor cantidad de coincidencias o sobreposiciones entre los polígonos elaborados por cada grupo, se le asignó mayor confianza, representando una probabilidad de ocurrencia de la especie más alta.

Para llevar a cabo la modelación, se utilizó la aplicación ArcMap de ArcGIS en su versión 10.7, en el cual se desarrollaron todos los procesamientos. En primer lugar, se individualizaron todos los polígonos y sub-polígonos que se formaban por la sobreposición espacial entre ellos. A continuación, con los sub-polígonos identificados y separados, se procedió a valorizar con base a la cantidad de sobreposiciones que existían entre ellos. En la Tabla 2 se muestra el valor asignado a los sub-polígonos, a partir de la cantidad de sobreposiciones.

Tabla 2: Valoración según cantidad de sobreposiciones.

| Cantidad de sobreposiciones | Valor asignado |
|-----------------------------|----------------|
| Tres o más sobreposiciones | 3 |
| Dos sobreposiciones | 2 |
| Sin sobreposiciones | 1 |

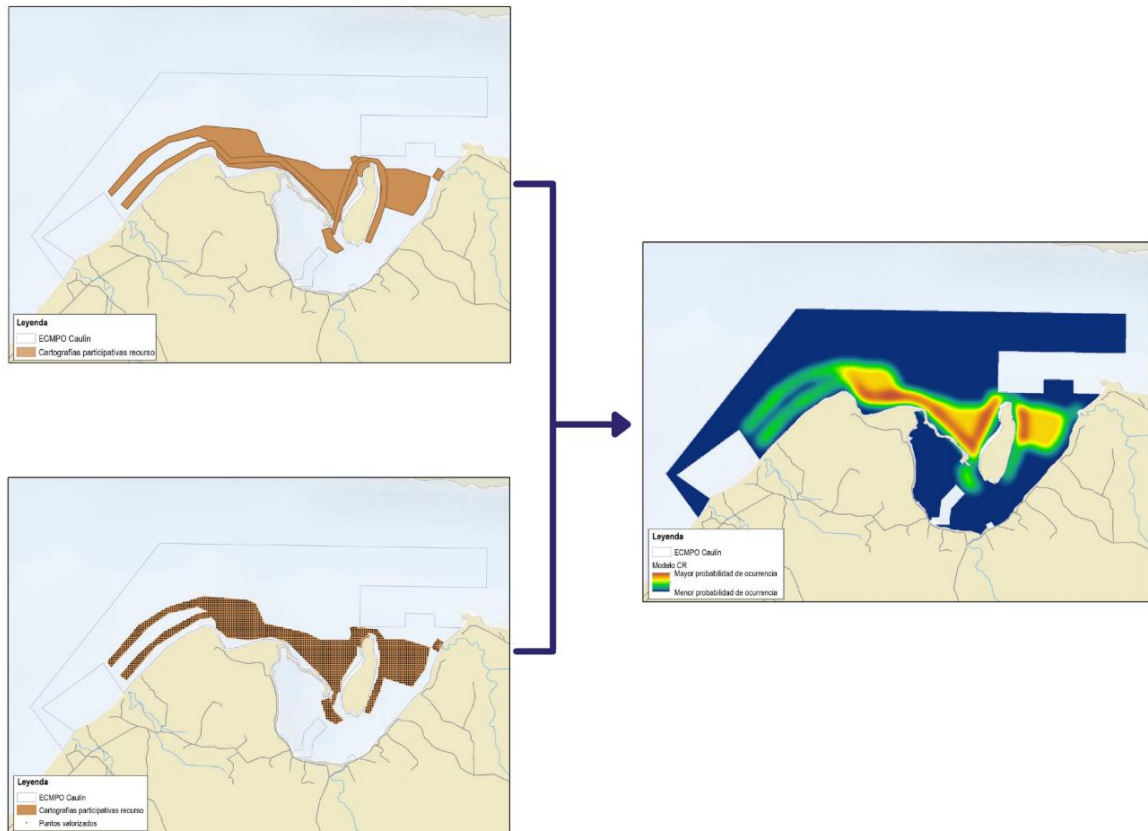
Fuente: Elaboración propia.

Posteriormente, se elaboró una red con celdas de 50 x 50 metros, para obtener una división homogénea de todo el ECMPO y poder crear una distribución pareja de puntos en los centroides de sus polígonos y sub-polígonos, tomando el valor de estos. De este modo, los polígonos que se tenían como insumo previo, se convirtieron en puntos valorizados según la sobreposición espacial.

Finalmente, se utilizó la herramienta “*Kernel density*”, con un radio de búsqueda de 300 metros, excepto para la especie *Tegula atra*, en donde se utilizó un radio de búsqueda de 100 metros por tener una distribución reducida en el área de estudio. Ambos radios de búsqueda se determinaron a partir de una estimación de la incertidumbre de los participantes al dibujar los polígonos de distribución en las cartografías participativas. Por lo tanto, se generó un mapa de calor donde a mayor intensidad, mayor fue la probabilidad de ocurrencia del recurso (ver Figura 11).

Estos procesamientos se realizaron para cada una de las especies objetivo de esta investigación. Con el fin de automatizar el desarrollo de los modelos, como también disminuir errores, se creó un *Model Builder* en ArcGIS el cual se encuentra en el Anexo 1.

Figura 11: Diagrama resumen de los procesamientos para desarrollar el modelo CR, utilizando como ejemplo la especie *Taliepus spp.*



Fuente: Elaboración propia.

2.3.2.2 Modelación a través de EVADIR

Para esta etapa se utilizó como insumo la información generada en los muestreos de sustrato y profundidad, así como también la información obtenida en los muestreos de comunidades bentónicas (EVADIR). Se realizaron preprocesamientos de estos datos, y con ello se construyeron los modelos de distribución para cada especie.

a) Modelo batimétrico y modelo de sustratos

Los parámetros de batimetría y tipo de sustrato se utilizaron para delimitar el modelo de distribución elaborado a partir de EVADIR. En primera instancia se realizó el modelo batimétrico del área de estudio, utilizando los datos corregidos por marea, los cuales se encontraban en una hoja de cálculo de Microsoft Excel, indicando latitud, longitud y profundidad del registro. A continuación, en la aplicación ArcMap de ArcGIS en su versión 10.7, se utilizó la herramienta “*Topo to raster*”, la cual genera una interpolación hidrológicamente correcta a través de una superficie continua (Hutchinson y Dowling, 1991), permitiendo desarrollar de manera más precisa el modelado de las profundidades. Por último, se obtuvieron las isóbatas con un intervalo de 5 metros.

Por otra parte, el modelo de sustratos se desarrolló utilizando como insumo los datos obtenidos a partir de los tres métodos de recolección de información en terreno, los cuales se encontraban sistematizados en una hoja de cálculo de Microsoft Excel, en la que se indicaba latitud, longitud y categoría de sustrato, esta última codificada siendo 1=Blando; 2= Duro; 3=Huevillo; y 4=Mixto.

La modelación se realizó en la aplicación ArcMap, en el cual se generaron polígonos de Thiessen con la herramienta “*Create Thiessen polygons*”, los cuales permitieron estimar la distribución de los sustratos, a partir de los puntos categorizados. A continuación, se engrilló toda la superficie del ECMPO Caulín, con celdas de 50 x 50 metros, generando una superficie continua homogénea con cada tipo de sustrato descrito.

b) Modelo EVADIR

Se utilizó como insumo el muestreo de comunidades bentónicas (EVADIR), el cual se presentó en una hoja de cálculo de Excel, en la cual se detalló el código de la estación de muestreo, su localización geográfica (latitud y longitud), y la cantidad de individuos por especie que contenía. En esta etapa se buscaba determinar la distribución de cada recurso en el territorio, así como también identificar los *hotspot* de abundancia.

Para llevar a cabo los procesamientos, se debió en primera instancia, realizar correcciones a la base de datos en Microsoft Excel, reemplazando los valores NoData por -999, para que, al exportar la información a ArcGIS, no se generaran falsos ceros. También se editaron algunas coordenadas geográficas que estaban duplicadas, relocalizando una de éstas a 50 metros desde la original, manteniéndose en la misma restricción batimétrica y sustrato. La espacialización de estos puntos en el área de estudio se encuentra en el Anexo 2.

Con esta información corregida, se utilizó la aplicación ArcMap de ArcGIS en su versión 10.7, para realizar una selección por atributos de los sustratos y batimetrías aptas para cada recurso. La información y referencias bibliográficas que se utilizaron para determinar estos parámetros se encuentran detalladas en la sección de especies objetivo. Sin embargo, en lo referido a restricción batimétrica, esta se debió ajustar debido a que el barrido hidroacústico se realizó hasta los -40 metros de profundidad, quedando los parámetros de la Tabla 3.

Tabla 3: Sustrato y batimetría apta por cada recurso.

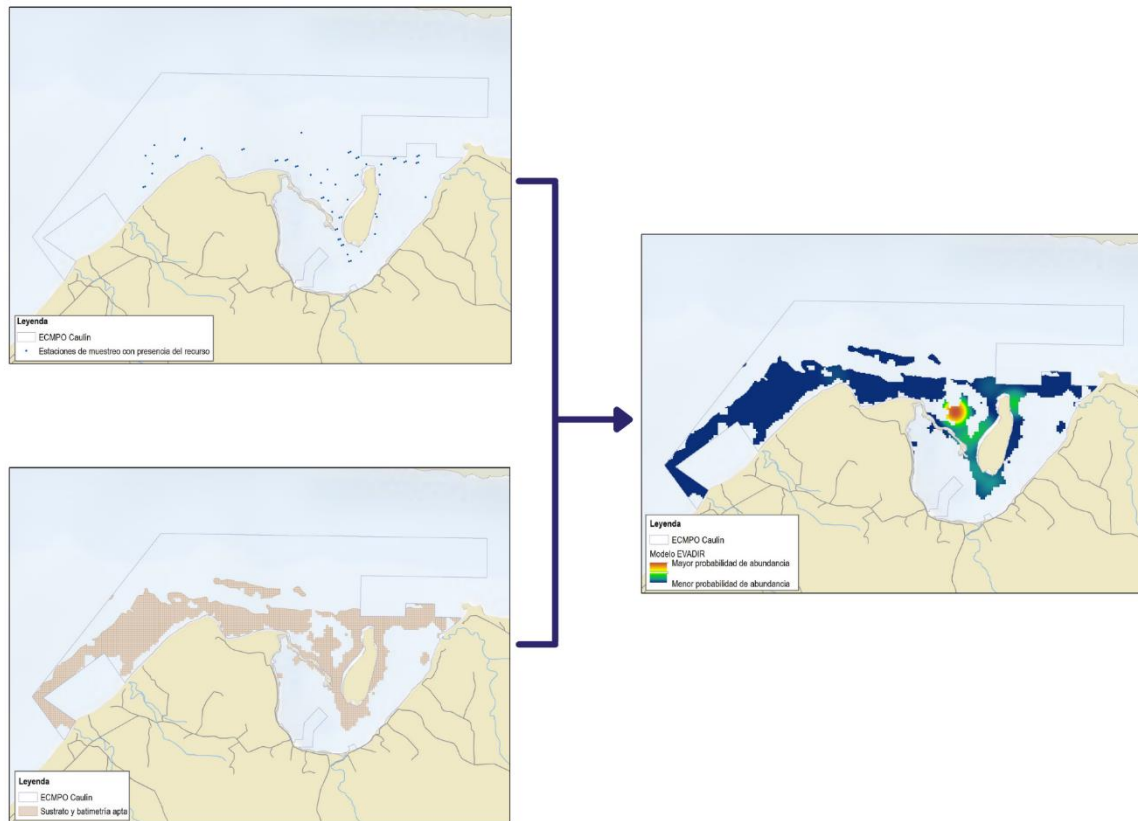
| Especie | Sustrato apto | Batimetría apta |
|----------------------------|--------------------------|-----------------|
| <i>Ameghinomya antiqua</i> | Blando, huevillo y mixto | -1 a -40 |
| <i>Loxechinus albus</i> | Duro, huevillo y mixto | -1 a -40 |
| <i>Tegula atra</i> | Duro, huevillo y mixto | -1 a -20 |
| <i>Taliepus spp.</i> | Duro, huevillo y mixto | -1 a -40 |

Fuente: Elaboración propia.

A continuación, con los puntos con información de abundancia o ausencia por especie seleccionada, y teniendo los parámetros de sustrato y batimetría apta identificados, se procedió a realizar la modelación. Para ello se utilizó la herramienta “*Kernel density*” con un radio de búsqueda de 500 metros, el cual se determinó a partir de la distancia promedio entre las estaciones de muestreo, considerando que cada búsqueda contemple al menos 3 estaciones para ajustar la densidad. Obteniendo como resultado un mapa de calor donde, a mayor intensidad, mayor fue la abundancia de la especie (ver Figura 12).

Al igual que en la modelación con CR, se desarrolló un Model Builder para automatizar el proceso y disminuir errores (ver Anexo 3).

Figura 12: Diagrama resumen de los procesamientos para desarrollar el modelo EVADIR, utilizando como ejemplo la especie *Tegula atra*.



Fuente: Elaboración propia.

2.3.3 Pasos metodológicos del objetivo N°3

En esta etapa se realizaron tres análisis para evaluar el uso del conocimiento ecológico tradicional para la gestión del ECOMPO Caulín. En primer lugar, se hicieron los análisis de sobreposición y de correlación para estimar el nivel de similitud entre los modelos de distribución desarrollados a través del CET y de EVADIR. Con el análisis de sobreposición se estimó la asertividad con respecto a la presencia de especies en el territorio, y con la correlación se valoró el nivel de asociación entre ambos métodos, mientras que, con el análisis comparativo se evaluó la adaptación de otras aplicaciones o métodos de recopilación de CET, para incorporar en la gestión del ECOMPO Caulín, así como también en otros casos de estudio.

2.3.3.1 Análisis de sobreposición

Para este análisis es importante discriminar los conceptos de nicho realizado y nicho potencial, debido a que se realizó una distinción de ambos para estudiar la sobreposición. En este sentido, se consideró como nicho potencial a aquellas áreas cuyos parámetros físicos, en este caso sustrato y batimetría, son aptos para la presencia de la especie. Por otra parte, se consideró como nicho realizado, aquellas áreas con parámetros físicos aptos, donde efectivamente haya presencia de la especie, lo cual fue determinado por el modelo EVADIR.

Para llevar a cabo los análisis, en la aplicación ArcMap de ArcGIS en su versión 10.7, se realizó una corrección de los archivos ráster de densidad en CR y EVADIR obtenidos previamente. Para ello se utilizó la herramienta “Int” con la cual se convirtieron estos archivos de extensión flotante a enteros, con el fin de llevar a cabo los procesamientos y cálculos que se requirieron a continuación. Luego se convirtieron estos archivos ráster de extensión entero a *shapefiles*, con estas capas fue posible categorizar la información de los ráster originales, con base a los criterios expuestos en la Tabla 4.

Para el caso de CR, se categorizó con 2 el área que correspondía a lo dibujado originalmente en las cartografías participativas. Se categorizó con valor 1 a aquellas áreas contiguas a los polígonos dibujados en cartografías participativas, y que fueron modeladas por la herramienta de densidad de Kernel. Por último, se categorizó con 0 a las zonas fuera del área de distribución de la especie, es decir, las áreas fuera de la cartografía participativa y la modelada en Kernel.

Mientras que, en EVADIR, se categorizó con valor 2 las áreas que contienen presencias de la especie, las cuales corresponderían al nicho realizado de cada recurso. Luego se categorizó con valor 1, aquellas áreas que estaban en sustrato con batimetría aptas, pero que contenían ausencias. Por último, se categorizaron con el valor 0 a aquellas áreas fuera del área de distribución, es decir, las que contenían un sustrato y batimetría no aptos para la presencia de las especies.

Tabla 4: Categorización para el análisis de sobreposición.

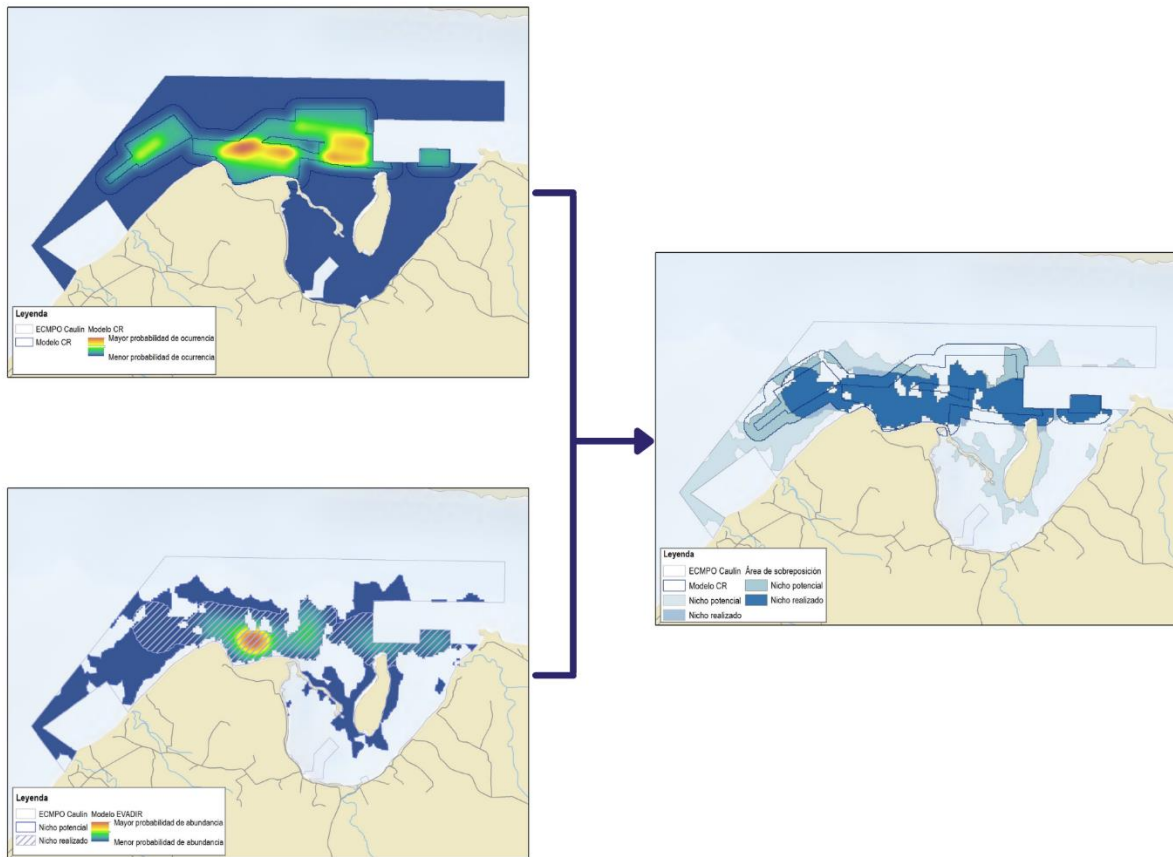
| Categoría | Modelo CR | Modelo EVADIR |
|-----------|--|--|
| 0 | Fuera del área de distribución | Fuera del área de distribución |
| 1 | Modelado por Kernel | Dentro del área de distribución, pero ausencia (nicho potencial) |
| 2 | Área dibujada en cartografía participativa | Dentro del área de distribución con presencia (nicho realizado) |

Fuente: Elaboración propia.

A continuación, se realizó un análisis de sobreposición para dos escenarios. El primero entre el modelo CR y el nicho potencial, para reconocer qué porcentaje del modelo CR se encuentra en el nicho potencial de la especie. Y el segundo análisis, correspondió a una estimación del porcentaje del nicho realizado contenido en el modelo CR. Se utilizó la herramienta “Select By Attributes” en ambos casos. Para el primero se eligieron las categorías 1 y 2 de ambas capas, las cuales se intersecaron para obtener su área en común, utilizándose la herramienta “Calculate Geometry” para estimar el porcentaje de sobreposición. Para el segundo caso, se

siguieron los mismos pasos metodológicos, pero en la capa de modelo EVADIR, se seleccionó sólo la categoría 2, equivalente al nicho realizado.

Figura 13: Diagrama resumen de los procesamientos para desarrollar el análisis de sobreposición, utilizando como ejemplo la especie *Loxechinus albus*.



Fuente: Elaboración propia.

2.3.3.2 Análisis de correlación

El coeficiente de correlación permite obtener una estimación de la asociación entre dos variables, el índice se mueve entre los valores -1 y 1, siendo 0 indicativo que no existe correlación y 1 que poseen una correlación perfecta. Adicionalmente, el signo que acompaña al coeficiente indica si la correlación posee una asociación de tipo directa o inversa (Lahura, 2003).

Para obtener el coeficiente de correlación entre ambas metodologías utilizadas, en primer lugar, se utilizó la aplicación ArcMap de ArcGIS en su versión 10.7, en donde se convirtieron los archivos shapefile clasificados en la etapa anterior a archivos ráster nuevamente. A continuación, se utilizó la herramienta “*Band Collection Statistics*”, la cual genera una matriz en la que se representa la relación entre dos datasets. De este modo se calculó la correlación entre ambos modelos por cada una de las especies objetivo.

Teniendo en cuenta lo anterior, se utilizó una categorización para estimar la fuerza de las correlaciones, la cual se detalla en la Tabla 5, ocupando tres categorías según el índice: fuerte, moderada y débil (Universidad de Alcalá, 2005).

Tabla 5: Fuerza de la correlación.

| Índice de correlación | Fuerza |
|--------------------------|----------|
| 1 a 0,5/ -1 a -0,5 | Fuerte |
| 0,49 a 0,3 /-0,49 a -0,3 | Moderada |
| <0,29/ <-0,29 | Débil |

Fuente: Elaboración propia a partir de Universidad de Alcalá (2005).

2.3.3.3 Análisis comparativo

Por último, para llevar a cabo este análisis, se utilizó la información recopilada en la revisión bibliográfica, específicamente lo relacionado a aspectos metodológicos en los diferentes casos de estudio, así como también lo referente a aplicaciones del conocimiento ecológico tradicional para la gestión de espacios costeros y marinos. Esta información de casos de estudios se contrastó con la experiencia del ECMPO Caulín para definir los potenciales usos y aplicaciones que se pueden realizar para mejorar la gestión y manejo del espacio.

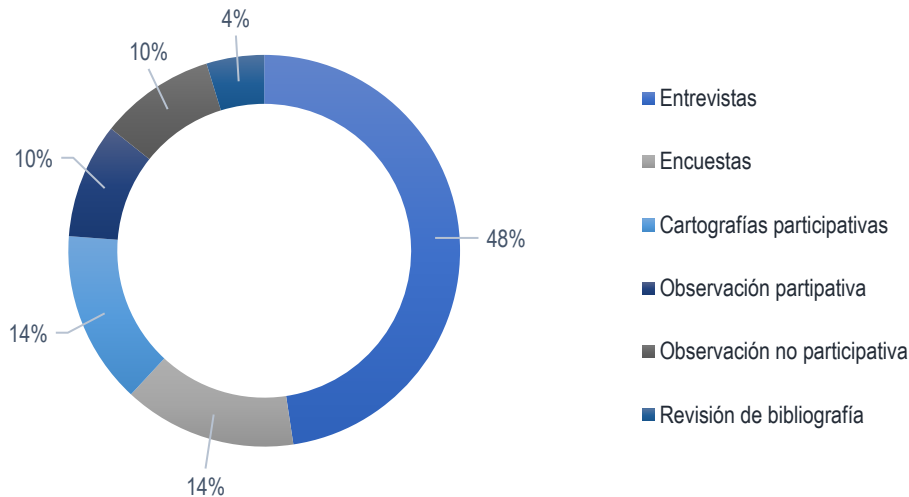
CAPÍTULO 3: RESULTADOS

3.1 Relaciones entre el conocimiento ecológico tradicional y el estudio de distribución de especies

3.1.1 Revisión bibliográfica

En el proceso de revisión bibliográfica se consideraron 34 documentos entre artículos científicos, publicaciones y tesis, para el periodo entre los años 2000 y 2020, que estudiaran distribución de especies utilizando conocimiento ecológico tradicional (CET). De este total, 16 documentos se enfocan en casos de estudio de distribución de especies marinas, los cuales se encuentran sistematizados en el Anexo 4. Cabe destacar, que tan sólo un documento se enfoca en aplicar el CET para estudiar una especie de fauna bentónica.

Gráfico 4: Métodos de recopilación de CET presentes en la revisión bibliográfica.



Fuente: Elaboración propia.

En general, el desarrollo de investigaciones que consideren el conocimiento ecológico tradicional en el análisis de distribución de especies ha ido en aumento con el tiempo, tomando mayor relevancia en los últimos años. Respecto a las metodologías utilizadas, se observa que la entrevista es el mecanismo más empleado para recopilar CET (Huntington, 2000; Stacey et al., 2012; Beaudreau y Levin, 2015; Bevilacqua et al., 2016; Lima et al., 2017; Pomarico, 2017; Delgado y Soto, 2018; Lopes et al., 2018; Berkström et al., 2019; Mason et al., 2019; Noble et al., 2020) presente en 11 de los 16 documentos revisados, seguido de encuestas (Huntington, 2000; Butler et al., 2012; Teixeira et al., 2013), mapeos (Sánchez-Carnero et al., 2016; Mason et al., 2019; Noble et al., 2020) y observaciones participativas y no participativas (Huntington, 2000; Moller et al., 2004; Pomarico, 2017; Delgado y Soto, 2018). Adicionalmente, se encontraron métodos como la revisión de bibliografía (Breton-Honeyman et al., 2016) como un mecanismo más indirecto para reunir esta información. Cabe mencionar, que en todas las investigaciones se recopiló la información proveniente de pescadores y buzos principalmente.

Ahora bien, al analizar la relación entre el CET y el estudio de la distribución se observa que las aplicaciones de este en las investigaciones varía entre ser un proxy (Beaudreau y Levin, 2015; Breton-Honeyman et al., 2016; Lima et al., 2017) al área de estudio, a ser considerado una fuente fundamental para el desarrollo de planes de co-manejo de los espacios (Butler et al., 2012; Pomarico, 2017; Delgado y Soto 2018; Noble et al., 2020).

En este sentido, Bélisle et al., (2018) realizaron un estudio de la incorporación del conocimiento ecológico local en el desarrollo de modelos de distribución, a partir del análisis de 23 casos de estudio en el periodo entre 2000 y 2017, concluyendo que existe un gran potencial en la inclusión de CET como complemento al conocimiento ecológico científico (CEC). Sin embargo, hay mucho que avanzar respecto a metodologías estandarizadas para la recopilación de este. Adicionalmente, señalan que involucrar a actores locales en todos los pasos de un proyecto de investigación, fomenta el intercambio de conocimientos y el empoderamiento de las comunidades.

En relación con lo anterior, en la investigación de Delgado y Soto (2018) se utilizó el conocimiento ecológico tradicional pesquero para estudiar el co-manejo de una especie bentónica (*Strongylocentrotus franciscanus*), es decir, se diseñó la propuesta a partir de la experiencia y el conocimiento sistemático de los buzos y pescadores, obteniendo resultados consistentes en la sustentabilidad de la pesquería. Es importante destacar que este corresponde a la única investigación de la revisión en donde se estudió especies bentónicas.

Sumado a esto, diversos autores indican que la inclusión del CET se hace necesaria en países en desarrollo que, debido al contexto económico, poseen escasas bases de datos científicas por su alto costo, por lo tanto, el conocimiento ecológico tradicional se presenta como una oportunidad para obtener información científica, en este caso de distribución de especies, a un costo hasta 100 veces más barato que con métodos tradicionales (Anadón et al., 2009; Lopes et al., 2018; Berkström et al., 2019).

Por otro lado, al revisar bibliografía respecto a la inclusión del CET en contextos indígenas, en donde se destaca que los ecosistemas se entienden como parte fundamental de los modos de vida, el manejo sostenible de los recursos naturales se realiza de manera intrínseca (Poepoe et al., 2001; Rozzi, 2001). En este sentido, en los últimos años el conocimiento y los valores de los pueblos indígenas han ido cobrando relevancia, por lo que cada vez se han ido incluyendo más en la gestión de los territorios (Berkes, 2012).

Se destaca el potencial de este conocimiento como complemento del conocimiento científico, pues este se basa en la memoria, y no solamente en registros puntuales propios de la ciencia tradicional (Poepoe et al., 2001). De esta manera, el conocimiento ecológico tradicional indígena corresponde a una fuente rica de información de biodiversidad, que puede detectar variaciones diarias, estacionales o anuales, pero también es una herramienta valiosa para identificar rangos de distribución potencial de especies en regiones poco accesibles o remotas, en conjunto con los modelos de distribución de especies (Rugebregt, 2015; Evangelista et al., 2018).

Por último, se destaca en gran parte de las investigaciones revisadas el potencial del conocimiento ecológico tradicional en la integración de acciones de manejo o co-manejo de los recursos, debido a que la gestión consuetudinaria no sólo ha demostrado ser eficaz en la sustentabilidad de las pesquerías, sino que también posee un enfoque adaptativo que permite una gestión más resiliente ante condiciones cambiantes (Huntington, 2000; Moller et al., 2004; Butler et al., 2012; Pomarico, 2017; Delgado y Soto, 2018; Friedlander, 2018).

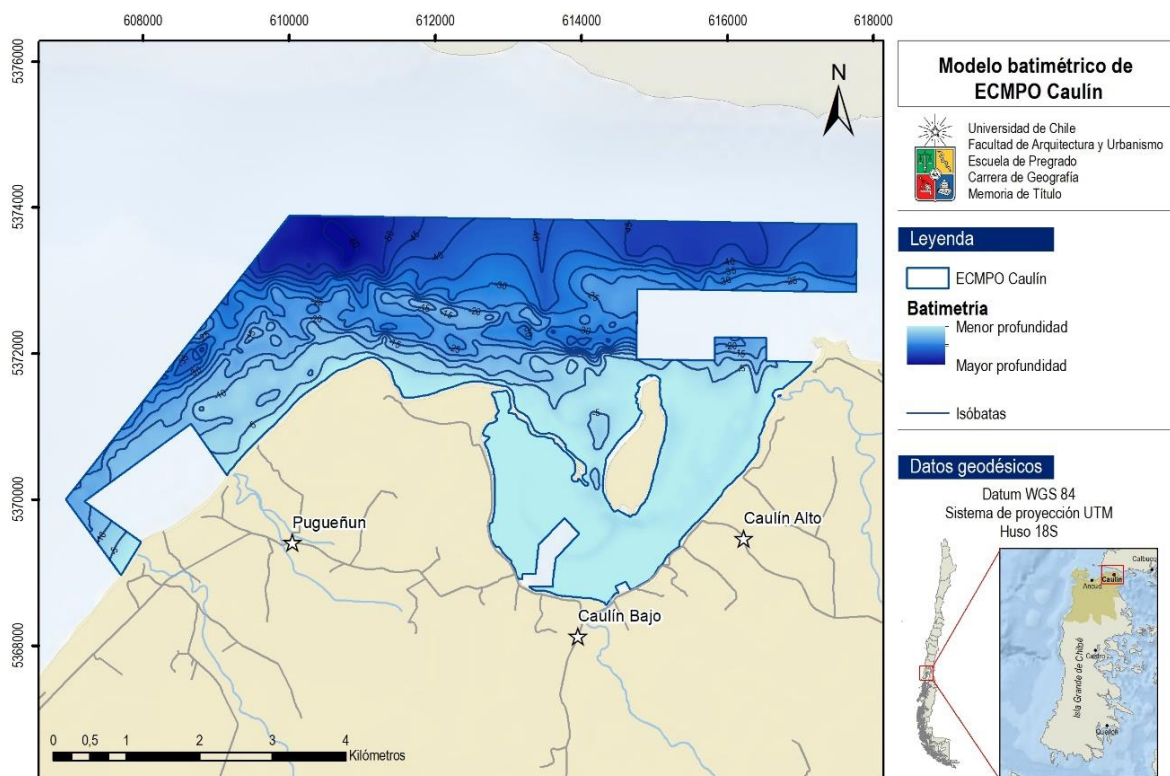
3.2 Modelación de áreas de distribución potencial

3.2.1 Parámetros físicos

Se desarrolló el modelo batimétrico y de tipo de sustrato en el ECMPO Caulín para poder generar el modelo EVADIR posteriormente.

En la Figura 14 se observa el modelo batimétrico para el ECMPO, el cual se destaca por poseer una bahía bastante somera en el sector en torno a Isla Lacao, alcanzando profundidades de -5 metros. Mientras que, en el resto del área de estudio, las profundidades se presentan de manera más constante a medida que se aleja de la costa, alcanzando los -60 metros de profundidad hacia el límite norte del ECMPO Caulín. Adicionalmente, se observan pequeños bajos en el sector frente a Punta Espolón y Punta Pugeñun.

Figura 14: Modelo batimétrico del área de estudio.

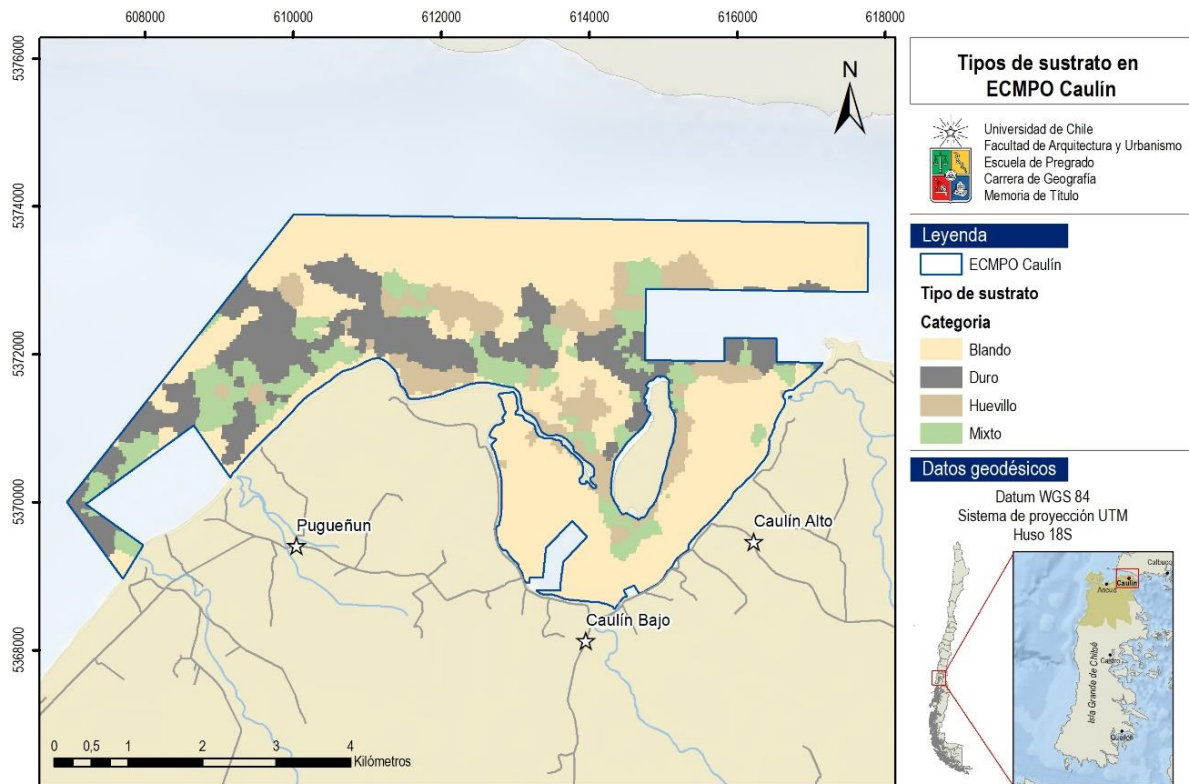


Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, en la Figura 15 se observan los tipos de sustratos presentes en el área de estudio, destacándose una distribución desigual, con límites difusos y una geomorfología compleja en el fondo marino que genera parches discontinuos en el espacio. El tipo de sustrato más abundante corresponde a blando, el cual ocupa una superficie de 1.505,17 hectáreas en el ECMPO, y está compuesto por sedimentos arenosos y fango principalmente. A continuación, es seguido por el sustrato de tipo duro con una superficie de 509,51 há, conformado por sustratos rocosos, fundamentalmente piedra de tipo laja y bolones de tamaño mediano y

grande. El sustrato de tipo mixto ocupa 318,91 há en el ECMPO, y en este se agrupan las zonas en donde se encuentran mezclados los sustratos blando, duro y huevillo en proporciones similares. Por último, el sustrato de tipo huevillo ocupa 305,91 há en el área de estudio, en el cual se destacan piedras de cantos rodados de tamaño pequeño.

Figura 15: Modelo de tipos de sustrato en el área de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

3.2.2 Modelos a partir de CET y EVADIR

Se realizó el proceso de modelación para cada una de las especies con cada método, obteniendo modelos de densidad, los cuales se detallan a continuación:

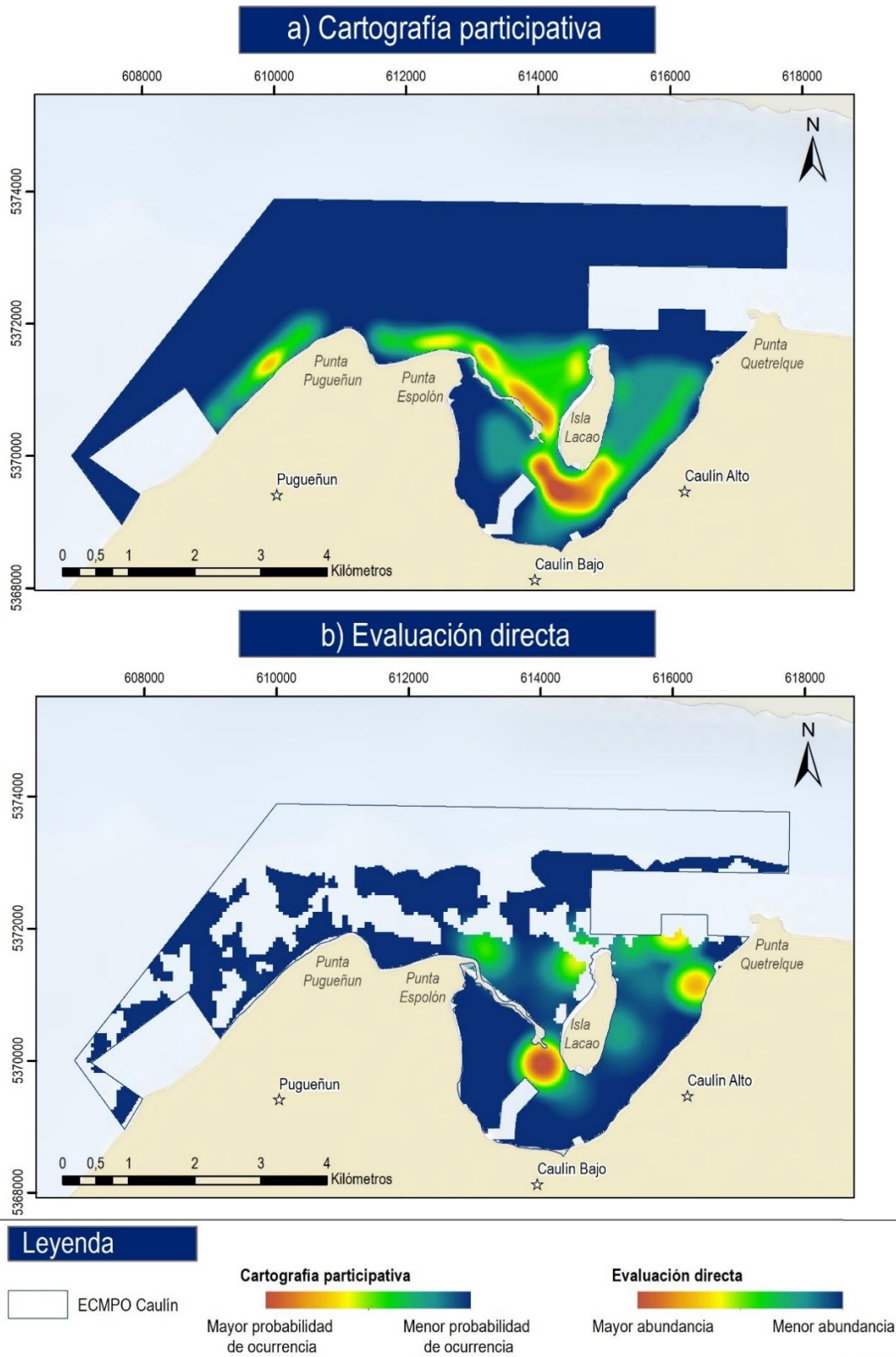
a. *Ameghinomya antiqua* (Almeja)

Se muestra en la Figura 16a, la modelación de la especie *Ameghinomya antiqua* utilizando el conocimiento ecológico tradicional. El área donde se observa la mayor probabilidad de ocurrencia distinguida por los grupos que elaboraron las cartografías participativas, se encuentra al sur de Isla Lacao, seguido de zonas al norte de la barra de Caulín, y en menor medida al oeste de Punta Pugueñun. En cuanto a su distribución general, se observa mayoritariamente en la bahía, en torno a Isla Lacao en el sector de Caulín Bajo.

Por otro lado, se destaca en la Figura 16b el modelo desarrollado con EVADIR. El área que concentra la mayor abundancia se encuentra al sur poniente de Isla Lacao, con una densidad de 111 individuos por m². Adicionalmente se observan zonas con alta a media abundancia mayoritariamente hacia el oriente del área de estudio, en torno a Isla Lacao, al norte de Punta Espolón y en zonas cercanas a Punta Quetrelque.

Al realizar una inspección visual entre ambos métodos, se puede observar que existe similitud entre las áreas de distribución dibujadas en CR, con las esperadas por la modelación EVADIR, sobre todo existe coincidencia en el área que se encuentra alrededor de Isla Lacao, en donde se registra la mayor abundancia. Por otra parte, ocurre que tanto en el modelo CR como en el EVADIR no se observa abundancia en el sector contiguo a Punta Pugueñun. Sin embargo, esta área es reconocida por presentar las características idóneas para ser un potencial hábitat para *Ameghinomya antiqua*.

Figura 16: Modelo de probabilidad de ocurrencia (a) y abundancia (b) para la especie *Ameghinomya antiqua*.



Fuente: Elaboración propia.

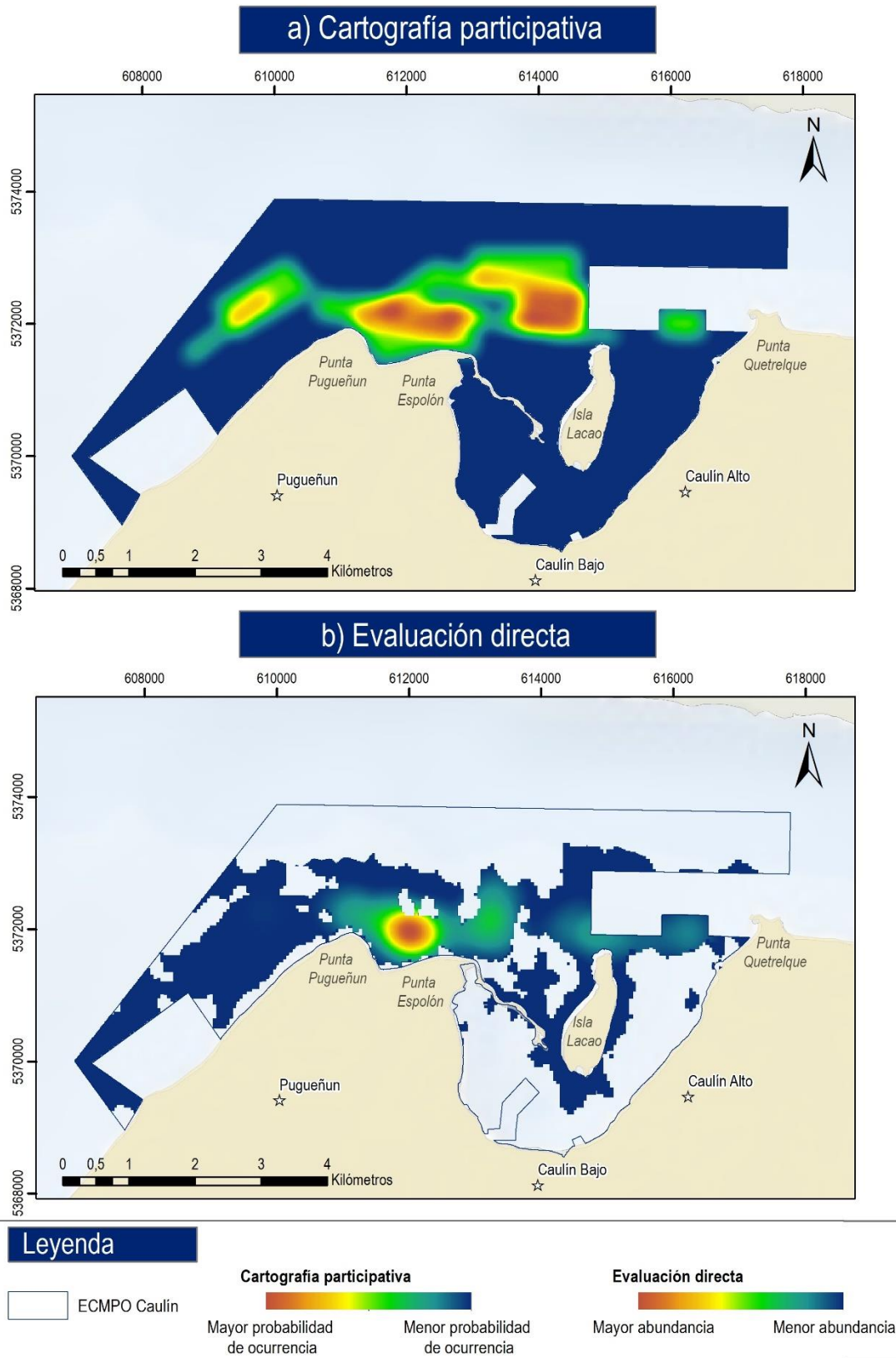
b. *Loxechinus albus* (Erizo)

Se muestra en la Figura 17a el modelo CR para la especie *Loxechinus albus*. El área que presenta la mayor probabilidad de ocurrencia para este recurso se encuentra entre Punta Pугueñun y Punta Espolón, y en menor medida al nororiente de Isla Lacao. Cabe mencionar que su distribución se encuentra de manera paralela a la costa en la parte central del ECMPO mayoritariamente.

Por otro lado, se observa en la Figura 17b el modelo realizado a partir de EVADIR. La distribución de esta especie se encuentra principalmente hacia el sector de Pугueñun. A diferencia de la especie anterior, esta se aleja del sector de Caulín Bajo, pues en ese lugar se presenta un sustrato de tipo blando, que no permite el desarrollo del recurso. En este sentido, se observa la mayor abundancia de esta especie en el área cercana a Punta Pугueñun y Punta Espolón, con una densidad de 106 individuos por m² en ese sector.

De esta manera, se observan distribuciones bastante similares en ambos métodos, coincidiendo el área de mayor probabilidad de ocurrencia con la mayor densidad. Ahora bien, al observar la identificación del hábitat, se distingue que en las cartografías participativas lograron mapear “puentes” que se generan de manera natural en el sustrato, y que conecta a los distintos parches. Principalmente se destaca el que se genera en el área central del ECMPO, entre Punta Pугueñun y Punta Espolón.

Figura 17: Modelo de probabilidad de ocurrencia (a) y abundancia (b) para la especie *Loxechinus albus*.



Fuente: Elaboración propia.

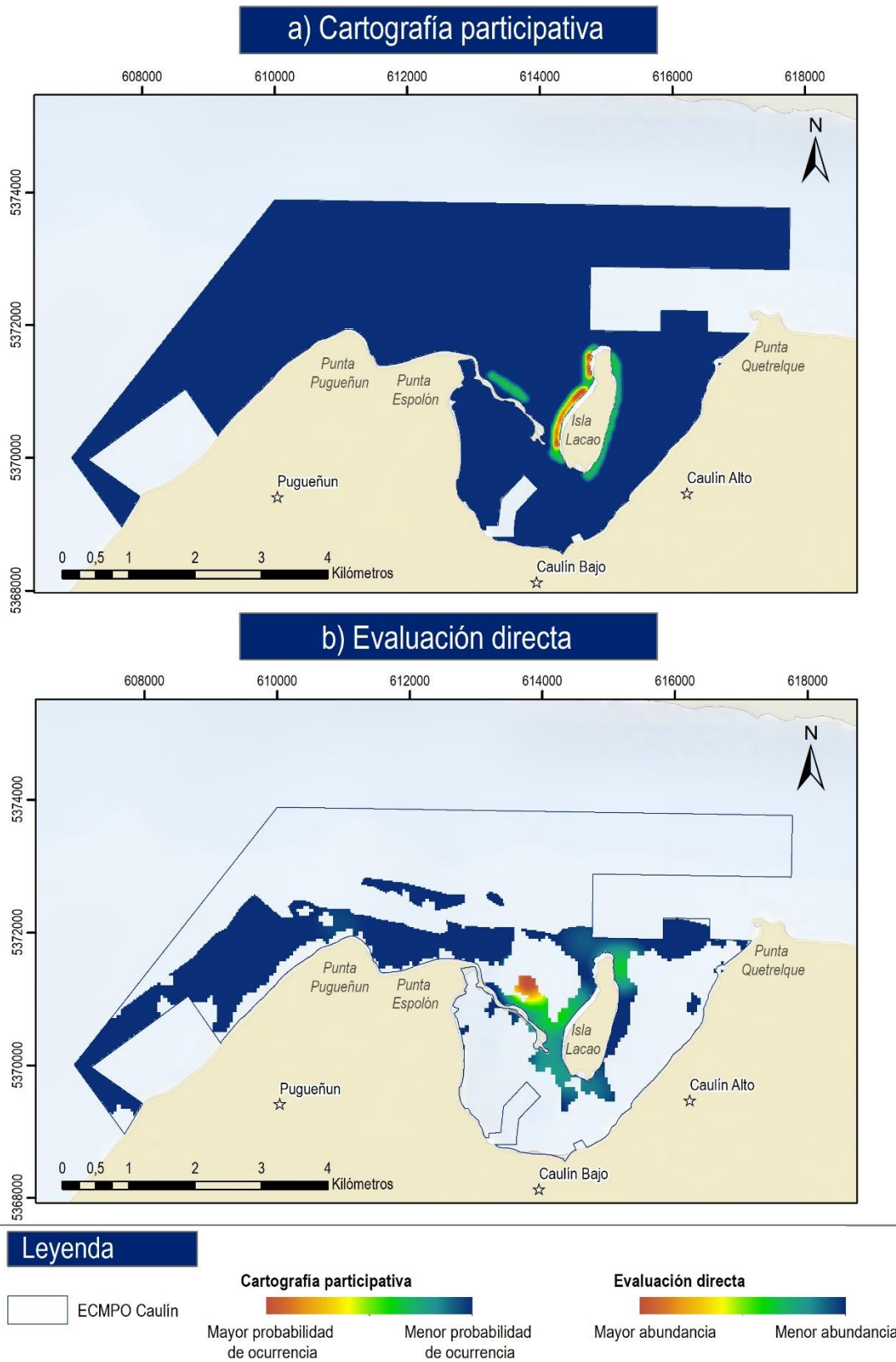
c. *Tegula atra* (Caracol negro)

En la Figura 18a, se observa el modelo de distribución desarrollado con cartografías participativas. La mayor probabilidad de ocurrencia para este recurso se observa en el sector poniente de Isla Lacao, ubicada de manera paralela a la costa. Respecto a la distribución de esta especie, se presenta de manera reducida en el área de estudio, identificando pequeños parches en torno a Isla Lacao y en la parte media de la barra de Caulín.

Se destaca en la Figura 18b del modelo EVADIR, que la distribución general de la especie es reducida debido a la restricción batimétrica en la que se desarrolla. En cuanto a las abundancias de este recurso, la mayor densidad se encontraría en la parte media de la barra de Caulín, con una densidad de 113 individuos por m², seguido de algunos sectores en torno a Isla Lacao.

La distribución en ambos métodos es reducida, pese a ello esta especie es la que presentó la mayor abundancia. Se observa que si bien, no hay coincidencia entre el área de mayor abundancia y el área de mayor probabilidad de ocurrencia, en el modelo de cartografías participativas se reconoce un sector en el área media de la barra litoral como zona de probabilidad de ocurrencia, la cual coincide con el área de mayor abundancia en EVADIR. Adicionalmente, se identifican zonas en el modelo CR en torno a la Isla Lacao que en EVADIR poseen presencias, en otras palabras, se identificó en parte el hábitat de la especie, las cuales coinciden con áreas de presencia.

Figura 18: Modelo de probabilidad de ocurrencia (a) y abundancia (b) para la especie *Tegula atra*.



Fuente: Elaboración propia.

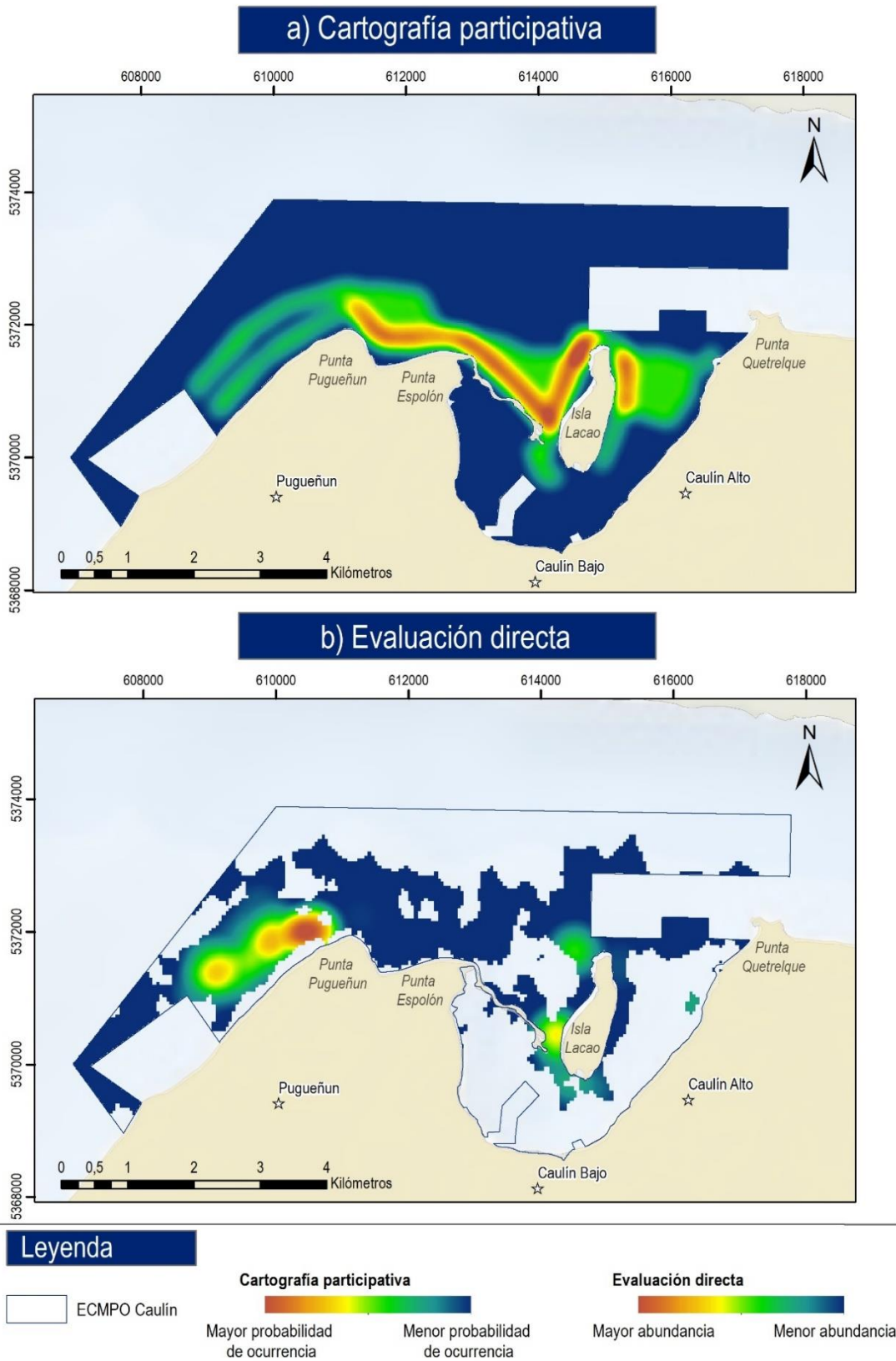
d. *Taliopus spp.* (Cangrejo)

Por último, se muestra en la Figura 19a, la modelación para la especie *Taliopus spp.* a través de cartografías participativas. La distribución general para este recurso se observa de manera longitudinal en el ECMPO, de manera paralela a la línea de costa. De este modo, la mayor probabilidad de ocurrencia se observa desde punta Pугueñun, siguiendo la barra de Caulín, hasta subir a la parte norponiente de Isla Lacao, de manera perpendicular. Adicionalmente se observa un parche en el área oriente de Isla Lacao.

Por otro lado, en la Figura 19b se distingue la modelación con EVADIR. Las mayores abundancias para este recurso se observan hacia el sector de Pугueñun, y en menor medida en el lado poniente de Isla Lacao. En este sentido, la mayor abundancia de este recurso se observó en la zona contigua a Punta Pугueñun, hacia el poniente, con una densidad de 17 individuos por m².

Este caso destaca, ya que, al observar ambas modelaciones de manera superficial, se puede ver que no existe coincidencia entre las áreas de mayor abundancia con las áreas de alta probabilidad de ocurrencia. De hecho, se observa una franja importante en el modelo CR, la cual coincide con áreas que no presentan registros en el modelo EVADIR. Sin embargo, al observar más detalladamente, se distingue que en el modelo CR se identificó el hábitat de la especie en el sector entre Punta Pугueñun y Punta Espolón, que coincide con el hábitat potencial identificado para el modelo EVADIR, pese a que no se registraron individuos cuando se realizó el muestreo en esa área.

Figura 19: Modelo de probabilidad de ocurrencia (a) y abundancia (b) para la especie *Taliepus spp.*



Fuente: Elaboración propia.

3.3 Usos potenciales del conocimiento ecológico tradicional en la gestión del ECMPO Caulín

3.3.1 Análisis de sobreposición

Se observa una similitud entre las áreas de mayor probabilidad de ocurrencia con las áreas más densas en cuanto a abundancias. Si bien en ambos casos, se pueden ver las áreas de distribución desplazadas o mal dimensionadas, al poner ambos modelos lado a lado, es posible vislumbrar que el observador que realizó las cartografías participativas poseía una idea general de la distribución de los recursos en el ECMPO.

Ahora bien, al medir matemáticamente estas similitudes, se puede observar qué tan parecidos son ambos criterios de modelación, y qué especies responden mejor a estas. Para ello, en primer lugar, se realizó una sobreposición de las coberturas pertenecientes a las categorías 1 y 2 de CR y EVADIR, las cuales corresponden tanto al área dibujada por los participantes, y un buffer circundante que ayuda a manejar la incertidumbre respecto al margen de error del observador, en el caso de CR, como al nicho potencial de la especie, en el caso de EVADIR.

Además, se realizó un segundo análisis de sobreposición, pero en esta ocasión sólo para la categoría 2 en EVADIR, equivalente al nicho realizado de la especie, y se comparó con el modelo CR tomando las categorías 1 y 2. Los resultados en porcentajes se distinguen en la Tabla 6.

Tabla 6: Porcentajes de sobreposición

| | CR-NP (%) | NR-CR (%) |
|----------------------------|-----------|-----------|
| <i>Ameghinomya antiqua</i> | 83,53% | 92,42% |
| <i>Loxechinus albus</i> | 69,33% | 88,84% |
| <i>Tegula atra</i> | 87,37% | 39,54% |
| <i>Taliepus spp.</i> | 88,28% | 84,31% |

Fuente: Elaboración propia.

En el primer caso, al hacer una comparación entre el modelo CR y el nicho potencial se observa que para algunos recursos existe mayor asertividad en CR respecto al nicho potencial de las especies, es decir, se comprende de mejor manera la distribución potencial o donde se podría encontrar la especie en el maritorio. Esto ocurre con los recursos *Tegula atra* y *Taliepus spp.*, que presentan una mayor sobreposición en comparación con el segundo caso.

En el segundo caso, se observa el porcentaje de sobreposición entre el nicho realizado, es decir, donde efectivamente se encontró presencia de la especie, con respecto al modelo CR. En este escenario, se observa que los recursos *Ameghinomya antiqua* y *Loxechinus albus* presentan una mayor sobreposición con respecto al caso anterior, lo cual podría ser indicativo de un mayor conocimiento de las comunidades respecto a las áreas en donde se puede encontrar efectivamente la especie. Por otro lado, para la especie *Tegula atra* ocurre lo contrario, ya que existe un bajo conocimiento de la presencia efectiva de la especie, en comparación con su distribución potencial, la que es más acertada. Esto último se debe principalmente a que el rango de distribución del recurso es muy restringido, lo que ocasiona que sea más impreciso el modelo o tienda más al error cuando se compara con su nicho realizado.

3.3.2 Análisis de correlación

Se hizo un análisis de correlación para identificar objetivamente la relación entre ambos modelos. Este índice se mueve entre -1 y 1, siendo -1 escasamente correlacionado, 0 sin correlación y 1 altamente correlacionado. Para ello se utilizaron ráster categorizados en 0, 1 y 2, para ambos casos. Los resultados de este índice se detallan en la Tabla 7.

Tabla 7: Índice de correlación por especie.

| | Índice de correlación |
|----------------------------|-----------------------|
| <i>Ameghinomya antiqua</i> | 0,68625 |
| <i>Loxechinus albus</i> | 0,54528 |
| <i>Tegula atra</i> | 0,40348 |
| <i>Taliepus spp.</i> | 0,35991 |

Fuente: Elaboración propia.

Se observa que para todas las especies existe una correlación positiva, es decir, que los modelos presentan algún grado de relación entre ellos. Sin embargo, se observan especies que presentan correlaciones más fuertes que otras, destacando principalmente las especies de *Ameghinomya antiqua* y *Loxechinus albus*, cuyas correlaciones sobrepasan el 0,5. Por otra parte, las especies con menores niveles de correlación, es decir, *Tegula atra* y *Taliepus spp.*, presentan un nivel de correlación inferior a los 0,49 pero superior a 0,3 indicando una correlación moderada.

3.3.3 Análisis comparativo

Los Planes de Administración y Manejo Pesquero del ECMPO Caulín corresponden a una innovación en el área para el desarrollo de este tipo de documentos, debido a que se utiliza de manera activa el conocimiento ecológico tradicional de las y los miembros de la comunidad. Sin embargo, a nivel internacional, tal y como se revisó en la sección de revisión bibliográfica, cada vez se desarrollan más investigaciones en donde se incorpora este tipo de conocimiento.

En este contexto, se destaca el potencial de integrar el CET con información científica para mejorar y enriquecer las investigaciones, debido a que permite complementar la información disponible (Beaudreau y Levin, 2015; Bélisle et al., 2018). Bajo esta perspectiva, en el desarrollo del Plan de Manejo Pesquero de Caulín se integraron ambos tipos de conocimiento para implementar estrategias de manejo para los recursos objetivo de dicho plan.

En la investigación de Delgado y Soto (2018) se presenta cómo al compartir los conocimientos y percepciones de cada uno de los integrantes de la comunidad, se pueden abordar problemas complejos y proponer soluciones innovadoras. En ese caso en particular, se propone la creación de áreas *No-Take* como medida de manejo, con el objetivo de consolidar el repoblamiento de la especie objetivo. Esto también ocurre en el ECMPO Caulín, en donde una de las medidas de manejo basada en ordenamiento territorial que más destaca, es el de las áreas de cierre para la recuperación de hábitat. Estas zonas fueron delimitadas a través del CET de los miembros de la comunidad en una asamblea del ECMPO, así como también a partir de lo obtenido en la evaluación directa (Costa Humboldt, 2019b).

En este sentido, algunos autores indican que el CET posee un gran potencial para obtener información biológica en escalas más locales, siendo una fuente de conocimiento válida para la creación de medidas de manejo en cuanto a tallas y cuotas pesqueras (Anadón et al., 2010; Butler et al., 2012). En Caulín, se desarrollaron medidas de manejo en torno a proyecciones de stock teniendo en cuenta el conocimiento de las comunidades locales, debido a que permitió orientar e interpretar de mejor manera los valores obtenidos en el análisis estadístico derivado del muestreo directo (Costa Humboldt, 2019b).

Por último, es importante destacar que al integrar diversas fuentes de conocimiento se potencia la resiliencia de los sistemas socioecológicos, debido a que permite fortalecer las redes de gobernanza a distintas escalas, en este caso en particular, desde la institucionalidad a las comunidades indígenas del territorio Caulín. Sin embargo, se debe avanzar hacia sistemas de gestión híbridos que consideren métodos de manejo consuetudinarios para los recursos (Friedlander et al., 2000; Folke, 2004; Butler et al., 2012; Delgado y Soto, 2018).

De esta manera, se daría paso a la creación de estrategias de co-gestión y co-manejo con una visión local, permitiendo implementar medidas de administración pesquera ajustadas a la realidad de cada territorio, como lo son criterios específicos para la extracción de recursos, definición de artes de pesca, asignación de cuotas, o incluso la instauración de vedas extractivas, que actualmente sólo se definen a nivel central desde la institucionalidad, con una escasa vinculación local.

CAPÍTULO 4: DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

4.1 Discusiones

Tradicionalmente, la planificación y gestión de los territorios se realiza a nivel central, considerando aspectos físicos y promedios generales para administrar estos espacios, desconociendo los sistemas ancestrales de configuración social, y gobernanza pesquera de las comunidades indígenas en su territorio (Drew, 2005). Bajo esta perspectiva, la inclusión del conocimiento ecológico tradicional en el quehacer científico surge como una oportunidad no sólo para obtener información para el desarrollo de proyectos, sino que también para revalorizar saberes ancestrales (Gagnon y Berteaux, 2009; Lima et al., 2017).

En este sentido, se ha demostrado en diversas investigaciones que existe concordancia entre este tipo de conocimiento y datos científicos, por lo que es posible obtener información a diferentes escalas, como también temporalidades, debido a que se basa en observaciones de larga data (Moller et al., 2004; Gagnon y Berteaux, 2009; Beaudreau y Levin, 2015). Sin embargo, acceder a este tipo de conocimiento es complejo, ya que rara vez se encuentra documentado por ser mayoritariamente de transmisión oral, así como también por la baja investigación y voluntad que existe para recopilar esta información (Huntington, 2000; Kim et al., 2017).

Muchas veces el CET es considerado más bien anecdótico, o una corrección política que no tiene validez frente a las ciencias convencionales occidentales, incluso autores advierten que el uso de este tipo de conocimientos amenaza con cambiar las relaciones de poder que existen entre la sociedad en general y las comunidades indígenas (Berkes, 1999; Huntington, 2000; Kim et al., 2017). A pesar de ello, cada vez se realizan más investigaciones que validan el uso del CET por ser bastante preciso y aportar información complementaria que de otra manera no sería posible conocer (Sánchez-Carnero et al., 2016; Lima et al., 2017), destacando además su potencial para comprender y estudiar de mejor manera los territorios indígenas (Poepoe et al., 2001; Evangelista et al., 2018).

Para el desarrollo de esta memoria, se analizó la aplicación de este tipo de conocimiento en el estudio de distribución de cuatro especies de fauna bentónica para la gestión del ECMPO Caulín, los resultados demuestran una alta asertividad entre el CET y modelos de distribución elaborados a partir de muestreos directos, así como también un gran potencial para avanzar hacia un co-manejo consuetudinario de los recursos.

La recopilación de CET se realizó mediante el uso de cartografías participativas por cada recurso estudiado, en donde se identificó a miembros de la comunidad que presentaban mayor expertiz acerca de recursos en particular, de esta manera es importante agrupar a los participantes de esta instancia con base a la familiaridad de estos con cada especie, que se condice generalmente con la actividad que realizan en el espacio. Adicionalmente, se recomienda desarrollar herramientas para mejorar la percepción en cuanto a la escala del territorio, para lograr una mayor precisión con respecto a la realidad, como por ejemplo incluir isóbatas en la cartografía o diseñar una embarcación pesquera escala con la que puedan estimar distancias.

En esta línea, cabe mencionar que los modelos de distribución de especies obtenidos con base a la información muestreada en evaluación directa, corresponden a fotografías de un instante, y no capturan las variaciones que pueden ocurrir diariamente, estacionalmente, o fluctuaciones anuales (Mateo et al., 2011). Mientras que modelos desarrollados a partir del CET, han demostrado ser una herramienta esencial para la conservación en

regiones donde existen pocos o nulos datos de biodiversidad, debido a que contemplan información transmitida generación tras generación del territorio, implicando una visión completa y compleja del ecosistema (Evangelista et al., 2018).

Dicho lo anterior, los modelos EVADIR realizados en esta investigación sólo consideran parámetros físicos del área de estudio, con la cual se determinó el nicho potencial de cada recurso. Sin embargo, no se consideraron variables abióticas, tales como temperatura, salinidad, pH, entre otras, que afinarían la distribución potencial de las especies. Adicionalmente, es importante señalar que tampoco se consideraron relaciones bióticas entre los recursos, que condicionan igualmente la distribución de estos. Un ejemplo de ello es que la especie *Taliepus spp.* se relaciona con lugares poblados por algas pardas (*Macrocystis sp.* y *Lessonia sp.*), no sólo porque le proveen un hábitat, sino que también es donde consiguen su alimento (Zagal y Hermosilla, 2007), por lo que su distribución se ve influida por la floración de estas en la época estival. Así, queda en evidencia la importancia de complementar ambos métodos de producción de conocimiento, para obtener distribuciones más precisas que apoyen los procesos de gestión y manejo de las pesquerías.

Al revisar los desembarques históricos de las especies trabajadas, se observa que en los últimos años los recursos *Ameghinomya antiqua* y *Loxechinus albus* han ido incrementando su extracción (12,55 y 59,9 toneladas, respectivamente para el año 2020), mientras que las demás especies han ido disminuyendo el nivel de extracción en los últimos años, presentando desembarques cada vez más reducidos, al punto que en 2020 no se registró desembarque para estos. Esto cobra sentido, pues la comparación entre el conocimiento ecológico tradicional y los modelos de distribución de aquellas especies que aún presentan un mayor interés comercial dio como resultado una alta correlación. Mientras, que en los recursos donde prima un interés de subsistencia se posee una idea general de la distribución de las especies, pero no tan clara respecto a las áreas de abundancia.

En lo que respecta a las medidas de manejo, en la revisión de casos internacionales se observó la aplicación del CET para estimar abundancia y tendencias poblacionales en escalas locales (Anadón et al., 2009; Anadón et al., 2010; Butler et al., 2012; Delgado y Soto, 2018). En este sentido en ECMPO Caulín se establecieron estrategias de gestión y manejo basadas en CET, como lo son las proyecciones de stock y la definición de áreas *No-Take* dentro del espacio. Sin embargo, falta una mayor articulación entre las comunidades locales y la institucionalidad, para avanzar hacia un sistema de co-gestión y co-manejo de los territorios.

Finalmente, es importante destacar que la inclusión del CET en las investigaciones ha demostrado ser útil con aquellas especies que son de interés pesquero o de relevancia para las comunidades locales por aspectos socioculturales, pero no se ha indagado en profundidad su relación con otro tipo de especies. Por lo que es importante estudiar su aplicación y efectividad en otras áreas.

4.2 Conclusiones

Los Espacios Costeros Marinos de Pueblos Originarios son una figura creada con el objetivo de resguardar los usos consuetudinarios que realizan las comunidades indígenas en los territorios, asegurando la conservación de los recursos que se encuentran en estos espacios, a través de una correcta administración. Dentro de los usos consuetudinarios, destaca la extracción de recursos bentónicos como una práctica ancestral, la cual se realiza con fines comerciales y de subsistencia.

En la presente investigación se revisó el uso del conocimiento ecológico tradicional en la gestión de pesquerías bentónicas, demostrando versatilidad y flexibilidad para las distintas aplicaciones que se analizaron. En este sentido, destaca su potencial para complementar el conocimiento científico, ya que se pueden rescatar procesos históricos, fluctuaciones anuales o estacionales en los modelos de distribución, que los eventos de muestreos puntuales no son capaces de detectar. Así mismo, permite generar información valiosa en escalas locales con poca información preexistente, ya sea por los altos costos que implica levantar estos datos, o por ser sitios remotos de difícil acceso.

Se destaca la alta asertividad general que poseen los miembros de la comunidad respecto a la distribución de las especies estudiadas. En este sentido, se observó una mejor y más detallada comprensión en los recursos de interés comercial, lo cual podría estar asociado a la necesidad de una mayor eficiencia en la pesca. Mientras que, con las pesquerías de subsistencia, se observó una comprensión general de la distribución de estas, pero no con las áreas de mayor abundancia o nicho realizado, esto se puede deber a diversos factores, como cercanía a sus viviendas, tradición, entre otros.

En esta memoria, se destaca principalmente el potencial del CET para ser utilizado en la priorización y diseño de muestreos en escalas reducidas, obteniendo resultados eficientes en este tipo de pesquerías multiespecíficas. Sin embargo, hay que ajustar el método para especies de distribución acotada, para así conseguir mayor rendimiento en los resultados.

El conocimiento ecológico tradicional se presenta como una herramienta clave para la gestión a pequeña escala, ya que no solo es útil para recopilar información en áreas reducidas, sino que también se presenta como una oportunidad para la revalorización de los saberes ancestrales de los pueblos. El desafío es crear metodologías para recopilar de mejor forma estos conocimientos, para que de esta manera sean incorporados en las medidas tradicionales de gestión de la conservación, así como también avanzar hacia un co-manejo de estos territorios, dándole mayor autodeterminación a las comunidades locales.

Por último, la información obtenida en la evaluación del CET marca un precedente para el desarrollo de otros Planes de Administración y Manejo Pesquero, siendo un método consistente y replicable para otros Espacios Costeros Marinos de Pueblos Originarios en Chile.

Bibliografía

- ALDEA, C. (2012). Guía representativa de la biodiversidad de los fondos marinos de Magallanes. 1° Edición. Punta Arenas, Chile. Fundación CEAQUA
- ALVAREZ, R., THER, F., ARAOS, F., HIDALGO, C. (2018). Aproximaciones hacia el uso consuetudinario para el contexto insular austral. *Revista Internacional de Estudio de las Tradiciones*, 53-64.
- ÁLVAREZ, R., THER-RÍOS, F., SKEWES, J. C., HIDALGO, C., CARABIAS, D., GARCÍA, C. (2019). Reflections on the concept of maritorium and its relevance for contemporary chiloé studies. *Revista Austral de Ciencias Sociales*, 36, 115–126. <https://doi.org/10.4206/rev.austral.cienc.soc.2019.n36-06>
- ANADÓN, J. D., GIMÉNEZ, A., BALLESTAR, R., PÉREZ, I. (2009). Evaluation of local ecological knowledge as a method for collecting extensive data on animal abundance. *Conservation Biology*, 23(3), 617–625. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01145.x>
- ANADÓN, J. D., GIMÉNEZ, A., BALLESTAR, R. (2010). Linking local ecological knowledge and habitat modelling to predict absolute species abundance on large scales. *Biodiversity and Conservation*, 19(5), 1443–1454. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9774-4>
- ANBLEYTH-EVANS, J., ARAOS, F., RÍOS, F., SEGOVIA, R., HÄUSSERMANN, V., AGUIRRE-MUÑOZ, C. (2019). Toward marine democracy in Chile: Examining aquaculture ecological impacts through common property local ecological knowledge. *Marine Policy*.
- ANTEZANA, T., FAGETTI, E., LÓPEZ, M. T. (1965). Observaciones bio-ecoldecápodos comunes en Valparaíso. *Revista de Biología Marina*, 12: 1–60.
- ARANEDA, R., RAU, J., TOBAR, C., CURSACH, J. (2017). Dieta del pato quetru no volador *Tachyeres pteneres* en un humedal marino de Chiloé, sur de Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*.
- ARAOS, F. (2017). Más allá de la biodiversidad: aportes de la antropología a la conservación marina en Chile. *Revista Austral de Ciencias Sociales*. 33, 21–35. Osorno, Chile.
- ARAOS, F., CATALÁN, E., ABEL, R., NÚÑEZ, D., BRAÑAS, F., RIQUELME, W. (2020). Espacios Costeros Marinos para Pueblos Originarios: usos consuetudinarios y conservación marina. 47-68.
- ARAOS, F., GODOY, C., ANDRADE, R., THER, F., GELCICH, S., SALAS, C. (2017). Conservación Marina y Costera en Chile: trayectorias institucionales, innovaciones locales y recomendaciones para el futuro. *Clima de Tensão. Ação humana, biodiversidade e mudanças climáticas*, 529-544.
- BEAUDREAU, A. H., LEVIN, P. S. (2015). Advancing the use of local ecological knowledge for assessing data-poor species in coastal ecosystems. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 53(9), 1689–1699. <http://dx.doi.org/10.1016/j.precamres.2014.12>

- BEDRIÑANA-ROMANO, L., VIDDI, F. A., TORRES-FLOREZ, J. P., RUIZ, J., NERY, M. F., HARO, D., MONTECINOS, Y., HUCKE-GAETE, R. (2014). At-sea abundance and spatial distribution of South American sea lion (*Otaria byronia*) in Chilean Northern Patagonia: How many are there? *Mammalian Biology*, 79(6), 384–392. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.07.002>
- BÉLISLE, A. C., ASSELIN, H., LEBLANC, P., GAUTHIER, S. (2018). Local knowledge in ecological modeling. *Ecology and Society*, 23(2). <https://doi.org/10.5751/ES-09949-230214>
- BERKES, F. (1999) *Sacred Ecology: Traditional Ecological Knowledge and Resource Management*. Taylor and Francis, Philadelphia, PA, 209 pp.
- BERKES, F. (2012). *Sacred Ecology*. 3rd Edition. Routledge. New York. <https://doi.org/10.4324/9780203123843>
- BERKES, F., COLDING, J., FOLKE, C. (2000). Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications*, N° 10, 1251-1262.
- BERKSTRÖM, C., PAPAPOPOULOS M., JIDDAWI, S., NORDLUND, M. (2019) Fishers' Local Ecological Knowledge (LEK) on Connectivity and Seascape Management. *Front. Mar. Sci.* 6:130.
- BEVILACQUA, A. H. V., CARVALHO, A. R., ANGELINI, R., CHRISTENSEN, V. (2016). More than anecdotes: Fishers' ecological knowledge can fill gaps for ecosystem modeling. *PLoS ONE*, 11(5), 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155655>
- BIRDLIFE (2012). Important bird areas factsheet: Santuario de las Aves Bahía de Caulín. Birdlife International
- BRETON-HONEYMAN, K., FURGAL, C. M., HAMMILL, M. O. (2016). Systematic review and critique of the contributions of traditional ecological knowledge of beluga whales in the marine mammal literature. *Arctic*, 69(1), 37–46. <https://doi.org/10.14430/arctic4543>
- BROCKINGTON, D. (2002). *Fortress Conservation: The Preservation of the Mkomazi Game Reserve, Tanzania*. Indiana University Press, Bloomington, Indiana. 1-13.
- BUSTOS, C. (2010) Reconstrucción de las tradiciones alfareras de Caulín y Apiao a partir de fuentes orales. Chiloé, X Región. Tesis para optar al grado de licenciada en Antropología y al título de Antropóloga. Facultad de Filosofía y Humanidades, Universidad Austral de Chile.
- BUTLER, J. R. A., TAWAKE, A., SKEWES, T., TAWAKE, L., MCGRATH, V. (2012). Integrating traditional ecological knowledge and fisheries management in the torres strait, Australia: The catalytic role of turtles and dugong as cultural keystone species. *Ecology and Society*, 17(4). <https://doi.org/10.5751/ES-05165-170434>
- CABALLERO CRUZ, P., HERRERA MUÑOZ, G., BARRIOZABAL ISLAS, C., PULIDO, M. (2016). Conservación basada en comunidad: importancia y perspectivas para Latinoamérica. *Estudios sociales (Hermosillo, Son.)*, 26(48), 335-352.

- CERVANTES, J. (2019). Los Espacios Costeros Marinos de Pueblos Originarios ECMPO como medida de conservación: Análisis de casos del golfo de Quetalmahue, Ancud. Tesis magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- CHEUQUEMAN, M., NANCUCHEO, C., MILLABUR, A., (2016). Historia de la Ley 20.249, crea el Espacio Costero Marino de los Pueblos Originarios: antecedentes e historia de su creación. En: XXXVI Congreso de Ciencias del Mar (p. 361). Universidad de Concepción, Concepción, Chile.
- CIFUENTES, S. (2007). Efecto de la depredación/bioperturbación del flamenco chileno *Phoenicopus chilensis* (Molina 1782) (Phoenicopteridae; Ciconiiformes) y la variabilidad espacio-temporal del macrobentos en una planicie intermareal de la Isla Grande de Chiloé, sur de Chile. Tesis de Doctor en Ciencias, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia.
- COSTA HUMBOLDT (2019a). Plan de Administración: Espacio Costero Marino de Pueblos Originarios Caulín. Ancud, Chile. Documento no publicado.
- COSTA HUMBOLDT (2019b). Plan de Manejo y Uso Sustentable de Recursos Bentónicos del Espacio Costero Marino de Pueblos Originarios Caulín. Ancud, Chile. Documento no publicado.
- DAY J., DUDLEY N., HOCKINGS M., HOLMES G., LAFFOLEY D., STOLTON S., WELLS, S. (2012). Directrices para la Aplicación de las Categorías de Gestión de Áreas Protegidas de la UICN en Áreas Marinas Protegidas, Gland, Suiza: UICN.
- DECRETO EXENTO N°625 (2018). Dispone acumulación que indica y otorga en destinación marítima al Ministerio de Economía, Fomento y Turismo, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, el Espacio Costero Marino de los Pueblos Originarios (ECMPO) denominado Caulín. Ministerio de Defensa Nacional. Santiago, 30 de agosto de 2018.
- DELGADO, C., SEPÚLVEDA, M., ÁLVAREZ, R. (2010). Plan de Conservación para las aves playeras migratorias de Chiloé. Valdivia.
- DELGADO, C. E., SOTO, E. (2018). Co-manejo pesquero e innovación social: el caso de la pesquería de erizo rojo (*Strongylocentrotus franciscanus*) en Baja California. *Sociedad y Ambiente*, 16, 91–115. <https://doi.org/10.31840/sya.v0i16.1814>
- DREW, J. A. (2005). Use of traditional ecological knowledge in marine conservation. *Conservation Biology*, 19(4), 1286–1293. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00158.x>
- DUHART, P., MUÑOZ, J., STERN, C. (2000). Geología de la Isla Grande de Chiloé, X Región de Los Lagos, Chile. Puerto Varas: IX Congreso Geológico Chileno.
- ENCABO, M., RAU, J., VÁZQUEZ, M., TOBAR, C., PAZ BARRETO, D., CURSACH, J. (2012). Aviturismo en Conservación. Experiencias en Argentina y Chile. Neuquén: Editorial de la Universidad Nacional del

Comahue.

- ESPINOZA, C. (2016). Ley del borde costero y cuestión étnica en Chile: Del discurso a la práctica política. *UNIVERSUM* 31(1):123-139.
- EVANGELISTA, P. H., MOHAMED, A. M., HUSSEIN, I. A., SAIED, A. H., MOHAMMED, A. H., YOUNG, N. E. (2018). Integrating indigenous local knowledge and species distribution modeling to detect wildlife in Somaliland. *Ecosphere*, 9(3). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2134>
- FERNANDEZ, M., RODRÍGUEZ-RUIZ, M., GELCICH, S., HIRIART-BERTRAND, L., CASTILLA, J. (2021). Advances and Challenges in Marine Conservation in Chile: a regional and global comparison. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*. 10.1002/aqc.3570.
- FLORES, J. G., REYES, O. (2019). Distribución espacial de *Pinus oocarpa* Schiede ex Schlttdl. mediante la estimación de la densidad Kernel. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 10(53), 21-40. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i53.406>
- FOLKE, C. (2004). Traditional knowledge in social–ecological systems. *Ecology and Society* 9(3): 7
- FRANKLIN, J. (2013). Species distribution models in conservation biogeography: developments and challenges. *Diversity and Distributions*, 19:1217–1223.
- FRIEDLANDER, A. (2018). Marine conservation in Oceania: Past, present, and future. *Marine Pollution Bulletin*, 135(March), 139–149. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.064>
- FRIEDLANDER, A. M., POEPOE, K., HELM, K., BARTRAM, P., MARAGOS, J., ABBOTT, I. (2000). Application of hawaiian traditions to community-based fishery management. Ninth International Coral Reef. Bali, Indonesia. Ministry of Environment, Indon. Moosa, M.K., S. Soemodihardjo,. 2. 813-818.
- GAGNON, C. A., BERTEAUX, D. (2009). Integrating traditional ecological knowledge and ecological science: A question of scale. *Ecology and Society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES-02923-140219>
- GELCICH, S., EDWARDS-JONES, G., KAISER, M., CASTILLA, J. (2006) "Comanagement Policy Can Reduce Resilience in Traditionally Managed Marine Ecosystems", *Ecosystems* (9): 951-966.
- GISSI, N., IBACACHE, D., PARDO, B., ÑANCUCHEO, M. C. (2017). El Estado chileno, los lafkenche y la Ley 20.249: ¿Indigenismo o política del reconocimiento? *Revista Austral de Ciencias Sociales*, (32):5-21.
- GÓMEZ-LUNA, E., ERNANDO-NAVAS, D., APONTE-MAYOR, G., BETANCOURT-BUITRAGO, L. (2014). Metodología para la revisión bibliográfica y la gestión de información de temas científicos, a través de su estructuración y sistematización. *Dyna*, 81(184), 158–163. <https://doi.org/10.1016/j.spinee.2017.04.017>
- GUIBAN, A., ZIMMERMANN, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modeling*, 135:147-186

- HÄUSSERMANN, V., FÖRSTERRA, G. (eds.) (2009). Fauna marina bentónica de la Patagonia Chilena. 1° Edición. Nature in Focus
- HIRIART-BERTRAND, L., SILVA, J., GELCICH, S. (2020). Challenges and opportunities of implementing the marine and coastal areas for indigenous peoples policy in Chile. *Ocean and Coastal Management*, 193.
- HIRIART-BERTRAND L., TRONCOSO, J.M., VARGAS, C.I., CORREA, A. (2019). From Customary Law to the Implementation of Safeguard Measures: the case of Marine and Coastal Areas for Indigenous People in Chile. Routledge, from Earthscan.
- HUCKE-GAETE, R., (Sin Fecha). Ecosistemas de la ecorregión chilense. Cartilla informativa N°1. Centro Ballena Azul. Proyecto UICN.
- HUCKE-GAETE R., VIDDI F. A. BELLO, M. (2006). Conservación Marina en el sur de Chile, La importancia de la región Chiloé-Corcovado para las ballenas azules, la diversidad biológica y el desarrollo sustentable. Imprenta América, Valdivia.
- HUNTINGTON, H. P. (2000). Using traditional ecological knowledge in science: Methods and applications. *Ecological Applications*, 10(5), 1270–1274.
- HUTCHINSON, G.E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology*, 22, 415-427.
- HUTCHINSON, M. F., DOWLING, T.I. (1991). A continental hydrological assessment of a new grid-based digital elevation model of Australia. *Hydrological Processes* 5: 45–58.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICAS (INE). (2017). Estimaciones y Proyecciones de la Población de Chile 1992-2050.
- INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO (IFOP). (1995). Monitoreo de la pesquería del recurso almeja en la X Región, 1994. FIP 1993-14. Valparaíso
- JOFRÉ MADARIAGA, D., ORTIZ, M., THIEL, M. (2013). Demography and feeding behavior of the kelp crab *Taliepus marginatus* in subtidal habitats dominated by the kelps *Macrocystis pyrifera* or *Lessonia trabeculata*. *Invertebrate Biology*, 132(2), 133–144. doi:10.1111/ivb.12021
- KIM, E. J. A., ASGHAR, A., JORDAN, S. (2017). A Critical Review of Traditional Ecological Knowledge (TEK) in Science Education. *Canadian Journal of Science, Mathematics and Technology Education*, 17(4), 258–270. <https://doi.org/10.1080/14926156.2017.1380866>
- LAHURA, E. (2003). El Coeficiente De Correlación Y Correlaciones Espúreas. Universidad Católica Del Perú, 1–64.

- LEY N° 20.249 (2008). Diario Oficial de la República de Chile, Santiago, Chile, 31 de enero de 2008.
- LEY N°18.892 (1991). Diario Oficial de la República de Chile, Santiago, Chile, 28 de septiembre de 1991
- LIMA, M. S. P., OLIVEIRA, J. E. L., DE NÓBREGA, M. F., LOPES, P. F. M. (2017). The use of Local Ecological Knowledge as a complementary approach to understand the temporal and spatial patterns of fishery resources distribution. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 13(1), 1–12. <https://doi.org/10.1186/s13002-017-0156-9>
- LOPES, P. F. M., VERBA, J. T., BEGOSSI, A., PENNINO, M. G. (2018). Running head: LEK to predict fish distribution. *Predicting species distribution from fishers' local ecological knowledge: a new alternative for data-poor management*. 4, 1–35
- LOPES, P. F. M., VERBA, J. T., BEGOSSI, A., PENNINO, M. G. (2019). Predicting species distribution from fishers' local ecological knowledge: A new alternative for data-poor management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 76(8), 1423–1431. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2018-0148>
- LUEBERT, F., PLISCOFF, P. (2017). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. 2° Edición. Editorial Universitaria.
- MASON, J. G., ALFARO-SHIGUETO, J., MANGEL, J. C., BRODIE, S., BOGRAD, S. J., CROWDER, L. B., HAZEN, E. L. (2019). Convergence of fishers' knowledge with a species distribution model in a Peruvian shark fishery. *Conservation Science and Practice*, 1(4), e13. <https://doi.org/10.1111/csp2.13>
- MARCHANT, C. (2017). Saberes Pewenches del espacio y representaciones de un territorio de montaña: el mapeo colectivo como herramienta de representación del conocimiento local en sistemas de veranadas e invernadas en Pehuenco, región de la Araucanía. *Del mundo al mapa y del mapa al mundo: objetos, escalas e imaginarios del territorio. Memorias del 6° Simposio Iberoamericano de Historia de la Cartografía*. 187-198
- MARTINEZ, C., ARENAS, F., BERGAMINI, K., URREA, J. (2019). *Hacia una ley de costas en Chile: criterios y desafíos en un contexto de cambio climático*. CIGIDEN.
- MATEO, R., FELICÍSIMO, A., MUÑOZ, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84, 217-240
- MELO-MERINO, S. M., REYES-BONILLA, H., LIRA-NORIEGA, A. (2020). Ecological niche models and species distribution models in marine environments: A literature review and spatial analysis of evidence. *Ecological Modelling*, 415. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108837>
- MEZA-LOPEHANDÍA, M. (2018) *La Ley Lafkenche Análisis y perspectivas a 10 años de su entrada en vigor*. Chile: BCN
- MINISTERIO DE ECONOMÍA, FOMENTO Y TURISMO (2014). *Guía para la Aplicación de la Ley de Espacios*

Costeros Marinos para Pueblos Originarios. Disponible en: https://www.subpesca.cl/portal/616/articulos-82585_recurso_1.pdf

- MOLINET, C., BARAHONA, N., ARAYA, P., ARRIAGADA, C., BALBOA, C., BRAVO, C., DIAZ, E., DÍAZ, P., EISELE, C., MONTENEGRO, C., OLGUÍN, A., RUIZ, P., SUBIABRE, D. (2016). Actualización de parámetros biológicos del erizo rojo *Loxechinus albus* en la X y XI regiones. Informe Final FIP 2014-08, Universidad Austral de Chile, Puerto Montt.
- MOLLER, H., BERKES, F., LYVER, P. O., KISLALIOGLU, M. (2004). Combining Science and Traditional Ecological Knowledge: Monitoring Populations for Co-Management. *Ecology and Society*, 9(3). <https://doi.org/10.5751/es-00675-090302>
- NELLEMAN, C., HAIN, S., ALDER, J. (eds.) (2008). In *Dead Water – Merging of climate change with pollution, over-harvest, and infestations in the world's fishing grounds*. Arendal, Norway: United Nations Environment Programme.
- NOBLE, M. M., HARASTI, D., FULTON, C. J., DORAN, B. (2020). Identifying spatial conservation priorities using Traditional and Local Ecological Knowledge of iconic marine species and ecosystem threats. *Biological Conservation*, 249(June), 108709. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108709>
- POEPOE, K., BARTRAM, P., FRIEDLANDER, A. (2001). The use of traditional Hawaiian knowledge in the contemporary management of marine resources, *Proceedings of Putting fisher's knowledge to work. Putting Fishers' Knowledge to Work*.
- POMARICO, P. (2017). Conocimiento ecológico tradicional y su utilidad para el manejo de una pesquería artesanal ancestral en el caribe colombiano. *Jurnal Sains Dan Seni ITS*, 6(1), 51–66. <https://doi.org/10.1016/j.ijfatigue.2019.02.006%0Ahttps://doi.org/10.1>
- PLISCOFF, P., FUENTES-CASTILLO, T. (2011). Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de Geografía Norte Grande*, 79, 61–79
- REYES-GARCÍA, V. (2009). Conocimiento ecológico tradicional para la conservación: dinámicas y conflictos. *Revista Papeles*, 107, 39-55.
- ROZZI, R. (2001). Ética Ambiental: raíces y ramas latinoamericanas en fundamentos de conservación biológica. En Primack, R. et al. [comp.], *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericana*. Fondo de Cultura Económica. 311–362
- RUGEBREGT, R. V. (2015). The Environmental management Philosophy Indegeneous Peoples in Coastal Marine Area in Maluku. *Internatinal Journal of Advanced Research*, 3 (7)(7), 1322–1329.
- SÁNCHEZ-CARNERO, N., RODRÍGUEZ-PÉREZ, D., COÑAGO, E., LE BARZIK, F., FREIRE, J. (2016). Species distribution models and local ecological knowledge in marine protected areas: The case of Os

- Miñarzos (Spain). *Ocean and Coastal Management*, 124, 66–77. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.02.008>
- SARRICOLEA, P., HERRERA-OSSANDON, M., MESEGUER-RUIZ, Ó. (2017) Climatic regionalisation of continental Chile, *Journal of Maps*, 13:2, 66-73, DOI: 10.1080/17445647.2016.1259592
- SERNAPECA. (2021). RESPONDE REQUERIMIENTO DE SOLICITUD DE INFORMACIÓN. SIAC No 460042621. Valparaíso.
- SILVERMAN, B. W. (1986). *Density estimation for statistics and data analysis*. Chapman and Hall. London, England.
- SKEWES, J., ÁLVAREZ, R., NAVARRO, M. (2012). Usos consuetudinarios, conflictos actuales y Conservación en el borde costero de Chiloé insular. *Magallania*, 40(1), 109-125
- SOBERÓN, J., MILLER, C.P. (2009). Evolución de los nichos ecológicos. *Miscelánea Matemática*, 49, 83–99
- SOBERÓN, J., NAKAMURA, M. (2009). Niches and distributional areas: concepts, methods and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 106, 19644-19650
- SOBERÓN, J., PETERSON, A.T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional áreas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1–10.
- STACEY, N. E., KARAM, J., MEEKAN, M. G., PICKERING, S., NINEF, J. (2012). Prospects for whale shark conservation in Eastern Indonesia through bajo traditional ecological knowledge and community-based monitoring. *Conservation and Society*, 10(1), 63–75. <https://doi.org/10.4103/0972-4923.92197>
- STORI, F. T., PERES, C. M., TURRA, A., PRESSEY, R. L. (2019). Traditional ecological knowledge supports ecosystem-based management in disturbed coastal marine social-ecological systems. *Frontiers in Marine Science*, 6(SEP), 1–22. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00571>
- SUBPECA (2021). Estado de situación solicitudes ECMPO en trámite. Disponible en: <https://www.subpesca.cl/portal/616/w3-propertyvalue-62421.html>
- TEIXEIRA, J. B., MARTINS, A. S., PINHEIRO, H. T., SECCHIN, N. A., LEÃO DE MOURA, R., BASTOS, A. C. (2013). Traditional Ecological Knowledge and the mapping of benthic marine habitats. *Journal of Environmental Management*, 115, 241–250. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.11.020>
- TOBAR, C., RAU, J., SANTIBÁÑEZ, A., FUENTES, N., CURSACH, J., VILUGRÓN, J., MAGRO, A., PÉREZ-SCHULTHEISS, J. (2017). Interannual variation in the winter diet of Chilean flamingo *Phoenicopterus chilensis* found in the marine wetland of Bahía Caulín, Chiloé, southern Chile. *Revista de biología marina y oceanografía*, 52(3), 523-528. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572017000300009>
- TOLEDO, V. (1992). What is ethnoecology? Origins, scope, and implications of a rising discipline. *Ethnoecologica*

1: 5-21.

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ (2005). Métodos de análisis de datos en ecología. En Departamento de Ecología 1-31. Disponible en: <https://www.uco.es/servicios/informatica/windows/filemgr/download/ecolog/Metodos analisis datos.pdf>

UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN (2009). Estado actual del conocimiento de las principales especies de jaibas a nivel nacional. Departamento de Oceanografía. FIP 2007-39, 110-122. Concepción.

VELIZ, D., VÁSQUEZ, J. A. (2000). La familia Trochidae (Mollusca: Gastropoda) en el norte de Chile: consideraciones ecológicas y taxonómicas. *Revista Chilena de Historia Natural*, 73(4), 757-769.

VENEGAS, V. (2020). Clase magistral en Magister de Geografía, con la ponencia "El espacio administrativo MINDEF y la Ley Lafkenche", actividad realizada el 20 de noviembre de 2020

VILUGRÓN, J., RAU, J., ENCABO, M. (2016). Comportamiento de aves y visitantes. Humedal de Caulín, Isla Grande de Chiloé-Chile. Neuquén: EDUCO - Universidad Nacional de Comahue.

WIGGINS, A., CROWSTON, K. (2011). From Conservation to Crowdsourcing: A Typology of Citizen Science. 2011 44th Hawaii International Conference on System Sciences. doi:10.1109/hicss.2011.207

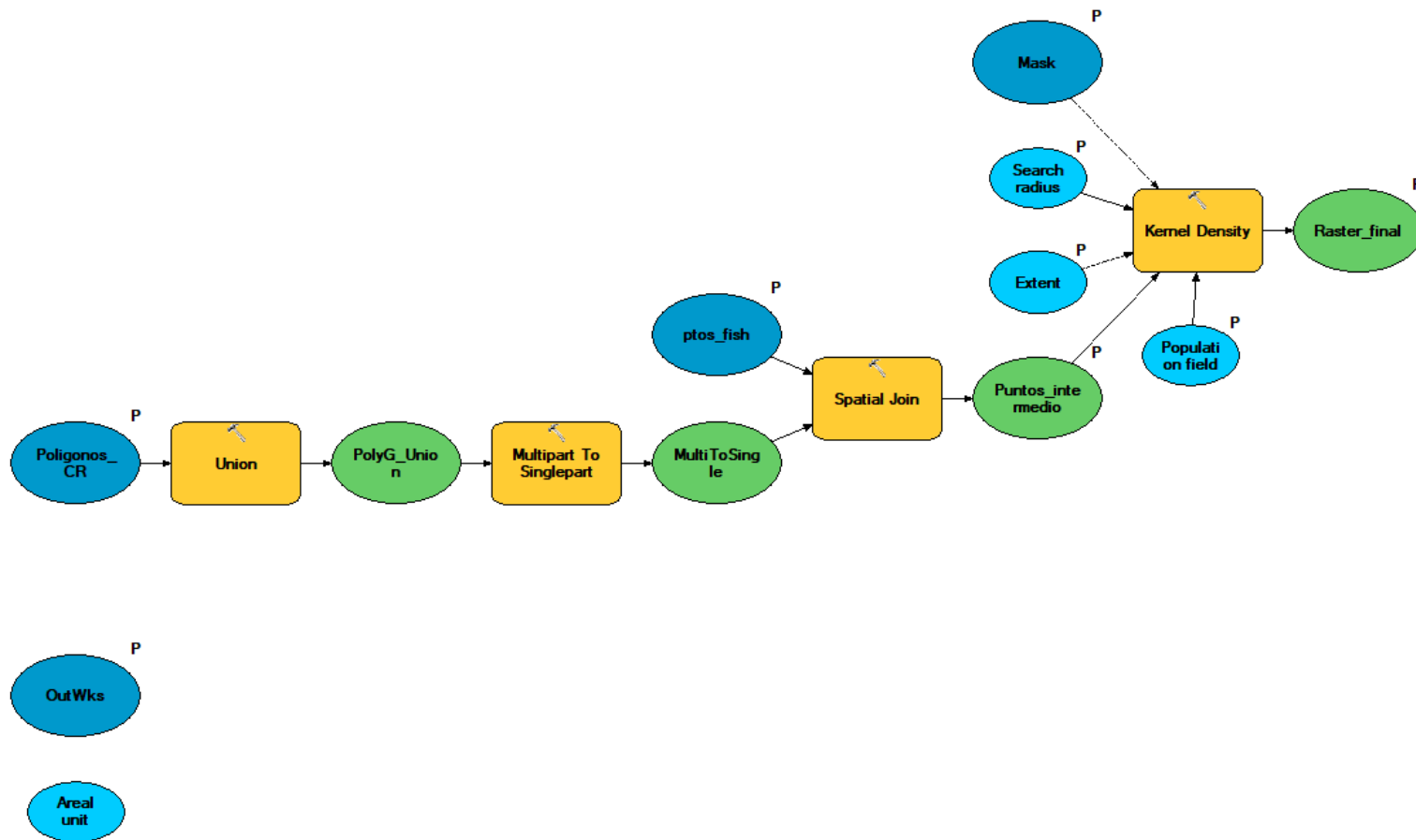
WWF Chile (2011). Plan Estratégico de la Ecorregión Chiloense. Valdivia, Chile

ZAGAL, C. J., HERMOSILLA, C. (2007). Guía de invertebrados marinos del sur de Chile. Segunda Edición. Fantástico Sur, 264. Punta Arenas, Chile

ZELADA, S., PARK, J. (2013). Análisis crítico de la Ley lafkenche (N° 20.249): el complejo contexto ideológico, jurídico, administrativo y social que dificulta su aplicación. *Universum (Talca)*, 28(1), 47-7.

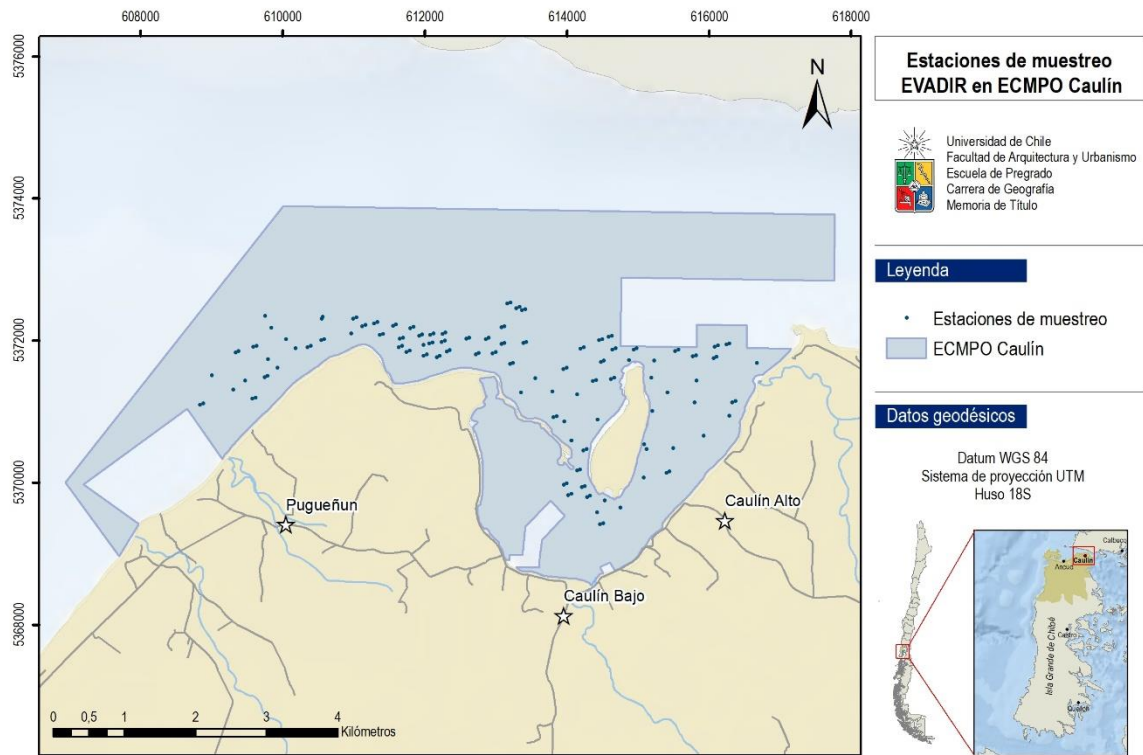
Anexos

Anexo 1: Model Builder para el proceso de modelación con CR.



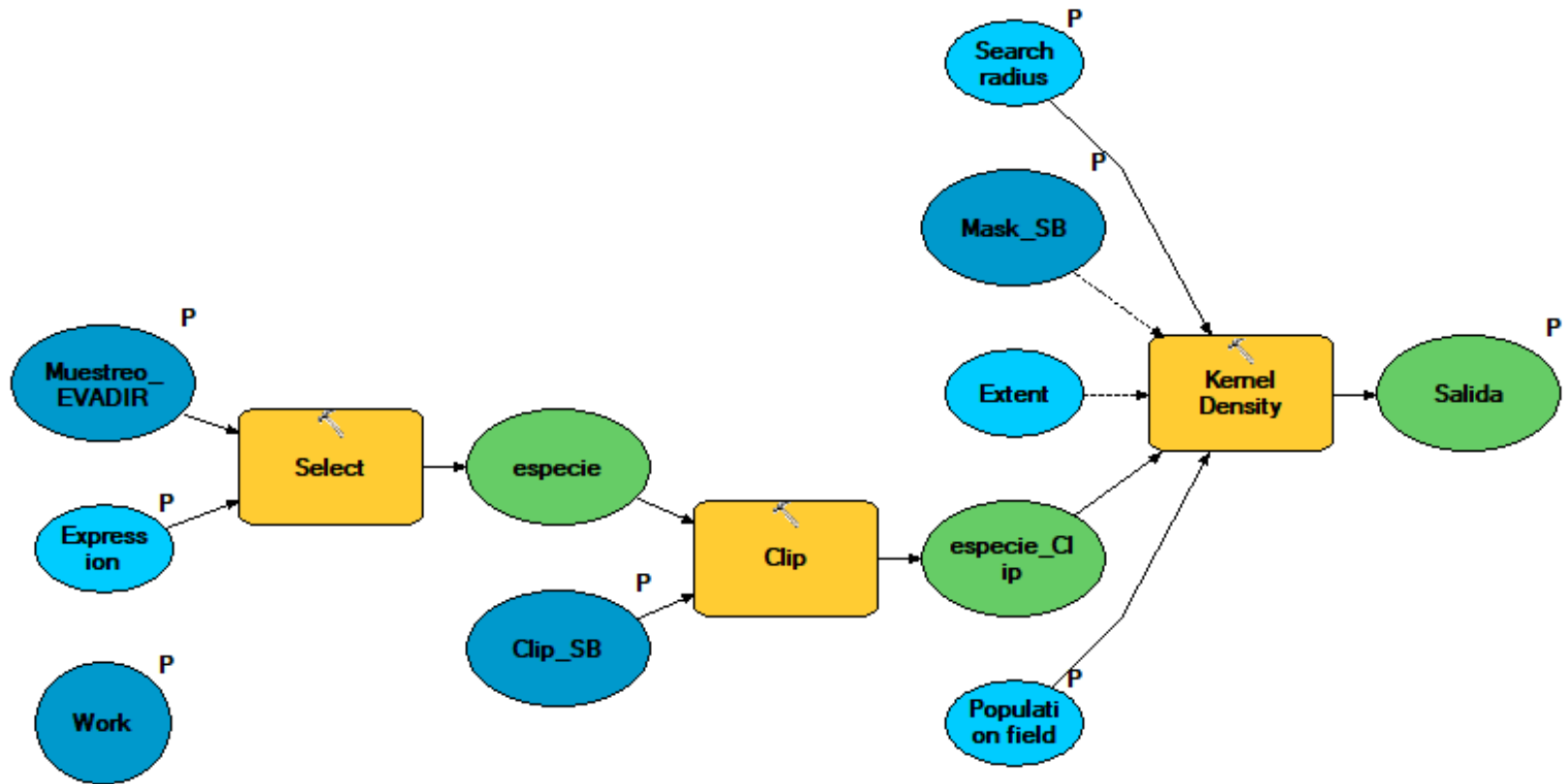
Fuente: Elaboración propia.

Anexo 2: Distribución de las estaciones de muestreo en el ECMPO Caulín.



Fuente: Elaboración propia.

Anexo 3: Model Builder para el proceso de modelación con EVADIR.



Fuente: Elaboración propia.

Anexo 4: Sistematización de revisión bibliográfica.

| Autor o autores | Año | Aplicación de CET en la investigación | Método de recopilación de CET |
|-------------------------|------|--|---|
| Beaudreau y Levin | 2015 | En esta investigación se desarrolló un registro histórico de abundancia para 22 especies marinas, utilizando CET y observaciones científicas. Con él se cuantificó la variación de las tendencias de abundancia para cada una de las especies | Entrevistas a pescadores, buzos e investigadores |
| Berkström et al., | 2019 | En esta investigación se evaluó el CET de los pescadores sobre la conectividad entre múltiples hábitats dentro de un paisaje marino tropical. Analizando especialmente las diferencias en CET entre los grupos de pescadores, así como también las similitudes entre CET y el conocimiento científico convencional | Entrevistas a pescadores |
| Bevilacqua et al., | 2016 | En esta investigación se realizaron dos modelos, uno basado en el conocimiento de los pescadores y el otro basado en información científica. Con el fin de analizar si ambos se podían complementar en el ordenamiento pesquero. | Entrevista a pescadores expertos |
| Breton-Honeyman et al., | 2016 | En esta investigación analizó las contribuciones del CET, para el estudio de distribución de belugas. | Revisión sistemática de bibliografía en la que se usara directamente o se referenciara el uso del CET para estudiar belugas |
| Butler et al., | 2012 | En esta investigación se buscaba estudiar el nivel de inclusión de CET en el manejo de pesquerías, y sus beneficios en el co-manejo de recursos pesqueros | Encuestas a administradores pesqueros y científicos |
| Delgado y Soto | 2018 | En esta investigación buscaba visibilizar y constatar la importancia de los procesos de innovación social y co-manejo de pesquerías generados desde abajo (bottom-up), a partir del CET de pescadores y buzos. | Entrevistas y procesos de observaciones participativas en asambleas con buzos y pescadores |
| Huntington | 2000 | En esta investigación se estudió el uso de CET en contextos científicos y de | Entrevistas, encuestas y talleres facilitados |

| | | | |
|-------------------------|------|--|--|
| | | gestión, a través del análisis de dos casos de estudio. | |
| Lima et al., | 2017 | En esta investigación se compararon los enfoques de conocimiento científico y CET para identificar patrones de ocurrencia y captura de tres especies de peces. | Entrevistas a capitanes de pesca y pescadores expertos |
| Lopes et al., | 2018 | En esta investigación se desarrolló un modelo para predecir el rango de distribución de una especie a través de información científica y CET de pescadores sobre presencias y ausencias del recurso. | Entrevistas a pescadores |
| Mason et al., | 2019 | En esta investigación se estudió el nicho espacio-temporal de la pesquería de tiburón martillo a través de CET, y se comparó con un modelo biofísico desarrollado con información científica. | Entrevistas y mapeos participativos con pescadores |
| Moller et al., | 2004 | En esta investigación se analizan las técnicas tradicionales de seguimiento de la captura por unidad de esfuerzo y la condición corporal. | Observaciones de pescadores |
| Noble et al., | 2020 | En esta investigación se evaluó el plan de gestión de un AMP utilizando modelos de distribución de especies a partir de CET. | Mapeos participativos y entrevistas semiestructuradas a pescadores |
| Pomarico | 2017 | En esta investigación se contrastó el CET obtenido de los pescadores con el conocimiento científico disponible, para estudiar la utilidad de incorporarlo al manejo de una pesquería. | Entrevistas y observación no participativa a pescadores |
| Sánchez-Carnero et al., | 2016 | En esta investigación se comparó la modelación de área de distribución de especies para un AMP a través de CET y a través de un modelo desarrollado con conocimiento científico. | Mapeos participativos con pescadores |
| Stacey et al., | 2012 | En esta investigación se estudió el comportamiento, los patrones de migración local y las amenazas potenciales que enfrenta el tiburón ballena. | Entrevistas a pescadores |
| Teixeira et al., | 2013 | En esta investigación se evaluó el uso de CET de pescadores con respecto a las características del lecho marino, | Encuestas a pescadores |

| | | | |
|--|--|---|--|
| | | comparándolo con los resultados de una evaluación oceanográfica convencional. | |
|--|--|---|--|

Fuente: Elaboración propia.