



**Universidad de Concepción**  
**Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas**

**ANÁLISIS ESPACIOTEMPORAL CON BARRERAS FÍSICAS DE LAS TASAS  
DE CAPTURA DE CENTOLLA (*Lithodes santolla*) EN MAGALLANES ,  
PATAGONIA CHILENA ENTRE LOS AÑOS 2014 Y 2020.**



Tesis presentada a la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas de la  
Universidad de Concepción, para optar al grado de Magíster en Ciencias con  
Mención en Pesquerías

POR : RUTH ELENDER HERNADEZ RODRIGUEZ

PROFESOR Guía: LUIS CUBILLOS SANTANDER

Enero, 2023  
CONCEPCIÓN-CHILE

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

Profesor Guía

Comisión Evaluadora



---

Dr. Luis Cubillos Santander  
Departamento de Oceanografía  
Universidad de Concepción

---

Dr. Sergio Neira  
Departamento de Oceanografía  
Universidad de Concepción

---

Dr. Ciro Oyarzún  
Departamento de Oceanografía  
Universidad de Concepción

---

MSc. Alejandro Yáñez Rubio  
Instituto de Fomento Pesquero

---

Dr. Rubén Alarcón Muñoz  
Centro de Investigaciones de Ecosistemas de la Patagonia

## **AGRADECIMIENTOS**

Quisiera agradecer en primer lugar a Dios, ya que Él hace posible todas las cosas.

Agradezco de manera especial a mi esposo Guillermo por apoyarme siempre en todas mis locuras y ser esa cuerda que me aterriza a la tierra , a mi bebé hermosa por ser el combustible y la energía para continuar día a día. A mi hermano por ser mi salvavidas, siempre alentándome a seguir y creer que todo lo puedo. Son mis pilares fundamentales y sin ellos no estaría donde estoy.

A mi profesor guía y amigo, Dr. Luis Cubillos, quien me apoyó constantemente, me aconsejó y no me dejó bajar los brazos. A mi colega y amigo Alejandro Yáñez, por creer en mí y apoyarme.

A mis compañeros de Magíster, Angello, Olanna, Giovanni y Amanda, por tantas tardes resolviendo ejercicios, tareas complicadas con solo la pizarra, un plumón y las ganas de entender.

Finalmente agradecer, a los observadores científicos del Instituto de Fomento Pesquero, en particular a Jaime, Alejandra, Gabriela y Alex. Sin ellos la pesquería de centolla de la región de Magallanes sería desconocida e inexplorada, gracias por ayudar a descifrar este misterio y por contribuir a la Ciencia Pesquera.

## Tabla de contenido

Agradecimientos.....	iii
Índice de tablas .....	v
índice de figuras .....	vi
Resumen .....	vii
Abstract.....	viii
Introducción .....	9
Objetivo general.....	14
Objetivos específicos.....	14
Hipótesis de trabajo .....	15
Metodología .....	16
Área de estudio y datos.....	16
Modelo espaciotemporal no estacionario .....	17
Resultados.....	21
Discusión .....	30
Conclusiones .....	34
Referencias.....	36

## ÍNDICE DE TABLAS

**Tabla 1.** Modelos espaciotemporales de éxito de pesca y tasas de captura de centolla en las zonas norte y sur de la región de Magallanes, entre los años 2014 y 2020. .... 20

**Tabla 2.** Resumen de registros, éxito de pesca (%), media y desviación estándar (ds) de la tasa de captura (kg por trampa) de centolla en las zonas norte y sur, aguas interiores de la Región de Magallanes. .... 21

**Tabla 3.** Modelos espacio-temporales para la captura de centolla en la Región de Magallanes, mostrando el valor de log-verosimilitud marginal, y criterios de información de la devianza (DIC). M = Mes, D = Profundidad del fondo (m). El asterisco (\*) muestra el mejor modelo..... 22

**Tabla 4.** Parámetros evaluados para el mejor modelo espaciotemporal ajustado a los datos de centolla, Región de Magallanes. Entre paréntesis se anota la desviación estándar..... 26

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> El área de estudio muestra dos estratos de recolección de datos dependientes de la pesquería: las zonas Norte ( <b>A</b> ) y Sur ( <b>B</b> ) en la Región de Magallanes de Chile, Patagonia Sur. La distribución de los datos dependientes de la pesquería de centolla se muestran en marrón. ....	13
<b>Figura 2.</b> Malla para modelo espaciotemporal no estacionario para la captura en la zona norte ( <b>A</b> ) y sur ( <b>B</b> ), incluida la ubicación de los datos dependientes de la pesquería de centolla entre los años 2014 y 2020. ....	20
<b>Figura 3.</b> Efectos de meses ( <b>A</b> ) y profundidad de fondo ( <b>B</b> ) en el modelo espaciotemporal (Modelo M2y) para las tasas de captura de centolla en la zona norte de la Región de Magallanes. ....	24
<b>Figura 4.</b> Efectos de los meses ( <b>A</b> ) y la profundidad del fondo ( <b>B</b> ) en el modelo espaciotemporal (Modelo M2y) para las tasas de captura de centolla en la zona sur de la Región de Magallanes. ....	25
<b>Figura 5.</b> Estimaciones de la media espaciotemporal y desviación estándar para el éxito de pesca ( <b>A, B</b> ) y las tasas de captura ( <b>C, D</b> ) de centolla en la zona Norte, Región de Magallanes. En el éxito de la pesca, la escala es de 0 a 1, y las medias de la tasa de captura están en una escala logarítmica. ....	28
<b>Figura 6.</b> Estimaciones de la media espaciotemporal y desviación estándar para el éxito de pesca ( <b>A, B</b> ) y las tasas de captura ( <b>C, D</b> ) de centolla austral en la zona Sur, Región de Magallanes. En el éxito de la pesca, la escala es de 0 a 1, y las medias de la tasa de captura están en una escala logarítmica. ....	29

## RESUMEN

Las pesquerías que operan en áreas geográficas complejas como el mar interior de la Patagonia chilena, donde islas y archipiélagos actúan como barreras físicas, podrían afectar significativamente el éxito de pesca y las tasas de captura o captura por unidad de esfuerzo (CPUE). Por lo tanto, el supuesto de homogeneidad en la abundancia podría afectar los métodos clásicos de estandarización de la CPUE. Se determinó los efectos espaciotemporales de las barreras físicas en el éxito de pesca y la CPUE de la centolla (*Lithodes santolla*) en la Patagonia sur chilena (48°S-55°S). Se utilizaron datos operacionales de la pesquería de centolla desde 2014 al 2020, los cuales fueron obtenidos a bordo por observadores científicos del Instituto de Fomento Pesquero. Las capturas superiores a cero representaron el éxito de la pesca y se modelaron considerando una distribución de Bernoulli, mientras que las tasas de captura (kg por trampa) siguieron una distribución gamma condicionada al éxito de la pesca. Se comparó el desempeño de dos modelos Bayesianos jerárquicos que se diferencian en el campo espacial no estacionario, uno de ellos representado por un campo espacial constante y otro por una distribución oportunista que cambia anualmente. El mejor modelo espaciotemporal con barrera física fue un modelo espacial oportunista con diferentes cambios espaciales anuales. Se concluye que la estructura espacial de la pesquería en la zona de estudio podría estar asociada con la decisión de los pescadores de elegir dónde operar en un año determinado, lo que podría determinar hiper-estabilidad en las tasas de captura. El análisis espacial con estas características contribuye a la evaluación y manejo de esta pesquería, ya que los índices de abundancia dependientes de la pesquería podrían ser consecuencia de múltiples factores, incluida la percepción del agotamiento local y los costos involucrados.

## ABSTRACT

Fisheries operating in complex geographic areas such as the Chilean Patagonian inland sea, where islands and archipelagos act as physical barriers, could significantly affect fishing success and catch rates or catch per unit effort (CPUE). Therefore, the assumption of homogeneity in abundance could affect classical CPUE standardization methods. The spatiotemporal effects of physical barriers on fishing success and CPUE of spider crab (*Lithodes santolla*) in southern Chilean Patagonia (48°S-55°S) were determined. Operational data from the crab fishery from 2014 to 2020 were obtained on board by scientific observers from the Instituto de Fomento Pesquero. Catches greater than zero represented fishing success and were modeled considering a Bernoulli distribution, while catch rates (kg per trap) followed a gamma distribution conditional on fishing success. The performance of two hierarchical Bayesian models differing in the nonstationary spatial field was compared, one represented by a constant spatial field and the other by an opportunistic distribution that changes annually. The best spatiotemporal model with physical barriers was an opportunistic spatial model with different annual spatial changes. It is concluded that the spatial structure of the fishery in the study area could be associated with the decision of fishermen to choose where to operate in a given year, which could determine hyper-stability in catch rates. Spatial analysis with these characteristics contributes to the assessment and management of this fishery, as fishery-dependent abundance indices could be a consequence of multiple factors, including the perception of local depletion and the costs involved.



## INTRODUCCIÓN

En general, la evaluación de poblaciones y el análisis de pesquerías se basan en modelos de dinámica de poblaciones que integran varias fuentes de datos para estimar parámetros poblacionales y cantidades de interés para el manejo, como puntos de referencia biológicos y capturas permisibles (Hilborn y Walters, 2013; Maunder y Punt, 2004). Los datos primarios incluyen capturas, índices de abundancia relativa, composición por edad, tamaño y sexo, que provienen ya sea de las capturas o de evaluaciones directas. Los índices de abundancia relativa dependientes de la pesca, como la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) o las tasas de captura, requieren que se estandaricen considerando fuentes fijas de variación o covariables operativas, funcionales o estructurales de las flotas pesqueras de modo que reflejen cambios en la abundancia del stock más que en la disponibilidad, la capturabilidad o el poder de pesca relativo (Burch *et al.*, 2011; Kimura, 1981; Maunder *et al.*, 2020; Maunder y Punt, 2004). En general, se supone que los efectos del año (es decir, el componente temporal interanual) son un indicador de la abundancia y, en el mejor de los casos, se supone que tales cambios son similares entre los estratos geográficos y difieren solo en el nivel promedio. Las tasas de captura se estandarizan con frecuencia a través de modelos lineales generalizados (GLM), modelos mixtos lineales generalizados (GLMM) y sus variantes, o modelos aditivos generalizados (GAM) o GAMM (Xiao *et al.*, 2004). La interacción entre años y otras variables categóricas espaciales implica elegir un nivel al estandarizar los índices, o si la variable categórica se trata como un efecto

aleatorio, por lo tanto se elige el nivel promedio de esa variable o se pondera por el tamaño de las áreas de pesca (Maunder *et al.*, 2020; Venables y Dichmont, 2004).

En el caso de las pesquerías que operan en áreas geográficas complejas como mares interiores, islas y archipiélagos actúan como barreras físicas que podrían afectar significativamente el éxito y el rendimiento de pesca, y al supuesto de homogeneidad en los índices de abundancia. En este contexto, y siguiendo a Thorson (2019), Thorson *et al.* (2020) y Maunder *et al.* (2020), los modelos espaciotemporales podrían mejorar la estimación de los índices de abundancia relativa, ya que suponen que las tasas de captura podrían ser más similares entre ubicaciones y años cercanos que distantes (correlación espacial y temporal) (Thorson *et al.*, 2020), o podrían cambiar espacialmente de año en año de manera oportunista (Paradinas *et al.*, 2017). Uno de los enfoques para analizar las barreras geográficas fue establecido por Bakka *et al.* (2019) en el contexto de modelos espaciotemporales bayesianos jerárquicos utilizando INLA (Integrated Nested Laplace Approximation) (Gómez-Rubio, 2020; Rue *et al.*, 2009).

Además, la estructura del campo espacial en los modelos espaciotemporales podría ser significativa en las pesquerías donde los pescadores se mueven siguiendo la pesca de la especie objetivo desde áreas con rendimientos de pesca bajos a otras con mayor rendimiento de pesca durante la temporada de pesca, o hacia áreas recurrentes donde la especie objetivo tiende a encontrarse. Según Paradinas *et al.* (2017), un campo espacial constante en el tiempo significa una distribución recurrente, es decir, desde el punto de vista de la pesca, cuando una flota permanece año tras año en los mismos caladeros. En cambio, una distribución

oportunista significa un campo espacial que cambia anualmente y probablemente esté asociado con diferentes realizaciones anuales en la distribución de la flota pesquera. Cuando el objetivo de estudio apunta a medir el campo espacial subyacente, los modelos espaciotemporales jerárquicos bayesianos son poderosos y adaptables (Cosandey-Godin *et al.*, 2015; Martínez-Minaya *et al.*, 2018; Paradinas *et al.*, 2017).

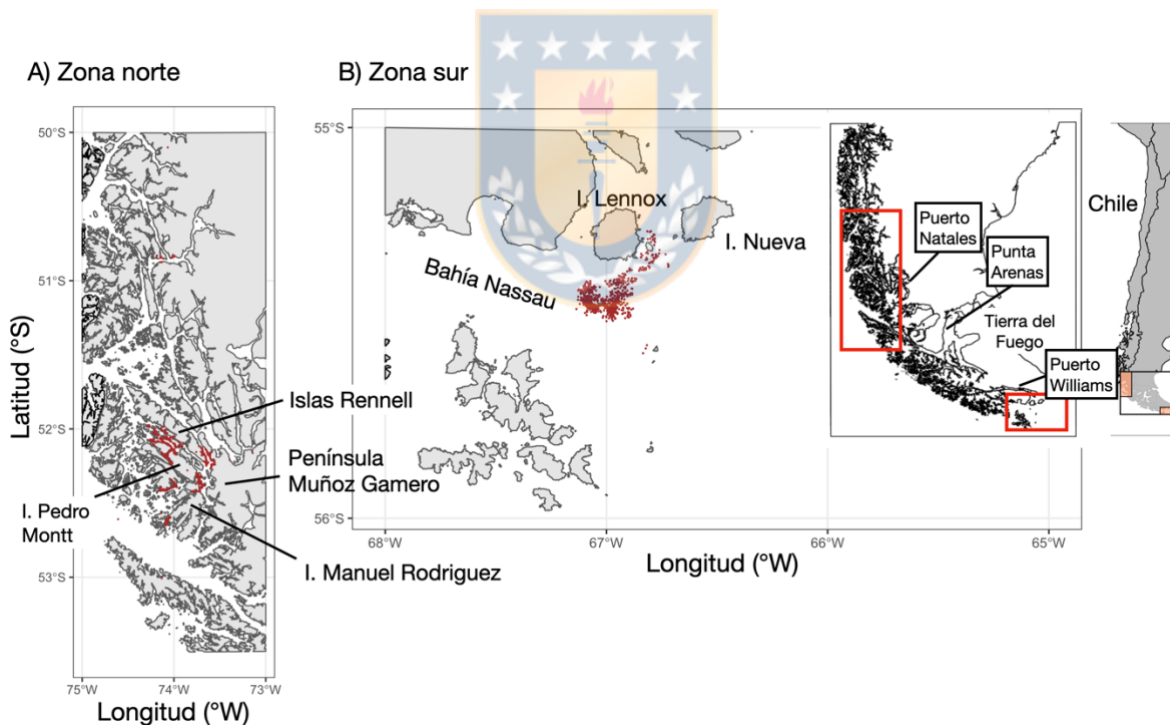
En Chile, la pesquería de centolla (*Lithodes santolla*) es artesanal y opera en el mar interior de la Patagonia, al sur de los 40°S hasta el Cabo de Hornos (54°56'S). La centolla tiene una amplia distribución que se extiende desde Uruguay hasta Tierra del Fuego en el Atlántico (Wyngaard *et al.*, 2016), y desde la Región de Los Ríos (42°S) hasta el Cabo de Hornos (54°56'S), incluyendo el Estrecho de Magallanes (53°28'S) y los fiordos alrededor de Tierra del Fuego en Chile (Molinet *et al.*, 2020). Socialmente, la pesquería de centolla comparte características similares con las pesquerías de pequeña escala de América Latina (Salas *et al.*, 2007), en particular, trabajos intensivos en mano de obra, caladeros y lugares de desembarque remotos, trabajo estacional, y bajo poder de negociación de los pescadores. De hecho, las operaciones de pesca se llevan a cabo mediante barcos de pesca y barcos transportadores. Las embarcaciones extractivas generalmente zarpan al inicio de la temporada y permanecen en la zona de pesca durante todo el período extractivo (Bozzeda *et al.*, 2019). Las embarcaciones transportadoras abastecen a las embarcaciones extractivas, de combustible y suministros diversos o reemplazos de tripulantes. Estas embarcaciones también transportan la captura recolectada

durante las operaciones de pesca a los puntos de desembarque en Punta Arenas (53°10'S-70°55'W) y Puerto Williams (54°56'S-67°36'W) (**Figura 1**).

Los litódidos en Chile, y al igual que otros litódidos explotados en el hemisferio norte, son manejados de acuerdo a la llamada “regla de las 3S” (sexo, época y talla), lo que significa que las hembras deben ser devueltas al mar, hay una veda, y se define un tamaño mínimo legal de longitud de caparazón (LC) (Otto, 2014; Sainz, 2018). La aplicación de estas medidas de manejo y regulaciones tiende a optimizar el potencial reproductivo de las poblaciones objetivos de la pesca comercial. Cabe mencionar que las medidas vigentes en Chile son las siguientes: a) trampas como único arte de pesca, b) prohibición de desembarque y comercialización de hembras, c) talla mínima legal de 120 mm LC para machos, d) temporada de pesca entre el 1 de julio y el 30 de noviembre; e) los ejemplares machos deben ingresar vivos a la planta de proceso, y f) se suspende el registro de nuevos pescadores (RPA) en la Región de Magallanes.

La evaluación de stock de la centolla considera que se trata de una pesquería con datos limitados debido a la falta de información para una evaluación de stock integrada (Yáñez e Ibarra, 2022). Además, es un desafío obtener datos operativos y se sabe poco sobre el tamaño de la flota en términos de los efectos de la pesca en la especie objetivo (Bozzeda *et al.*, 2019). Asimismo, los pescadores clasifican algunos caladeros de centolla como históricos, lo que significa que son visitados recurrentemente durante los años de la pesquería. Por lo tanto, los pescadores van a los mismos caladeros cada año, esperando un éxito y un rendimiento similares a los del año más reciente. Por este motivo, planteamos la hipótesis que los

pescadores podrían operar bajo un campo espacial relativamente constante, abordando la problemática del campo espacial en el que se desarrollan las operaciones de pesca de la centolla. Sin embargo, debido a que los pescadores pueden moverse de zonas localmente agotadas a otras mejores dentro de un caladero de gran escala, una hipótesis alternativa es que la flota tenga una distribución oportunista de la pesca de centolla. Es decir, si el éxito de pesca o las tasas de captura ocurren en áreas de pesca recurrentes bajo un campo espacial no estacionario constante que no cambia interanualmente o en áreas de pesca configuradas como un campo espacial no estacionario oportunista que cambia localmente de un año al siguiente.



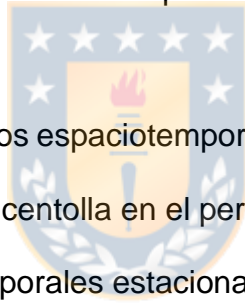
**Figura 1.** El área de estudio muestra dos estratos de recolección de datos dependientes de la pesquería: las zonas Norte (A) y Sur (B) en la Región de Magallanes de Chile, Patagonia Sur. La distribución de los datos dependientes de la pesquería de centolla se muestran en marrón.

## **OBJETIVO GENERAL**

Determinar el patrón de distribución espaciotemporal del éxito de pesca y las tasas de capturas de centolla en zonas de pesca localizadas en la Región de Magallanes.

## **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

1. Determinar la correlación espacial de pequeña escala (rango) del éxito de pesca y tasas de captura en un campo espacial no-estacionario limitado por barreras físicas en las áreas de pesca de centolla en la Región de Magallanes.
2. Identificar y ajustar modelos espaciotemporales limitados por barreras físicas a las tasas de captura de centolla en el periodo 2014-2020.
3. Describir los cambios temporales estacionales locales en las tasa de captura de centolla en la Región de Magallanes.



## **HIPÓTESIS DE TRABAJO**

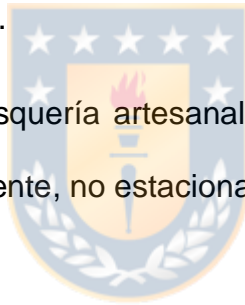
### **Hipótesis biológica-pesquera:**

El éxito de pesca y las tasas de captura, presentan un campo espacial restringido por barreras físicas, como islas y archipiélagos, afectando la distribución espaciotemporal en la pesquería de centolla.

### **Hipótesis estadística para el éxito de pesca:**

H<sub>0</sub>: El éxito de pesca en la pesquería artesanal de centolla presenta un campo espacial constante, no estacionario, y caracterizado por zonas de pesca recurrentes (persistentes o zonas históricas).

H<sub>1</sub>: El éxito de pesca en la pesquería artesanal de centolla presenta un campo espacial cambiante interanualmente, no estacionario, y caracterizado por zonas de pesca oportunistas.



### **Hipótesis estadística para las tasas de captura:**

H<sub>0</sub>: Las tasas de captura en la pesquería artesanal de centolla presenta un campo espacial constante, no estacionario, y caracterizado por zonas de pesca recurrentes (persistentes o zonas históricas).

H<sub>1</sub>: Las tasas de captura en la pesquería artesanal de centolla presenta un campo espacial cambiante interanualmente, no estacionario, y caracterizado por zonas de pesca oportunistas.

## METODOLOGÍA

### Área de estudio y datos

El área de estudio está ubicada en el sur de la Patagonia chilena, Región de Magallanes (48°S-54°S), la cual presenta una topografía costera compleja compuesta por mares interiores, islas y archipiélagos que actúan como barreras físicas (**Figura 1**). En la Región de Magallanes, la pesquería artesanal de centolla opera en dos zonas, una ubicada en la zona norte (48°S-54°S), cercana a puerto Natales (51°43'S-72°30'S), y otra zona en el sur (55°-56°S) con operaciones irregulares en el canal Beagle y regularmente en el cabo de Hornos, con puerto Williams (54°56'S-67°36'W) como principal puerto de desembarque (**Figura 1**). La temporada de pesca suele comenzar en julio de cada año hasta noviembre, pero a veces se extiende hasta los primeros días de diciembre. Los meses de veda de la pesquería de centolla suelen extenderse de diciembre a junio. El régimen operativo de la flota pesquera consiste en visitar los caladeros durante varios meses, donde los pescadores son apoyados periódicamente por embarcaciones transportadoras que abastecen, recogen la captura y la transportan a los puertos de desembarque.

Se utilizó datos de 4 barcos que pescaron centollas entre 2014 y 2020. En la zona norte se cubrieron los años 2014 a 2016 y 2020; y en la zona sur, de 2016 a 2019. Los datos fueron registrados a bordo, por observadores científicos de IFOP (Instituto de Fomento Pesquero, <https://www.ifop.cl>), registrando todos los lances de pesca en bitácoras. Los registros de las bitácoras contienen los datos operativos sobre calado de trampas, geolocalización del calado y virado de la línea madre,



profundidad del fondo, tiempo de reposo, captura total (especie objetivo y fauna acompañante), y fecha y hora del día (Daza *et al.*, 2021). Además, también se registraron lances de pesca sin captura de centollas, lo que nos permitió estimar el éxito de pesca como la ocurrencia de centolla en un lance dado. Finalmente, se pesó la captura de todos los lances exitosos y se expresó como captura por trampa.

### **Modelo espaciotemporal no estacionario**

Considerando las complejidades del área de estudio, particularmente del área norte (**Figura 1A**), se utilizó un campo Matérn no estacionario basado en el modelo de barrera propuesto por Bakka *et al.* (2019). El modelo de barrera considera la correlación de Matérn a través de un modelo autorregresivo simultáneo (SAR) en lugar de una función de correlación con la distancia más corta entre dos sitios. El modelo SAR se define como una ecuación diferencial parcial estocástica (SPDE) de matriz de precisión dispersa que se puede discretizar para representar un campo gaussiano.

Se utilizó un modelo jerárquico Bayesiano basado en INLA (Gómez-Rubio, 2020; Rue *et al.*, 2009) para modelar los cambios espaciotemporales en la distribución del éxito de pesca y captura por trampa de centolla. El éxito de pesca implica una proporción de lances de pesca con capturas en los registros del diario de pesca, y se asignaron como éxito de la pesca suponiendo un proceso de Bernoulli, es decir, i.e.,  $Z_{s,t} \sim \text{Ber}(\pi_{s,t})$ . Los lances dan cuenta de la probabilidad de captura de centolla en localidades ( $i = 1, \dots, n$ ) y años ( $j = 1, \dots, q$ ). Se supuso que las tasas de capturas

en peso seguían una distribución Gamma condicionada al éxito de la pesca; es decir, i.e.,  $Y_{s,t} \sim \text{Ga}(a_{s,t}, b_{s,t})$ . El predictor lineal utilizado para modelar el éxito de pesca y las tasas de captura fueron:

$$\text{logit}(\pi_{s,t}) = \alpha_z + M + D + V_{s,t}^z \quad \dots 1)$$

$$\log(\mu_{s,t}) = \alpha_y + M + D + V_{s,t}^y \quad \dots 2)$$

donde  $\pi_{s,t}$  es el éxito de pesca en las localidades  $s$  y el año  $t$ , y  $\mu_{s,t}$  es la media de las tasas de captura en función de los parámetros de escala y forma de la distribución Gamma; es decir, i.e.,  $\mu_{s,t} = a_{s,t}/b_{s,t}$ . Se enfatiza que los procesos Bernoulli (Ec. 1) y Gamma (Ec. 2) presentan campos diferentes denotados por  $z$  e  $y$ , respectivamente. En cada predictor lineal,  $\alpha_z$  y  $\alpha_y$  son las intersecciones,  $M$  es el mes y  $D$  es la profundidad del fondo (m). El mes fue un efecto aleatorio, siguiendo una distribución independiente e idéntica (*iid*) y centrada en cero. La profundidad del fondo se segmentó en diez clases y consideró un modelo de efectos aleatorios no lineal con paseo aleatorio tipo 1. Se analizaron los efectos parciales del mes y la profundidad del fondo considerando submodelos de M2z y M2y (**Tabla 1**). El campo espaciotemporal fue representado por  $V_{s,t} = w_{s,t}$  involucrando diferentes estructuras (**Tabla 1**), donde  $\mathbf{W} \sim N(0, Q^{-1})$  es un campo espacial con una función de covarianza definida por el rango ( $r$ ) y la desviación estándar marginal ( $\sigma$ ), en función de los parámetros  $\theta_1$  y  $\theta_2$ ; i.e.,  $\sigma = \exp(\theta_1)$  y  $r = \exp(\theta_2)$ . Además,  $\theta_1$  controla  $\log(\tau)$  y  $\theta_2$  controla  $\log(\kappa)$ .

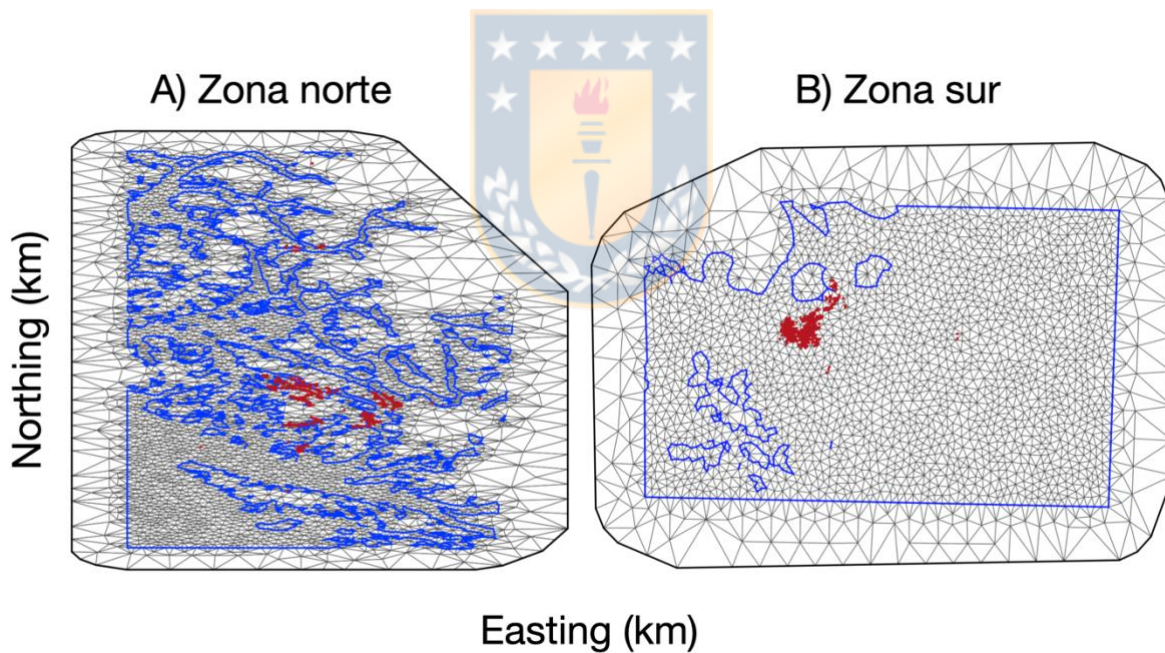
El modelo SPDE fue una función de una trama (mesh) y consideró un dominio triangular espacial bidimensional. Por lo tanto, el proceso espacial se definió a

través de los nodos de la trama y se obtuvo una matriz de proyección que vincula el campo aleatorio gaussiano espacial con las ubicaciones de los datos observados (**Figura 2**). Los valores a priori para la desviación estándar marginal de campo  $\sigma$  y el rango práctico  $r$  se pueden establecer mediante una probabilidad tal que  $\Pr(r > r_o) = p$ , y  $\Pr(\sigma > \sigma_o) > p$ , donde  $r_o$  y  $\sigma_o$  son valores “prior” y  $p$  es una probabilidad dada.

Para modelar los efectos aleatorios espaciales, consideramos la nomenclatura de Paradinas *et al.*, (2017) para definir modelos espaciales separados para el éxito de la pesca y las tasas de captura (**Tabla 1**). El modelo 1 consideró un efecto espacial constante a lo largo de los años que indica una distribución espacial recurrente de los pescadores que operan en los caladeros. El modelo 2 consistió en un efecto espacial que cambia anualmente y representa una distribución interanual oportunista de pescadores en los caladeros. Se utilizó el criterio de información de devianza (DIC) (Spiegelhalter *et al.*, 2014) para comparar y seleccionar el mejor modelo.

**Tabla 1.** Modelos espaciotemporales de éxito de pesca y tasas de captura de centolla en las zonas norte y sur de la región de Magallanes, entre los años 2014 y 2020.

Modelo	Variable	Campo Espacial	Modelo
M1z	Éxito de pesca	Distribución constante y recurrente	$V_{s,t} = w_s, \mathbf{W} \sim N(0, \mathbf{Q}^{-1})$
M1y	Tasas de captura		
M2z	Éxito de pesca	Distribución anual y oportunista	$V_{s,t} = w_{s,t}, \mathbf{W}_t \sim N(0, \mathbf{Q}^{-1})$
M2y	Tasas de captura		



**Figura 2.** Malla para modelo espaciotemporal no estacionario para la captura en la zona norte (**A**) y sur (**B**), incluida la ubicación de los datos dependientes de la pesquería de centolla entre los años 2014 y 2020.

## RESULTADOS

Los datos utilizados para evaluar el éxito de pesca y las tasas de captura fluctuaron entre 482 y 810 registros en la zona norte y entre 111 y 266 registros en la zona sur. Anualmente, el éxito de pesca en la zona norte oscila entre 90,9 y 94,8%, mientras que en la zona sur fluctúa entre 94,0 y 98,1%. La captura promedio por trampa oscila entre 11,8 y 23,4 kg por trampa en la zona norte y entre 31,0 y 35,5 kg por trampa en la zona sur (**Tabla 2**).

**Tabla 2.** Resumen de registros, éxito de pesca (%), media y desviación estándar (ds) de la tasa de captura (kg por trampa) de centolla en las zonas norte y sur, aguas interiores de la Región de Magallanes.

Zona	Año	n	Éxito de Pesca (%)	Tasa de captura (kg por trampa)	
				Media	ds
Norte	2014	754	91,0	23,4	19,4
	2015	482	94,8	11,8	9,28
	2016	582	92,4	12,2	9,72
	2020	810	92,1	14,6	11,5
Sur	2016	111	98,2	35,5	13,8
	2017	266	95,9	32,7	11,5
	2018	185	97,3	34,5	11,5
	2019	218	94,0	31,0	13,6

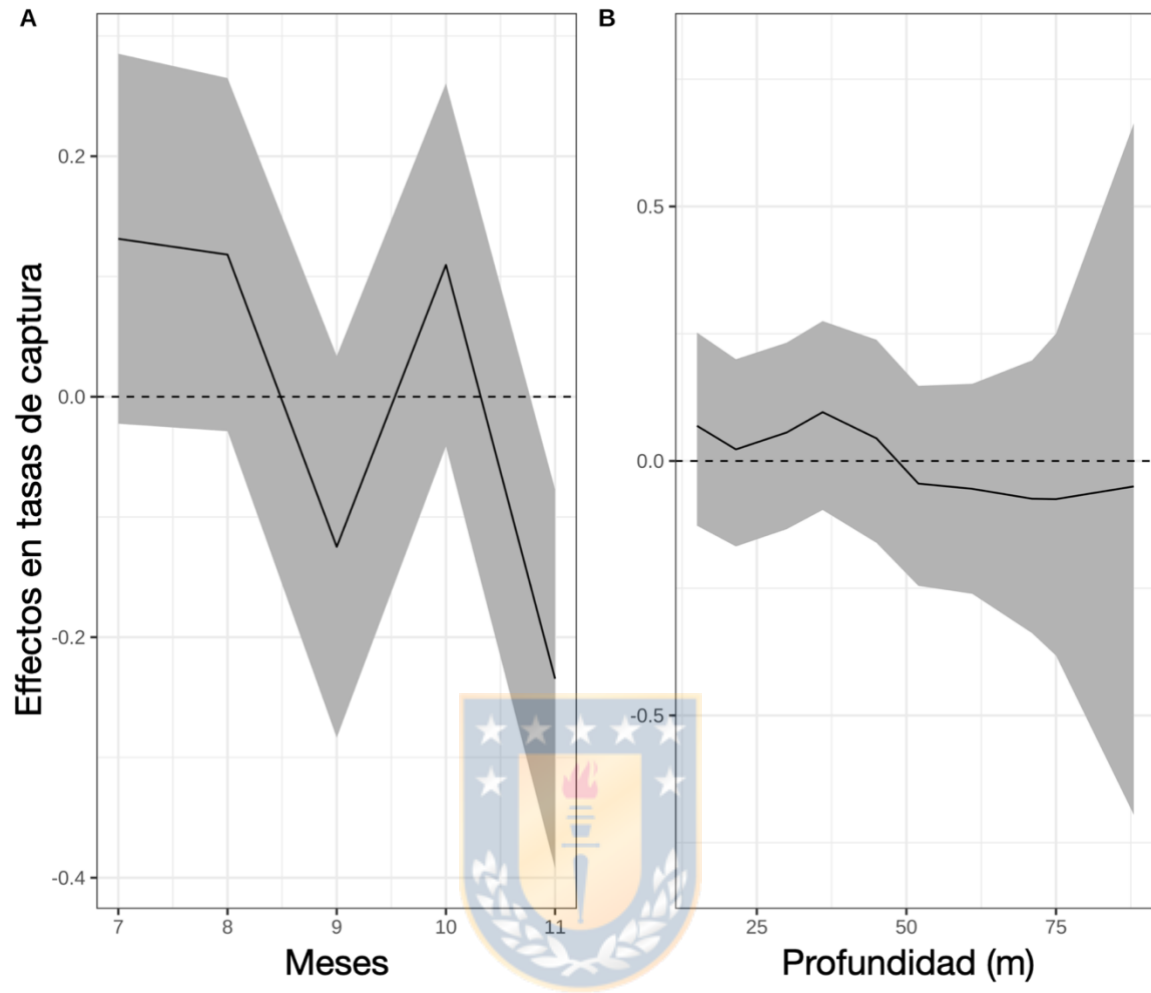
De acuerdo con DIC, los modelos espaciotemporales favorecieron un campo espacial que cambia anualmente sobre el campo espacial constante, es decir, los modelos M2z y M2y (**Tabla 3**). Como resultado, el éxito de pesca no se ve afectado por el mes o la batimetría, mientras que hubo efectos estacionales y de la profundidad en las tasas de captura para las zonas norte y sur (**Tabla 3**).

**Tabla 3.** Modelos espacio-temporales para la captura de centolla en la Región de Magallanes, mostrando el valor de log-verosimilitud marginal, y criterios de información de la devianza (DIC). M = Mes, D = Profundidad del fondo (m). El asterisco (\*) muestra el mejor modelo.

Zona	Model	Variable Independiente	Co-variables	Marginal log-verosimilitud	DIC
Norte	M1z	Éxito de pesca	M+D	-637.7	1251.1
	M2z		M+D	-612.4	1205.9
	M2za		M	-641.4	1214.7
	M2zb		D	-612.9	1222.5
	M2zc*		Sin covariables	-500.1	961.9
	M1y	Tasa de captura	M+D	-8769.8	17426.3
	M2y*		M+D	-8738.3	17323.6
	M2ya		M	-8929.8	17722.7
	M2yb		D	-8757.8	17383.7
	M2yc		Sin covariables	-8783.1	17449.1
Sur	M1z	Éxito de pesca	M+D	-108.2	234.1
	M2z		M+D	-106.6	237.4
	M2za		M	-130.9	232.8
	M2zb		D	-105.9	237.1
	M2zc*		Sin covariables	-124.3	231.3
	M1y	Tasa de captura	M+D	-3043.0	6041.2
	M2y*		M+D	-3003.7	5949.9
	M2ya		M	-3019.5	5955.7
	M2yb		D	-3011.4	5996.5
	M2yc		Sin covariables	-3027.8	5995.5

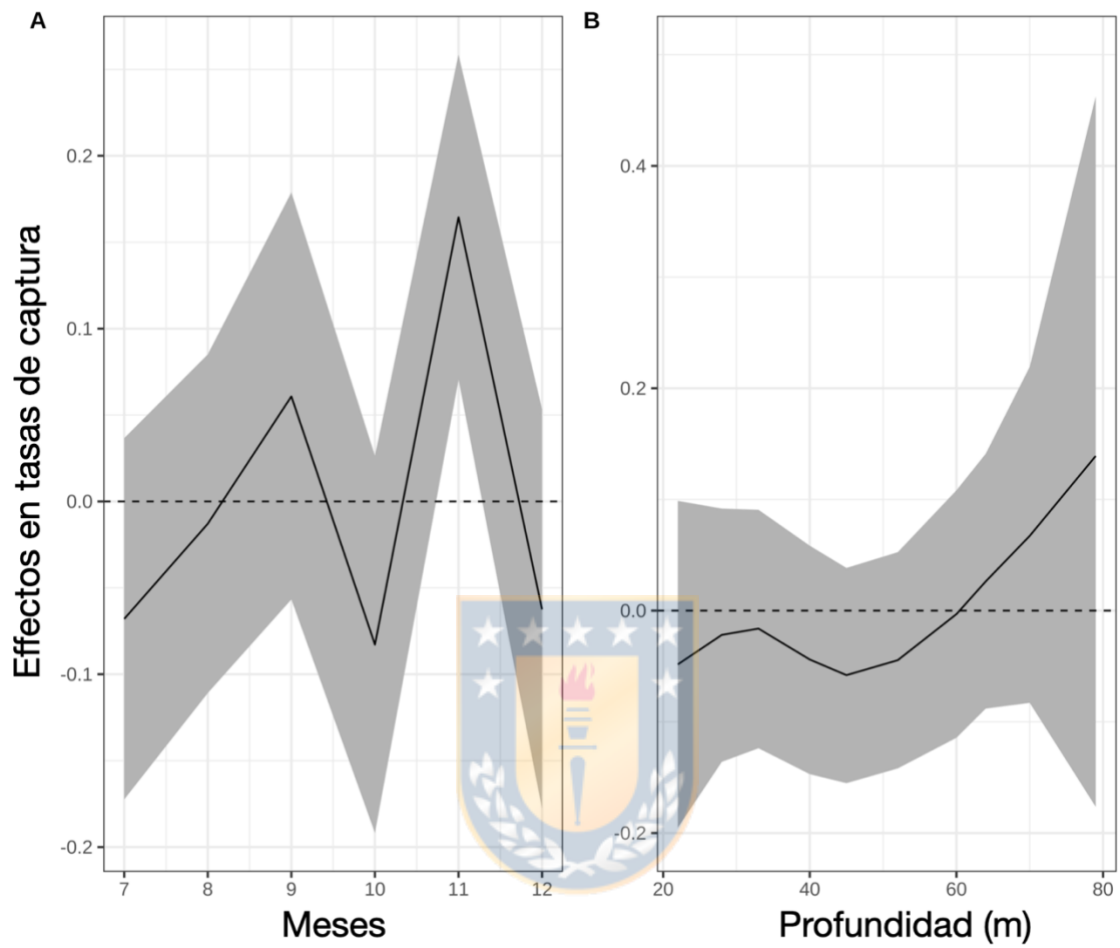
En la zona norte, las tasas de captura tienden a disminuir de julio a noviembre, excepto una recuperación en octubre (**Figura 3A**). En cambio, los efectos de la profundidad del fondo sobre las tasas de captura son menos críticos debido a los intervalos creíbles más amplios alrededor de cero (**Figura 3B**). Sin embargo, en la zona sur, los efectos mensuales sobre las tasas de captura muestran una tendencia al aumento de julio a noviembre y una disminución en octubre (**Figura 4A**). Además, los intervalos de credibilidad para los efectos de profundidad de fondo en el sur son más amplios (**Figura 4B**), y al igual que en la zona norte, los efectos batimétricos no son críticos.

En cuanto a los efectos aleatorios espaciotemporales, en la zona norte, los parámetros para los modelos seleccionados presentan un rango entre 14,3 y 38,4 km para tasas de captura y éxito de pesca, respectivamente (**Tabla 4**). En cambio, en la zona sur, el rango para el éxito de la pesca es de 5,6 km y de 8,2 km para las tasas de captura (**Tabla 4**). Según la desviación estándar marginal, las tasas de captura son más heterogéneas en la zona norte. En cambio, el éxito de pesca es relativamente más homogéneo en la zona norte.



**Figura 3.** Efectos de meses (**A**) y profundidad de fondo (**B**) en el modelo espacio-temporal (Modelo M2y) para las tasas de captura de centolla en la zona norte de la Región de Magallanes.





**Figura 4.** Efectos de los meses (**A**) y la profundidad del fondo (**B**) en el modelo espaciotemporal (Modelo M2y) para las tasas de captura de centolla en la zona sur de la Región de Magallanes.

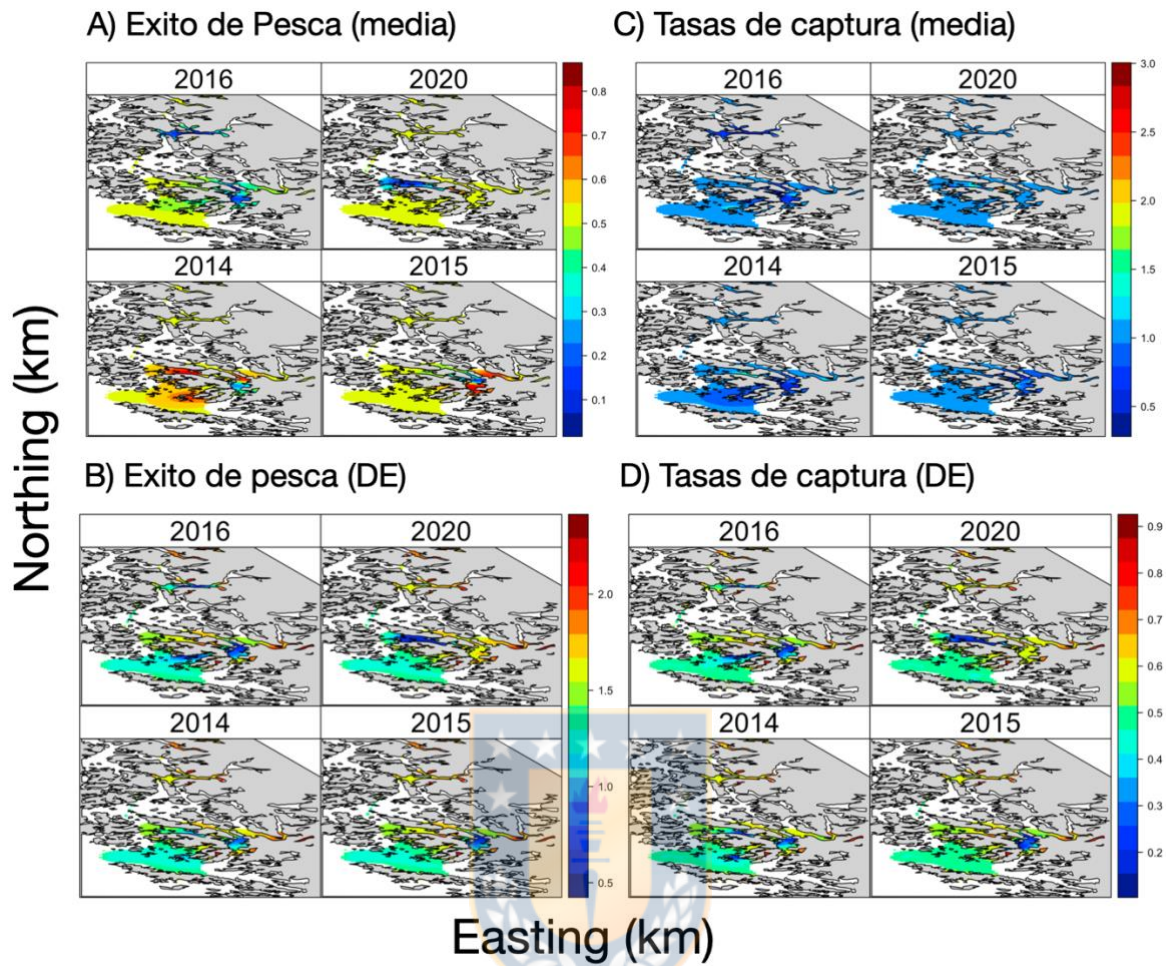
**Tabla 4.** Parámetros evaluados para el mejor modelo espaciotemporal ajustado a los datos de centolla, Región de Magallanes. Entre paréntesis se anota la desviación estándar.

Proceso	Parámetro	Zona norte	Zona sur
Éxito de pesca	Intercepto	3,81 (0,454)	4,14 (0,414)
	$\theta_1$	0,14 (0,213)	0,42 (0,230)
	$\theta_2$	3,65 (0,371)	1,72 (0,381)
	Marginal $\sigma$	1,2	1,5
	Rango $r$ (km)	38,4	5,6
Tasa de captura	Intercepto	2,43 (0,153)	3,37 (0,085)
	Precisión Gamma	1,96 (0,056)	6,03 (0,327)
	Precisión mes	52,1 (35,8)	155,3 (118,8)
	Precisión profundidad	33872,1 (31196)	45670,5 (27840)
	$\theta_1$	-0,54 (0,118)	-1,31 (0,190)
	$\theta_2$	2,65 (0,27)	2,11 (0,34)
	Marginal $\sigma$	0,581	0,269
	Rango (km)	14,3	8,2

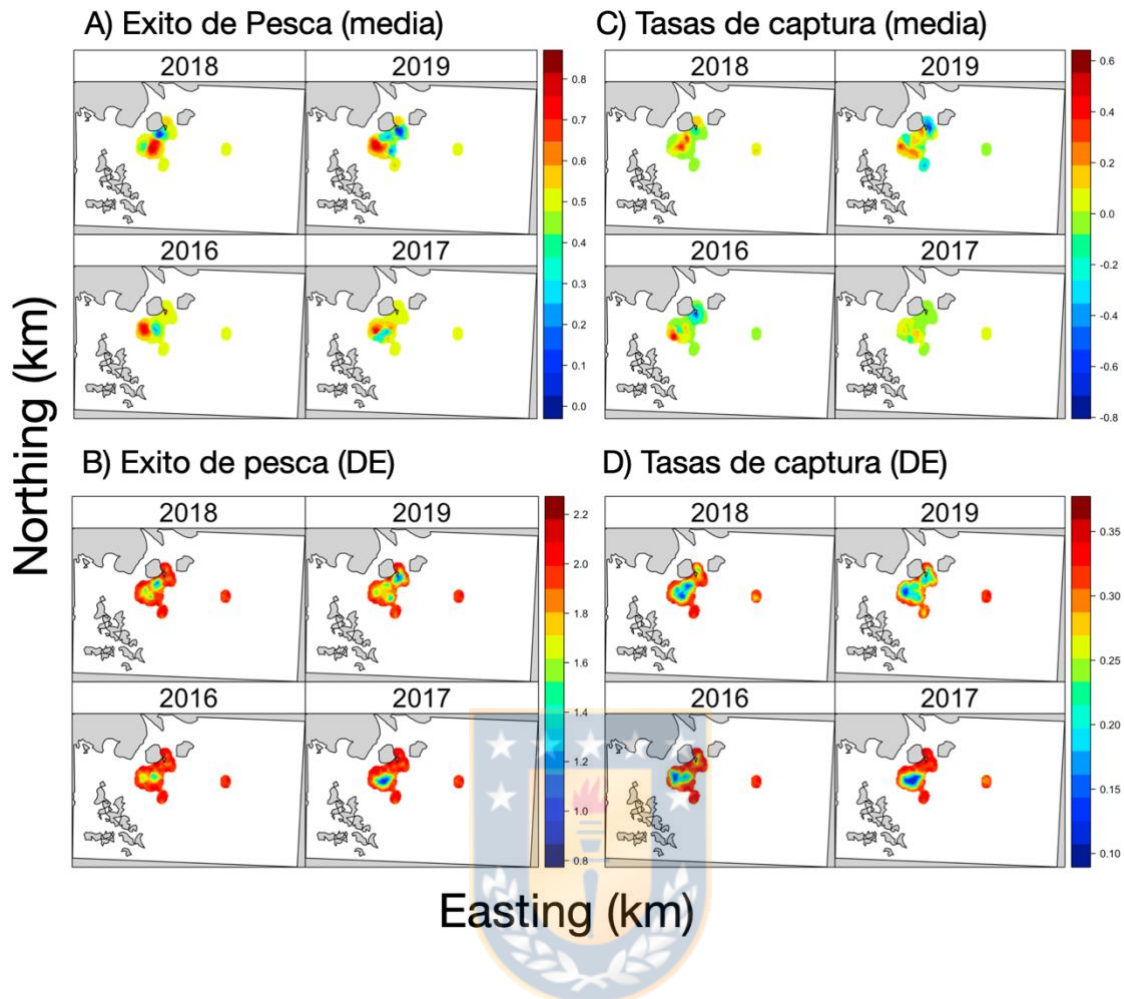
La geografía costera en la zona norte es mucho más compleja que en la zona sur (**Figuras 5 y 6**). En la zona norte, el éxito de pesca y la distribución de la tasa de captura variaron significativamente de 2014 a 2020. En 2014, el mayor éxito de pesca se localizó en el suroeste de la isla Manuel Rodríguez, al sur de las islas Rannell y al oeste de la península Muñoz Gamero. En 2015, el mayor éxito de pesca fue cerca de la península de Muñoz Gamero, disminuyó en la misma área en 2016 y fue promedio para 2020 (**Figura 5A**). Los valores más bajos de desviación

estándar mostrados (colores azules) permiten identificar caladeros más homogéneos al sur de las islas Rannell y al oeste del norte de la península Muñoz Gamero (**Figura 5B**). La mayor heterogeneidad se observa en la proyección hacia el estrecho de Magallanes, al sur de la isla Manuel Rodríguez, y hacia el este y norte del área de estudio (**Figura 5B**). Las tasas de captura de centolla muestran valores elevados localizados (**Figura 5C**), representados por las desviaciones estándar (**Figura 5D**).

En la zona sur, las medias estimadas y la distribución de desviación estándar para el éxito de pesca y las tasas de captura estuvieron cerca del sur de isla Lennox, donde el éxito de pesca y las tasas de captura cambiaron de 2016 a 2019 (**Figura 6**). Pequeñas zonas con bajo éxito de pesca tienden a ocurrir cerca de la costa de la isla Lennox entre 2018 y 2019 (**Figura 6A**), pero con tasas de captura promedio (**Figura 6C**). Los cambios anuales en el éxito de pesca y las tasas de captura se observan mejor en los valores bajos de desviación estándar para los indicadores de pesca (**Figura 6B y 6D**).



**Figura 5.** Estimaciones de la media espaciotemporal y desviación estándar para el éxito de pesca (A, B) y las tasas de captura (C, D) de centolla en la zona Norte, Región de Magallanes. En el éxito de la pesca, la escala es de 0 a 1, y las medias de la tasa de captura están en una escala logarítmica.



**Figura 6.** Estimaciones de la media espaciotemporal y desviación estándar para el éxito de pesca (**A**, **B**) y las tasas de captura (**C**, **D**) de centolla austral en la zona Sur, Región de Magallanes. En el éxito de la pesca, la escala es de 0 a 1, y las medias de la tasa de captura están en una escala logarítmica.

## DISCUSIÓN

Las pesquerías artesanales a menudo operan a lo largo de una geografía costera compleja, donde los mares interiores, las islas y los archipiélagos actúan como barreras físicas. Tal es el caso de la pesquería de centolla en el sur de la Patagonia chilena, con dos puertos de desembarques diferentes (Bozzeda *et al.*, 2019). La zona norte ( $48^{\circ}\text{S}$ - $54^{\circ}\text{S}$ ), cercana a Puerto Natales ( $51^{\circ}43'\text{S}$ - $72^{\circ}30'\text{S}$ ) es la más compleja, con numerosos canales, islas y archipiélagos dentro de los mares interiores. En cambio, la zona sur ( $55^{\circ}$ - $56^{\circ}\text{S}$ ), cercana a Puerto Williams, está relativamente libre de barreras en comparación con la zona norte.

Los resultados proveen de información sobre el patrón espacial del éxito de la pesca y las tasas de captura de la pesquería de centolla, lo que muestra que los lugares de pesca están espacialmente correlacionados y comparten procesos subyacentes similares. De hecho, el campo espacial de las zonas en las que opera la flota pesquera cambia cada año siguiendo una distribución oportunista (Paradinas *et al.*, 2017). Martínez-Minaya *et al.* (2018) señalan que un proceso oportunista es un enfoque adecuado en aquellos casos en que la distribución espacial fluctúa significativamente entre varias unidades de tiempo y de forma asincrónica entre tiempos adyacentes.

Resultados similares encuentran Cosandey-Godin *et al.* (2015) mediante el análisis de modelos espaciotemporales para la pesca incidental en el Ártico canadiense pero asumiendo un modelo espacial estacionario, donde la correlación espacial está libre de barreras físicas. Sin embargo, Cosandey-Godin *et al.* (2015) mostraron que la

captura incidental de tiburones estaba agrupada en el espacio y el tiempo y modulada por la batimetría. Aunque encontramos efectos batimétricos en las tasas de captura de centolla, los “intervalos creíbles” fueron más amplios y probablemente no cruciales. De hecho, solo el patrón espacial subyacente explicaba el éxito de la pesca en las zonas norte y sur en lugar de los meses o la profundidad del fondo. Además, las profundidades del fondo para las operaciones de pesca parecen similares entre las zonas norte (10 a 88 m de profundidad) y sur (18 a 80 m de profundidad). Por lo tanto, los efectos sobre el éxito de la pesca están asociados con la geografía local más que con la batimetría o la temporada.

En ambas zonas, la temporada de pesca abarca al menos cinco meses, de julio a noviembre (a veces hasta la primera semana de diciembre). Las tasas de captura mensuales medias mostraron una tendencia a la baja en el norte pero a un aumento en el sur. Al parecer los pescadores calan las trampas (arte de pesca) en un lugar determinado, y una vez que ese lugar muestra evidencia de bajos rendimientos o agotamiento, cambian a otro lugar, afectando los rendimientos de pesca. Como resultado, surge un patrón espacial interanual cambiante debido al comportamiento del pescador más que al recurso. Este comportamiento podría ser un proceso responsable de la hiperestabilidad que probablemente afecte la suposición de que la captura de los barcos de pesca es proporcional al tamaño de la población (Van Poorten *et al.*, 2016; Ward *et al.*, 2013). La hiperestabilidad es una “ilusión de abundancia” en la que la población se percibe como abundante o estabilizada debido a tasas de captura altas o estables, con importantes consecuencias para la evaluación de la población y la ordenación pesquera (Erisman *et al.*, 2011).

La distribución oportunista del éxito de pesca de centolla y las tasas de captura están relacionadas con la heterogeneidad del hábitat o con los pescadores que se desplazan continuamente a las áreas cada año, evitando áreas agotadas localmente.

El éxito de pesca y las tasas de captura en la zona norte mostraron un rango más alto que en la zona sur, lo que parece estar asociado con el tamaño de las agregaciones de centolla. Interpretamos que las agregaciones de centolla tienden a dispersarse en una amplia extensión a través de muchos canales en el mar interior porque muchas barreras físicas las limitan. En cambio, los caladeros de pesca sin barreras en la zona sur demuestran que las agregaciones de centolla tienden a estar más concentradas (rango más bajo). Además, los lugares de pesca estaban cerca de las islas Lennox y Nueva, con menos viajes a islas más pequeñas al sur de esas islas principales.

La pesquería de centolla es una pesquería con datos limitados, en parte debido al difícil acceso a las áreas de pesca debido a la geografía compleja (Bozzeda *et al.*, 2019). Además, la cobertura limitada de observadores a bordo se debe al costo del seguimiento, al número limitado de observadores científicos y al número limitado de tripulantes necesarios para la seguridad, lo que a veces impide que los observadores se suban a bordo. Además, las embarcaciones permanecen operando en los caladeros durante la temporada de pesca, y solo las embarcaciones de transporte desembarcan capturas retenidas (machos) en los puntos de desembarque. Así, los datos operativos obtenidos en los sitios de desembarque se agregan al viaje, respecto a la localidad de origen, sin la posición



geográfica rigurosa de cada lance (Bozzeda *et al.*, 2019). En consecuencia, aunque los datos aquí analizados se obtuvieron a bordo, son insuficientes para obtener cualquier índice de abundancia relativa. Sin embargo, es fundamental considerar que tanto el éxito de pesca como los rendimientos de centolla no provienen de áreas homogéneas.



## CONCLUSIONES

La pesquería artesanal de centolla (*Lithodes santolla*), opera en la Patagonia chilena, Región de Magallanes, donde la geografía costera es compleja y con puertos de desembarque alejados de las zonas de pesca. Se consideraron dos puertos de desembarques diferentes (Bozzeda *et al.*, 2019). La zona norte (48°S-54°S), cercana a Puerto Natales (51°43'S-72°30'S) posee numerosos canales, islas y archipiélagos dentro de los mares interiores. A diferencia de la zona sur (55°-56°S), cercana a Puerto Williams, la cual está relativamente libre de barreras en comparación con la zona norte.

Los resultados permiten inferir un patrón espacial para el éxito de la pesca y las tasas de captura de la pesquería de centolla, demostrando que los lugares de pesca están espacialmente correlacionados y comparten procesos subyacentes similares. Se concluye que el campo espacial de las zonas en las que opera la flota pesquera cambia cada año siguiendo una distribución oportunista. Es así como los efectos sobre el éxito de la pesca están asociados con la geografía local más que con la batimetría o la temporada, ya que ambos parámetros no resultaron significativos en el modelo.

El éxito de pesca y las tasas de captura en la zona norte mostraron un rango de correlación espacial más alto que en la zona sur, lo que parece estar asociado con el tamaño de las agregaciones de centolla asociados a procesos de dispersión o concentración. Es decir, las agregaciones de centolla tienden a estar más dispersas en la zona norte y más concentradas en la zona sur.

La pesquería de centolla es una pesquería con datos limitados, por lo tanto, si bien los datos aquí analizados se obtuvieron a bordo, son insuficientes para obtener cualquier índice de abundancia relativa.



## REFERENCIAS

Bakka, H., Vanhatalo, J., Illian, J.B., Simpson, D., Rue, H., 2019. Non-stationary gaussian models with physical barriers. *Spatial Statistics* 29, 268–288. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.spasta.2019.01.002>

Bozzeda, F., Marín, S.L., Nahuelhual, L., 2019. An uncertainty-based decision support tool to evaluate the southern king crab (*Lithodes santolla*) fishery in a scarce information context. *Progress in Oceanography* 174, 64–71. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pocean.2018.10.013>

Burch, P., Mayfield, S., Stobart, B., Chick, R.C., McGarvey, R., 2011. Estimating species-specific catch rates in a mixed-species dive fishery. *Journal of Shellfish Research* 30, 425–436.

Cosandey-Godin, A., Krainski, E.T., Worm, B., Flemming, J.M., 2015. Applying Bayesian spatiotemporal models to fisheries bycatch in the canadian arctic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72, 186–197. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0159>

Daza, E., Almonacid, E., Hernández, R., 2021. Seguimiento de pesquerías crustáceas bentónicas, 2021. Recursos: Centolla y centollón, Región de Magallanes y Antártica Chilena (Final Report). Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso.

Erisman, B.E., Allen, L.G., Claisse, J.T., Pondella, D.J., Miller, E.F., Murray, J.H., 2011. The illusion of plenty: Hyperstability masks collapses in two recreational fisheries that target fish spawning aggregations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68, 1705–1716. <https://doi.org/10.1139/f2011-090>

Gómez-Rubio, V., 2020. Bayesian inference with INLA. CRC Press.

Hilborn, R., Walters, C.J., 2013. Quantitative fisheries stock assessment: Choice, dynamics and uncertainty. Springer Science & Business Media.

Kimura, D.K., 1981. Standardized measures of relative abundance based on modelling log (cpue), and their application to pacific ocean perch (*Sebastes alutus*). *ICES Journal of Marine Science* 39, 211–218.

Martínez-Minaya, J., Cameletti, M., Conesa, D., Pennino, M.G., 2018. Species distribution modeling: A statistical review with focus in spatio-temporal issues. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 32, 3227–3244. <https://doi.org/10.1007/s00477-018-1548-7>

Maunder, M.N., Punt, A.E., 2004. Standardizing catch and effort data: A review of recent approaches. *Fisheries Research* 70, 141–159. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.08.002>

Maunder, M.N., Thorson, J.T., Xu, H., Oliveros-Ramos, R., Hoyle, S.D., Tremblay-Boyer, L., Lee, H.H., Kai, M., Chang, S.-K., Kitakado, T., Albertsen, C.M., Minter-Vera, C.V., Lennert-Cody, C.E., Aires-da-Silva, A.M., Piner, K.R., 2020. The need for spatio-temporal modeling to determine catch-per-unit effort based indices of abundance and associated composition data for inclusion in stock assessment models. *Fisheries Research* 229, 105594. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105594>

Molinet, C., Olguín, A., Gebauer, P., Díaz, P.A., Díaz, M., Matamala, T., Mora, P., Paschke, K., 2020. Upswing and expansion of the southern king crab (*Lithodes santolla*) fishery in Northwest Patagonia: Drivers, trends and opportunities for management. *Regional Studies in Marine Science* 34, 101073. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101073>

Otto, R.S., 2014. [History of king crab fisheries with special reference to the north pacific ocean: Development, maturity, and senescence](#), in: Stevens, B.G. (Ed.), *King Crabs of the World: Biology and Fisheries Management* (1st Ed.). CRC Press.

Paradinas, I., Conesa, D., López-Quílez, A., Bellido, J.M., 2017. Spatio-temporal model structures with shared components for semi-continuous species distribution modelling. *Spatial Statistics* 22, 434–450. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.spasta.2017.08.001>

Rue, H., Martino, S., Chopin, N., 2009. Approximate Bayesian inference for latent Gaussian models by using integrated nested Laplace approximations. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B* 71, 319–392.

Sainz, M.F.G., 2018. Biología de la reproducción en la centolla *Lithodes santolla* del canal Beagle: Apareamiento y limitación espermática (PhD thesis). Universidad de Buenos Aires.

Salas, S., Chuenpagdee, R., Seijo, J.C., Charles, A., 2007. Challenges in the assessment and management of small-scale fisheries in latin america and the caribbean. *Fisheries Research* 87, 5–16. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.06.015>

Spiegelhalter, D.J., Best, N.G., Carlin, B.P., Linde, A. van der, 2014. The deviance information criterion: 12 years on. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)* 76, 485–493. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rssb.12062>

Thorson, J.T., 2019. Guidance for decisions using the vector autoregressive spatio-temporal (VAST) package in stock, ecosystem, habitat and climate assessments. *Fisheries Research* 210, 143–161. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.10.013>

Thorson, J.T., Maunder, M.N., Punt, E., 2020. The development of spatio-temporal models of fishery catch-per-unit-effort data to derive indices of relative abundance. *Fisheries Research* 230, 105611. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105611>

Van Poorten, B.T., Walters, C.J., Ward, H.G.M., 2016. Predicting changes in the catchability coefficient through effort sorting as less skilled fishers exit the fishery during stock declines. *Fisheries Research* 183, 379–384. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.06.023>

Venables, W.N., Dichmont, C.M., 2004. GLMs, GAMs and GLMMs: An overview of theory for applications in fisheries research. *Fisheries research* 70, 319–337.

Ward, H.G.M., Askey, P.J., Post, J.R., 2013. A mechanistic understanding of hyperstability in catch per unit effort and density-dependent catchability in a multistock recreational fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70, 1542–1550. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0264>

Wyngaard, J.G., Iorio, M.I., Firpo, C., 2016. [La pesquería de centolla \(\*Lithodes santolla\*\) en la argentina](#), in: Boschi, E.E. (Ed.), *Los Crustáceos de Interés Pesquero y Otras Especies Relevantes En Los Ecosistemas Marinos, El Mar Argentino y Sus Recursos Pesqueros*. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), pp. 229–250.

Xiao, Y., Punt, A.E., Millar, R.B., Quinn, T.J., 2004. Models in fisheries research: GLMs, GAMS and GLMMs. *Fisheries Research* 70, 137–139. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.08.001>

Yañez, A., Ibarra, M., 2022. Status y posibilidades de explotación biológicamente sustentable de las principales pesquerías nacionales 2022: Crustáceos bentónicos (Final Report), Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso.