

**Modelado de sitios de parición y cría del gatuzo (*Mustelus schmitti*), un tiburón de importancia comercial críticamente amenazado, en un contexto de cambio climático**



Tesina de grado para optar por el título de Biólogo

**Alumno:** Pablo E. Santana

**Director:** Dr. Javier Nori

**Codirector:** Dr. Mariano Elisio

Lugar de Trabajo: Centro de Zoología Aplicada, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba.

Tesina de Grado para optar por el título de Biólogo

**Modelado de sitios de parición y cría del Gatuza (*Mustelus schmitti*), un tiburón de importancia comercial críticamente amenazado, en un contexto de cambio climático**

**Alumno/a:** Pablo Ezequiel Santana

**Director/a:** Dr. Javier Nori

**Co-director/a:** Dr. Mariano Elisio

**Tribunal Examinador**

Dr. Gerardo Leynaud

Firma: .....  


Dr. Ricardo Torres

Firma: .....  


Dra. Luciana Torre

Firma: .....  


Calificación: 10

Fecha: 27/07/2023

## Índice

Resumen.....	Pág. 4
Introducción.....	Pág. 5
Objetivos.....	Pág. 8
Materiales y métodos.....	Pág. 8
Resultados.....	Pág. 13
Discusión.....	Pág. 17
Bibliografía.....	Pág. 20

## **Modelado de sitios de parición y cría del gatuzo (*Mustelus schmitti*), un tiburón de importancia comercial críticamente amenazado, en un contexto de cambio climático**

### **Resumen**

Estudiar la distribución de los sitios de parición y cría del gatuzo (*M. schmitti*) y su alteración bajo el efecto del cambio climático es de suma importancia para su conservación. En este trabajo generamos modelos predictivos para delimitar los sitios con condiciones ambientales propicias para la parición y cría de la especie en su distribución, evaluando además posibles cambios a futuro relacionados con los efectos del cambio climático. Para el modelado utilizamos el paquete de R “Wallace”. Los insumos del modelado fueron: 5 variables oceanográficas para 3 periodos, registros de parición de la especie de acuerdo con estudios previamente desarrollados en el INIDEP y su polígono de distribución actual según la IUCN. Los modelos mostraron que no existen otros sitios que reúnan las condiciones aptas de parición y cría observadas en las principales regiones actualmente reconocidas (el Rincón y el Río de la Plata). Además las zonas con mayor aptitud se localizaron principalmente dentro del Rincón entre los 38 y 40° de latitud sur. En las proyecciones futuras, se observó una gran reducción del área apta para la parición y cría de la especie, tanto en sus condiciones mínimas como óptimas. Así mismo, se detectó un sitio de estabilidad donde las condiciones mínimas para la parición y cría serían estables hasta el año 2100. Estos resultados sugieren que los escenarios futuros de cambio climático generarán modificaciones de distribución en parte del hábitat esencial de esta especie, lo cual podría ser importante de considerar en sus estrategias de conservación y manejo.

**Palabras claves:** zonas prioritarias marinas, peces amenazados, sitios de cría, modelado de nicho, cambio climático.

### **Abstract**

Studying the distribution of calving and breeding sites of the gatuzo (*M. schmitti*) and its alteration due to the effect of climate change is extremely important for its conservation. In this work we generate predictive models to delimit the sites with favorable environmental conditions for the birth and breeding of the species in its distribution, also evaluating possible future changes related to the effects of climate change. For modeling we use the R package “Wallace”. The modeling inputs were: 5 oceanographic variables for 3 periods,

birth records of the species according to studies previously developed at INIDEP and its current distribution polygon according to the IUCN. The models showed that there are no other sites that meet the suitable calving and breeding conditions observed in the main currently recognized regions (Rincon and Río de la Plata). In addition, the areas with the greatest aptitude are located mainly within the Rincón between 38 and 40° south latitude. In future projections, a great reduction of the area suitable for the birth and reproduction of the species was observed, both in its minimum and optimal conditions. Likewise, a stability site was detected where the minimum conditions for calving and breeding were stable until the year 2100. These results suggest that future climate change scenarios will generate distribution modifications in part of the essential habitat of this species, which it might be important to consider their conservation and management strategies.

**Keywords:** marine priority areas, threatened fish, breeding sites, niche modeling, climate change.

## **Introducción**

En la actualidad, la condición de los océanos y mares se ve muy afectada por distintos fenómenos relacionados directa o indirectamente con las actividades humanas, donde el cambio climático es uno de los más relevantes (Halpern et al, 2008; Thurstan et al, 2015). Este último, posee un importante efecto sobre variables oceanográficas de gran importancia para el funcionamiento de los ecosistemas marinos como son los patrones de salinidad, la temperatura y las corrientes oceánicas (Du et al., 2019). Dichas variables juegan un rol muy importante sobre las comunidades de peces, afectando desde sus patrones de distribución hasta procesos biológicos como el crecimiento, la reproducción o la mortalidad (Morrissey and Gruber, 1993; Heupel, 2007; Schlaff et al., 2014; Yates et al., 2015; Tunnah et al., 2016).

Resulta esencial contemplar los factores potenciales de cambio en los patrones de distribución (especialmente cuando se trata de áreas reproductivas y/o de cría) entre las medidas de conservación y manejo asociadas a una especie. Esto se debe a que dichos sitios son considerados como zonas sensibles para las poblaciones de muchas especies (Beck et al., 2001), como es el caso de las pertenecientes a los peces cartilaginosos o condriictios (Heupel et al., 2007; Kinney & Simpfendorfer, 2009). Particularmente muchas especies de condriictios presentan un bajo potencial reproductivo y baja capacidad de

resiliencia (E. Cortés, 2000; Stevens et al., 2000), y su crecimiento poblacional es especialmente sensible a la tasa de mortalidad durante las primeras etapas de vida (Frisk et al., 2001). En este sentido, la protección de las áreas de cría en condriktios es comúnmente considerada como una medida de manejo importante para su conservación y/o explotación sostenible (Heupel et al., 2007; Kinney & Simpfendorfer, 2009). Un paso crítico para la protección efectiva de estas áreas es su correcta delimitación espacial. En relación con ello, Heupel et al. (2007) especificó tres aspectos de suma importancia para reconocer y poder delimitar las zonas de cría de condriktios en base a la distribución de neonatos y juveniles < 1 año de cada especie: (1) la densidad en estas áreas es mayor que la densidad media en otras áreas, (2) existe una tendencia a permanecer o regresar durante períodos prolongados, es decir, la fidelidad al sitio es mayor que la fidelidad al sitio promedio para otras áreas y (3) estas regiones se usan repetidamente a lo largo de los años.

El gatuzo (*Mustelus schmitti*) es un tiburón de pequeño tamaño endémico del océano Atlántico Sudoccidental, distribuyéndose desde Río de Janeiro en Brasil (23° S; Menni, 1985; Vooren et al., 2005; Menni et al., 2010) hasta Puerto Deseado en la Patagonia Argentina (47°S; Chiaramonte & Pettovello, 2000; Menni et al., 2010), desde la línea de costa hasta los 200 m de profundidad (Menni et al. 2010). Esta especie, es explotada por pesquerías multi-específicas que operan sobre el conjunto íctico costero del Sur de Brasil, Uruguay y Argentina, representando en este último país, uno de los tiburones más desembarcados (Oddone et al., 2005; Massa et al., 2017). Debido a la elevada explotación a la cual esta especie ha estado sujeta durante las últimas décadas, su abundancia ha disminuido significativamente (Massa et al., 2017). Como consecuencia de esta declinación y de la continua explotación que se ejerce sobre el recurso, la IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), en su lista roja de especies amenazadas, ha categorizado la especie como Críticamente Amenazada (Pollom et al., 2020). En relación con su situación poblacional, esta especie se encuentra actualmente bajo un plan binacional (argentino-uruguayo) de recuperación (Res. 13/2020, CTMFM).

En cuanto a sus características reproductivas, el gatuzo es una especie vivípara que posee un ciclo reproductivo anual con un período de gestación de entre 11 y 12 meses (Menni et al., 1986; Oddone et al., 2005). Las hembras luego de parir, ovulan y vuelven a quedar preñadas inmediatamente, eventos que tienen lugar durante la primavera-verano en relación con el incremento de la temperatura del agua (Elisio et al., 2017, 2019). En relación con su reproducción, los adultos de esta especie modifican su patrón de distribución, lo cual implicaría en parte que realicen movimientos tanto a nivel latitudinal

como de profundidad. Durante la estación cálida (primavera-verano), las mayores densidades de gatuzo están asociadas a la formación de agregaciones reproductivas y se observan en las regiones costeras de Argentina y Uruguay, siendo particularmente importantes los estuarios del Río de La Plata (34-38°S) y El Rincón (38-42°S) (Oddone et al., 2007; Colautti et al., 2010; F. Cortés et al., 2011; Elisio et al., 2017). En tanto, durante la estación fría (otoño-invierno), los adultos de la especie se dispersan, y al menos parte de la población podría desplazarse a mayores profundidades y menores latitudes (sur de Brasil; Oddone et al., 2007; F. Cortés et al., 2011; Massa et al., 2017). Por su parte, los juveniles permanecen durante todo el año en las regiones costeras asociadas con los sitios reproductivos (F. Cortés et al. 2011). En este sentido, los sitios de cría de esta especie parecen estar determinados en gran parte por la selección de hábitat que realizan los adultos para parir y reproducirse durante la estación cálida, donde particularmente los patrones espacio-temporales de temperatura y salinidad dependientes de la profundidad, la descarga de los ríos y los factores climáticos cumplirían un rol clave (F. Cortés et al., 2011; Jaureguizar et al., 2016; De Wysiecki et al., 2017; Elisio et al., 2017; Jaureguizar et al., 2020). Por todo esto, los ecosistemas costeros de baja profundidad y estuarios configuran hábitats esenciales para el gatuzo, brindándole condiciones ambientales propicias para su alimentación, reproducción y cría (Cousseau 1986; Massa 1998; F. Cortés et al. 2011; Belleggia et al., 2012; Elisio et al., 2017; CTMFM, 2018).

Cabe destacar que la gran importancia de estos sitios como hábitat esencial para el ciclo de vida del gatuzo se relaciona directamente con la ocurrencia de condiciones ambientales propicias en función de sus requerimientos fisiológicos, siendo de particular importancia los inherentes al desencadenamiento de la reproducción (Elisio et al, 2019). En este sentido, evaluar y considerar los cambios ambientales mediados por el cambio climático global sería de suma importancia para esta especie, y más aún teniendo en cuenta su estado actual de conservación.

Considerando el preocupante escenario de conservación que la especie enfrenta en la actualidad, la optimización de sus medidas de manejo resulta particularmente necesaria, y un punto importante a considerar en este aspecto serían las modificaciones de distribución en su hábitat esencial en respuesta a los cambios ambientales. En este contexto, los estudios relacionados con el análisis de distribución de hábitat esencial a largo plazo de la especie contribuirá a aportar información de importancia para mejorar el manejo de este recurso pesquero.

En base al marco teórico expuesto, el presente trabajo busca utilizar técnicas de modelado de nicho ecológico para estimar sitios potenciales de parición y cría a lo largo de la distribución conocida de la especie, y evaluar cómo podrían modificarse en respuesta a las modificaciones en las condiciones oceanográficas que ocurrirían en un contexto de cambio climático.

### **Objetivo General**

Generar modelos predictivos que permitan delimitar los sitios de parición y cría del gatuzo (*Mustelus Schmitti*) a lo largo de toda su distribución y evaluar el potencial efecto del cambio climático sobre los mismos.

### **Objetivos específicos**

1. Caracterizar qué regiones costeras, dentro de los límites de distribución del gatuzo, reúnen las condiciones oceanográficas aptas para la parición y cría de la especie.
2. Determinar cambios potenciales en la localización de sitios oceanográficamente aptos para la parición y cría para el gatuzo en función de los escenarios de cambio climático propuestos.

### **Materiales y Métodos**

#### **Área de estudio**

El área estudiada fue la registrada como la distribución del gatuzo (*Mustelus schmitti*), la cual se ubica en el océano Atlántico Sudoccidental, abarcando desde los 23° Sur en Río de Janeiro, Brasil (Menni, 1985; Vooren et al., 2005; Menni et al., 2010) hasta los 47° Sur en Puerto Deseado en la Patagonia Argentina (Chiaramonte & Pettovello, 2000; Menni et al., 2010), con una profundidad de 200m aproximadamente (Menni et al. 2010).





Figura 1: Mapa de distribución del gatufo, de acuerdo con lo establecido en la SSC de la IUCN 2018. *Mustelus schmitti*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN. Versión 2022-1.

### Obtención de Datos

#### *Ocurrencia del gatufo*

La distribución general de la especie, utilizada para determinar el área accesible para la misma (M; sensu Soberon y Peterson 2005), y posteriormente utilizada para la calibración y proyección de los modelos de distribución potencial se obtuvo de la página web de IUCN (IUCN et al. 2022). Dicha información corresponde a un polígono de distribución generado por expertos, y si bien no representa una distribución precisa en muchos casos (Nori et al. 2023), resulta de suma utilidad para la determinación de nuestra zona de interés en este estudio.

#### *Datos de ocurrencia de eventos de parición*

Los sitios de ocurrencia de parición (evento considerado determinante en la delimitación del área de cría) de la especie se establecieron en base a lo previamente reportado por Elisio et al., (2017), analizando información obtenida durante las campañas primaverales

de investigación realizadas por el Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) entre los años 2003 y 2013, en la región comprendida entre los 34 y los 42° de latitud sur a menos de 50 m de profundidad (para ver detalles de las campañas véase por ej. Elisio et al., 2017, Jaureguizar et al., 2020). Un total de 31 sitios donde se registraron evidencias del evento de parición fueron considerados para el presente estudio (Figura 2).



Figura 2: Mapa que muestra los sitios que registraron evidencia del evento de parición (puntos negros) y la distribución total del gatuzo (línea punteada).

#### *Datos Climático-Oceanográficos en condiciones presentes y escenarios futuros*

Los datos climático-oceanográficos se obtuvieron de la web Bio-ORACLE (<https://www.bio-oracle.org/>; Tyberghein et al., 2012; Assis et al., 2018), el cual brinda información global precisa y libre mediante un conjunto de rásteres que proporcionan datos geofísicos, bióticos y ambientales para los ambientes marinos bentónicos y de superficie. Los datos brindados poseen una resolución espacial de 5 arcmin y están disponibles a escala global. Se seleccionaron variables para la actualidad (calibradas entre 2000-2014), así como también escenarios propuestos para el año 2050 y el 2100. Los escenarios futuros fueron seleccionados considerando una ruta de concentración representativa en un nivel de 60 (RCP 60). Entre las hipótesis disponibles, los escenarios seleccionados (RCP

60 para 2050 y 2100) representan un escenario intermedio a elevado, el cual se condice relativamente bien al panorama actual (IPBES et al. 2019).

Entre las variables climático-oceanográficas disponibles, se seleccionaron aquellas variables que serían relevantes desde una perspectiva ecofisiológica para determinar la ocurrencia de la parición y la distribución de los neonatos, de acuerdo con la información disponible tanto para el gatuzo (Massa, 1998; E. Cortés, 2012; Jaureguizar et al., 2016), como para otras especies de condrictios (Heupel, 2007; Schlaff et al., 2014; Yates et al., 2015; Tunnah et al., 2016). Las variables seleccionadas a priori fueron: (1) Velocidad de la corriente máxima; (2) velocidad de la corriente media; (3) velocidad de la corriente mínima, (4) rango de la velocidad de la corriente; (5) salinidad max; (6) salinidad media; (7) salinidad min; (8) rango de salinidad; (9) temperatura max; (10) temperatura media; (11) temperatura min; (12) rango de temperatura.

Sobre el total de variables seleccionadas, se realizó un análisis de correlación a fin de seleccionar un sub-set de las mismas con una colinealidad menor a 0.75. Para ello se realizó un análisis de correlación de Pearson entre los raster, utilizando el paquete “raster” del programa R. Posteriormente, en función de la opinión de expertos se seleccionó un subset de variables con una correlación menor a <0.75.

### Análisis de Datos

*Modelación de los sitios de cría:* La determinación de los sitios con condiciones adecuadas para la cría se realizó utilizando técnicas de modelado de nicho ecológico. Dichas técnicas permiten correlacionar información geográfica de una entidad biológica de interés (en este caso ocurrencia de parición del gatuzo) con otras variables de interés. El primer paso del modelado consiste en la calibración del modelo mediante la caracterización de las condiciones adecuadas para dicha entidad biológica, o en este caso para que dicho evento tenga lugar. Posteriormente se realiza la proyección de los modelos que consiste en mapear dichas condiciones en espacio y tiempo (Peterson et al., 2011), en la zona y momento de relevancia. Como se mencionó, utilizamos como espacio relevante, el polígono de distribución de la especie, considerando además un área buffer de 10 km lineales alrededor del mismo. Esto lo hicimos fundamentalmente considerando la posibilidad de no limitar las proyecciones temporales de los modelos solo a la distribución estimada por los expertos. Además, aplicamos un filtro a aquellos puntos de parición que se encontraban a menos de 5km de distancia, para de esta manera reducir el sesgo por muestreo y la autocorrelación

espacial. La proyección de los modelos se realizó tanto a las variables en condiciones actuales, como a las de los horizontes de tiempo hipotéticos mencionados anteriormente.

Los modelos fueron calibrados, proyectados y evaluados a través WALLACE (Kass et al., 2017). Este paquete permite implementar MAXENT (Phillips et al., 2006), - uno de los algoritmos de modelado más utilizados y robustos -, de manera flexible y eficiente, considerando y comparando numerosas combinaciones relevantes en relación a la posible configuración del algoritmo. MaxEnt utiliza los registros de presencia de las especies, junto a un muestreo aleatorio del entorno (datos oceanográficos provenientes de 10000 sitios aleatorios en este caso) para realizar análisis correlativos con las variables de interés (en formato de ráster), y así generar un modelo tendiente a predecir la adecuabilidad para la especie. Entonces, las presencias representan muestras del nicho realizado de la especie y las dimensiones ambientales consideradas son representaciones del nicho ecológico fundamental. El método asigna un valor de probabilidad del espacio geográfico en función de esa descripción y, entonces, las áreas proyectadas permiten estimar su distribución potencial (Elith et al., 2010; Anderson et al., 2011).

Para la división de datos necesaria para evaluar los modelos, se utilizó una partición espacial de validación cruzada de “k” interacciones (aquí  $k=4$ ), este método obliga al modelo a predecir en regiones distantes de las que se usaron para entrenar el modelo. Además, el utilizar MAXENT desde Wallace, nos permitió realizar y comparar modelos con diferentes complejidades (lineales, cuadráticos, productos y bisagra), con distintos índices de regularización, y poder seleccionarlos a través del Criterio de Información de Akaike o AIC (ver detalles en Warren, 2011).

La performance de los modelos fue medida a partir del cálculo del AUC/ROC (Phillips et al. 2006). Este valor varía desde 0 a 1, indicando en el segundo si el modelo es muy predictivo y discrimina casi a la perfección.

Una vez generados los modelos se utilizó un sistema de información geográfica (QGis) para explorar aquellos sitios con condiciones adecuadas para la reproducción de la especie y además cuantificar el tamaño de las áreas de los sitios que posean los requerimientos mínimos y óptimos para que se pueda lograr la parición. Para obtener dichas áreas, se seleccionaron dos umbrales diferentes, el primero representa las condiciones oceanográficas aptas mínimas para la parición de la especie. La restante representa las condiciones óptimas para ello. Ambos umbrales se seleccionaron en función del porcentaje de registros predichos correctamente por los modelos, o dicho de otra forma, en función de los errores de omisión del modelo. Para la determinación del primero (requerimientos

mínimos) se utilizó un umbral seleccionado a partir de un error de omisión del 5%. En tanto, para la determinación de las zonas con condiciones óptimas se utilizó un error de omisión del 50%, esto representaría las zonas con mejores condiciones dentro de las cuales se concentra el 50% de los registros de parición utilizados para generar el modelo.

## **Resultados**

Como resultado del análisis de correlación de Pearson (Tabla 1), y mediante la opinión de expertos, las variables seleccionadas con una colinealidad menor a 0.75 fueron (1) rango de temperatura, (2) temperatura media, (3) salinidad mínima, (4) velocidad de la corriente mínima y (5) velocidad de la corriente máxima.

	pearson.correlation	pearson.c	pearson.c	pearson.c	pearson.c	pearson.c	pearson.c	pearson.c	pearson.c	pearson.c	pearson.c	pearson.c	pearson.c	mean
currentvelocity_max	1	0.976713	0.61868	0.986494	0.433546	0.290967	0.143581	0.194493	0.490766	0.511361	0.478326	0.258799	0.125927	
currentvelocity_mean	0.976713078	1	0.725672	0.938211	0.407491	0.255382	0.098357	0.240628	0.498643	0.518999	0.477556	0.271633	0.065547	
currentvelocity_min	0.618679905	0.725672	1	0.481637	0.288692	0.196713	0.094016	0.132027	0.316275	0.332178	0.304718	0.170422	0.014085	
currentvelocity_range	0.986493812	0.938211	0.481637	1	0.423424	0.283556	0.140561	0.189427	0.4815	0.501158	0.470034	0.253155	0.111842	
salinidad_max	0.433545993	0.407491	0.288692	0.423424	1	0.917324	0.794844	-0.28402	0.404658	0.565616	0.716611	-0.11766	34.35103	
salinidad_mean	0.290967326	0.255382	0.196713	0.283556	0.917324	1	0.964206	-0.63198	0.130943	0.297449	0.509796	-0.32361	33.94557	
salinidad_min	0.143581224	0.098357	0.094016	0.140561	0.794844	0.964206	1	-0.80758	-0.06369	0.09145	0.326759	-0.43309	33.53098	
salinidad_range	0.194493252	0.240628	0.132027	0.189427	-0.28402	-0.63198	-0.80758	1	0.493929	0.405223	0.180168	0.569973	0.820048	
temperatura_max	0.490765674	0.498643	0.316275	0.4815	0.404658	0.130943	-0.06369	0.493929	1	0.955756	0.761661	0.746173	15.68577	
temperatura_mean	0.511360887	0.518999	0.332178	0.501158	0.565616	0.297449	0.09145	0.405223	0.955756	1	0.909134	0.527017	11.95714	
temperatura_min	0.478326335	0.477556	0.304718	0.470034	0.716611	0.509796	0.326759	0.180168	0.761661	0.909134	1	0.13694	8.596927	
temperatura_range	0.258799237	0.271633	0.170422	0.253155	-0.11766	-0.32361	-0.43309	0.569973	0.746173	0.527017	0.13694	1	7.088846	

Tabla 1: Correlación de Pearson entre las distintas variables preseleccionadas.

## **Modelado de nicho**

### *Selección de modelos y performance de los mismos*

En total se generaron 20 modelos (producto de las diferentes combinaciones entre las *features* y los índices de regularización seleccionados *a priori*) los mismos mostraron un desempeño general de entre 0.869 a 0.966 (AUC). El modelo con la mejor performance seleccionado a partir del índice de parsimonia resultó ser el realizado con las *features* *LQHP* (lineal, cuadrático, bisagra, producto) e índice de regularización de 1.5. El desempeño de este modelo medido a partir del área bajo curva ROC fue muy óptimo (ROC=0.908).

Considerando los requerimientos ambientales mínimos (umbral seleccionado de 5%), el modelo predijo para la actualidad un área con potencial para la parición y cría de la especie

de  $117.465 \text{ km}^2$ . Dicha área abarca las zonas costeras de Argentina, Uruguay y Brasil desde los  $31$  hasta los  $41^\circ$  latitud sur. Asimismo, cuando se considera el subconjunto del modelo que determinó sólo los requerimientos ambientales óptimos (omisión del 50%), el área de parición y cría modelada se redujo a una superficie de  $15.031,8 \text{ km}^2$  distribuida entre los  $36$  grados hasta los  $37$  grados latitud sur y entre los  $38$  grados latitud hasta los  $40$  grados, (Figura 3).

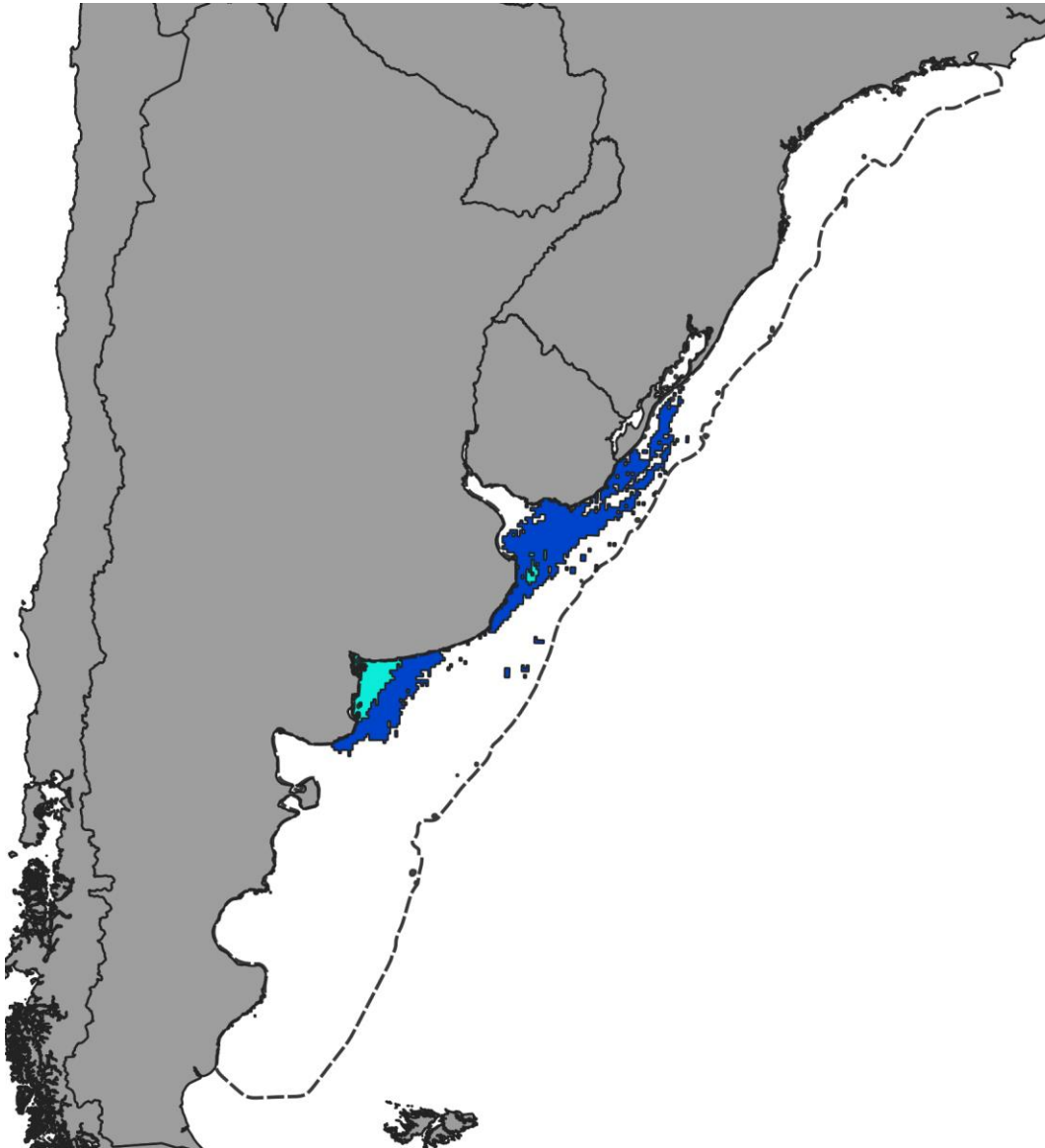


Figura 3: Distribución de las áreas de parición y cría del gatuzo (*M. schmitti*) modelada para el presente de acuerdo con los requerimientos ambientales mínimos (umbral de omisión del 5%, en color azul) y óptimos (umbral de omisión del 50%, en color celeste).

Las proyecciones de los modelos a condiciones futuras y considerando los requerimientos ambientales mínimos predicen una reducción de la superficie con aptitud para la cría de la

especie, quedando con un área de  $115.708 \text{ km}^2$  para el futuro próximo (reducción del 1,5%) y  $46.534,4 \text{ km}^2$  para el futuro lejano (reducción del 60%). Las mismas se distribuyen desde los  $31$  hasta los  $41^\circ$  latitud sur para las proyecciones a 2050 (futuro próximo) y en dos sectores para las proyecciones a 2100 (futuro lejano), entre los  $35$  y los  $36^\circ$  y los  $39$  y  $41^\circ$  latitud sur (Figura 4), los cuales corresponden a las zonas estables, es decir los sitios con condiciones favorables para la parición y cría tanto en el presente como en el futuro.

También se observó una reducción en la superficie de las zonas de mayor aptitud establecidas a partir del umbral de omisión del 50%, las cuales en el presente poseen una superficie de  $15.031,8 \text{ km}^2$  acabando con una superficie de  $8.678,97 \text{ km}^2$  (reducción del 42%) para el periodo 2040-50 y con  $6.169,89 \text{ km}^2$  (reducción del 59%) para el 2090-2100, ubicadas principalmente en aguas costeras que conforman El Rincón, entre los  $39-40^\circ 24'$  para el futuro próximo y entre los  $39^\circ-40^\circ 09'$  para el lejano (Figura 5).

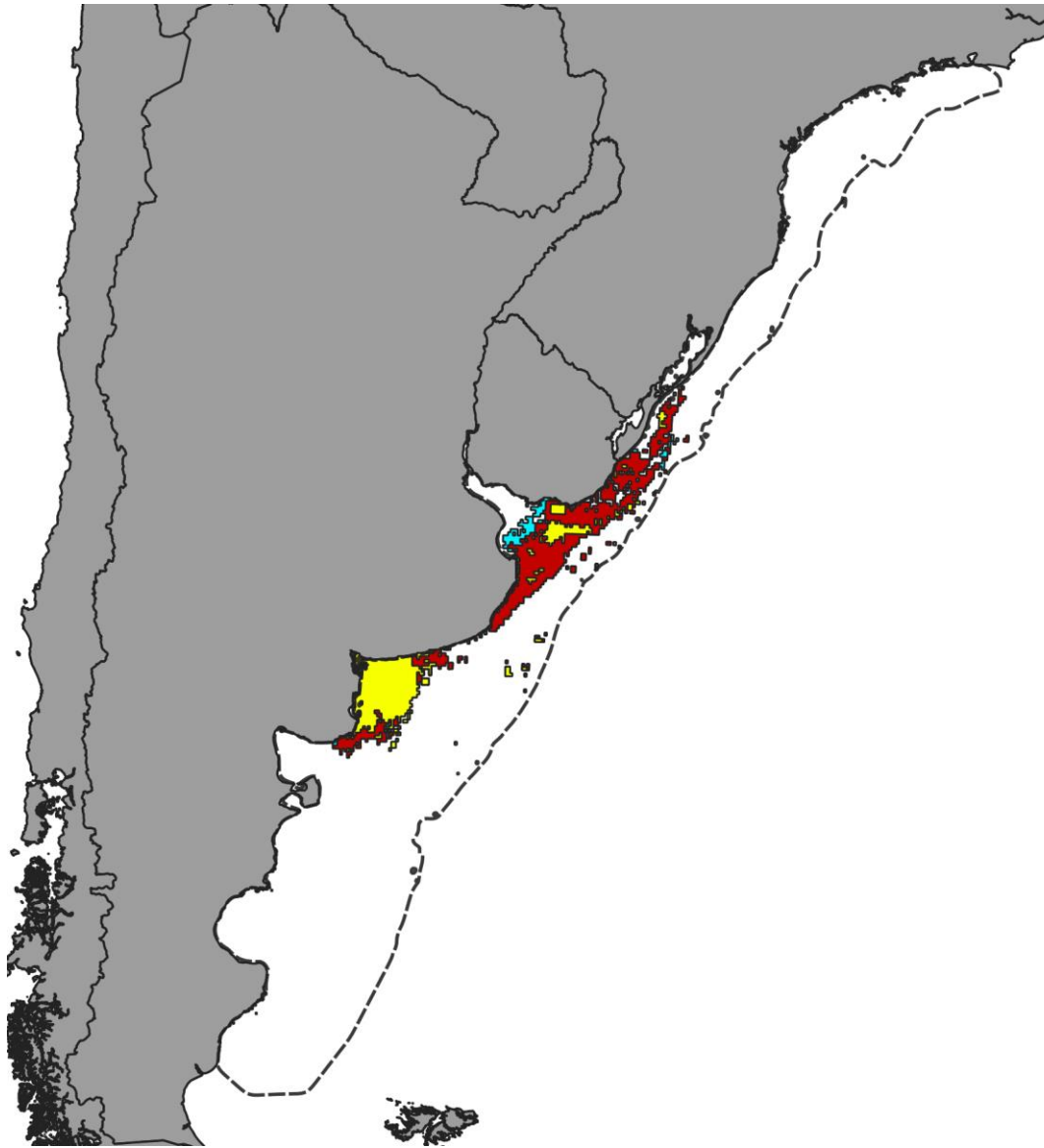


Figura 4: Distribución de las áreas de parición y cría del gatuzo modelada de acuerdo con los requerimientos ambientales mínimos (umbral de omisión del 5%). El color celeste muestra la distribución modelada para el presente, pero no para los escenarios futuros (zonas de retracción). El rojo muestra los sitios donde se espera que las condiciones existan tanto para el presente como para el futuro próximo (2050), en tanto las zonas amarillas representan las áreas de estabilidad a 2100, en las cuales se esperan que las condiciones continúen siendo favorables en ambos escenarios futuros.



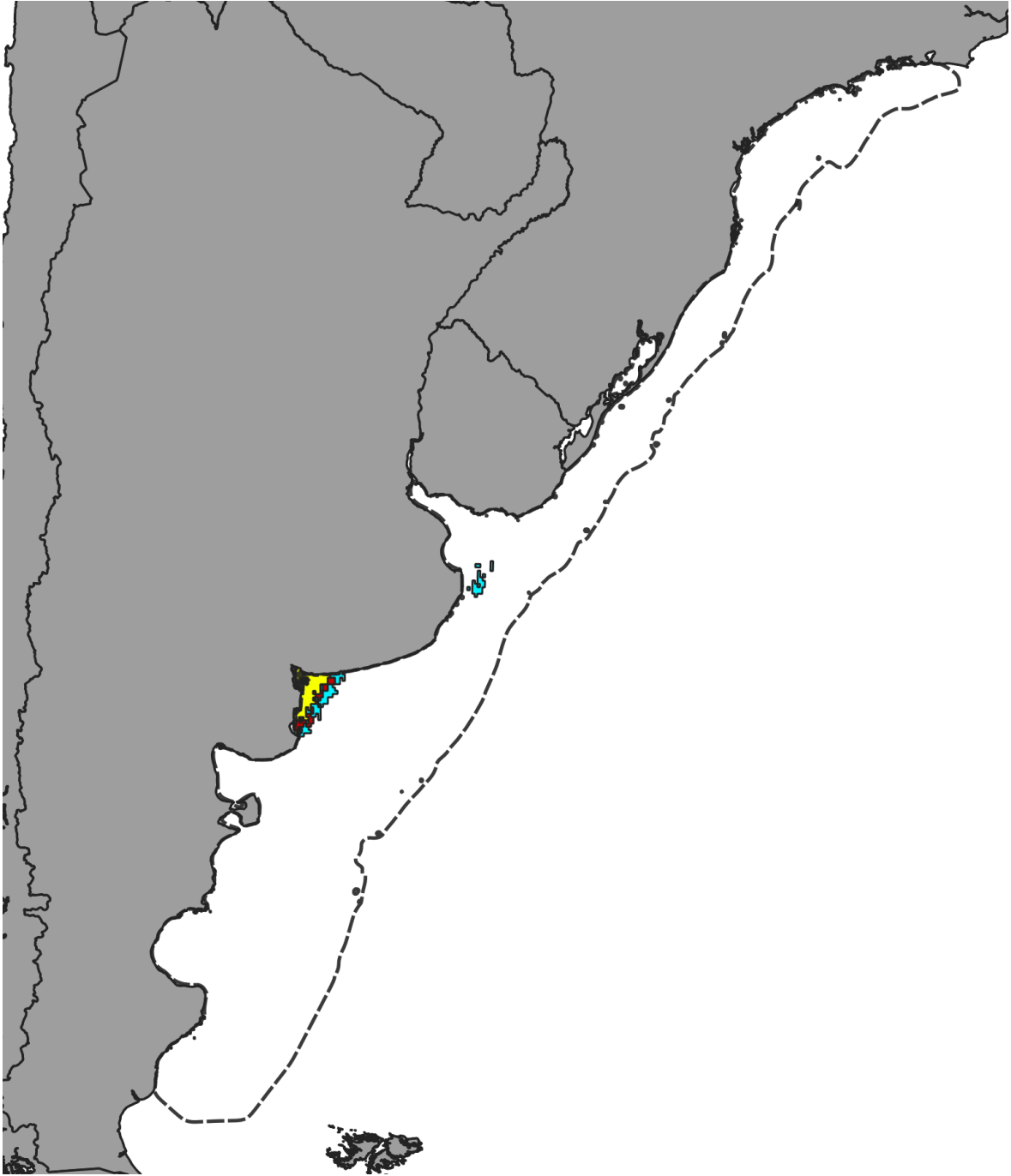


Figura 5: Distribución de las áreas de parición y cría del gatuzo modeladas según condiciones ambientales óptimas (umbral de omisión del 50%). El color celeste muestra las mejores condiciones encontradas sólo en el presente. El rojo muestra los sitios donde se espera que se encuentren las mejores condiciones tanto para el presente como para el futuro próximo (2050), en tanto las zonas amarillas representan las áreas en las cuales se espera que las condiciones óptimas continúen existiendo en ambos escenarios futuros (2050 y 2100).

## **Discusión**

En esta tesina se determinaron las condiciones climático-oceanográficas asociadas a los sitios de parición (y cría) del gatuzo (*M. schmitti*) y posteriormente se modeló el área total en donde se manifiestan dichas condiciones a lo largo del rango geográfico completo de distribución de la especie. Asimismo, se evaluaron los potenciales cambios en la configuración espacial de dichas condiciones en respuesta al efecto del cambio climático global considerando horizontes temporales de aproximadamente 30 (año 2050) y 80 (año 2100) años.

Para la realización de modelados de nicho ecológico, se deben tener en cuenta los factores que determinan la distribución de la especie en estudio (Soberón et al., 2017). Es sabido que factores bióticos, como la depredación, competencia o disponibilidad de alimento son aspectos esenciales que influyen el uso del espacio de diversas especies, y en este sentido somos conscientes de que estos factores no considerados podrían condicionar la distribución real de la especie, y por ende sesgar particularmente nuestros resultados (Stephenson et al. 2022). Sin embargo, tanto las regiones accesibles para una especie en un periodo de tiempo relevante (M, sensu Soberon y Peterson 2005) como las condiciones abióticas (A) también son importantes condicionantes de la distribución de especies y permiten generar estimaciones aceptables de sus distribuciones (Peterson et al. 2011). Además, se ha reportado que las condiciones abióticas como la temperatura, salinidad del agua y velocidad de la corriente resultan particularmente importantes en relación con la distribución y movimientos de elasmobranquios (Bernal et al., 2012; Schlaff et al., 2014). Las variables rescatadas por nuestros modelos para la caracterización de las condiciones y determinación de los sitios de cría para el gatuzo, particularmente la temperatura y la salinidad, han sido demostradas como factores importantes para la distribución de esta especie (F. Cortés et al., 2011; Jaureguizar et al., 2016; De Wysiecki et al., 2017; Elisio et al., 2017; Jaureguizar et al., 2020). Además, las variables explicativas de nuestros modelos coinciden con las obtenidas por Rodríguez Burgos (2020), en donde también se estudia a un elasmobranquio costero (*Sphyrna lewini*), por lo que se sugiere que podría existir una importante señal filogenética en relación al uso del ambiente por parte del grupo. Además, estas variables no son sólo importantes para la caracterización de la distribución del gatuzo, también influyen fuertemente aspectos fisiológicos claves en torno a su reproducción (Elisio et al., 2019; Du et al., 2019). La información empírica que vincula la ecología espacial con la fisiología de la especie es aún escasa, no obstante, existen evidencias que indican que en elasmobranquios existen determinados aspectos de la

fisiología que resultan el principal mecanismo en torno al movimiento y uso del espacio (Tunnah et al., 2016).

Los resultados de los modelos desarrollados en este estudio indican que las áreas en donde se manifiestan las condiciones mínimas asociadas con la parición y cría del gatuzo son acotadas, y que a lo largo de su rango total de distribución no se extenderían más allá de las actualmente reconocidas como más importantes. En este sentido, nuestros resultados coinciden con diversos estudios que indican que las regiones costeras de El Rincón y el Río de la Plata configuran las áreas de reproducción y cría del gatuzo (Oddone et al., 2007; Colautti et al., 2010; F. Cortés et al., 2011; Elisio et al., 2017). El hecho de que en este trabajo no se hayan detectado nuevos sitios que cumplan con los requerimientos oceanográficos mínimos para esta fase del ciclo de vida de la especie, resalta el gran valor en términos económicos y de conservación que poseen los sitios anteriormente mencionados. Esto refuerza la ya conocida necesidad de considerar prioritarias dichas áreas para el manejo y explotación sostenible de este recurso pesquero (Massa et al., 2004; Colautti et al., 2010 ; Massa et al., 2017; Res. 13/2020, CTMFM). De hecho, una de las principales medidas de manejo que actualmente rige en nuestro país para la protección de ésta y otras especies de condrictios (y también peces óseos) es el establecimiento de vedas temporales en parte de estas áreas (véase Colonello et al., 2014).

Cabe destacar que, según los hallazgos de este trabajo, la zona costera de El Rincón resultó en términos de superficie significativamente más importante que el resto en relación con las condiciones ambientales asociadas con la parición y cría de gatuzo. No obstante, aquí se utilizaron como variables oceanográficas rasters que contemplan valores promedios obtenidos en un lapso de catorce años (2000-2014), sin considerar la importante variabilidad interanual de estas variables en torno a los parámetros poblaciones de la especie (E. Cortés et al., 2012). En este sentido se sugiere que resultaría efectivo utilizar datos anuales y realizar calibraciones temporales de los modelos, así como también, realizar modelos con variables mensuales que puedan considerar la variación interanual.

En relación con las proyecciones modeladas a futuro, los resultados del presente trabajo indican que el efecto del cambio climático podría reducir sustancialmente el área en el que se presentan las condiciones oceanográficas asociadas actualmente con la parición y cría de la especie. El resultado más relevante en este aspecto fue observado para la región del Río de La Plata, donde se proyecta una reducción del área asociada con las condiciones ambientales mínimas de parición y cría de la especie de aproximadamente 86%, quedando limitada a una pequeña porción costera ubicada entre los 35 y los 36° latitud sur. Por su

parte, la zona de El Rincón mantendría en gran parte las condiciones oceanográficas mínimas para la parición y cría del gatufo. Esto puede deberse a la mayor estabilidad relativa que presentan los regímenes oceanográficos de el Rincón en comparación con los del Río de la Plata donde particularmente los patrones de salinidad son muy variables y sensibles a distintos factores de cambio y variabilidad climática (Lucas et al., 2011). Cabe destacar que las zonas “de estabilidad”, las cuales mantendrían el potencial para la parición y cría de la especie a largo plazo, cumplirían un rol clave a largo plazo en relación con las áreas prioritarias a considerar para la conservación de este importante recurso críticamente amenazado.

Al ser un recurso pesquero importante, la principal amenaza antrópica directa sobre el gatufo es la pesca. En este sentido, y a pesar de que se considere que la especie sea capaz de soportar una pesquería bajo medidas de manejo adecuadas (Massa et al., 2004; F. Cortés 2007), su explotación durante las últimas décadas generó una disminución significativa en su abundancia y en las tallas de capturas (Villwock de Miranda & Vooren, 2003; Defeo et al., 2009; CTMF, 2018; Res. 13/2020, CTMFM), generando además una caída relativa de su potencial reproductivo y capacidad de resiliencia (Elisio et al., 2021). Como consecuencia de esto, la especie pasó a ser considerada en peligro crítico según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) (Pollom et al., 2020). A la delicada situación actual de la especie, debemos sumarle el efecto potencial que el cambio climático podría tener sobre la configuración de sus hábitats esenciales, cómo lo son sus áreas de parición y cría. Considerando esto último, y en base a los resultados obtenidos en el presente estudio, se destaca la importancia de realizar un monitoreo periódico y continuo, concentrado en las áreas de cría actualmente reconocidas para evaluar su evolución en función de los cambios ambientales generados por los distintos fenómenos de cambio y variabilidad climática. Esta información podría ser clave para optimizar las medidas de manejo actuales, posibilitando que las mismas puedan ser dinámicas en función de las respuestas poblacionales a un ambiente variable. En este sentido, el esfuerzo conjunto de los tomadores de decisiones, explotadores del recurso y la academia resultan indispensables para propiciar la recuperación y manejo sostenible de esta especie.

## **Bibliografía**

ANDERSON, R. H. & I. GONZALEZ. 2011. Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: An implementation with

- Maxent. *Ecological Modelling*, 222(15): 2796-2811.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.04.011>
- ASSIS, J., L. TYBERGHEIN, S. BOSCH, H. VERBRUGGEN, E. A. SERRÃO & O. DE CLERCK. 2018. Bio-ORACLE v2. 0: Extending marine data layers for bioclimatic modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 27(3): 277-284.
- BECK, M. W., K. L. HECK, K. W. ABLE, D. L. CHILDERS, D. B. EGGLESTON, B. M. GILLANDERS, B. S. HALPERN, C. J. HAYS, K. HOSHINO, T. J. MINELLO, R. J. ORTH, P. J. SHERIDAN & M. I. WEINSTEIN. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* 51:633–641
- BELLEGGIA, M., D. G. FIGUEROA, F. SÁNCHEZ & C. S. BREMEC. 2012. The feeding ecology of *Mustelus schmitti* in the southwestern Atlantic: geographic variations and dietary shifts. *Environmental Biology of Fishes*.  
<https://doi.org/10.1007/s10641-011-9874-3>
- BERNAL, D., J. K. CARLSON, K. J. GOLDMAN & C. G. LOWE. 2012. Energetics, metabolism, and endothermy in sharks and rays. En: J. C. CARRIER, MUSICK J. A. & HEITHAUS M. R, *Biology of sharks and their relatives*, pp. 211, 237. Second Edition. Taylor & Francis.
- CHIARAMONTE, G. E & A. D. PETTOVELLO. 2000. The biology of *Mustelus schmitti* in southern Patagonia, Argentina. *Journal of Fish Biology*, 57(4): 930–942.  
<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2000.tb02202.x>
- COLAUTTI, D., C. BAIGUN, A. LOPEZ CAZORLA, F. LLOMPART, J.M. MOLINA, P. SUQUELE & S. CALVO. 2010. Population biology and fishery characteristics of the smooth-hound *Mustelus schmitti* in Anegada Bay, Argentina. *Fisheries Research*, 106(3): 351-357. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.09.004>
- COLONELLO J. H., F. CORTÉS & A. M. MASSA. 2014. Species richness and reproductive modes of chondrichthyans in relation to temperature and fishing effort in the Southwestern Atlantic Shelf (34–54 S). *Fisheries research*, 160: 8-17.
- CORTÉS, E. 2000. Life History Patterns and Correlations in Sharks. *Reviews in Fisheries Science*, 8(4): 299-344. <https://doi.org/10.1080/10408340308951115>
- CORTÉS, E. 2012. *Hábitats esenciales de condriictios (Chondrichthyes) costeros, y su relación con los procesos oceanográficos*. Tesis doctoral, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina.

- CORTÉS, F. 2007. *Sustentabilidad de la explotación del gatuzo, Mustelus schmitti, en el ecosistema costero bonaerense (34-42°S)*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. Argentina. 37 pp.
- CORTÉS, F., A. J. JAUREGUIZAR, R. C. MENNI & R.F. GUERRERO. 2011. Ontogenetic habitat preferences of the narrownose smooth-hound shark, *Mustelus schmitti*, in two Southwestern Atlantic coastal areas. *Hydrobiologia*, 661(1): 445-456. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0559-2>
- COUSSEAU, B. 1986. Estudios biológicos sobre peces costeros con datos de dos campañas de investigación realizadas en 1981. VI. El gatuzo (*Mustelus schmitti*). *Publicaciones de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo*, 1: 60-65.
- CTMFM. 2018. *Plan de Acción Regional para la conservación y pesca sustentable de los condrictios del área del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo*. ctmfm, Publ. Ocas., 144 + VI pp.
- DE WYSIECKI, A. M., A. J. JAUREGUIZAR & F. CORTÉS. 2017. The importance of environmental drivers on the narrownose smoothhound shark (*Mustelus schmitti*) yield in a small-scale gillnet fishery along the southern boundary of the Río de la Plata estuarine area. *Fisheries Research*, 186: 345-355. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.10.011>
- DEFEO, O., A. MCLACHLAN, D. S. SCHOEMAN, T. A. SCHLACHER, J. E. DUGAN, A. M. JONES, M. LASTRA & F. SCAPINI. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 81(1): 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.022>
- DU, Y., Y. ZHANG & J. SHI. 2019. Relationship between sea surface salinity and ocean circulation and climate change. *Science China Earth Sciences*, 62(5): 771-782.
- ELISIO, M., C. A. AWRUCH, A. M. MASSA, G. J. MACCHI & G. M. SOMOZA. 2019. The case of the narrownose smooth-hound shark (*Mustelus schmitti*). *General and Comparative Endocrinology*, 284: 113242. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2019.113242>
- ELISIO, M., J. H. COLONELLO, F. CORTÉS, A. J. JAUREGUIZAR, G. M. SOMOZA & G. J. MACCHI . 2017. Aggregations and reproductive events of the narrownose smooth-hound shark (*Mustelus schmitti*) in relation to temperature and depth in

- coastal waters of the south-western Atlantic Ocean (38–42°S). *Marine and Freshwater Research*, 68(4): 732. <https://doi.org/10.1071/mf15253>
- ELISIO, M., K. RODRÍGUEZ, E. LEONARDUZZI G. M. SOMOZA & G. J. MACCHI. 2021. Avances en eco-fisiología reproductiva de la merluza (*Merluccius hubbsi*): Influencia del ambiente sobre la ovulación y formación de agregaciones reproductivas. *V Simposio Iberoamericano de Ecología Reproductiva, Reclutamiento y Pesquerías*. Santa Marta, Colombia, 11 al 15 de octubre del 2021: 36-36.
- ELITH, J., M. KEARNEY & S. M. PHILLIPS. 2010. The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution*, 1: 330–342
- HALPERN, B. S., S. WALBRIDGE, K. A. SELKOE, C. V KAPPEL, F. MICHELI, C. D'AGROSA, J. F. BRUNO, K. S. CASEY, C. EBERT, H. E. FOX, R. FUJITA, D. HEINEMANN, H. S. LENIHAN, E. M. P. MADIN, M. T. PERRY, E. R. SELIG, M. SPALDING, R. STENECK & R. WATSON. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319: 948–952.
- HEUPEL, M. R., J. K. CARLSON & C. A. SIMPFENDORFER. 2007. Shark nursery areas: concepts, definition, characterization and assumptions. *Marine ecology progress series*, 337: 287-297.
- JAUREGUIZAR, A., R. WIFF & M. L. CLARA. 2016. Role of the preferred habitat availability for small shark (*Mustelus schmitti*) on the interannual variation of abundance in a large Southwest Atlantic Coastal System (El Rincón, 39°–41°S). *Aquatic Living Resources*, 29(3): 305. <https://doi.org/10.1051/alr/2016031>
- JAUREGUIZAR, A. J., A. M. DE WYSIECKI & M. D. CAMIOLO. 2020. Environmental influence on the inter-annual demographic variation of the narrownose smooth-hound shark (*Mustelus schmitti*, Springer 1939) in the Northern Argentine Coastal System (El Rincón, 38–42°S). *Marine Biology Research*, 16(8–9): 600–615. <https://doi.org/10.1080/17451000.2020.1868522>
- KASS J. M., B. VILELA, M. E. AIELLO-LAMMENS, R. MUSCARELLA, C. MEROW & R. P. ANDERSON. 2018. Wallace: A flexible platform for reproducible modeling of species niches and distributions built for community expansion. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(4): 1151-1156.
- KINNEY M. J. & C. A. SIMPFENDORFER. 2009. Reassessing the value of nursery areas to shark conservation and management. *Conservation letters*, 2(2): 53-60.

- IPBES (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneeth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>
- MASSA A. M. 1998. Estructura poblacional del gatuzo (*Mustelus schmitti*) en la costa bonaerense y uruguaya asociado a condiciones ambientales. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina.
- MASSA A. M., C. A. LASTA & C. R. CAROZZA. 2004. Estado actual y explotación del gatuzo (*Mustelus schmitti*). *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros*, 4: 67-83.
- MASSA A. M., J. H. COLONELLO, M. BELLEGGIA, F. CORTÉS & N. M HOZBOR. 2017. *Caracterización biológico-poblacional, explotación y estado del recurso en Argentina*. Informe de Investigación INIDEP 65/2017.
- MENNI R. C. 1985. Distribución y biología de *Squalus acanthias*, *Mustelus schmitti* y *Galeorhinus vitaminicus* en el Mar Argentino en agosto-septiembre de 1978 (Chondrichthyes). *Revista del Museo de La Plata*, 13(138): 151-182.
- MENNI R. C., B. M. COUSSEAU & E. A. GOSZTONYI. 1986. Sobre la biología de los tiburones costeros de la Provincia de Buenos Aires. *Anales Soc Ci Argent* 213:3-26
- MENNI R. C., A. J. JAUREGUIZAR, M. F. W. STEHMANN, L. O. LUCIOFORA. 2010. Marine biodiversity at the community level: zoogeography of sharks, skates, rays and chimaeras in the southwestern Atlantic. *Biodiversity and Conservation*, 19: 775-796.
- MORRISSEY J. F. & S. H. GRUBER. 1993. Habitat selection by juvenile lemon sharks, *Negaprion brevirostris*. *Environmental Biology of Fishes*, 38(4): 311-319.
- NORI J., D. A. PRIETO-TORRES, F. VILLALOBOS, R. LOYOLA, O. R. ROJAS-SOTO, J. L. PARRA, A. LIRA-NORIEGA, H. M. ORTEGA-ANDRADE, A. MONJEAU, S. H. LA FUENTE, MARTÍNEZ-MEYER E. & OSORIO-OLVERA L. 2022. Contrasting biogeographical patterns of threatened vertebrates on islands emerge from disparities between expert-derived maps and Global Biodiversity



- Information Facility data. *Journal of Biogeography*, 50(2): 418-427.  
<https://doi.org/10.1111/jbi.14545>
- ODDONE, M. C., L. PAESCH & W. NORBIS. 2005. Reproductive biology and seasonal distribution of *Mustelus schmitti* (elasmobranchii: triakidae) in the Rio de la Plata oceanic front, south-western atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85(5): 1193–1198.  
<https://doi.org/10.1017/s0025315405012294>
- ODDONE, M. C., L. PAESCH, W. NORBIS & G. VELASCO. 2007. Population structure, distribution and abundance patterns of the patagonian smoothhound *Mustelus schmitti* Springer, 1939 (Chondrichthyes, Elasmobranchii, Triakidae) in the Rio de la Plata and inner continental shelf, sw Atlantic Ocean (34 o 30'-39 o 30'S). *Brazilian Journal of Oceanography*: 55(3): 167–177.  
<https://doi.org/10.1590/s1679-87592007000300001>
- PETERSON, A. T., J. SOBERÓN, R. G. PEARSON, R. P. ANDERSON, E. MARTINEZ-MEYER, M. NAKAMURA & M. B. ARAÚJO. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)*. Princeton: Princeton University Press.
- PHILLIPS, S. J., R. P. ANDERSON & R. E. SCHAPIRE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3-4): 231-259.
- POLLOM, R., R. BARRETO, P. CHARVET, G. E. CHIARAMONTE, J. M. CUEVAS, K. HERMAN, S. MONTEALEGRE-QUIJANO, F. MOTTA, L. PAESCH & G. RINCÓN. 2020. *Mustelus schmitti*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2020: e.T60203A3092243. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T60203A3092243> en Accessed on 20 September 2022.
- SCHLAFF, A. M., M. R. HEUPEL & C. A. SIMPFENDORFER. 2014. Influence of environmental factors on shark and ray movement, behaviour and habitat use: a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24(4): 1089-1103.
- SOBERÓN, J. & A. T. PETERSON. 2005. Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. *Biodiversity Informatics*, 2(0). <https://doi.org/10.17161/bi.v2i0.4>
- SOBERÓN, J., L. OSORIO-OLIVERA & T. PETERSON. 2017. Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(2): 437-441.

- STEPHENSON, F., R. V. GLADSTONE-GALLAGHER, R. H. BULMER, S. F. THRUSH & J. E. HEWITT. 2022. Inclusion of biotic variables improves predictions of environmental niche models. *Diversity and Distributions*, 28(7): 1373-1390. <https://doi.org/10.1111/ddi.13546>
- STEVENS, J., R. BONFIL, N. K. DULVY & P. M. WALKER. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *Ices Journal of Marine Science*, 57(3): 476-494. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0724>
- THURSTAN, R. H., L. MCCLENACHAN, L. B. CROWDER, J. A. DREW, J. N. KITTINGER, P. S. LEVIN, C. M. ROBERTS & J. M. PANDOLFI. 2015. Filling historical data gaps to foster solutions in marine conservation. *Ocean & Coastal Management*, 115: 31-40. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.04.019>.
- TUNNAH, L., S. R. MACKELLAR, D. A. BARNETT, T. J. MACCORMACK, K. M. STEHFEST, A. J. MORASH, J. M. SEMMENS & S. CURRIE. 2016. Physiological responses to hypersalinity correspond to nursery ground usage in two inshore shark species (*Mustelus antarcticus* and *Galeorhinus galeus*). *Journal of Experimental Biology*, 219(13): 2028-2038.
- TYBERGHEIN, L., H. VERBRUGGEN, K. PAULY, C. TROUPIN, F. MINEUR & O. DE CLERCK. 2012. Bio-ORACLE: un conjunto de datos ambientales globales para el modelado de distribución de especies marinas. *Ecología Global y Biogeografía*, 21: 272-281. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00656.x>
- VILLWOCK DE MIRANDA, L. & C. VOOREN. 2003. Captura e esforço da pesca de elasmobrânquios demersais no sul do Brasil nos anos de 1975 a 1997. [Catch and effort of demersal elasmobranchs in south Brazil from 1975 to 1997]. *Frente Marítimo*, 19: 217-31.
- VOOREN, C. M., S. KLIPPEL & A. B. GALINA. 2005. Os elasmobrânquios das águas costeiras da Plataforma Sul. En VOOREN, C. & S. KLIPPEL (Eds.), *Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*, pp. 113-120. Porto Alegre, Igaré.
- WARREN, D. L. & S. N. SEIFERT. 2011. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological applications*, 21(2): 335-342. <https://doi.org/10.1890/10-1171.1>

YATES, P. M., M. R. HEUPEL, A. J. TOBIN & C. A. SIMPFENDORFER. 2015.  
Ecological drivers of shark distributions along a tropical coastline. *PLoS One*,  
10(4): e0121346. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121346>