



UNIVERSIDAD PERUANA
CAYETANO HEREDIA

CARACTERIZACIÓN ESTACIONAL DEL
EFECTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO
SOBRE EL HÁBITAT POTENCIAL DE LA
ANCHOVETA FRENTE A PERÚ

TESIS PARA OPTAR POR EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS DEL MAR

ALVARO SEBASTIAN RECOBA GARCIA

LIMA - PERÚ

2025

ASESOR

DR. DANIEL ISAIAS GRADOS PAREDES

CO ASESOR

DR. JORGE LARRY TAM MALAGA

JURADO DE TESIS

DR. FRANCO RENATO SALVATTECI MERINO

PRESIDENTE

DR. DORIS CRISCELY LUJAN PAREDES

VOCAL

DR. DIMITRI ALEXEY GUTIERREZ AGUILAR

SECRETARIO (A)

Agradecimientos

Agradezco cordialmente a la Fundación Cristina e Ismael Cobián Elmore, por la subvención de mis estudios de maestría en la universidad Peruana Cayetano Heredia, así como al proyecto Humboldt Tipping por el financiamiento recibido para la realización de este trabajo.

A mis asesores, los doctores Daniel Grados y Jorge Tam, por su apoyo constante y cuya exigencia académica que me permitieron realizar este trabajo con el máximo rigor científico posible. Un agradecimiento especial a la Dra. Giannina Passuni, cuyos consejos, enseñanzas y orientación no solamente contribuyeron de manera determinante en el desarrollo de este trabajo, sino también en mi formación profesional.

DECLARACIÓN DE ORIGINALIDAD

Los egresados:

N°	APELLIDOS Y NOMBRES
1.	RECOBA GARCIA ALVARO SEBASTIAN

Pertencientes al programa de la **MAESTRÍA EN CIENCIAS DEL MAR**, autores del trabajo titulado: **CARACTERIZACIÓN ESTACIONAL DEL EFECTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE EL HÁBITAT POTENCIAL DE LA ANCHOVETA FRENTE A PERÚ**, el cual ha sido elaborado, sustentado y aprobado, según corresponda, para optar por el grado de **MAESTRO EN CIENCIAS DEL MAR** bajo la modalidad de **TESIS**.

En calidad de docentes asesores de la Universidad Peruana Cayetano Heredia:

N°	APELLIDOS Y NOMBRES DEL DOCENTE	FACULTAD	NIVEL DE ASESORÍA
1.	GRADOS PAREDES DANIEL ISAIAS	FACI	ASESOR
2.	TAM MALAGA JORGE LARRY	FACI	CO ASESOR

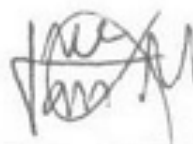
Declaramos que el contenido del presente documento es original y que las citas y referencias a otros autores cumplen con las normas académicas establecidas. En ese sentido, hacemos constar que:

- El documento presenta un porcentaje de similitud de **6%**, según el reporte emitido por el software **Turnitin®** (identificador de entrega: **2899600072**; fecha de entrega: **10-03-2026**).
- Tras una revisión detallada del reporte y del contenido del trabajo en cuestión, no se han identificado indicios de plagio.
- Se certifica que el documento respeta los principios de integridad académica y cumple con los requisitos institucionales de originalidad.

Lugar y fecha: **Lima, 10 de marzo de 2026**



irma del asesor
N° DNI: 41783877
ORCID: 0000-0001-5184-2740



Firma del Co-asesor
N° DNI: 06450650
ORCID: 0000-0001-8224-4313

ÍNDICE

RESUMEN ABSTRACT

1.	Introducción.....	1
1.1.	Hipótesis	8
1.2.	Objetivos.....	9
1.2.1.	Objetivo general	9
1.2.2.	Objetivos específicos	9
2.	Marco teórico.....	10
2.1.	Biología y ecología de <i>Engraulis ringens</i>	10
2.2.	Conceptos ecológicos fundamentales del modelado de distribución de especies 13	
2.3.	Conceptos sobre escalas espaciales y temporales en procesos ecológicos.....	15
2.4.	Definición de variables en modelos de distribución.....	17
3.	Metodología.....	23
3.1.	Objeto y área de estudio	25
3.2.	Datos	27
3.2.1.	Variables ambientales.....	27
3.2.2.	Modelo de escenarios de cambio climático	28
3.2.3.	Datos acústicos de la anchoveta	29
3.3.	Tratamiento de datos	31
3.3.1.	Filtrado de presencias en anchoveta	31
3.3.2.	Generación de pseudo-ausencias	33
3.3.3.	Balanceo de presencias y ausencias.....	35
3.3.4.	Corrección de sesgo e incertidumbre en las proyecciones de cambio climático 36	
3.4.	Modelamiento	39
3.4.1.	Definición de la resolución espacial	39
3.4.2.	Modelamiento y configuración de los modelos.....	41
3.5.	Evaluación y caracterización del modelo	45
3.6.	Caracterización del hábitat actual y proyecciones futuras.....	50
4.	Resultados.....	54
4.1.	Evaluación de modelos	54
4.2.	Dependencia parcial e importancia de variables ambientales	58
4.3.	Caracterización y proyección del hábitat.....	67
4.3.1.	Caracterización del hábitat del periodo presente	67
4.3.2.	Proyección y caracterización del hábitat del periodo futuro	71

5.	Discusión de resultados	92
5.1.	Preferencias ambientales encontradas para el periodo presente	92
5.2.	Caracterización del hábitat estacional durante el periodo presente	95
5.3.	Cambio de la distribución de hábitat de la anchoveta a lo largo del SCH en escenarios de cambio climático	100
5.4.	Cambios estacionales de la distribución del hábitat en otros Engraulidos	103
5.5.	Limitaciones de nuestro estudio	105
5.6.	Perspectivas para el manejo pesquero y de investigación	110
6.	Conclusiones.....	119
7.	Recomendaciones	121
8.	Bibliografía.....	122
9.	ANEXOS	

RESUMEN

Engraulis ringens (anchoveta peruana) es una especie clave del ecosistema de la corriente de Humboldt, que presenta una variabilidad que es controlada por procesos oceanográficos-atmosféricos, a los que se les está incorporando la cada vez más clara señal del cambio climático, que se espera tenga efectos sobre el ciclo estacional de variables como la temperatura superficial del mar. Debido a ello, en este trabajo se caracterizó el efecto que el cambio climático tendría sobre el hábitat estacional de la anchoveta juvenil y adulta en los escenarios RCP 2.6 y 8.5 durante el resto del siglo XXI. Se entrenaron modelos de distribución específicos para juveniles y adultos haciendo uso de *Conditional Inference Random Forest* y utilizando datos provenientes de las evaluaciones hidroacústicas llevadas a cabo por el Instituto del mar del Perú entre el 2010 y el 2020. En el periodo de referencia, el hábitat de los adultos tiene un área un ~26% mayor durante la primavera en comparación al verano, mientras que el hábitat de primavera de los juveniles se encuentra ~1° más al norte que durante el verano. A nivel ontogénico, el hábitat de los juveniles presenta reducciones de área de mayor magnitud que el hábitat de los adultos para finales del siglo, independiente del escenario y la temporada. A nivel estacional, el cambio climático certeramente tendrá un efecto negativo sobre el hábitat verano, presentando impactos de mayor magnitud y/o más próximos temporalmente (dependiendo de estadio y el escenario), mientras que la primavera presenta una gran incertidumbre, encontrándose aumentos en la extensión del hábitat para ambos estadios en el RCP 2.6 y reducciones que empiezan en el periodo 2070-2080 en el RCP 8.5. Estas reducciones en el área del hábitat son acompañadas por tendencias a la compresión hacia la costa, por lo que la contraposición entre una mayor accesibilidad al stock y una posible reducción de la biomasa plantea desafíos para el manejo pesquero. Sin embargo, el hábitat de verano ubicado entre Piura y Lambayeque se presenta como la más impactada, debido a que es la primera en mostrar reducciones del hábitat costero permanente, tanto de adultos como juveniles y tan pronto como en el periodo 2030-2040 en ambos escenarios. En contraste, para mediados de siglo prevalece un hábitat permanente en la zona comprendida entre la Bahía de Pisco y Ático, independientemente de la temporada, el estadio o el escenario, por lo que esta zona podría considerarse como un refugio climático para la anchoveta.

PALABRAS CLAVE: Anchoveta peruana, modelos de distribución de especies, escenarios de cambio climático

ABSTRACT

Engraulis ringens (Peruvian anchovy) is a keystone of the Humboldt Current ecosystem, supporting the region's largest fishery and the world's second-largest single-species fishery. Its distribution varies with the regional ocean–atmosphere processes that now carry the increasingly evident climate-change signal, expected to alter the seasonal cycle of oceanographic variables such as sea-surface temperature. In this study, we quantify how climate change may impact the potential habitat of juvenile and adult Peruvian anchovy during spring and summer under RCP 2.6 and RCP 8.5 through the rest of the XXI century. We trained life stage specific species distribution models using *Conditional Inference Random Forest* using data obtained during IMARPE's hydroacoustic surveys through the 2010's. In our reference period, adult habitat area during spring was ~26% larger than during the summer, while juvenile habitat in spring was located ~1° farther north than during the summer. Ontogenetically, we found that juvenile habitat showed greater area losses by the end of the century in comparison to adult habitat, regardless of season or scenario. Seasonally, we found that summer habitat is projected to decline with greater magnitude and/or an earlier onset (depending on life stage and scenario), whereas spring responses are more uncertain: habitat expands for both stages under RCP 2.6 but contracts starting 2070–2080 under RCP 8.5. Area losses are accompanied by tendencies to a coastal compression so the greater stock accessibility and potential biomass reduction impose challenges to the industrial fishery management. Nonetheless, we found that the summer habitat between Piura and Lambayeque seems to be most affected, as it experiences the loss of persistent coastal habitat as early as 2030–2040 in both scenarios, thus likely affect the small-scale fleet operating there during the first fishing season of the year. In contrast, a belt of persistent habitat between Pisco Bay and Ático remains through mid-century across seasons, stages, and scenarios, suggesting a potential climate refuge for the Peruvian anchovy.

KEYWORDS: Peruvian anchovy; species distribution models; climate change

1. Introducción

El cambio climático es uno de los desafíos más grandes que la humanidad está enfrentando. El Panel Intergubernamental de Expertos en Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) ha presentado una vista global de sus consecuencias sobre el sistema climático planetario y los océanos con los escenarios hipotéticos de concentración de gases de efecto invernadero (RCP por sus siglas en inglés; IPCC, 2014). Entre estos, destacaron aumentos de la temperatura superficial del mar (TSM), reducción del pH, reducción del oxígeno disuelto y el aumento del nivel del mar, con proyecciones que pronostican aumentos en la magnitud de estos efectos desde moderados (RCP 2.6) a severos (RCP 8.5) dependiendo del escenario examinado (ICPP, 2014; Booth *et al.*, 2017). Estudios recientes también han demostrado que el cambio climático está afectando el ciclo estacional de la temperatura superficial de los océanos. Se ha observado que la diferencia entre las temperaturas de verano e invierno se ha incrementado en ~4% en las últimas décadas (Liu *et al.*, 2024), mientras que se ha proyectado que la amplitud de este ciclo estacional podría incrementar hasta en un 30% en promedio para finales del siglo bajo los escenarios pesimistas (Jo *et al.*, 2022).

El impacto que el cambio climático tendrá sobre los sistemas de afloramiento de borde oriental (EBUS, por su acrónimo en inglés) es de especial interés debido a su importancia socioeconómica y por los servicios ecológicos que proveen (García-Reyes *et al.*, 2015; Bograd *et al.*, 2023; Montecino *et al.*, 2009). Estas regiones se caracterizan por un fuerte afloramiento costero que sustenta altos niveles de productividad marina y por una alta variabilidad climática, mediada por forzamiento atmosférico y oceánico en escalas desde estacionales hasta decadales (García-Reyes *et al.*, 2015). Aunque aún existe un gran nivel de incertidumbre con respecto las proyecciones de cambio climático en los EBUS, gracias

a los mecanismos en común que gobiernan los EBUS, se han encontrado patrones generales de respuesta al cambio climático (Bograd *et al.*, 2023). Los modelos climáticos encuentran tendencias positivas de los vientos favorables al afloramiento en latitudes altas, junto con reducciones de estos hacia el ecuador en las últimas décadas (García-Reyes *et al.*, 2015). Además, se ha hipotetizado que los patrones regionales y las tendencias fenológicas serían factores más importantes que los patrones globales en el control de los cambios ambientales y estos podrían tener consecuencias en la distribución horizontal y vertical de las especies (Beaugrand *et al.*, 2018).

La región norte del Sistema de la Corriente de Humboldt (SCH), en donde se encuentra el mar peruano, destaca entre los EBUS por su alta productividad primaria, secundaria y por el fuerte control que la variabilidad ambiental de ENSO ejerce sobre sus procesos biológicos (Montecino, V. *et al.*, 2009). Los modelos climáticos regionales han proyectado una variedad de impactos en los parámetros físicos del SCH para el escenario pesimista (RCP 8.5). Entre estos, destacan incrementos de entre +2°C y +4.5°C en la temperatura superficial del mar en la franja costera, un aumento de la estratificación superficial, disminuciones del índice de afloramiento, acidificación y consecuente subsaturación de aragonita y calcita, mientras que la concentración del oxígeno disuelto presenta incertidumbre (Echevin *et al.*, 2020, Oerder *et al.*, 2015, Franco *et al.*, 2018). Sin embargo, al igual que en otros EBUS, existen discrepancias entre los resultados de las proyecciones, que dependen de la extensión espacial y temporal de los datos utilizados para el modelamiento (Varela *et al.*, 2018). Mientras algunos autores encuentran una tendencia general al incremento de los vientos favorables a las surgencias y una disminución de la temperatura superficial del mar (Gutierrez 2011, Abrahams *et al.*, 2021, Aguirre *et al.*, 2019), también se ha reportado disminuciones de la intensidad del viento

en la franja costera, lo que contribuiría a una disminución de la intensidad de las surgencias (Oerder *et al.*, 2015, Goubanova *et al.*, 2011). Además, con respecto al ciclo estacional, se han proyectado intensificaciones en la estacionalidad de los vientos favorables al afloramiento en determinadas zonas de la costa peruana (Chamorro *et al.*, 2021), lo que podría implicar impactos a nivel estacional del cambio climático.

En este contexto, se prevé que los impactos en las características físico-químicas del océano, como aquellos proyectados para el SCH, tengan consecuencias en el funcionamiento y la estructura de los ecosistemas albergados en los EBUS, que podrían manifestarse tanto a nivel específico, como al nivel poblacional y comunitario (Booth *et al.*, 2017). Los peces pelágicos pequeños son de particular interés en el estudio de los efectos que el cambio climático sobre la distribución geográfica de las especies marinas, debido a que sus poblaciones dependen fuertemente la variabilidad climática, lo que los hace particularmente susceptibles ante este fenómeno (Checkley *et al.*, 2017). Tal es el caso de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*), especie endémica al SCH.

La anchoveta peruana es una especie que habita en el SCH, extendiéndose a lo largo de las costas de Chile y Perú. Es una especie de vida corta (<4 años) y maduración temprana (~1 año) (De La Cruz Barrueto *et al.*, 2021), cuya estrategia reproductiva se encuentra asociada a la estacionalidad de las condiciones oceanográficas favorables del SCH (Perea *et al.*, 2011; Mori *et al.*, 2011; Lett *et al.*, 2007). Así, si bien presenta fecundidad parcial y se pueden encontrar individuos desovantes a lo largo de todo el año (Perea & Buitrón, 2000), en el mar peruano se presentan dos máximos reproductivos: el de invierno-primavera, coincide con un pico de retención (superficial, 0-15m) y el de verano, que coincide con los máximos de productividad y retención (subsuperficial, 30-45 m) del

norte del SCH (Brochier *et al.*, 2008; Flores-Valiente *et al.*, 2023), que también dan lugar al reclutamiento larval más importante del año (Flores-Valiente *et al.*, 2023). Estos picos de desove dan lugar a periodos con una mayor presencia de pre-reclutas (<8 cm) entre primavera tardía y otoño temprano, mientras que entre el otoño tardío e invierno temprano se encuentran mayormente jóvenes reclutas con una alta condición corporal pero un menor desarrollo gonadal (Perea *et al.*, 2011).

Esta relativa estacionalidad en la estructura de tallas es aprovechada en los planes de manejo pesquero para sincronizar la temporada de pesca con el periodo con la mayor proporción de adultos fuera del desove. Sin embargo, en la última década se ha hecho cada vez más recurrente una desestructuración de la relativa estacionalidad de la proporción de adultos y un incremento significativo en la proporción de individuos juveniles (<12 cm) durante la temporada de pesca (Galarza, S. *et al.*, 2023). Este escenario de alta proporción de juveniles afecta al manejo pesquero y retrasa la recuperación de la especie frente a la pesca y condiciones climáticas desfavorables y es semejante al escenario reportado previo al colapso del stock de anchoveta en 1972 (Csirke *et al.*, 1996).

Estudios previos han modelado el nicho ecológico ontogénico de la anchoveta, con el objetivo de explorar los óptimos ambientales de cada estadio del ciclo de vida, encontrándose que efectivamente los pre-reclutas/reclutas y adultos presentan distintas preferencias térmicas y halinas (Luján, C. *et al.*, 2016). Por lo tanto, la comparación de modelos de hábitat de juveniles y adultos de anchoveta para el estudio de su distribución aún necesita incorporar explícitamente otros aspectos como la estacionalidad de cada estadio, ya que se ha demostrado que la distribución estacional de la anchoveta estaría asociada a su fenología reproductiva (Morón *et al.*, 2019; Perea *et al.*, 2011).

Adicionalmente, aún no se ha explorado la incorporación de variables como las ondas internas y los procesos de meso y submesoescala, que son conocidos por desempeñar un papel importante en la agregación de organismos como el zooplancton (Bertrand et al., 2014) y que han sido reportados como determinantes de la distribución de las presas de la anchoveta (Bertrand et al., 2008), por lo que podrían controlar la segregación entre juveniles y adultos, creando *hotspots* para cada estadio.

Si se toma en cuenta que la variabilidad ambiental es el principal determinante de la distribución de anchoveta (Swartzman et al., 2008), se hace evidente que el cambio climático podría tener un efecto directo. De hecho, eventos climáticos recurrentes del SCH como El Niño, caracterizados por un incremento en la TSM, provocan la profundización y retracción de la anchoveta a la costa del área centro-sur del litoral peruano (Bouchón, M. et al., 2019), lo que sugiere que variaciones similares en las condiciones oceanográficas sostenidas en el tiempo podrían afectar su distribución geográfica.

Esta hipótesis encuentra mayor sustento si se considera que en el escenario RCP 8.5, en las costas de Perú se han pronosticado cambios térmicos y halinos que definen los rangos del nicho ecológico de cada estadio ontogénico de la anchoveta peruana. Por ejemplo, se ha pronosticado el incremento de la TSM (Luján 2016, Echevin et al., 2020) y el incremento en la estacionalidad de los vientos de afloramiento que estructuran las masas de agua para finales del siglo (Chamorro, et al., 2021). Así, dependiendo de las preferencias del hábitat de cada fase ontogénica, el impacto del cambio climático también podría diferir entre individuos juveniles y adultos (Galaiduk et al., 2017). Por lo tanto, el siguiente trabajo busca responder la siguiente pregunta de investigación:

¿Cómo cambiará la distribución estacional (verano, primavera) del hábitat potencial de la anchoveta juvenil y adulta frente a Perú, en los escenarios RCP 2.6 y 8.5, durante el resto del siglo XXI?

Justificación del estudio

La importancia de este trabajo recae en la importancia ecológica y económica de la anchoveta para el SCH. A nivel ecológico, la anchoveta se encuentra entre las especies de mayor importancia en el SCH (Espinoza *et al.*, 2008), por su papel en la red trófica de este sistema. Esta es una especie que tiene un nivel trófico bajo, (Checkley *et al.*, 2017), se alimenta principalmente de meso y macrozooplancton (Bouchon *et al.*, 2010); y a su vez es la presa principal de varios depredadores tope del SCH (Espinoza *et al.*, 2008, Taylor *et al.*, 2008) como lo son las aves y lobos marinos. La anchoveta también juega un rol importante en la vinculación de las zonas pelágica y bentónica del norte del SCH, debido a que sus comprimidos fecales representan un componente importante del carbono orgánico exportado a las zonas bentónicas (Staresinic *et al.*, 1983).

Socioeconómicamente, la importancia de la anchoveta para las poblaciones establecidas en la costa suroriental del océano Pacífico se remonta a los primeros indicios de sociedad en América, hace aproximadamente 5000 años, en donde se sabe que los antiguos pobladores de la Ciudad Sagrada de Caral-Supe pescaban y consumían ingentes cantidades de esta pequeña especie pelágica y otros recursos marinos (Solís *et al.*, 2003). La importancia de la pesca de esta especie no ha hecho más que crecer hasta la actualidad, llegando a convertirse en la pesquería monoespecífica más grande del planeta (FAO, 2022). Esta genera entre 1,300 y 2,400 millones de dólares anuales para el país a través

de exportaciones de harina y aceite de pescado (Monteferri *et al.*, 2020) y otorga sustento económico a más de 250 000 peruanos (Ticse-Villanueva *et al.*, 2021).

Debido a la alta importancia de la pesquería de la anchoveta y a la susceptibilidad ante el cambio climático de las regiones costeras del país, es necesario realizar estudios que nos permitan explorar las posibles respuestas de esta especie ante los efectos del cambio climático. Entender cómo podría afectar a su distribución podría ayudarnos a comprender los impactos potenciales en el sistema ecológico y social. A pesar de esta necesidad, las investigaciones acerca de los posibles impactos que el cambio climático podría tener sobre la anchoveta son limitadas.

En Chile, se ha proyectado que el hábitat potencial de la anchoveta frente a estas costas se reduciría en 8.3%, 93.5%, 92.3% y 95.7% en los escenarios RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 6.0 y RCP 8.5 respectivamente, para el periodo 2040-2050, principalmente asociado a una reducción de la productividad primaria (Silva *et al.*, 2019). En Perú, haciendo uso del modelo ecosistémico OSMOSE, se ha estimado que la biomasa de la anchoveta disminuirá con una tasa decadal de entre un 8.2% y 13.3% y que podría observarse un acercamiento a la costa y un desplazamiento al sur de los stocks (Oliveros-Ramos *et al.*, 2023). Sin embargo, no se ha estudiado en detalle cómo podría variar estacionalmente el hábitat potencial, ni cómo el cambio climático podría tener un efecto diferencial entre juveniles y adultos. Por lo anterior presentado, el presente trabajo constituye una contribución novedosa a la prevención de las posibles consecuencias negativas que el cambio climático podría tener sobre la distribución de la anchoveta frente a Perú.

1.1. Hipótesis

En nuestra pregunta de investigación, nos interesamos en conocer el impacto que tendrá el cambio climático sobre el hábitat de la anchoveta en dos niveles: a nivel ontogénico y a nivel estacional. Por ello hipotetizamos que, para el periodo 2090-2100,

- A pesar de que se espera un incremento general de la TSM proyectado a lo largo del siglo XXI en el mar peruano, también es de esperarse que la diferencia térmica entre primavera y verano se mantenga o incluso se intensifique, consecuencia de la intensificación de vientos y estacionalidad de la TSM proyectada en los escenarios de cambio climático. Esta asimetría estacional provocará una reducción más pronunciada del área del hábitat de la anchoveta durante el verano en comparación con la primavera.
- El área total del hábitat de los juveniles (<12 cm) experimentará una reducción proporcionalmente mayor que la de los adultos, consecuencia de su mayor vulnerabilidad a condiciones adversas y a su nicho térmico más restringido que el de los adultos.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

Este trabajo propone caracterizar la variabilidad estacional de la distribución del hábitat potencial de juveniles y adultos de *Engraulis ringens* frente a Perú, bajo escenarios optimistas (RCP 2.6) y pesimistas (RCP 8.5) de cambio climático, para el resto del siglo XXI.

1.2.2. Objetivos específicos

- Desarrollar modelos de distribución de especie estadio-específicos y caracterizar el hábitat estacional de juveniles y adultos de la anchoveta peruana para el periodo actual (2010-2020).
- Evaluar la precisión, la sensibilidad e incertidumbre de los modelos para adultos y juveniles de anchoveta para el periodo actual.
- Pronosticar el futuro hábitat potencial durante primavera y verano para juveniles y adultos con los modelos desarrollados y simulaciones oceanográficas de escenarios de CC, hasta finales del siglo.
- Generar índices que cuantifiquen el potencial cambio de la distribución del hábitat estacional la anchoveta juvenil y adulta que puedan ser utilizados en las medidas de manejo pesquero de la especie.

2. Marco teórico

2.1. Biología y ecología de *Engraulis ringens*

En las costas frente a Perú se encuentra la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*), especie endémica al SCH. Esta es una especie pelágica perteneciente a la familia Engraulidae, con cuerpo plateado fusiforme comprimido lateralmente y caracterizada por presentar hábitos gregarios, capaz de formar grandes cardúmenes. Es una especie de rápido crecimiento y vida corta, llegando a medir entre 10 a 16 cm de longitud y viviendo hasta un máximo de cuatro años (De La Cruz Barrueto *et al.*, 2021). Su biomasa frente al mar peruano es de alrededor de ~10 millones de toneladas, sosteniendo a una gran variedad de peces pelágicos, aves y mamíferos por lo que es una especie clave en el ecosistema y objetivo de una pesca intensiva (Espinoza *et al.*, 2008).

Con respecto a su reproducción, si bien se registra actividad reproductiva por debajo de esta talla (Buitrón & Perea de la Matta, 2000;), el umbral de 12 cm se ha tomado como referencia para la explotación pesquera. Así, para la pesca, los individuos juveniles serían todos aquellos entre 2 cm y 12 cm de largo y los adultos, todos por encima de este rango (De La Cruz Barrueto *et al.*, 2021). Además, la anchoveta es una especie que puede reproducirse durante todo el año, pero (para el periodo 1992-2012) el desove presenta dos máximos durante el año: durante la invierno (agosto-septiembre) y durante el verano (febrero) (Perea *et al.*, 2011).

Estos picos de desove coinciden con picos de productividad y/o retención larval (Brochier, T. *et al.*, 2008; Flores-Valiente *et al.*, 2023), que permiten una alta tasa de supervivencia larval por la alta abundancia de alimento durante su etapa larval (Yañez-Rubio *et al.*, 2011). Una vez superado el estadio larval, la anchoveta exhibe un cambio

progresivo en su dieta que varía con la talla, siendo los copépodos calanoideos los que aportan la mayor parte del carbono en las tallas más pequeñas, reduciendo su contribución progresivamente hasta las tallas más grandes, en donde el aporte principal de carbono en la dieta de los adultos proviene de eufásidos (67,5%), seguido por copépodos calanoideos (26,3%) (Espinoza *et al.*, 2014; Cárcamo *et al.*, 2024).

Con respecto a su distribución, la anchoveta se considera como una especie estenoterma y estenohalina, encontrándose usualmente entre 14 - 23°C y 34.5 – 35.1 de salinidad (De La Cruz Barrueto *et al.*, 2021) y distribuida a lo largo de la costa suroriental del Pacífico en tres distintos stocks (Cubillos *et al.*, 2007): el stock norte, ubicado en el norte y centro de Perú (4°S-15°S); el stock centro, ubicado en el entre el sur de Perú y el norte de Chile (16°S-27°S) y el stock sur, ubicado en la zona central de Chile (34°C - 40°C). Comúnmente se le encuentra dentro de los primeros 80 km de la costa (De La Cruz Barrueto *et al.*, 2021), restringida a las aguas influenciadas por el afloramiento costero (Swartzman *et al.*, 2008), mientras que durante invierno-primavera su distribución se puede extender hasta los 160 – 180 km de la costa (De La Cruz Barrueto *et al.*, 2021).

En el mar peruano, la anchoveta presenta variaciones estacionales en sus patrones de agregación y distribución espacial, encontrándose principalmente el escenario de verano y el escenario de invierno-primavera. En el escenario de verano, las condiciones oceanográficas están caracterizadas por una alta temperatura superficial, un máximo de producción primaria, una oxiclina somera, y la contracción de la extensión de las aguas costeras frías, lo que restringe la distribución de la anchoveta a áreas cercanas a la costa, presentando una ligera preferencia por la zona centro-sur (Morón *et al.*, 2019). En el escenario de invierno-primavera, la temperatura superficial es menor, la productividad

primaria es moderada, la oxiclina más profunda y la extensión de las aguas costeras frías aumenta. Esto permite que la anchoveta expanda su distribución a zonas más alejadas de la costa (Morón *et al.*, 2019) y experimente el pico reproductivo de agosto-setiembre, atribuidos a la variabilidad ambiental (Morón *et al.*, 2019, Perea *et al.*, 2011).

Así como la extensión de la distribución de anchoveta se encuentra delimitada principalmente por factores ambientales, el área que ocupa, su abundancia y su densidad se encuentran relacionadas y en términos generales se comporta de forma semejante al “modelo del recipiente” de McCall (1990): a medida que su abundancia aumenta, también lo hace su densidad y la extensión de su distribución (Barange *et al.*, 2009). Sin embargo, la importancia relativa de los factores ambientales en su distribución varía con la escala espacial estudiada. Según Bertrand *et al.*, (2008), los procesos de gran escala como la surgencia de las aguas frías serían los que la “cantidad” de hábitat favorable y con ello, su abundancia, pero procesos de más fina escala como la distribución local de sus depredadores y presas definirían la “calidad” del hábitat, controlando su densidad local.

2.2. Conceptos ecológicos fundamentales del modelado de distribución de especies

Los modelos de distribución de especies (MDS) son un conjunto de metodologías utilizadas para cuantificar las relaciones entre las especies y su ambiente, con el objetivo de realizar predicciones sobre su distribución (Elith *et al.*, 2009). El desarrollo de los MDS se fundamenta en la teoría del nicho ecológico de las especies de Hutchinson (1957), en donde propone y distingue los conceptos de nicho fundamental y realizado.

El nicho fundamental de una especie se define como el hipervolumen que es utilizado por una especie en donde las necesidades fisiológicas y de recursos de la especie pueden satisfacerse. Así, se espera que una especie responda de manera distinta a cada una de estas variables (por ejemplo, la respuesta ante un recurso se puede modelar sigmoidalmente, o unimodalmente para un factor limitante). Sin embargo, en la realidad una especie no ocupa toda la extensión espacial en donde se satisface el nicho fundamental debido a limitaciones bióticas intrínsecas (competencia intraespecífica) o extrínsecas (competencia interespecífica) que pueden excluir la especie del rango óptimo de las variables ambientales (Guisan *et al.*, 2017; G. Hutchinson, 1957).

El nicho realizado de una especie es el resultado de la restricción del nicho fundamental que se da por las combinaciones posibles y reales de las variables ambientales encontradas en el espacio estudiado y la interacción con componentes bióticos de la comunidad con las que comparte el espacio (Guisan *et al.*, 2017). Usualmente, entre estas últimas, encontramos interacciones negativas como la competencia, la depredación, parasitismo, etc., pero interacciones como la simbiosis, el mutualismo y la proto-cooperación también pueden influir en el nicho realizado (Guisan *et al.*, 2017).

Los nichos ecológicos fundamentales y realizados pueden cambiar y/o pueden presentar cierto grado de sobreposición entre sí a través de la ontogenia de una especie (Guisan *et al.*, 2017). A medida que los individuos de una especie se desarrollan, su morfología y comportamientos también cambian, lo cual muchas veces involucra cambios en algunos de los requerimientos del hábitat en cada fase ontogénica (Galaiduk *et al.*, 2017). Así, se reconoce que el nicho fundamental puede variar entre estadios del ciclo de vida y además, lo que resulta más relevante para este trabajo, también lo haría el nicho realizado.

Bajo el marco teórico propuesto por Hutchinson (1957) resulta importante precisar cómo es que los conceptos de nicho fundamental y realizado se trasladan al modelamiento de la distribución de especies, debido a que es un error bastante común considerar a los MDS como sinónimos de los modelos de nicho ecológico (MNE), a pesar de que no son equivalentes (Soberón *et al.*, 2023). El objetivo de un MDS es estimar y/o predecir la distribución geográfica de una especie en función a las características ambientales, bióticas y físicas de los lugares en donde ha sido encontrada, efectivamente infiriendo el nicho realizado. Por otra parte, el objetivo de un MNE es de solamente caracterizar las condiciones ambientales en donde la especie puede existir, recreando el hipervolumen ambiental del nicho fundamental (Guisan *et al.*, 2017; Melo-Merino *et al.*, 2020; Soberón *et al.*, 2023).

2.3. Conceptos sobre escalas espaciales y temporales en procesos ecológicos

Dentro del modelamiento de la distribución de especies se toman en cuenta dos aspectos principales a nivel espacial: la resolución y la extensión espacial del estudio (Guisan *et al.*, 2017) en donde la resolución se refiere al tamaño de las unidades de muestreo y la extensión espacial, al tamaño del área en donde se busca realizar el estudio (Austin, 2007). Puesto a que en nuestro trabajo estamos interesados en conocer el cambio del hábitat de la anchoveta en la extensión del mar peruano, es de mayor interés definir la resolución del modelado. La importancia de definir la escala recae en los procesos que controlan la distribución de una especie. Por ejemplo, procesos como el forrajeo, la depredación y la competencia, que involucran la interacción directa entre organismos necesitarían una resolución espacial fina para ser estudiados, en donde sean apreciables las interacciones entre organismos (Mayor *et al.*, 2009). En nuestro caso, nuestro interés de estudio es la escala controlada por estructuras físicas entre meso y submesoscala que influencia la disponibilidad de alimento y consecuentemente, la distribución de la anchoveta en decenas a cientos de kilómetros (Bertrand *et al.*, 2008).

La delimitación de una escala espacial conlleva a delimitar también una escala temporal, que delimita los procesos temporales que influyen en las decisiones y/o preferencias que puede tener una especie. La fenología de una especie describe los procesos que se dan de forma cíclica durante el ciclo de vida de una especie y cómo estos son modulados por la variabilidad ambiental (Ponti *et al.*, 2023). La presencia de ciclos fenológicos en una especie implica que las variables más importantes para la delimitación del nicho realizado pueden variar estacionalmente y pueden ser uno de los factores más influyentes en la definición del hábitat (I. Chuine, 2010, Ponti *et al.*, 2023).

En particular, la migración es el proceso fenológico que tendría una influencia en la estacionalidad del nicho realizado de la anchoveta. Por lo general, se describe como el desplazamiento estacional de una especie motivado por la búsqueda de recursos y/o condiciones favorables cuando estos cambian en la distribución actual (*niche tracking*), o por la búsqueda de condiciones distintas (*niche switching*), aptas para cumplir alguna función de su ciclo de vida reproducción (Ponti *et al.*, 2023). Así, en la expansión/compresión del hábitat observada durante primavera/verano (Morón *et al.*, 2019) estaríamos frente a *niche tracking*, resultado de la expansión a nuevas áreas con características ambientales dentro de las preferencias de la anchoveta.

2.4. Definición de variables en modelos de distribución

La selección de variables es un aspecto crítico para el modelado de distribución de especies. La capacidad del modelo de representar adecuadamente la relación de la distribución de la especie con sus variables ambientales depende de identificar e incorporar las variables más relevantes para su distribución (Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2006).

Las variables utilizadas durante el modelado se pueden clasificar en: factores limitantes, recursos y perturbaciones. Los factores limitantes son aquellas variables que ejercen un control fisiológico en la especie; los recursos son aquellas variables que representan consumibles por la especie y las perturbaciones son aquellas que pueden alterar el espacio habitado (Guisan *et al.*, 2005). Así mismo, las variables seleccionadas para el modelado se pueden clasificar en proximales o distales, dependiendo de su inmediatez desde la variable hasta el efecto que tendría en el organismo (Austin, 2002). Para el caso de anchoveta, se conoce una variedad de variables oceanográficas que actúan como factores limitantes de su distribución y además que son monitoreadas regularmente. Entre ellas la temperatura superficial del mar (TSM), la salinidad superficial del mar (SSM) y los frentes y remolinos.

La TSM es un factor con una gran influencia en la selección de hábitat y que ha sido utilizado ampliamente para el desarrollo de modelos de distribución de especies (Pickens *et al.*, 2021). La importancia de esta variable proximal radica en el impacto fisiológico de la temperatura. Las especies pelágicas preferirán los hábitats cuya temperatura se asemeje lo más posible a la óptima para el desempeño eficiente de su metabolismo y se ha demostrado que el hábitat térmico seleccionado puede variar desde la escala estacional

hasta la diaria (Coutant, 1987). Para el caso de la anchoveta, es aparente que metabólicamente presenta un rango óptimo muy amplio, debido a que se le puede encontrar asociada a aguas que oscilan entre 16-23°C en verano y entre 14-18°C durante invierno (De La Cruz Barrueto *et al.*, 2021, Castillo *et al.*, 2018). Sin embargo, es importante notar que debido a que la anchoveta es una especie epipelágica que se distribuye en alrededor 50 m de la columna de agua, la temperatura superficial del mar representaría una aproximación de las condiciones reales experimentadas por la anchoveta. La temperatura superficial podría ser mejor interpretada como marcador de las masas de agua presentes en el área de estudio. Por ejemplo, las aguas costeras frías (ACF, Tabla 2.1), que se forman por el afloramiento costero y que tienen una alta productividad primaria, se encuentran entre 14-18°C (Swartzman *et al.*, 2008).

Masa de agua	Latitud	Temporada			
		Primavera		Verano	
		TSM	SSS	TSM	SSS
Aguas costeras frías (ACF)	Sur de 8°S	14<T<18	34.8<S<35	14<T<19	34.8<S<35
Aguas costeras frías (ACF)	Norte de 8°S	13.5<T<17	34.8<S<35	18<T	34.8<S<35
Aguas ecuatoriales superficiales (AES)	Norte de 8°S	20<T<26	34<S<34.8	21<T<26	34<S<34.8
Aguas tropicales superficiales (ATS)	Norte de 8°S	21<T	S<34	24<T	S<34
Mezcla ACF-ASS-AES	Norte de 8°S	18<T	34.8<S<35.05	19<T	34.8<S<35.05
Mezcla ACF-ASS-AES	Norte de 8°S	14<T<18	34.0<S<34.8	14<T<19	34.0<S<34.8
Mezcla ACF-ASS	-	14<T<25	35.05<S<35.1	14<T<19	35.05<S
Mezcla ACF-ASS	-	14<T<18	35.05<S	14<T<19	35.05<S

Tabla 2.1: Rangos de masas de agua presentes en el mar peruano. Adaptado de Swartzman *et al.*, 2008

La salinidad representa uno de factores abióticos con mayor importancia en la distribución de especies acuáticas (D. Kultz 2015; Smyth *et al.*, 2016). La anchoveta es considerada una especie estenohalina, usualmente encontrada en aguas con salinidades de entre 32.3-35.1 y como tal, es susceptible a cambios prolongados de la salinidad (Castillo *et al.*, 2018, De La Cruz Barrueto *et al.*, 2021). Aunque este sea un rango amplio, incluyendo aguas costeras con influencia de ríos (32.5 -34.0), el método principal utilizado por las especies pelágicas para lidiar con el estrés salino es el desplazamiento a zonas con salinidades favorables (Smyth *et al.*, 2016). Por lo tanto, es de esperar que en la anchoveta se pueda observar una selección de hábitat en base a valores de salinidad restringidos.

Históricamente, los frentes se han definido como procesos físicos lineales que definen una zona de flujo convergente, en donde se induce un flujo vertical (R. Owen, 1981). Así, los frentes pueden formarse por la convergencia de masas de agua con características distintas o como parte de bordes de remolinos. La definición más aceptada actualmente considera a los frentes como zonas con gradientes altas, que separan masas de agua relativamente uniformes. Comúnmente, estos gradientes en el océano se definen utilizando datos satelitales de temperatura superficial del mar, altimetría y/o concentración de clorofila-a (Belkin *et al.*, 2021). Por otra parte, los remolinos de mesoescala se reconocen como estructuras de circulación cerrada que pueden ser de entre 50-200km de diámetro, durar entre 1-24 meses y propagarse a una velocidad de 3-10 km por día (Belkin *et al.*, 2021). Debido a que menudo también presentan fuertes gradientes a lo largo de su periferia, pueden detectarse con metodologías similares a los frentes.

Los frentes y remolinos pueden actuar como *hotspots* de productividad primaria y además, pueden servir como lugares de agregación y retención de zooplancton y otras partículas que son aprovechados para el forrajeo para diversas especies en múltiples niveles tróficos (R. Owen, 1981; Scales *et al.*, 2014; Godo *et al.*, 2012). Es así que los frentes y remolinos pueden utilizarse como una variable distal de la disponibilidad de alimento en el modelado de hábitat. Para el caso de la anchoveta, la presencia de frentes y/o remolinos de mesoescala podría ser particularmente importante en la distribución espacial de su presa principal, *Euphasia mucronata*. La distribución de este eufáusido está correlacionada con la dinámica de remolinos de mesoescala, aumentando su abundancia en zonas con estructuras ciclónicas y alta energía de remolinos de mesoescala (EKE) (Riquelme-Bugueño *et al.*, 2015).

La concentración de clorofila-a es una variable oceanográfica constantemente monitoreada y que podría ser considerada como un recurso (Pickens *et al.*, 2021). El fitoplancton es la base de la red trófica del océano y como la clorofila-a es el pigmento fotosintético más común en el océano, se utiliza como proxy de la productividad primaria (Daqamseh *et al.*, 2019; Chai *et al.*, 2016) y de la disponibilidad de alimento para las especies a modelar. Si bien el fitoplancton es el ítem presa más importante numéricamente, se sabe que energéticamente el zooplancton de gran tamaño representa las presas más importantes de la anchoveta (Espinoza *et al.*, 2014), por lo que se considera como una especie principalmente zooplanctívora (De La Cruz Barrueto *et al.*, 2021; Espinoza *et al.*, 2014). A pesar de ello, estudios anteriores han demostrado el valor de la clorofila-a en el modelamiento de su distribución (Silva *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2019), demostrando su validez como delimitante del hábitat usado. Sin embargo, existe una gran incertidumbre entre las proyecciones de cambio climático sobre el incremento o la

disminución de la clorofila-a en latitudes correspondientes al HCS (R. Zavala *et al.*, 2019). Mientras que en modelos globales se proyecta un cambio en la estructura de tallas del fitoplancton, que tendrá efectos en la composición comunitaria global del zooplancton (Heneghan *et al.*, 2023), en los modelos con una regionalización de las proyecciones al mar peruano (ROMS-IPSL) se encontró un sesgo muy pronunciado en el comportamiento estacional de esta variable (con respecto a nuestra fuente de datos ambientales, los datos de GLORYS12), por lo que para obtener proyecciones confiables del cambio en la distribución del hábitat hemos decidido no incluir esta variable.

El oxígeno juega un rol crucial en la estructura comunitaria del SCH, estructurando el hábitat de múltiples especies de forma vertical y horizontal. También se ha propuesto como variable importante en la mediación de la alternancia multidecenal observada en *E. ringens* y *Sardinops sagax* (Bertrand *et al.*, 2004). El SCH se caracteriza por tener una zona mínima de oxígeno particularmente somera (Bertrand *et al.*, 2011), que parece beneficiar a la anchoveta al competir con sardina por espacio y alimento (Bertrand *et al.*, 2004). Espacialmente, su biomasa se localiza cerca de la costa, en donde la oxiclina también es más somera (Bertrand *et al.*, 2004). Adicionalmente, es aparente que la anchoveta es capaz de refugiándose en la oxiclina para escapar de depredadores y aprovecha la comprensión del hábitat ocasionada por esta para forrajear en el zooplancton concentrado sobre esta (Bertrand *et al.*, 2004; 2008).

En vista de lo anterior, utilizar la profundidad de la oxiclina como variable forzante en el modelo sería deseable. Sin embargo, esto no ha sido posible debido a que no existe suficiente información del oxígeno disponible que nos permita trabajar a la resolución espacial ($\sim 1/9^\circ$) y temporal para representar las condiciones presentes y futuras (diaria, con el

fin de empalmar con precisión los datos ambientales a la duración de cada cruce) que hemos necesitado para el modelado.

3. Metodología

El desarrollo metodológico de este trabajo empezó con la estandarización de los datos ambientales y biológicos en la escala determinada de 1/9° y a la extensión temporal de cruceros para los datos del periodo presente, para pasar por procesamiento como la generación de pseudo-ausencias, filtrado de presencia y balanceo de presencias y ausencias (Secciones 3.2.1-3.2.3). Luego, se corrigió el sesgo existente entre los datos ambientales del periodo futuro y las proyecciones futuras en escenarios de cambio climático (Sección 3.2.4). Posterior a la estandarización de la base de datos del presente, se procedió con el entrenamiento de los modelos de clasificación *Conditional Inference Random Forest* (Sección 3.3.2). Habiendo obtenido los modelos, se procedió a evaluarlos haciendo uso de curvas de calibración, curvas AUC ROC y matrices de confusión, que permitieron encontrar los umbrales óptimos para la clasificación del hábitat a partir de las probabilidades obtenidas por los modelos (Sección 3.4). Además se utilizaron curvas de dependencia parcial y la importancia condicional de variables para analizar el comportamiento de las variables ambientales en los modelos (Sección 3.4). Haciendo uso de los modelos, se proyectó el hábitat en los periodos futuros y se caracterizó en términos de área total, distancia a la costa, posición latitudinal índice de cohesión y área juvenil compartida (Sección 3.5). Un diagrama de flujo de la metodología se puede encontrar en la Figura 3.1.

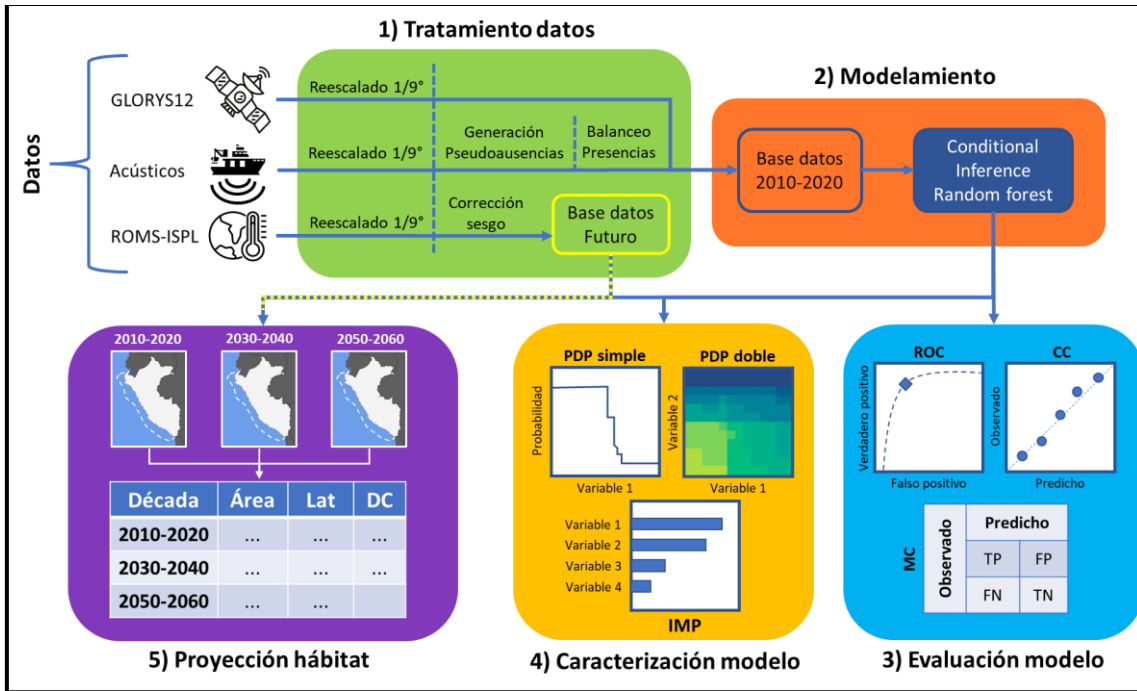


Figura 3.1: Esquema de la metodología de trabajo. En 3), ROC: Curva Característica operativa del receptor, CC: Curva de calibración, MC: Matriz de confusión; en 4) PDP: Plot de dependencia parcial, IMP: Importancia condicional relativa de variables

3.1. Objeto y área de estudio

Como el objetivo principal de este estudio fue pronosticar el cambio en la distribución de la anchoveta en la costa peruana, se consideró principalmente el norte del Sistema de la Corriente de Humboldt, considerado las coordenadas 2.5°S-18°S y 70°O-83°O, que incluyen y se extienden más allá de los límites fronterizos del mar peruano con Ecuador y Chile, con el fin de visualizar posibles cambios en la distribución fuera de la jurisdicción peruana.

La caracterización del hábitat se realizó dentro de una máscara que tomó en cuenta la distribución espacial del stock de la anchoveta obtenida durante la evaluación del recurso realizada por el Instituto del Mar del Perú, después de filtrar las presencias deambulantes (véase subcapítulo 3.3.1). Como se considera que el hábitat de la anchoveta se encuentra dentro de plataforma continental, decidimos delimitar la máscara con relación a la distancia máxima en donde se encontraron presencias de anchoveta. Se encontró que las presencias dentro del periodo de los datos (2010 - 2020) no fueron más allá de 65mn de distancia de la plataforma, por lo que esta isolínea definió nuestra área de estudio (Figura 3.2).

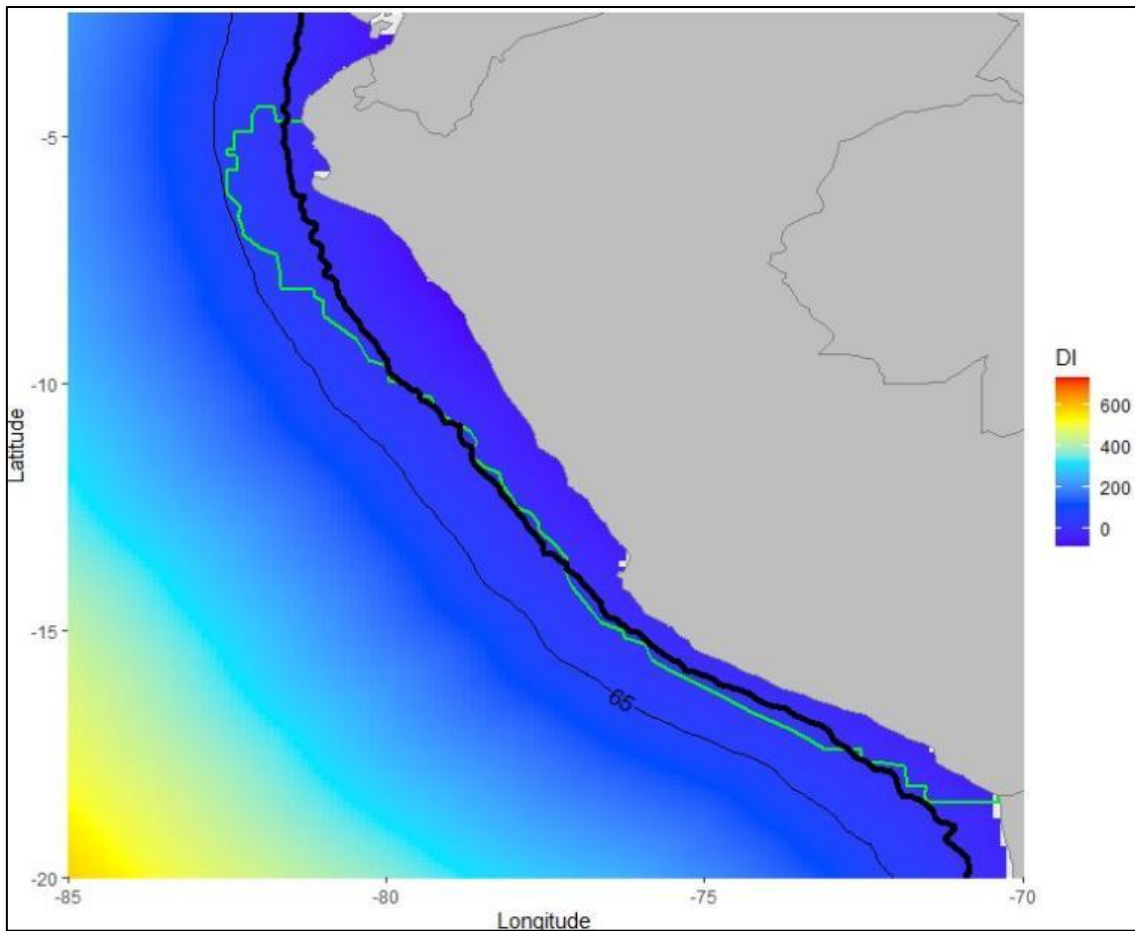


Figura 3.2: Área de estudio, definida por la isolínea de 65mn de distancia al talud continental, que considera la distribución espacial de las presencias de anchoveta encontradas en el periodo de estudio. La línea negra gruesa representa al talud continental (isolínea de 2225 m de profundidad), la línea verde la distribución de la anchoveta en el periodo presente y la línea negra delgada la máscara propuesta para la caracterización del hábitat.

3.2. Datos

3.2.1. Variables ambientales

Las variables ambientales que se consideraron para este estudio se detallan en la Tabla 1 y han sido seleccionadas a partir de una revisión bibliográfica sobre las preferencias ambientales del hábitat de la anchoveta (véase subcapítulo 2.3.4). La resolución espacial de estas variables es extrapolada a $1/9^\circ$ para mantener coherencia con la resolución espacial de las simulaciones de cambio climático.

Variable	Unidades	Obtención	Referencias
Temperatura superficial del mar (TSM)	C°	Calculada como el promedio de la temperatura superficial del mar durante el periodo del crucero de evaluación	Pickens <i>et al.</i> , 2021 Countant <i>et al.</i> , 1987
Salinidad superficial del mar (SSM)	-	Calculada como el promedio de la salinidad superficial del mar durante el periodo del crucero de evaluación	D. Kultz 2015 Smyth <i>et al.</i> , 2016 De La Cruz Barrueto <i>et al.</i> , 2021
Energía cinética de remolinos superficiales (EKE)	m ² /s ²	Calculada a partir de los vectores de velocidad zonal y meridional de las corrientes superficiales.	Riquelme-Bugueño <i>et al.</i> , 2015
Gradientes térmicos de mesoescala (FTSM)	C/6.66mn	Obtenidos a partir de la TSM utilizando el paquete <i>grec</i> de R, basado en la propuesta por Belkin, <i>et al.</i> (2009). Definida como el cambio espacial en la magnitud de la TSM	Belkin <i>et al.</i> , 2021 Scales <i>et al.</i> , 2014

Tabla 3.1: Lista final de variables utilizadas en los modelos de la anchoveta juvenil y adulta, obtenidas del modelo de reanálisis GLORYS12 de Mercator Global Ocean a resolución espacial de $1/12^\circ$ y frecuencia diaria (Jean-Michel *et al.*, 2021). Para ver las variables que fueron consideradas para el modelado y las razones de su uso o descarte, véase la sección 2.4.

3.2.2. Modelo de escenarios de cambio climático

Los datos ambientales que serán utilizados para la proyección del hábitat bajo escenarios de cambio climático provienen de modelos desarrollados por el Laboratorio de Modelado Oceanográfico, Ecosistémico y del Cambio Climático del IMARPE. El modelo utilizado es una regionalización al mar peruano del modelo de sistema terrestre IPSL-CM5A-MR, modelo que simula e integra las dinámicas entre la atmósfera y el océano e incluye una representación de los ciclos biogeoquímicos (N, P, O, Si) del océano y del ciclo de carbono planetario a una resolución de 1.25° (IPSL-CMC, 2024). Este modelo fue seleccionado por mostrar el menor sesgo con respecto a las variables biogeoquímicas *in-situ* (Echevin *et al.*, 2020). La regionalización de este modelo se llevó a cabo utilizando el modelo de circulación oceánica regional de alta resolución ROMS AGRIF v3.1.1, acoplado con el modelo biogeoquímico PISCESv0.

El modelo ROMS resuelve las ecuaciones primitivas para aproximar el movimiento del océano, mientras que PISCES simula la productividad biológica y los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes principales y el carbono, ambos a alta resolución (Echevin *et al.*, 2020). La información del modelo IPSL-CM5-MR se utilizó para definir las condiciones iniciales y de borde para la regionalización. La regionalización se utilizó una resolución de 1/9°, a escala mensual y para el periodo 2011-2100, para los escenarios RCP 2.6 y 8.5 (para una referencia del escenario RCP 8.5, véase Echevin *et al.*, 2020). En promedio, el modelo muestra un sesgo del 15% y 0.5% en su estimación de la temperatura y salinidad respectivamente en los primeros 500m de profundidad en el ecuador, en comparación a los datos *in situ* provistos por World Ocean Atlas para el periodo 1950-2005. A nivel superficial, este tiende a sobrestimar ligeramente la TSM y la SSM por 0.5°C y por 0.3 respectivamente en el mismo periodo (Echevin *et al.*, 2020).

3.2.3. Datos acústicos de la anchoveta

Se utilizaron datos acústicos recolectados durante 12 cruceros de evaluación hidroacústicos de la anchoveta llevados a cabo entre los periodos 2010-2012 y 2015-2020 (Figura 3.2), en donde aquellos cruceros ocurridos durante el primer semestre del año fueron considerados como cruceros de verano y aquellos ocurridos durante la segunda mitad del año fueron considerados como cruceros de primavera. La información del crucero 2012-II no pudo ser incluida debido a que esta no se encontraba segregada en estadios. La información del crucero 2020-II no pudo ser incluida debido a que no se tuvo acceso a los datos ambientales de esta temporada.

La evaluación hidroacústica se llevó a cabo por una o más embarcaciones durante el periodo de estudio y siguió un diseño de muestreo sistemático, compuesto por transectos paralelos de 80 mn de distancia desde la costa, separados por entre 10 – 15 mn (IMARPE, 2022). Los datos obtenidos en estas evaluaciones se encuentran clasificados en energía acústica de anchoveta juvenil (<12 cm de longitud) y adulta (>=12 cm de longitud), a una resolución espacial de 1 mn. La discriminación entre adultos y juveniles se realiza en base a características como el área, la rugosidad, la compacidad, la densidad de la energía acústica, la asimetría, etc. de cada uno de los cardúmenes detectados durante las evaluaciones (Fablet *et al.*, 2012). Para los fines de este trabajo, estos son transformados en datos binarios de presencia y ausencia.

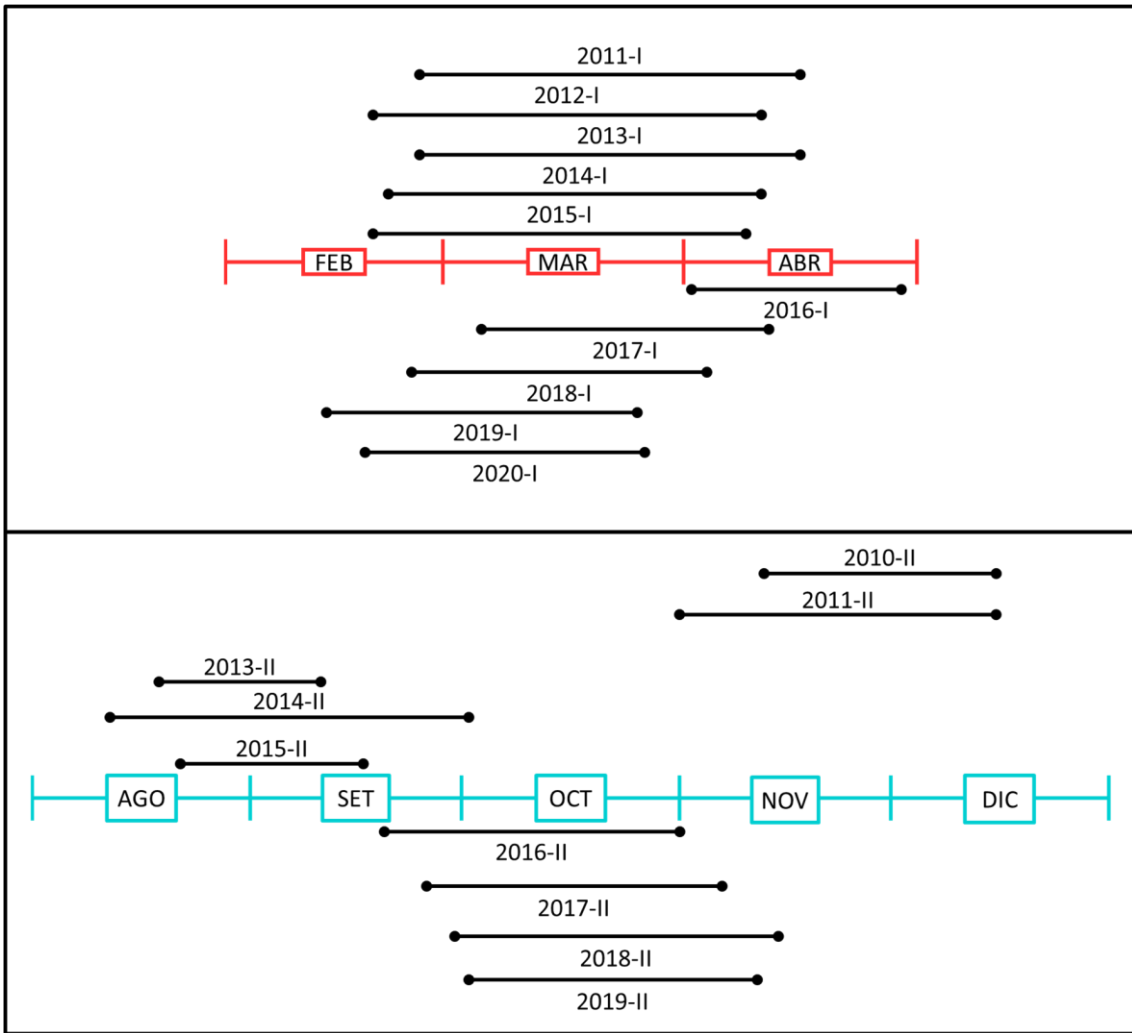


Figura 3.3: Duración de los crueros de evaluación hidroacústica durante el verano (arriba) y la primavera (abajo).

3.3. Tratamiento de datos

3.3.1. Filtrado de presencias en anchoveta

Para el modelado de hábitat es necesario tener la certeza de que los datos de presencia utilizados representen a la especie dentro de un espacio donde se satisface el nicho y se puede mantener una población con crecimiento positivo (Guisan *et al.*, 2017). Para garantizar la representación de hábitats persistentes, se decidió descartar las posiciones de anchoveta fuera de su distribución regular durante el periodo de muestreo. Nos referimos a estos datos como individuos “deambulantes” y se asume que estos datos son cardúmenes que no representan anchoveta en una ubicación apta para su desarrollo en el presente.

Para la identificación de los deambulantes se utilizaron todos los datos de presencia de la anchoveta adulta y juvenil disponibles para el periodo 2010-2020. Se graficaron estos datos en una grilla de 8 mn, en donde los valores de cada grilla representaron la suma de todas las presencias encontradas en cada celda a través del periodo, para las temporadas de verano y primavera por separado. A partir de esta distribución, se delimitó visualmente la distribución regular de la anchoveta con un polígono que encerró aquellas celdas con más de 12 presencias detectadas durante el periodo del de estudio. Los individuos deambulantes fueron aquellos que se encontraron fuera de este polígono. Una visualización de este proceso puede observarse en la Figura 3.4.

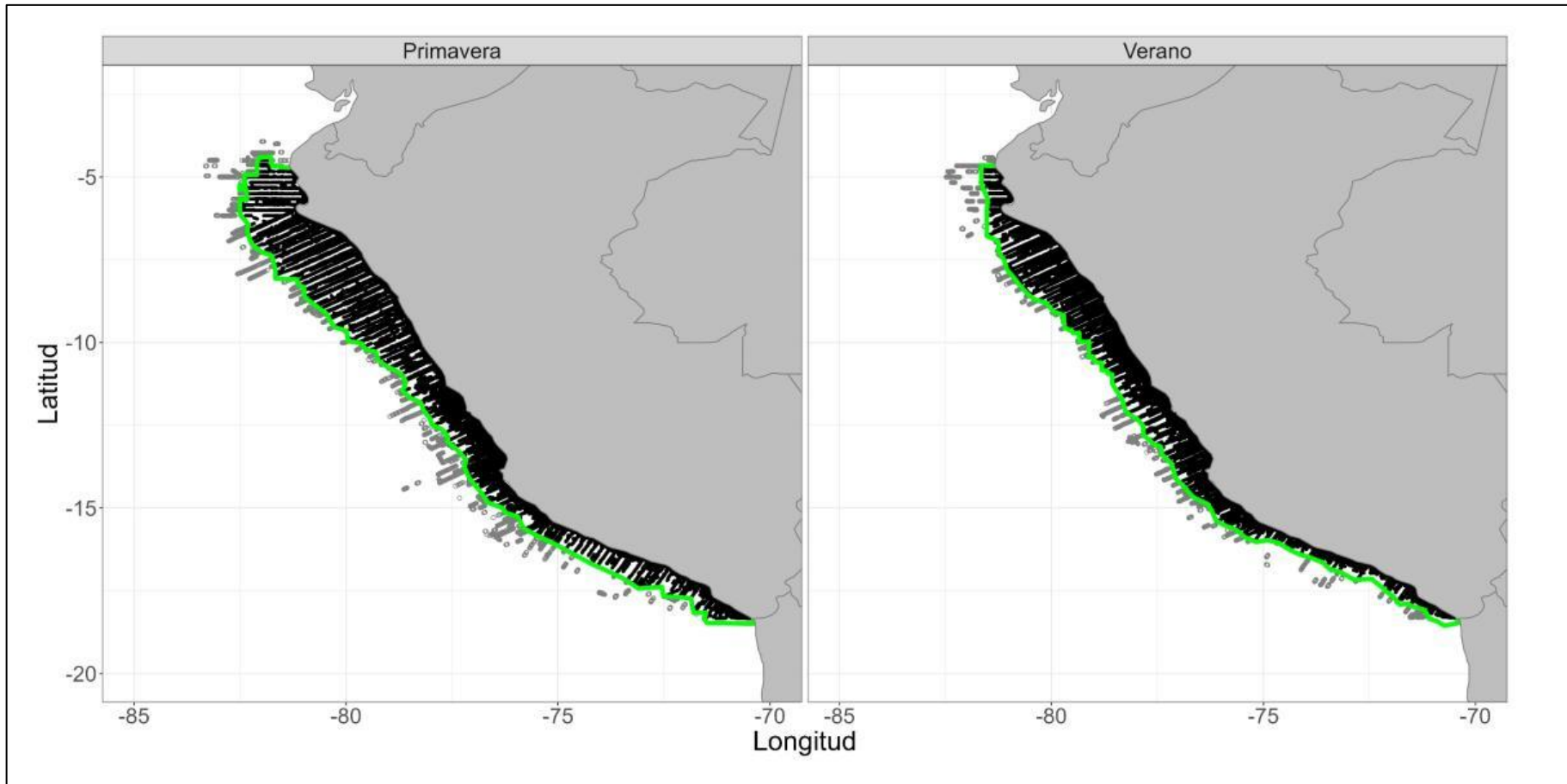


Figura 3.4: Distribución de los datos de presencia de la anchoveta y polígono de filtrado de deambulantes (en verde), durante el periodo 2010-2020. Cada punto representa una presencia unitaria de anchoveta, en donde los puntos grises representan a los individuos deambulantes que fueron descartados, mientras que los puntos negros representan a las presencias incluidas en el modelamiento. De las 21 031 presencias detectadas durante el verano se descartaron 981, mientras que de las 25 741 presencias detectadas durante la primavera se descartaron 1 159.

3.3.2. Generación de pseudo-ausencias

Un supuesto importante de los modelos de distribución de especies es que asumen que el área de estudio ha sido muestreada aleatoriamente en la búsqueda de presencias y ausencias de la especie objetivo (Kramer-Schadt *et al.*, 2013). En la práctica, los datos sobre las presencias/ausencias de la especie a estudiar poseen un sesgo de recolección que se manifiesta en una autocorrelación espacial de los datos (Phillips *et al.*, 2009), sesgo que puede presentarse en datos provenientes de muestreos sistemáticos y puede tener efectos distintos sobre el rendimiento del modelo dependiendo del diseño de muestreo (Fourcade *et al.*, 2009; Edwards *et al.*, 2006). Una metodología usada para sobrellevar esta limitación es la inclusión de pseudo-ausencias aleatorias en el área que fue previamente definida como utilizando la información ambiental fuera de la distribución de anchoveta. Como resultado, los modelos tienen mejor rendimiento cuando se calibran con datos de ausencias reales y pseudo-ausencias (Liao *et al.*, 2022).

Aunque este procedimiento ha recibido críticas anteriormente por implicar suposiciones *a priori* sobre la idoneidad del hábitat antes de su cuantificación formal (Descombes *et al.*, 2022, no consideramos que esto sea un problema para la definición de nuestras pseudo-ausencias debido a que asumimos que los cruceros cubren toda la distribución de la anchoveta frente al mar peruano. Una visualización de este proceso puede observarse en la Figura 3.5, en donde por cada crucero de evaluación se escogen ubicaciones aleatorias en zonas fuera del recorrido del crucero. Los datos ambientales de las zonas escogidas se utilizan como ausencias durante el modelado.

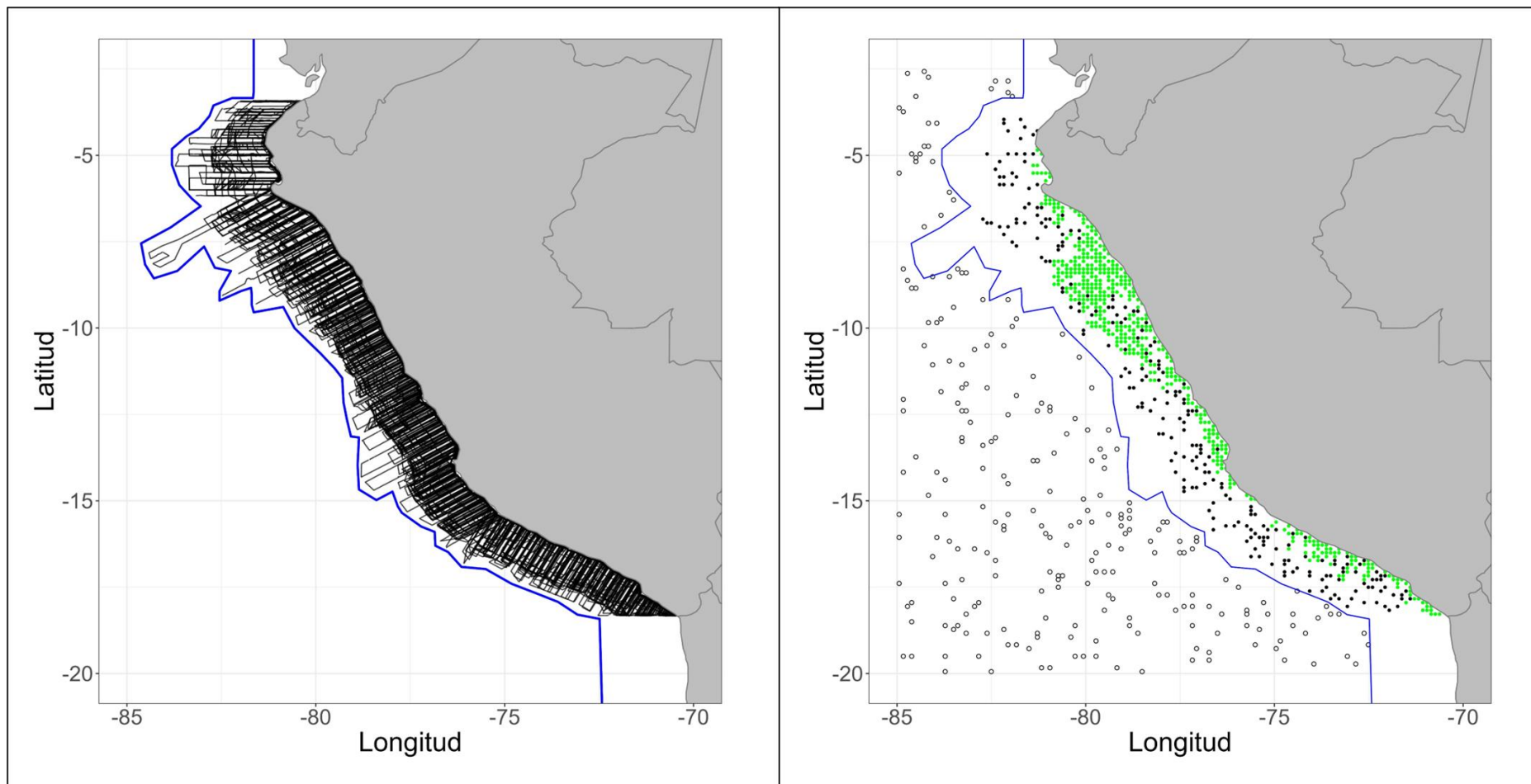


Figura 3.5: Izquierda: Las líneas negras muestran el recorrido de cada uno de los cruceros realizados durante el 2010-2020 y la línea azul representa el polígono delimitado para la generación de pseudo-ausencias. Derecha: Ejemplo del proceso de generación de pseudo-ausencias. Los puntos verdes representan las presencias de anchoveta adulta detectadas durante el crucero de primavera del 2019, lo puntos negros sólidos representan las ausencias reales aleatoriamente escogidas (véase Sección 3.3.3) y los puntos vacíos representan las pseudo-ausencias generadas para el crucero.

3.3.3. Balanceo de presencias y ausencias

Una problemática que se presenta durante el uso de modelos de aprendizaje automatizado orientados a tareas de clasificación surge cuando una de las clases en la variable respuesta se encuentra sobrerrepresentada en los datos. En nuestro caso, este desequilibrio se manifiesta como un mayor número de ausencias que presencias. Este desequilibrio en los datos produce un sesgo en la precisión de clasificación del modelo final, ocasionando que el modelo tenga un error muy pequeño al momento de identificar ausencias y un error relativamente más grande en la clasificación de presencias (Evans *et al.*, 2010).

Para sobrellevar este sesgo, se balancearon los datos de presencias y ausencias en la base de datos. Luego de haber filtrado las presencias deambulantes (Sección 3.3.1), en cada cruce se seleccionó aleatoriamente un número de ausencias equivalente al número de presencias detectadas en dicho cruce. Con el propósito de aprovechar las ventajas que tiene la inclusión de pseudo-ausencias en el ajuste del modelo (Liao *et al.*, 2022), la mitad de las ausencias de esta selección aleatoria son pseudo-ausencias generadas a partir del polígono descrito en la Sección 3.3.2.

3.3.4. Corrección de sesgo e incertidumbre en las proyecciones de cambio climático

Si bien los datos provenientes de las simulaciones de cambio climático que se utilizarán han pasado por un proceso de corrección de sesgo de magnitud entre el periodo presente y futuro, aún existe una diferencia en magnitud de la climatología observada en los datos de GLORYS para el periodo 2010-2020 (Figura 3.6). Siguiendo la metodología propuesta en Hawkins *et al.*, 2013, se corrigió el sesgo para cada variable de la siguiente forma:

$$X^{RCP\text{corregido}}_{j/i} = X_{j/\hat{t}}^{GLORYS} + \left(\overline{X_{j/Futuro}^{RCP}} - \overline{X_{j/2010-2020}^{ROMS}} \right)$$

En donde:

- $X^{RCP\text{corregido}}_{j,i}$ representa la magnitud corregida de determinada variable, para el mes j del año i
- $X_{j/\hat{t}}^{GLORYS}$ representa la magnitud de la variable X para el mes j del año análogo \hat{t} en el periodo presente de los datos de GLORYS
- $\overline{X_{j/Futuro}^{RCP}}$ representa la media climatológica del periodo futuro de la variable X en el mes j , para determinado escenario RCP del modelo ROMS
- $\overline{X_{j/2010-2020}^{ROMS}}$ representa la media climatológica de la variable X en el mes j , para el periodo presente de los datos de ROMS.

Como ejemplo, la temperatura superficial corregida para marzo del año 2031 para el escenario RCP 8.5 ($TSM^{RCP8.5\text{corregido}}_{03/2031}$) sería calculada de la siguiente forma:

$$TSM^{RCP8.5\text{corregido}}_{03/2031} = TSM_{03/2011}^{GLORYS} + \left(\overline{TSM_{03/2030-2040}^{RCP8.5}} - \overline{TSM_{03/2010-2020}^{ROMS}} \right)$$

En donde $TSM_{03/2011}^{GLORYS}$ es la temperatura superficial en marzo de 2011, $\overline{TSM_{03/2030-2040}^{RCP8.5}}$ es la media climatológica de temperatura superficial de marzo del periodo 2030-2040 del

escenario RCP 8.5 y $TSM_{03/2010-2020}^{ROMS}$ es la media climatológica de marzo del modelo ROMS para el periodo presente.

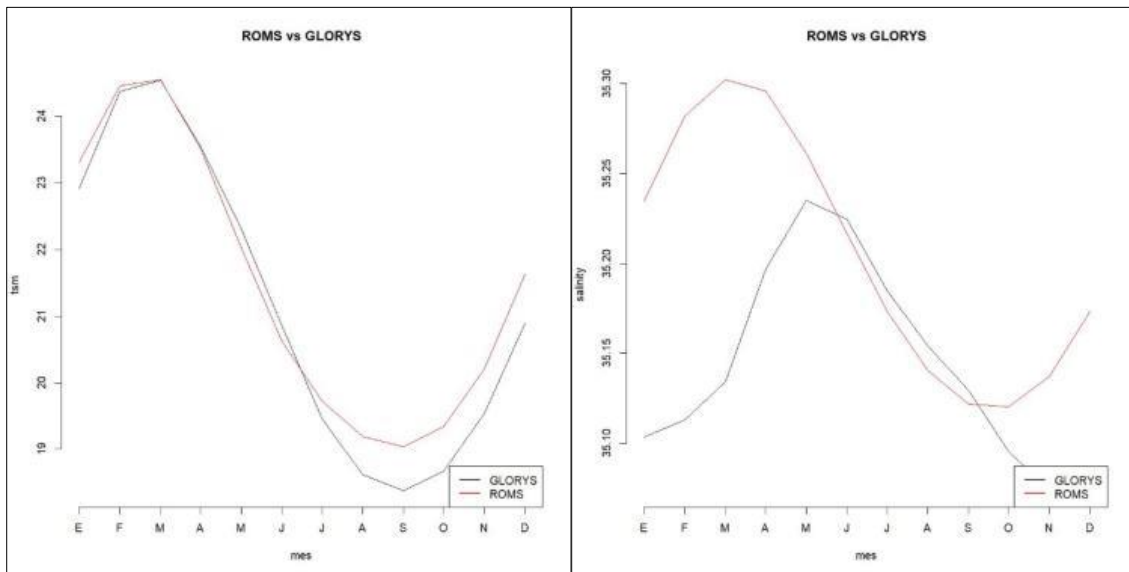


Figura 3.6: Variabilidad mensual climatológica de la TSM (izquierda) y SSM (derecha) para el periodo 2010-2020 de los datos de GLORYS (línea negra) y ROMS (línea roja)

En el contexto del modelado del cambio climático, la “incertidumbre” de las proyecciones hace referencia a la variabilidad observada entre los modelos que conforman el ensamble que da lugar a las proyecciones de cambio climático. En el caso de los escenarios RCP, su incertidumbre es estimada a partir de los más de 40 modelos de sistema planetario que conformaron el CMIP5. La variabilidad observada entre los modelos del ensamble surge a partir de tres fuentes distintas: la variabilidad interna de los modelos, consecuencia de variabilidad natural interanual del sistema climático de los modelos; la variabilidad en respuesta al forzamiento del modelo, que surge debido a la parametrización y configuración propia de cada modelo; y la variabilidad inter-escenario, que se debe a las diferentes proyecciones de gases de efecto invernadero (GHG, Hawkins & Sutton, 2009).

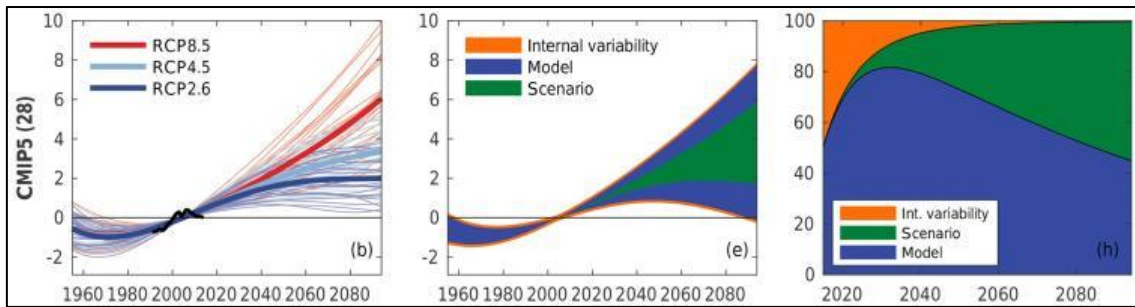


Figura 3.7: b) Medias móvil de 10 años de series temporales de temperatura media anual global de CMIP5. e) Fuentes de incertidumbre en la proyección de la media multimodelo-multiscenario. h) Contribución relativa de las fuentes individuales a la incertidumbre total. Extraído de Lehner *et al.*, 2020.

La magnitud e importancia relativa de cada una de estas fuentes de incertidumbre cambia con el horizonte de tiempo estudiado (Hawkins & Sutton, 2009). Durante el futuro cercano, en donde el forzante radiativo debido a los GHG sigue siendo semejante al presente, la magnitud de la incertidumbre es menor y dominada por variabilidad interna y en respuesta a los modelos. Debido a que el sistema climático planetario es intrínsecamente caótico, a medida que se avanza en el horizonte de tiempo y aumenta el forzante radiativo por los GHG, las distintas configuraciones de cada uno de los modelos dan lugar a proyecciones que empiezan a discrepar entre sí, dando lugar a una alta incertidumbre en el futuro lejano, dominada por la variabilidad inter-escenario (Figura 3.7, Lehner *et al.*, 2020).

3.4. Modelamiento

3.4.1. Definición de la resolución espacial

Para el modelado es necesario uniformizar la resolución espacial de los datos del modelo GLORYS12 ($1/12^\circ$), proyecciones del cambio climático ($1/9^\circ$) y datos hidroacústicos ($\sim 1/60^\circ$), por lo que se necesitaría re-escalar los datos de presencia/ausencia a una resolución de $1/9^\circ$. Para garantizar que en esta resolución no se altere la estructura espacial de los datos de la anchoveta se calcularon variogramas experimentales para cada uno de los cruceros de evaluación, grillando los datos desde $1/30^\circ$ hasta $4/15^\circ$ con el fin de observar el alcance de la autocorrelación espacial en los datos de presencia de la anchoveta (Figura 3.8). De este análisis se pudo concluir que la estructura espacial de los datos de la anchoveta se conserva hasta una resolución de $1/6^\circ$, con lo que se pudo concluir que el reescalado de los datos a $1/9^\circ$ mantendría esta estructura.

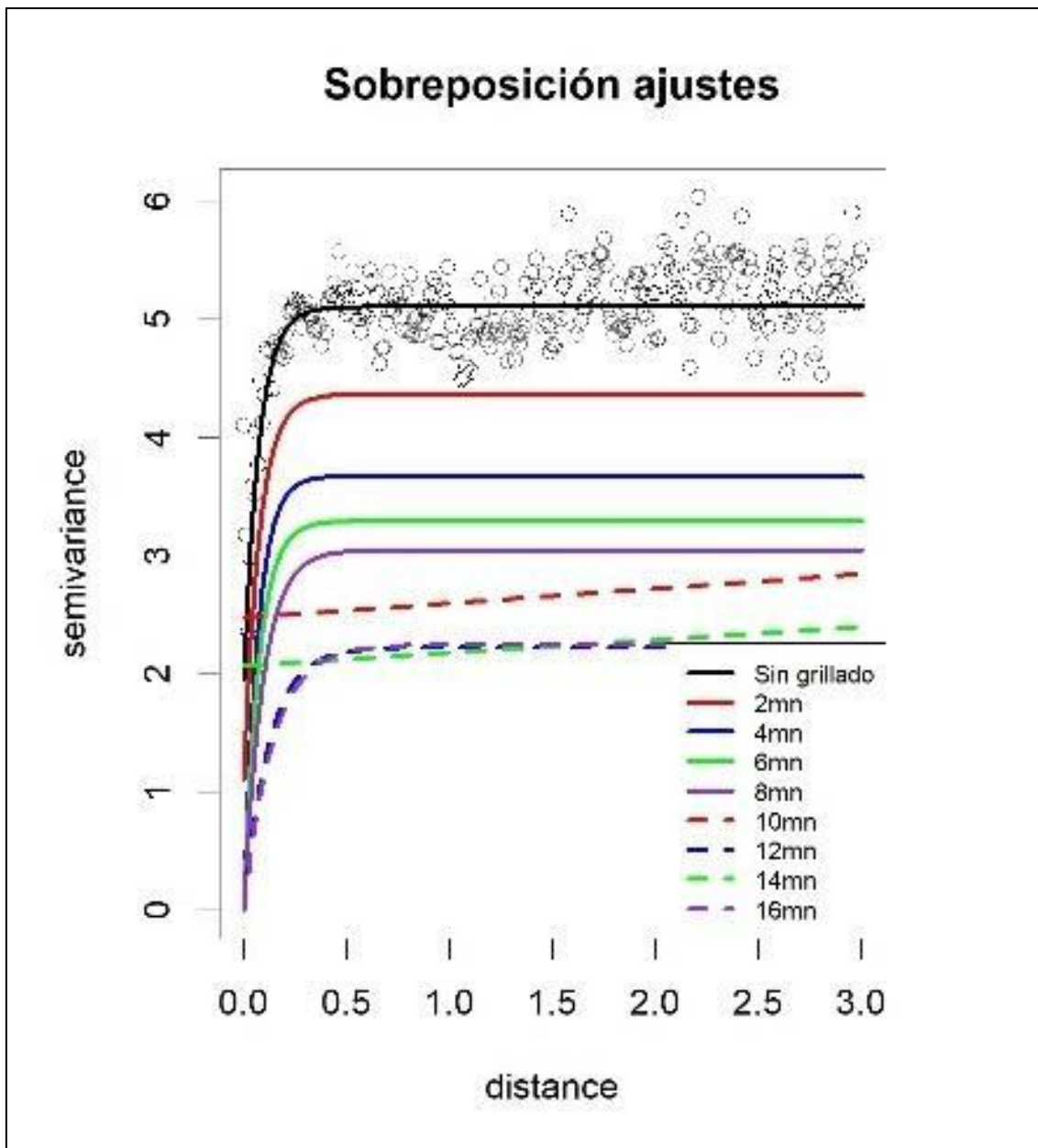


Figura 3.8: Variograma omnidireccional experimental y ajustes a diferentes resoluciones obtenidos para el crucero 2017-I.

3.4.2. Modelamiento y configuración de los modelos

Para modelar la distribución de la anchoveta adulta y juvenil se decidió utilizar el modelo de aprendizaje automatizado *Conditional Inference Random* (CIRF) (Hothorn *et al.*, 2015; Levishna, N. 2020), que es una variación del modelo *Random Forest* (RF), que hace uso de múltiples árboles de decisión no correlacionados para clasificar los datos en presencia o ausencias (L. Breiman, 2001).

Un árbol de decisión es un modelo estadístico no paramétrico que utiliza particiones recursivas para estimar la probabilidad de ocurrencia de un evento. Durante el proceso de ajuste, cada árbol de decisión se ajusta a los datos buscando que en cada nodo del árbol se aplique el criterio de partición que mejor discrimine a los datos en una respuesta de presencia o ausencia. Esto se realiza mediante el cálculo del índice de Gini, que garantiza que con cada bifurcación del árbol los datos progresivamente se segregarán en presencias y ausencia en las hojas finales del árbol (Figura 3.9). En el algoritmo RF se utilizan múltiples árboles de decisión, cada uno provisto de un subconjunto aleatorio de los datos (datos de entrenamiento) y de las variables de entrenamiento (*bagging*), que se utilizarán para el ajuste de cada árbol. Luego, las respuestas de todos los árboles del modelo son agregadas en la respuesta final del modelo (L. Breiman, 2001; Valvi *et al.*, 2021). La introducción de esta aleatoriedad durante el proceso de ajuste genera que las respuestas de cada árbol sean distintas entre sí, permitiendo que el ensamble de árboles posea una mejor generalización de los datos y mitigando el error que cada árbol unitario podría tener, además de revelar efectos e interacciones entre las variables que de otra forma podrían quedar opacadas por efectos de variables de mayor importancia (L. Breiman, 2001).

El algoritmo CIRF lleva el proceso de clasificación de datos a un nivel rigurosidad superior. Normalmente, en cada árbol de decisión de RF, la variable escogida para realizar la bifurcación en cada nodo es aquella que haya obtenido el menor valor absoluto en el índice de Gini. Sin embargo, el índice de Gini puede introducir un sesgo hacia variables con un mayor número de categorías o un rango más amplio (Levishna, N. 2020). En CIRF, el criterio de bifurcación está dado por una prueba de significancia estadística de la relación entre las variables independiente y la variable dependiente. Esta prueba se realiza mediante la permutación aleatoria de los valores de las variables independientes con respecto a la variable dependiente y evaluando si la distribución original y la permutada de cada variable independiente son significativamente diferentes. La variable que posea el menor valor de probabilidad es la escogida para realizar la bifurcación y en caso ninguna supere el nivel de significancia deseado, no se realizarán más particiones y el árbol dejará de crecer (Levishna, N. 2020; Schweinberger, M. 2023; Hothorn *et al.*, 2015).

Los CIRF fueron ajustados usando los paquetes *caret*, *party* y *moreparty* de R en su versión 4.2.2 para producir los modelos a partir de la data del periodo actual (2010-2020), que luego se utilizaron para proyectar el hábitat presente y futuro a escala estacional. Se consideraron 1000 árboles por modelo, con un máximo de 5 variables aleatorias por árbol y una prueba de permutación de Monte Carlo con una significancia de 0.05 para la selección de la variable de bifurcación en cada nodo.

Los modelos producidos poseen la siguiente estructura:

$$P(ANG) = SST + SSS + EKE + FTSM + Temporada$$

$$P(ANP) = SST + SSS + EKE + FTSM + Temporada$$

En donde:

P(ANG): Presencia de anchoveta adulta

P(ANP): Presencia de anchoveta juvenil

SST: Temperatura superficial del mar

SSM: Salinidad superficial del mar

EKE: Energía cinética de remolinos

FTSM: Gradientes de frentes de temperatura superficial

Temporada: Factor que controla la temporalidad de los datos, pudiendo ser verano o primavera.

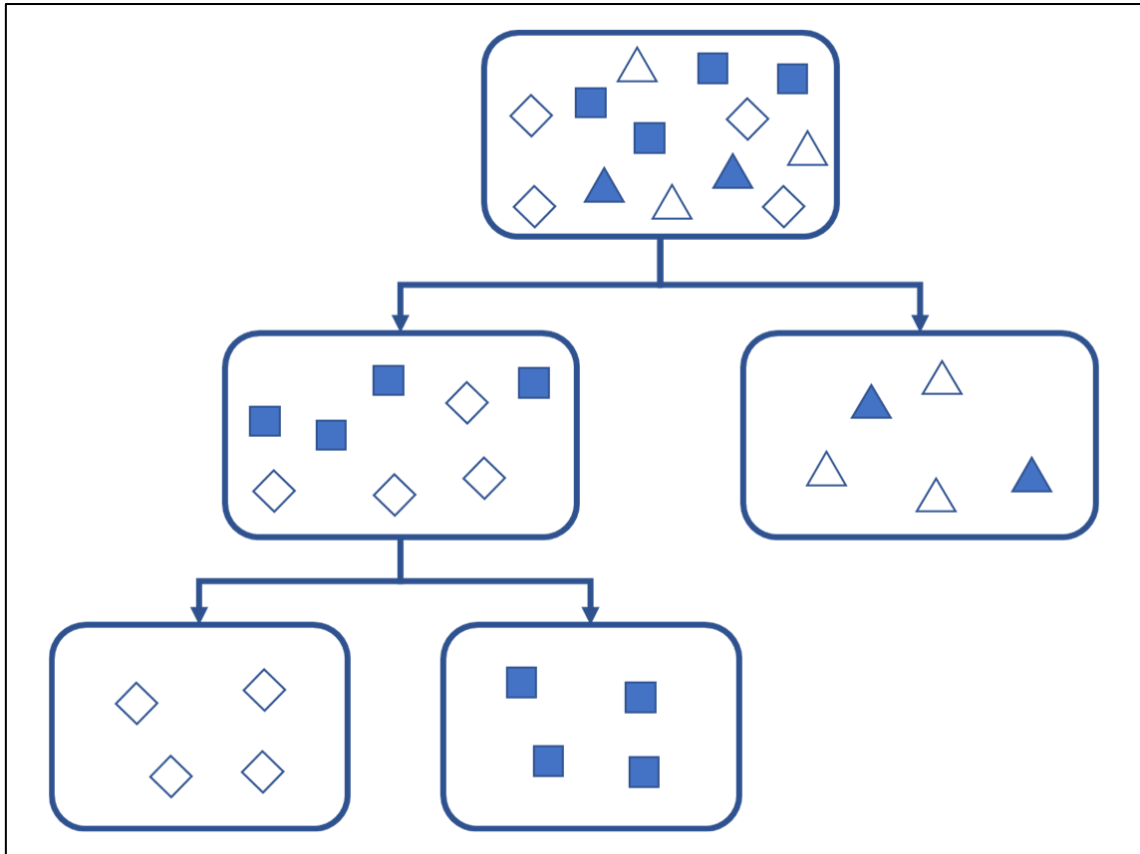


Figura 3.9: Ejemplo simplificado de particiones recursivas en un árbol de decisión. En este árbol simple, el objetivo es clasificar las tres diferentes formas geométricas haciendo uso del color y el número de vértices como variables. En el primer nodo del árbol, el número de vértices obtendría un menor valor del índice de Gini que el color, debido a que es capaz de segregar totalmente a los triángulos en un nodo terminal, por lo que está sería la primera variable en particionar los datos. Como los datos no han sido completamente purificados en los tres tipos de forma geométrica, una bifurcación adicional de los datos se lleva a cabo, en donde el color ahora obtiene el menor valor del índice de Gini y logra segregar a los datos restantes según su forma geométrica. Adaptado de Levshina, 2020.

3.5. Evaluación y caracterización del modelo

En el proceso de evaluación del modelo se busca evaluar:

- i) La calibración de los modelos, donde se evalúa la coherencia de las probabilidades de presencia obtenidas por el modelo con la frecuencia de ocurrencias observadas (Pearce & Ferrier 2000)
- ii) La capacidad discriminativa del modelo, que evalúa la capacidad de los modelos de discriminar y predecir con precisión presencias y ausencias (Guisan *et al.*, 2017).

Para ambos objetivos, los datos totales disponibles se dividieron en un conjunto de entrenamiento y uno de evaluación (80% y 20% de los datos, respectivamente). Los modelos son ajustados utilizando los datos de entrenamiento y, para medir su desempeño, se predice y evalúa el modelo en base al conjunto de validación (Guisan *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2019).

La evaluación de la calibración se realizó mediante una curva de calibración. La curva de calibración se construye dividiendo las probabilidades obtenidas por el modelo en una serie de intervalos y graficándolas frente a la proporción de presencias observadas en los datos del conjunto de evaluación (M. DeGroot & S. Fienberg, 1982). Se esperaría que las probabilidades obtenidas por el modelo sean lo más cercanas posible a la proporción de presencias observadas en los datos de evaluación, trazando una línea cercana a una diagonal perfecta, (M. DeGroot & S. Fienberg, 1982; S. Phillips & J. Elith, 2010, Guisan *et al.*, 2017). Se evaluó la linealidad mediante el ajuste del modelo de regresión logístico sobre las probabilidades obtenidas propuesto en J. Pearce & S. Ferrier, 2000:

$$\ln\left(\frac{(ANC = 1)}{(ANC = 0)}\right) = a + b \times \ln\left(\frac{P_i}{1 - P_i}\right)$$

En donde $(ANC = 1)$ representa a la frecuencia de ocurrencias observadas en los datos de evaluación y P_i a la probabilidad estimada por los modelos ajustados. El intercepto a de la ecuación cuantifica el sesgo en la predicción; valores mayores a cero indican una subestimación mientras que valores menores a cero indican una sobreestimación de las probabilidades de presencia en general. La pendiente b de la ecuación indica la dispersión de la predicción de la probabilidad; valores menores a 1 indican una subestimación de las probabilidades menores a 0.5 y una sobreestimación de las probabilidades mayores a 0.5, mientras que los valores mayores a 1 indican una dispersión inversa (J. Pearce & S. Ferrier, 2000). El coeficiente de correlación punto-biserial (R) se puede utilizar para cuantificar la linealidad de esta relación (Guisan *et al.*, 2017) y se calcula mediante:

$$R = \frac{\bar{X}_1 - \bar{X}_0}{s_x} \times \sqrt{\frac{n_1 \times n_0}{n^2}}$$

En donde:

- \bar{X}_1 es el promedio de probabilidades obtenidas para las presencias
- \bar{X}_0 es el promedio de probabilidades obtenidas para las ausencias
- s_x es la desviación estándar de todas las probabilidades obtenidas
- n_1 es el número de presencias observadas
- n_0 es el número de ausencias observadas
- n es el número total de observaciones

El coeficiente de correlación punto-biserial puede variar de entre -1 y 1, en donde los valores positivos o cercanos a 1 indican una calibración fuerte. En caso de que una relación no-lineal sea detectada se evaluara aplicar una calibración al modelo aplicando una calibración de Platt (Niculescu-Mizil y Caruana 2005).

La evaluación de la capacidad discriminativa del modelo se realiza mediante la obtención del área bajo la curva (AUC) de una curva ROC. Para ello, las probabilidades obtenidas por el modelo sobre los datos de evaluación se transforman a predicciones binarias de ausencia y presencia a través de todos los umbrales posibles, que dan lugar a tipos de respuestas distintas (Tabla 3.2). Luego de esto, se calcula la sensibilidad (proporción de verdaderos positivos) y especificidad (proporción de falsos positivos) de clasificación (Tabla 3.3) en cada uno de los umbrales posibles del modelo y se contrastan, definiendo la curva ROC. De haber obtenido un modelo con capacidad discriminativa ideal, esta curva crecería en dirección a la esquina izquierda superior del gráfico y se esperaría que el valor AUC se acerque a 1 dependiendo de su poder discriminativo (Guisan *et al.*, 2017; F. Nahm, 2022). Por otra parte, esta curva se asemejará más a una diagonal en el gráfico en caso el modelo no sea distinto a un clasificador aleatorio, dando lugar a valores de AUC cercanos a 0.5 (Guisan *et al.*, 2017; F. Nahm, 2022). A partir de esta curva se puede obtener un umbral óptimo para la definición de las presencias y ausencias, que nos permitirá definir el hábitat de la anchoveta y obtener las métricas de la Tabla 3.3. En este trabajo hemos definido el umbral óptimo como aquel que maximiza la precisión del modelo.

		Valor predicho	
		Presencia	Ausencia
Valor real	Presencia	Verdadero Positivo (VP)	Falso negativo (FN)
	Ausencia	Falso positivo (FP)	Verdadero negativo (VN)

Tabla 3.2: Matriz de confusión.

Métrica	Definición	Cálculo
Precisión	Número de presencias y ausencias correctamente identificadas, sobre el total de respuestas del modelo	$\frac{VP + VN}{VP + VN + FP + FN}$
Tasa de presencias verdaderas (sensibilidad)	Número de presencias identificadas correctamente sobre el total de presencias identificadas	$\frac{VP}{VP + FN}$
Tasa de ausencias verdaderas (especificidad)	Número de ausencias identificadas correctamente sobre el total de ausencias identificadas	$\frac{VN}{FP + VN}$
Error	Número de presencias y ausencias incorrectamente identificadas sobre el total de respuestas del modelo	$\frac{FP + FN}{VP + VN + FP + FN}$

Tabla3.3: Métricas de evaluación obtenidas a partir de la matriz de confusión.

Para estimar la importancia relativa de cada variable en la determinación del hábitat se calculó la importancia relativa condicional de cada variable (L. Breiman, 2001; Strobl *et al.*, 2008). Esta se calcula en cada árbol de decisión del modelo, haciendo uso de los datos que quedaron fuera del subset de entrenamiento (*out-of-the-bag sample*), utilizando el puntaje de Brie. Para una variable de interés, se permutan aleatoriamente sus valores y se vuelve a estimar el puntaje de Brie bajo la variable permutada, obteniendo una estimación de la reducción del éxito de clasificación. Mientras más importante sea la variable en cada

árbol de decisión, mayor será la reducción del éxito de clasificación. La importancia relativa cada variable del modelo es igual al promedio de la reducción en el éxito de clasificación en todos los árboles del modelo (L. Breiman, 2001; Strobl *et al.*, 2008).

Con el fin de evaluar cómo la predicción de un modelo cambia a medida que se varían los niveles de los predictores, se elaboraron gráficos de dependencia parcial (PDP) estacionales simples y dobles de variables ambientales (J. Friedman, 2001; B. Greenwell, 2017). Estas son representaciones gráficas de cómo varía la probabilidad de ocurrencia respuesta del modelo a través del rango de la variable de interés, de manera semejante a un análisis de sensibilidad. En las curvas de dependencia parcial simples, se fija la magnitud de la variable de interés en un valor determinado a_{X_i} , para luego obtener la probabilidad de ocurrencia en a_{X_i} para todas las magnitudes del resto de n variables independientes del modelo y promediarlas. Este proceso se repite para todas las a_{X_i} magnitudes de la variable de interés, dando lugar a la curva de dependencia parcial (J. Friedman, 2001; B. Greenwell, 2017). La obtención de las curvas de dependencia parcial doble sigue un procedimiento semejante al simple, en donde se fijan las magnitudes a_{X_i} y b_{X_j} de las variables de interés a y b y se promedia la probabilidad de ocurrencia en todas las magnitudes del resto de n variables independientes del modelo, dando lugar a una visualización de la interacción entre las variables a y b (J. Friedman, 2001; B. Greenwell, 2017).

3.6. Caracterización del hábitat actual y proyecciones futuras

Una vez obtenidos los modelos para la anchoveta adulta y juvenil, se procedió a simular el hábitat en el periodo presente y las proyecciones de escenarios de cambio climático con los datos ambientales de cada década respectiva, después de la corrección de sesgo (Sección 3.2.1.4) para los periodos futuros de cada escenario RCP. Se obtuvieron mapas de probabilidad para 11 veranos y 11 primaveras en cada periodo futuro de los escenarios (2030-2040, 2050-2060, 2070-2080 y 2090-2100) y para 9 primaveras y 10 veranos del periodo presente. La proyección del hábitat en el periodo actual se realizó en el mismo periodo de los cruceros de evaluación, mientras que en el periodo futuro se utilizaron los promedios de febrero-marzo y setiembre-octubre para verano y primavera, respectivamente. Luego, se obtuvieron mapas de hábitat haciendo uso de los umbrales óptimos anteriormente definidos y se tomó en cuenta las siguientes métricas para la caracterización del hábitat, que evalúan el tamaño del hábitat, la posición del hábitat y la estructura del hábitat:

1) **Área total del hábitat** (A_T), expresada como:

$$A_{T_{i,j}} = \left(\sum P_{i,j} \right) \times a$$

En donde $\sum P_{i,j}$ denota la sumatoria del total de celdas clasificadas como presencias por el modelo en temporada j del año i y a es una constante que representa el área de cada celda unitaria. Debido a que estimamos que nuestra resolución de grilla será de $1/9^\circ$, la celda unitaria a tendría un valor de 152 km^2 aproximadamente.

2) Centro de gravedad de la distribución de probabilidad del hábitat (CG), expresada como:

$$CG = \frac{\left(\sum_{i=1}^{N_p} c_{xy} \times ANC(p_{i,j})\right)}{\sum_{i=1}^{N_p} ANC(p_{i,j})}$$

En donde $\sum_{i=1}^{N_p} c_{xy} \times ANC(p_{i,j})$ denota la sumatoria entre el producto de las coordenadas c_{xy} (longitud y latitud) de cada presencia y la probabilidad $ANC(p_{i,j})$ de dichas presencias en la temporada j del año i . $\sum_{i=1}^{N_p} ANC(p_{i,j})$ denota la sumatoria de la probabilidad obtenida para cada presencia encontrada por el modelo en la temporada j del año i . Además, la coordenada latitudinal del CG nos permitirá identificar posibles desplazamientos latitudinales que el hábitat podría tener bajo los escenarios de cambio climático.

A partir del CG también se obtiene la **3) distancia a la costa del CG (DCG)**, mediante las implementaciones incluidas en las paqueterías *rnaturalerath* y *sf* de R 4.2.2. La distancia a la costa nos informa acerca de la posición relativa del hábitat a la costa, permitiéndonos reconocer posibles compresiones del hábitat.

4) El índice de cohesión del hábitat (CH), calculado como:

$$CH = \left(1 - \frac{\sum_{w=1}^n p_{w,i,j}}{\sum_{w=i}^n p_{w,i,j} \times \sqrt{a_{w,i,j}}}\right) \times \left(1 - \frac{1}{\sqrt{Z_{i,j}}}\right) \times 100$$

Esta métrica nos permitirá evaluar cómo está distribuido el área total del hábitat con respecto al número de parches total del hábitat. Este índice será alto cuando la mayoría del área del hábitat se encuentre en pocos parches de gran tamaño y será bajo cuando el área del hábitat esté distribuida en muchos parches de menor tamaño. $p_{w_{i,j}}$ indica el perímetro de determinado parche, $a_{w_{i,j}}$ indica el área de dicho parche y $Z_{i,j}$ indica el área total del hábitat en la temporada j del año i .

5) Índice del hábitat compartido

Dado a que estamos evaluando los hábitats de la anchoveta juvenil y adulta de forma independiente, es consecuente el evaluar el hábitat que ambos estadios comparten, por lo que hemos decidido caracterizarlo en términos del porcentaje de hábitat que cada estadio comparte con el otro:

$$HCJ = \frac{D(ANG_{i,j}) \cap D(ANP_{i,j})}{D(ANP_{i,j})} \times 100$$

$$HCA = \frac{D(ANG_{i,j}) \cap D(ANP_{i,j})}{D(ANG_{i,j})} \times 100$$

En donde $D(ANG_{i,j})$ y $D(ANP_{i,j})$ representan el área de distribución de anchoveta adulta y juvenil respectivamente, para la temporada j del año i . Estas métricas nos permitirán conocer el grado de sobreposición del hábitat de juveniles y adultos, en términos del porcentaje de hábitat de anchoveta juvenil que es compartido con la anchoveta adulta (HCJ) y viceversa (HCA).

Para encontrar diferencias significativas en estas métricas entre temporadas y estadios en el periodo presente, se utilizó una prueba ANOVA de dos vías (estadios y temporadas), pareada con la prueba *post-hoc* de Tukey para encontrar diferencias entre pares de medias. Para evaluar las hipótesis y buscar diferencias entre el periodo presente y los periodos futuros de cada estadio en cada escenario RCP, también se utilizó una prueba ANOVA de dos vías (décadas y temporadas) pareada con la prueba *post-hoc* de Tukey.

4. Resultados

4.1. Evaluación de modelos

Las curvas de calibración calculadas para los modelos de anchoveta adulta y juvenil se muestran en la Figura 4.1.1. El modelo evaluado para la anchoveta juvenil presenta un ajuste $R = 0.71$, un intercepto en el eje y de -0.02 y una pendiente de 0.93 , mientras que el modelo de la anchoveta adulta obtuvo un ajuste de $R = 0.68$, un intercepto en el eje y de -0.2 y una pendiente de 1.15 .

Estos valores sugieren que ambos modelos obtuvieron buenos desempeños en su capacidad de predecir la probabilidad de presencia de cada uno de los estadios, con bajas desviaciones de la linealidad similarmente al rendimiento encontrado por Niculescu-Mizil y Caruna, 2012 en los RF. Debido a esto, optamos por no continuar con una recalibración de las probabilidades obtenidas por los modelos. Sin embargo, en las curvas obtenidas en los modelos se pueden observar sesgos menores en la estimación de la probabilidad. La curva del modelo de la anchoveta juvenil se encuentra por debajo en las probabilidades entre 0.3 y 0.55 , sugiriendo una leve subestimación de las probabilidades intermedias. Por otra parte, la curva del modelo de la anchoveta adulta sugiere una leve subestimación de las probabilidades por debajo de 0.4 .

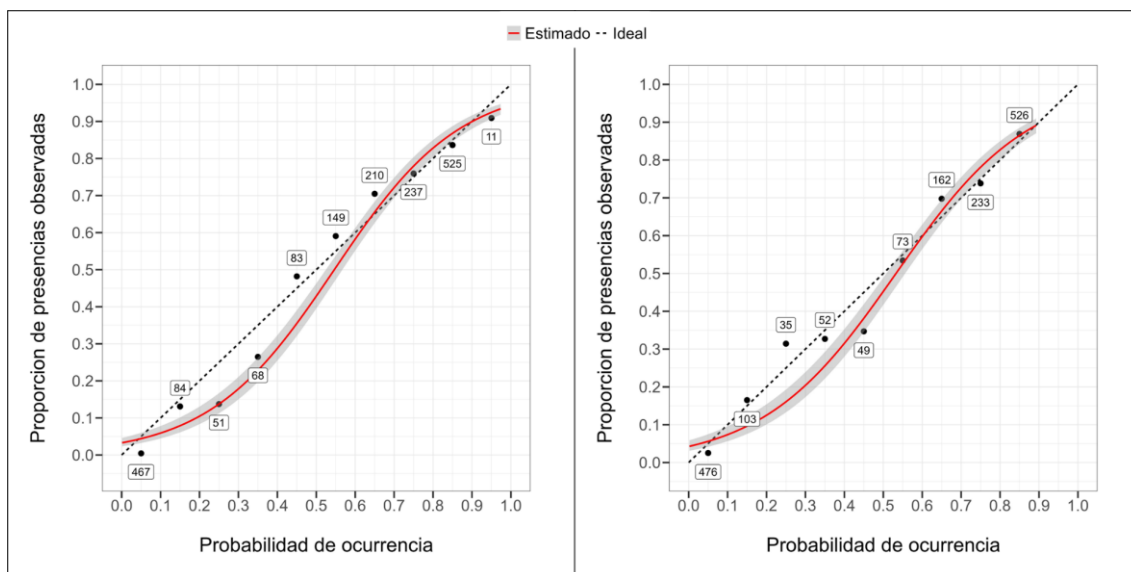


Figura 4.1.1: Curvas de calibración obtenidas para los modelos de distribución de anchoveta adulta (izquierda) y juvenil (derecha). Modelo anchoveta adulta: Intercepto en $y = -0.017$; pendiente $b = 1.025$. Modelo anchoveta juvenil: Intercepto en $y = 0.0052$; pendiente $b = 1.005$. Las etiquetas muestran el número de datos en cada intervalo.

Las similitudes de ambos modelos en la predicción del hábitat también son apreciables en los valores AUC calculados para cada modelo, que sugieren que ambos modelos tienen una buena capacidad discriminativa (Figura 4.1.2), obteniendo un valor de 0.88 para el modelo de la anchoveta adulta y un valor de 0.89 para el modelo de la anchoveta juvenil. Los umbrales óptimos de máxima precisión para la clasificación del hábitat de cada modelo fueron de 0.447 para el modelo de la anchoveta adulta y de 0.54 para el modelo de la anchoveta juvenil. A partir de los umbrales óptimos obtenidos para cada modelo se calcularon las métricas de la matriz de confusión (Tabla 4.1.1).

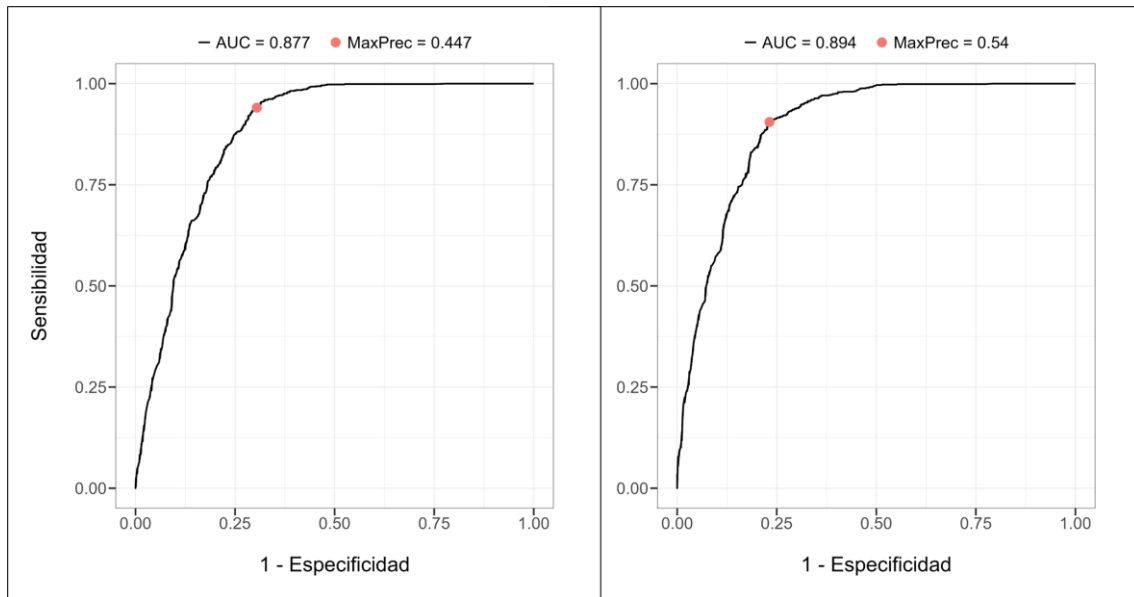


Figura 4.1.2: Curvas ROC obtenidas para los modelos de distribución de anchoveta adulta (izquierda) y juvenil (derecha). Modelo anchoveta adulta: AUC = 0.877; Umbral optimizado = 0.447. Modelo anchoveta juvenil: AUC = 0.894; Umbral optimizado = 0.54.

Tanto para los modelos de anchovetas adultas y juveniles, las medidas de precisión y sensibilidad, obtenidas en los umbrales óptimos tuvieron valores considerados buenos (~0.8 en un rango de 0-1), indicando un buen rendimiento de los modelos (Tabla 4.1.1). A su vez, ambas medidas fueron mayores que la precisión indicando que ambos modelos tienen una mejor capacidad de identificar presencias que ausencias, por lo que sesgo en la identificación de ausencias sería ligeramente mayor indicando una precisión moderada, aunque con errores bajos.

En cuanto a la diferencia entre modelos de anchoveta adulta y juvenil; la especificidad, sensibilidad y error son bastante similares indicando buen rendimiento de los modelos para clasificar correctamente presencias. La mayor diferencia se observó en la precisión en el modelo de juveniles y adultos, que fue mayor para el modelo de juveniles, (Tabla 4.1.1).

Métrica	Modelo anchoveta adulta	Modelo anchoveta juvenil
Precisión	0.818	0.836
Sensibilidad	0.940	0.905
Especificidad	0.695	0.768
Error	0.182	0.164

Tabla 4.1.1: Respuestas de las matrices de confusión obtenidas para los modelos de distribución de anchoveta adulta y juvenil con los umbrales óptimos obtenidos a partir de la curva AUC

4.2. Dependencia parcial e importancia de variables ambientales

Importancia relativa de variables

La importancia condicional de variables fue semejante entre los modelos de ambos estadios. Para la anchoveta adulta, la variable más importante en la definición del hábitat fue la SSM, seguida de la gradiente de temperatura superficial (FTSM) y la TSM. Por otra parte, en el caso de la anchoveta juvenil la FTSM fue la variable con más importante, seguida de la TSM y la SSM. (Figura 4.2.1). En ambos modelos el EKE mostró una importancia considerablemente menor, por lo que no es un buen predictor de la presencia de la anchoveta. A pesar de que la estacionalidad obtuvo la menor importancia relativa de ambos modelos, está sí tuvo un efecto en la magnitud de la respuesta de probabilidad de los modelos, que puede ser visualizado en los gráficos de dependencia parcial estacionales simples (Figura 4.2.3) y dobles (4.2.5).

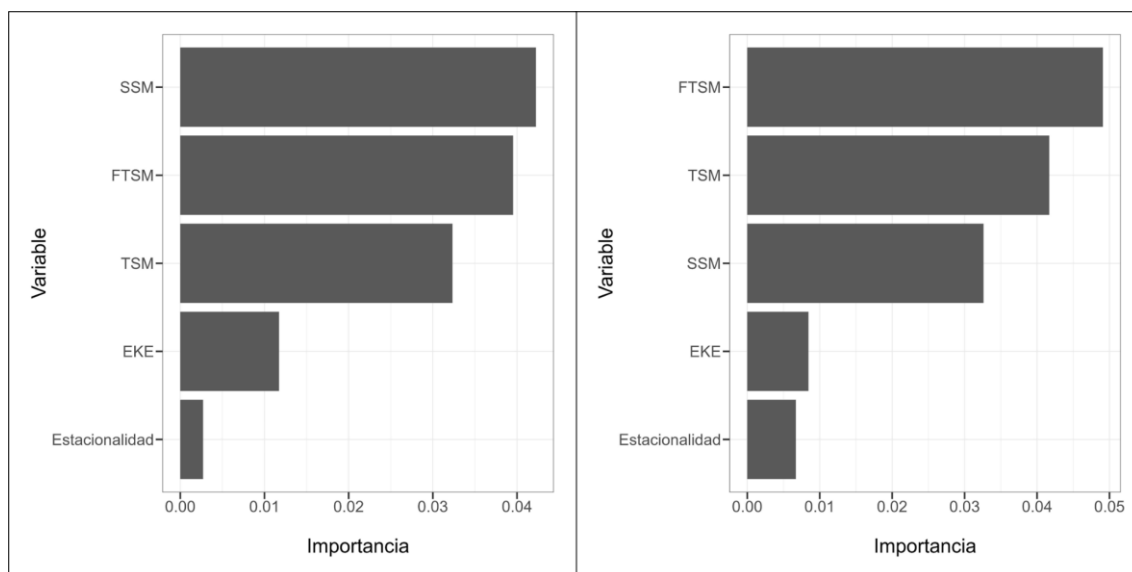


Figura 4.2.1: Importancia condicional relativa de variables obtenidas para los modelos de distribución de anchoveta adulta (izquierda) y juvenil (derecha).

Dependencia parcial simple para las variables

Los gráficos de dependencia parcial de ambos estadios muestran respuestas semejantes con respecto a la probabilidad de ocurrencia en cada variable (Figura 4.2.2). Las curvas de la TSM y SSM muestran un comportamiento sigmoïdal, mientras que se presenta uno asintótico para la FTSM. En ambos modelos, se alcanzan máximos probabilidad en TSM $< 17.5^{\circ}\text{C}$ y SSM < 34.75 y decrecen rápidamente hasta alcanzar sus mínimos en TSM $> 25^{\circ}\text{C}$ y SSM > 35.5 aproximadamente, mientras que la probabilidad de ocurrencia aumenta rápidamente en FTSM $> 0.3^{\circ}/6.66\text{mn}$. El modelo de la anchoveta juvenil se diferencia al de la anchoveta adulta en que la probabilidad de ocurrencia decae con mayor rapidez en la TSM y SSM y crece con mayor rapidez con respecto a la FTSM.

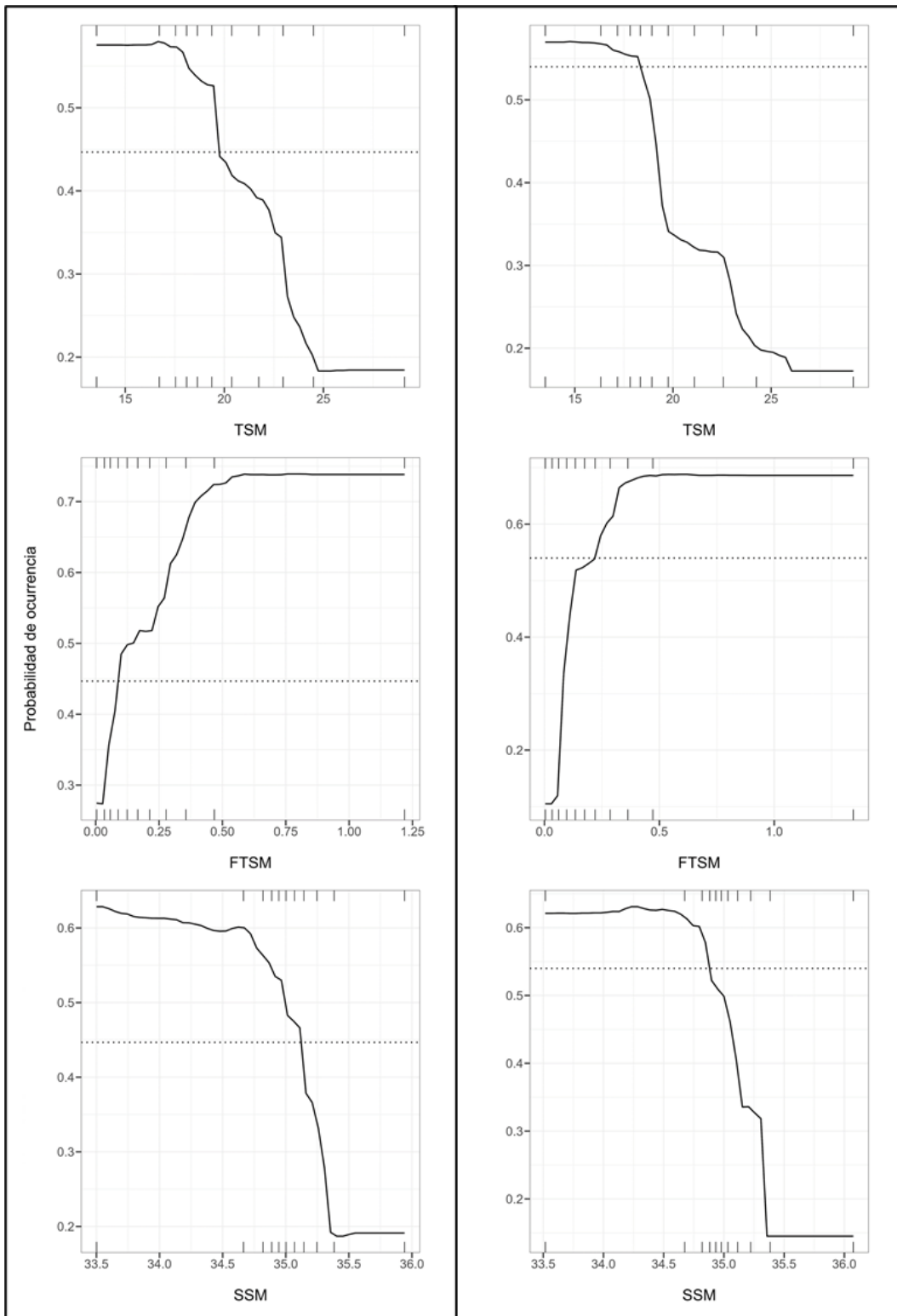


Figura 4.2.2: Gráficos de dependencia parcial simple obtenidos para las variables del modelo de distribución de anchoveta adulta (izquierda) y juvenil (derecha). Las líneas en el borde superior e inferior de los gráficos representan los percentiles de la distribución de las variables. Las líneas punteadas marcan el umbral óptimo encontrado para cada modelo.

Dependencia parcial simple estacional para las variables

En los gráficos de dependencia parcial simples estacionales se observan cambios en los rangos de las probabilidades de ocurrencia de las variables, tanto para el modelo de los adultos como el de los juveniles (Figura 4.2.3), lo que sugiere una variación estacional en el uso del hábitat tanto en adultos como en juveniles. La TSM fue la variable que presentó el mayor contraste entre estaciones, en donde la probabilidad de ocurrencia de ambos modelos empieza a disminuir a alrededor de los 17°C durante la primavera, mientras que en verano la disminución comienza a los 20°C, con una caída abrupta después de los 22.5°C. Nuevamente, la principal diferencia entre los modelos de adultos y juveniles es la velocidad con la que decae la probabilidad de ocurrencia, siendo más notable durante la primavera.

En el caso de la FTSM, en ambos modelos la ocurrencia de anchoveta se asocia con valores superiores a 0.1°C/6.66 mn durante el verano, mientras que en primavera este umbral incrementa, llegando a ser de 0.25°C/6.66 mn. Para el modelo de los juveniles, la FTSM presenta un rango de variación más amplio durante el verano, por lo que se presenta como un discriminador más eficiente de la probabilidad de ocurrencia durante esta temporada, discriminando mejor la presencia de la especie, especialmente en adultos y en menor medida en juveniles. En contraste, la SSM en verano presenta un rango más amplio que en primavera para ambos estadios. La ocurrencia en el modelo de la anchoveta adulta se asocia con valores de salinidad menores a 34.8 durante la primavera y se extiende a valores menores a 35.1 durante el verano, mientras que el modelo de la anchoveta juvenil solamente muestra una relación clara durante el verano, en donde la ocurrencia está asociada a valores menores a 35.1.

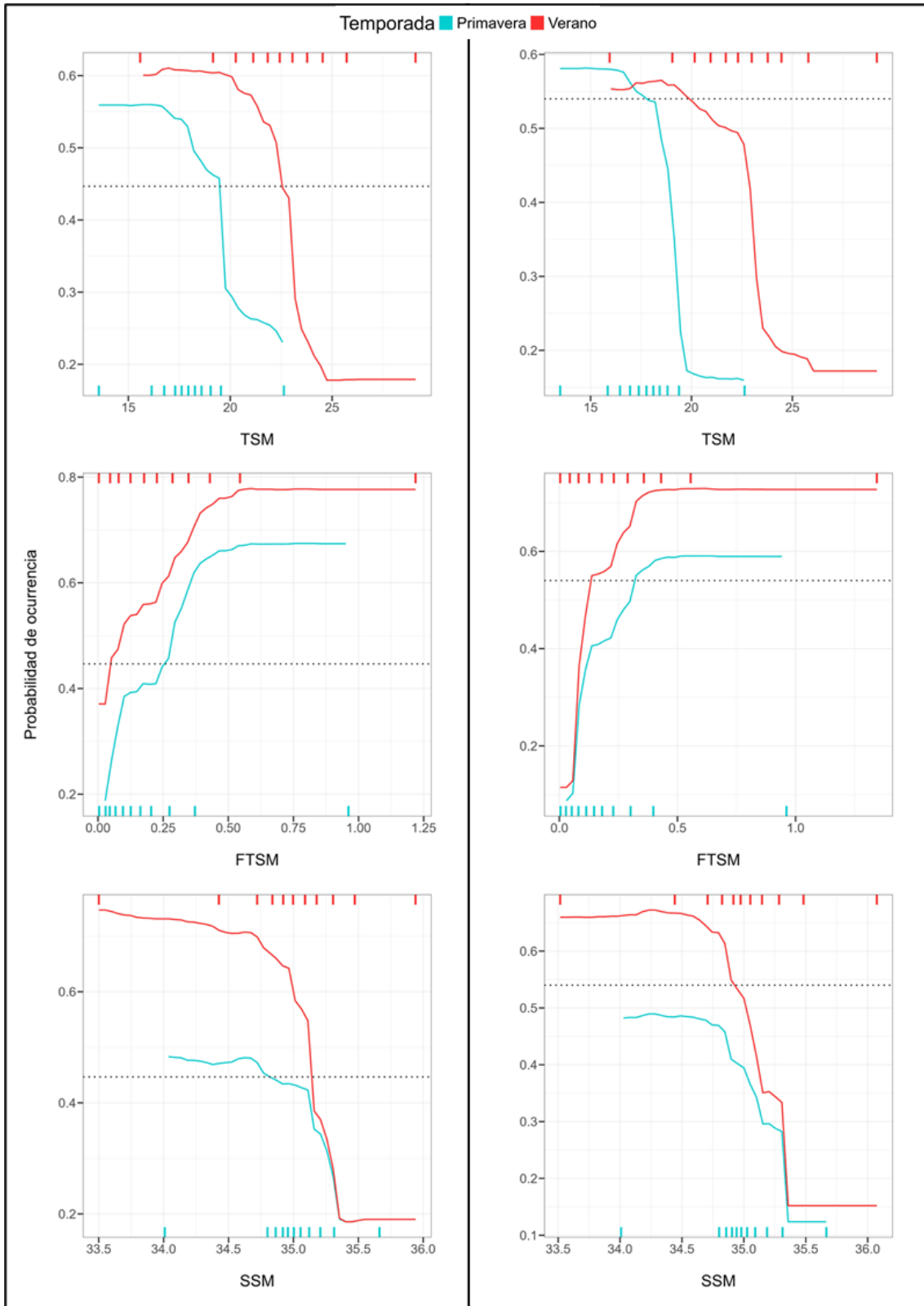


Figura 4.2.3: Gráficos de dependencia parcial simple estacionales obtenidos para las variables del modelo de distribución de anchoqueta adulta (izquierda) y juvenil (derecha). En turquesa se muestra el efecto de cada variable durante la primavera, mientras que en rojo se muestra el efecto durante verano. Las líneas en el borde inferior e izquierdo de los gráficos representan los percentiles de la distribución de las variables en cada temporada. Las líneas punteadas marcan el umbral óptimo encontrado para el modelo.

Dependencia parcial doble para las variables

Al examinar las curvas de dependencia parcial dobles (Figura 4.2.4) se puede visualizar que la FTSM, la TSM y la SSM muestran interacciones entre sí y presentan comportamientos semejantes entre los modelos de juveniles y adultos. Entre la TSM y SSM, se puede observar que lo máximos de probabilidad ocurren en aguas por debajo de 20°C y 35, mientras que entre la FTSM y SSM el máximo de probabilidad se encuentra por encima de 0.3°C/6.66mn y por debajo de 35. Además, se puede observar un mínimo de probabilidad en valores intermedios de temperatura para ambos modelos, entre aproximadamente los 20°C y 22.5°C, que es consecuencia de la estacionalidad en la dependencia parcial de la TSM y se puede visualizar con mejor detalle en la dependencia parcial doble estacional de estas dos variables (Figura 4.2.5).

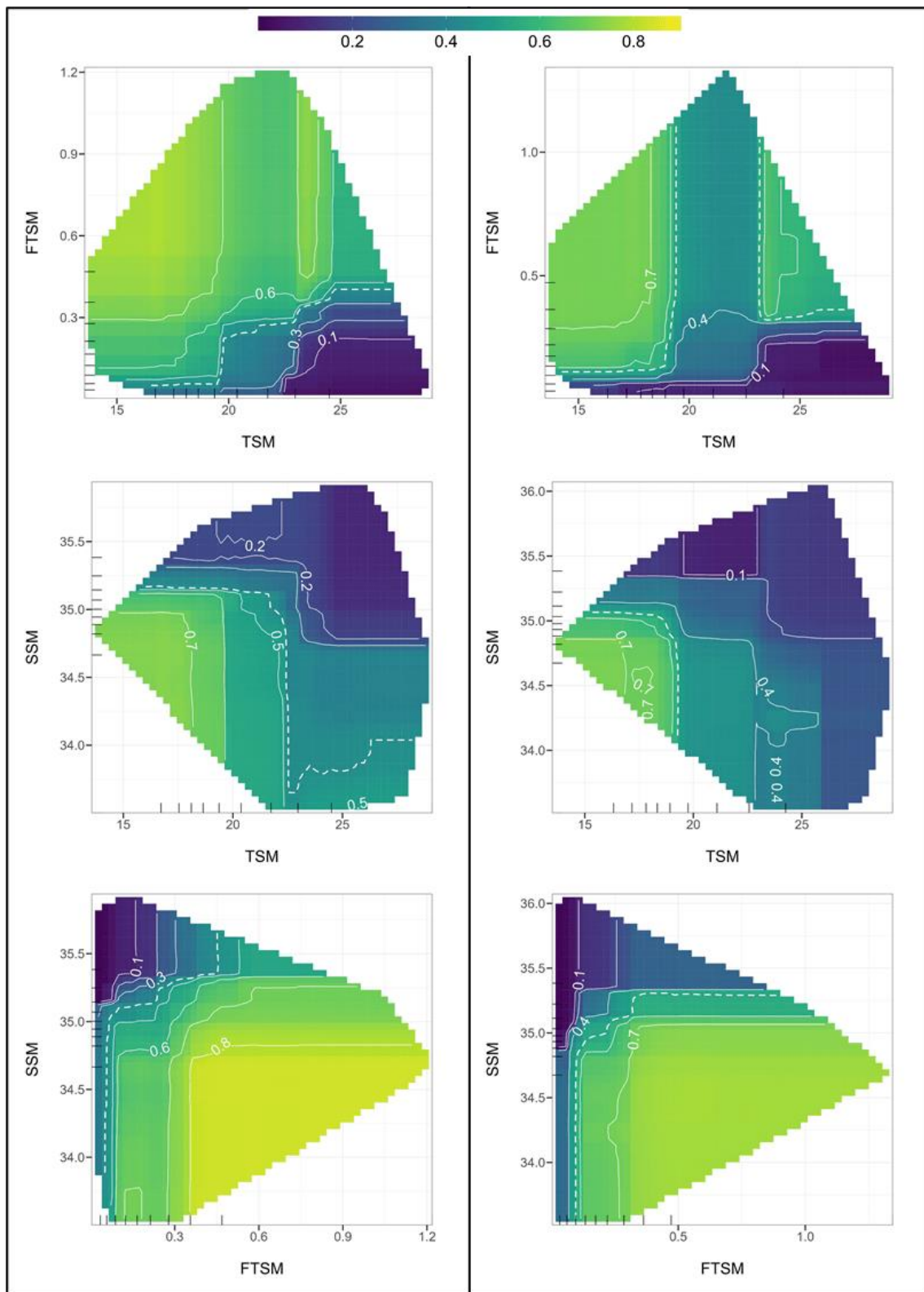


Figura 4.2.4: Gráficos de dependencia parcial doble obtenidos para las variables del modelo de distribución de anchoveta adulta (izquierda) y juvenil (derecha). Las líneas en el borde inferior e izquierdo de los gráficos representan los percentiles de la distribución de las variables. Las líneas blancas punteadas marcan el umbral óptimo encontrado para los modelos

Dependencia parcial doble estacional para las variables

La importancia de la estacionalidad en la probabilidad de ocurrencia también puede observarse en las interacciones de variables en las curvas de dependencia parcial dobles estacionales. Debido a que la TSM presentó la mayor variación estacional en su comportamiento, solamente mostramos las interacciones de esta con el resto de las variables (Figura 4.2.5).

Para ambos modelos, se puede observar que la interacción no lineal entre la TSM y la FTSM es resultado de la estacionalidad en las preferencias térmicas del hábitat, que también difiere entre estadios. Durante la primavera los juveniles están restringidos al rango por debajo de 20°C, mientras que los adultos pueden explotar áreas con mayor rango de temperatura mientras existan gradientes de TSM lo suficientemente intensas. Durante el verano, la preferencia térmica de ambos estadios se extiende hasta 22.5°C y son capaces de explotar áreas de mayor TSM siempre y cuando las gradientes de TSM sean lo suficientemente intensas; sin embargo, la mayor probabilidad de ocurrencia en los adultos se concentra en el rango bajo de TSM, mientras que los juveniles muestran una probabilidad de ocurrencia más homogénea a lo largo de todo el rango de TSM. También se observa una interacción estacional de la TSM con la SSM solamente para el modelo de los adultos, presentándose en primavera un máximo por debajo de 35.25 y < 20°C y en verano un máximo por debajo de 35.25 y < 22.5°C y uno adicional por debajo de 34.75 en temperaturas >22.5°C.

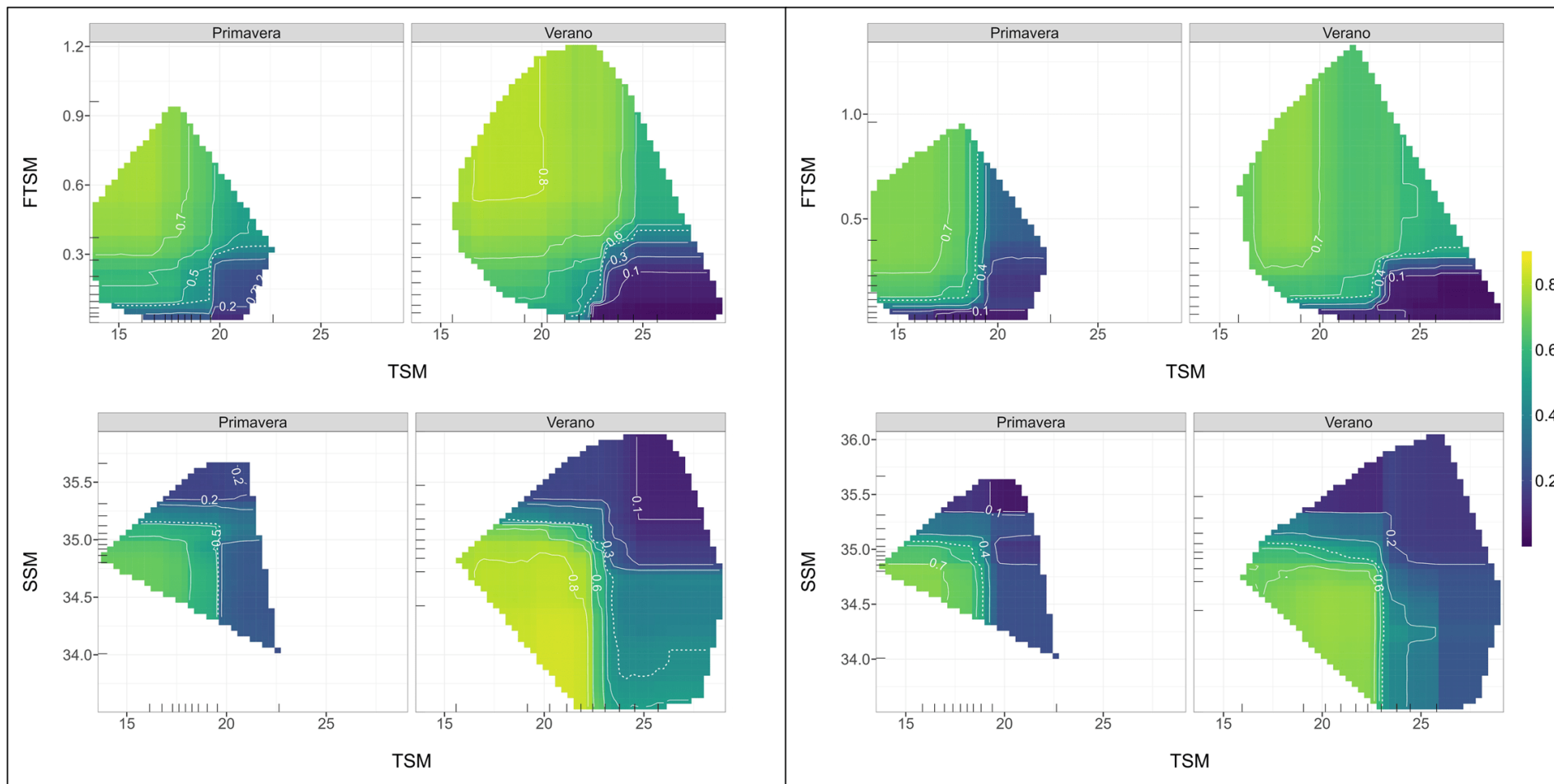


Figura 4.2.5: Gráficos de dependencia parcial doble estacionales obtenidos para las variables del modelo de distribución de anchoveta adulta (izquierda) y juvenil (derecha). Las líneas en el borde inferior e izquierdo de los gráficos representan los percentiles de la distribución de las variables.

4.3. Caracterización y proyección del hábitat

4.3.1. Caracterización del hábitat del periodo presente

La caracterización del hábitat en la década 2010-2020 fue realizada utilizando los datos ambientales del periodo presente y los modelos de la anchoveta adulta y juvenil para proyectar la probabilidad de presencia estacional en cada año de la década. Los umbrales óptimos definidos anteriormente se utilizaron para realizar la clasificación del hábitat. Se realizó una prueba ANOVA de dos vías para cada métrica, con el fin de encontrar diferencias entre estacionales (verano/primavera) y ontogénicas (juveniles/adultos) en el hábitat de la anchoveta.

Los resultados de la caracterización del hábitat se pueden encontrar en la Tabla 4.3.1. Durante el periodo presente, el hábitat de la anchoveta adulta mostró una variación estacional en su extensión, a diferencia que del hábitat de los juveniles que fue similar entre estaciones. En promedio, el hábitat de primavera de los adultos ($242\ 858.3 \pm 25\ 513.7\ \text{km}^2$) fue un 26.16% más extenso que el hábitat de verano ($179\ 320.4 \pm 36\ 190.3\ \text{km}^2$). En cuanto a la estructuración del hábitat, el índice de cohesión del hábitat mostró valores altos tanto estacional como ontogénicamente, manteniéndose siempre por encima 97% y sin diferenciarse significativamente entre temporadas y/o estadios. El porcentaje de hábitat compartido presentó una variación estacional en cada estadio. El porcentaje de hábitat que los adultos comparten con los juveniles durante la primavera es en promedio un 10.77% menor ($62.82\% \pm 6.07\%$) que el hábitat que comparten durante el verano ($79.59\% \pm 6.06\%$), consecuencia de la expansión del área observada durante la primavera. Si bien el hábitat que los juveniles compartieron con los adultos fue constantemente alto, manteniéndose siempre por encima del >90%, este fue un ~7% menor durante los veranos ($90.94 \pm 3.28\%$) que en la primavera ($97.87 \pm 0.9\%$, $p < 0.001$), consecuencia de los

cambios de posición del hábitat de cada estadio.

Métrica	Estadio	Temporada	Promedio (I.C)	Tukey HSD
Área total (km ²)	Adultos	Primavera	242 858.25 (±25 513.65)	a
		Verano	179 320.42 (±36 190.30)	b
	Juveniles	Primavera	140 384.01 (±27 342.06)	b
		Verano	155 350.19 (±34 944.71)	b
Índice cohesión (%)	Adultos	Primavera	99.52 (±0.20)	-
		Verano	99.40 (±0.29)	-
	Juveniles	Primavera	99.64 (±0.13)	-
		Verano	99.70 (±0.18)	-
Hábitat compartido (%)	Adultos	Primavera	62.82 (±6.07)	a
		Verano	79.59 (±6.06)	b
	Juveniles	Primavera	97.84 (±0.97)	c
		Verano	90.75 (±3.39)	d

Tabla 4.3.1: Variabilidad estacional promedio obtenida para el área total del hábitat (arriba), índice de cohesión (centro) y área compartida por juveniles (abajo) para el hábitat de la anchoveta juvenil y adulta en el periodo presente (2010-2020). Las letras indican los promedios que fueron estadísticamente diferentes, según el post-hoc de Tukey de la prueba ANOVA de dos vías ($p < 0.05$). Los intervalos de confianza fueron calculados al 95%.

Geográficamente, se observaron diferencias estacionales y ontogénicas en el centro de gravedad del hábitat (Figura 4.3.1). En promedio, el hábitat de verano de los juveniles tuvo una posición más meridional que el hábitat de primavera. Por otra parte, el hábitat de verano de los adultos se posicionó más cerca de la costa que el hábitat de primavera, mientras que la posición longitudinal no varió en los juveniles. Estas diferencias en extensión y posición del hábitat a lo largo de la década también pueden ser observada en los mapas de frecuencia de uso de hábitat en la Figura 4.3.2. En estos, los valores iguales a 1 representan zonas que fueron clasificadas como hábitat permanentemente a través de la década estudiada. Se puede observar que, tanto estacional como ontogénicamente, la mayoría del hábitat se encuentra dentro de la plataforma continental. Durante la primavera, el hábitat de los adultos gana extensión fuera de la plataforma, en zonas más oceánicas de la costa norte y esporádicamente frente a Ica, mientras que su hábitat

permanente se extiende desde la bahía de Sechura hasta Tacna. Durante el verano, se apertura un hábitat costero entre Piura, Tumbes y el Golfo de Guayaquil para los adultos, incluso en áreas que no forman parte de las evaluaciones hidroacústicas de IMARPE, por pertenecer a aguas internacionales y de jurisdicción ecuatoriana. Por otra parte, el hábitat de los juveniles siempre se mantiene al sur de Piura en ambas temporadas, pero durante el verano se reduce la frecuencia de uso en la costa norte, lo que conlleva la retracción del hábitat permanente hasta Ancash y dejando un pequeño parche de este entre Lambayeque y La Libertad.

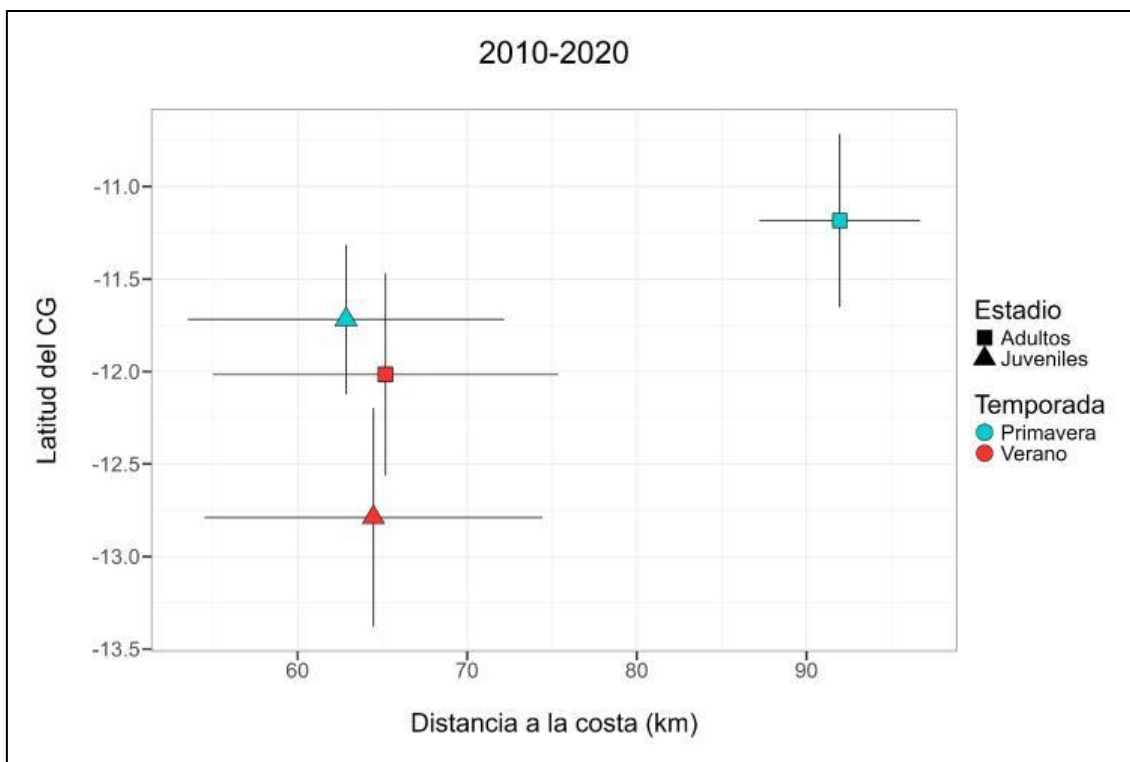


Figura 4.3.1: Distancia a la costa y latitud del centro de gravedad (CG) promedio obtenido para el hábitat estacional de la anchoveta juvenil y adulta para la década 2010-2020. Las líneas horizontales y verticales representan el intervalo de confianza al 95% para cada métrica.

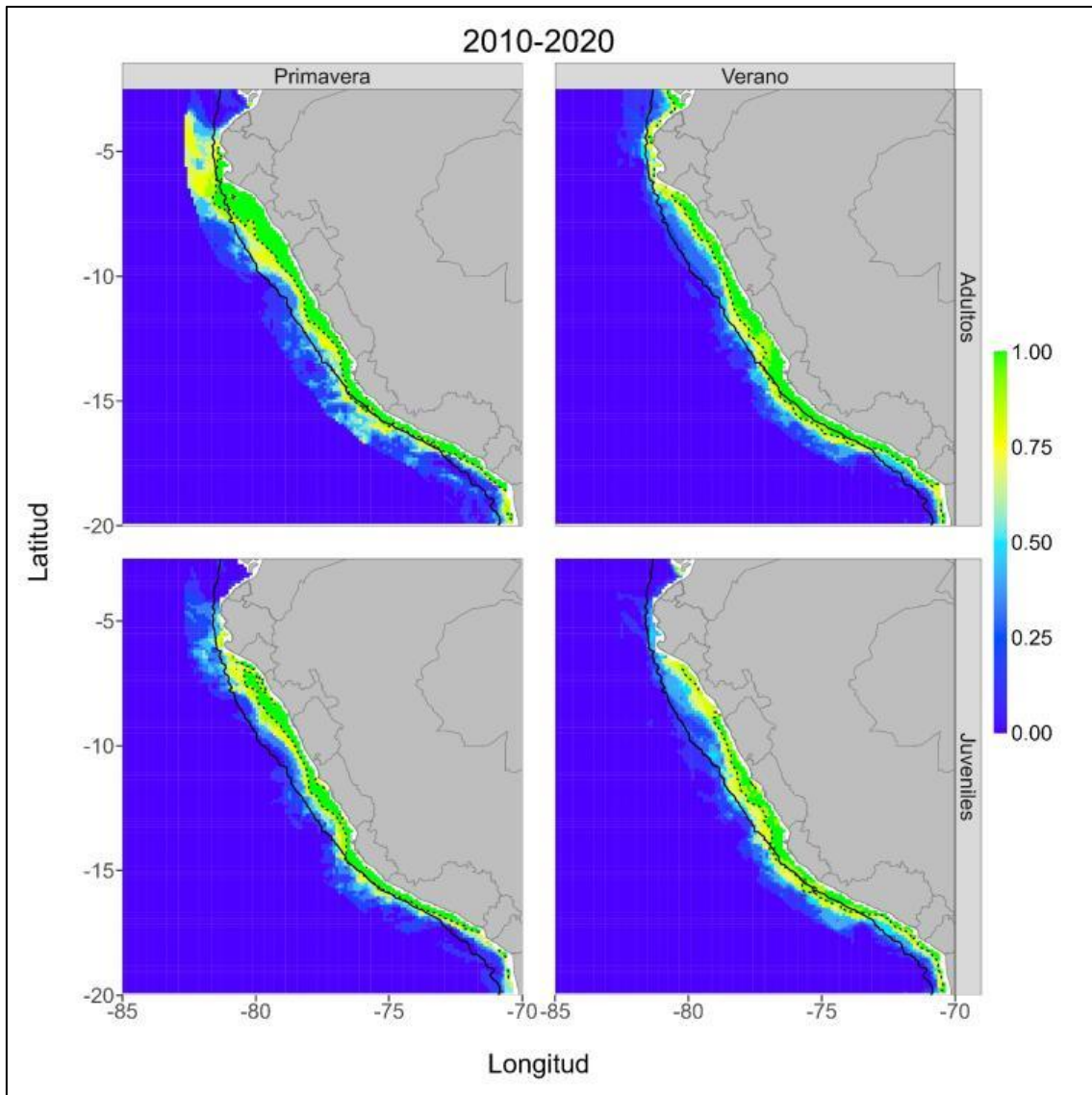


Figura 4.3.2: Mapas de frecuencia de uso del hábitat para anchoveta adulta (arriba) y juvenil (abajo) durante la primavera (izquierda) y el verano (derecha) en la década 2010-2020. La línea negra punteada delimita el hábitat utilizado más del 90% del tiempo (considerado como hábitat permanente). La línea negra sólida indica la ubicación del talud continental.

4.3.2. Proyección y caracterización del hábitat del periodo futuro

La proyección del hábitat estacional en las décadas 2010-2020, 2030-2040, 2050-2060, 2070-2080 y 2090-2100 y en los escenarios RCP 2.6 y 8.5 fue realizada utilizando los datos ambientales del modelo ROMS-IPSL-MR, con la corrección de sesgo descrita en la Sección 3.2.1.4. Para la proyección del hábitat, se decidió utilizar el promedio de las variables ambientales de los meses de febrero y marzo para la temporada de verano y de los meses de setiembre y octubre para la temporada de primavera, en cada año de cada década futura. Para la clasificación del hábitat se utilizaron los mismos umbrales óptimos anteriormente definidos para los modelos de juveniles y adultos. En cada escenario, se utilizó una prueba ANOVA de dos vías (periodos y temporadas) para evaluar cambios significativos en cada métrica de la caracterización del hábitat, pareada con la prueba *post-hoc* de Tukey para encontrar diferencias entre pares de medias.

Escenario optimista (RCP 2.6)

En el escenario RCP 2.6 se pueden observar cambios contrastantes a nivel estacional (Tabla 4.3.1). En verano, tanto para adultos como para juveniles, se puede observar una reducción en el área del hábitat de verano de hasta el ~62% en juveniles y ~37% en adultos y un aumento en el área del hábitat de primavera de hasta ~78% en juveniles y ~50% en adultos para finales del siglo, que comienza en la década 2030-2040 y se mantiene relativamente constante durante el resto del siglo. En ambos estadios, la reducción del área de verano está acompañada de una ligera reducción en la cohesión del hábitat, que también empieza en la década 2030-2040, mientras que no se observan cambios significativos en la cohesión durante la primavera. Comparativamente, los cambios en área y cohesión son mayores para los juveniles que para los adultos. La reducción de área es un 20% mayor en juveniles comparada con los adultos y la reducción de la cohesión

es hasta 6% menor en juveniles que adultos. A pesar de la importante reducción del área de juveniles durante el verano y la ganancia de primavera, no se observan cambios significantes en el porcentaje de hábitat que los juveniles comparten con los adultos, Sin embargo, desde el punto de vista de los adultos, se puede observar que el hábitat que estos comparten con los juveniles durante el verano se reduce en ~43% para finales de siglo, consecuencia de la mayor reducción del hábitat de los juveniles en esta temporada.

Métrica	Periodo	Juveniles				Adultos			
		Verano		Primavera		Verano		Primavera	
		Promedio (\pm I.C)	% cambio (\pm I.C%)	Promedio (\pm I.C)	% cambio (\pm I.C%)	Promedio (\pm I.C)	% cambio (\pm I.C%)	Promedio (\pm I.C)	% cambio (\pm I.C%)
Área total (km ²)	2010-2020	155 350.19 (\pm 34 944.71)	-	140 384.01 (\pm 27 342.06)	-	179 320.42 (\pm 36 190.30)	-	242 858.25 (\pm 25 513.65)	-
	2030-2040	64 529.91 (\pm24 752.44)	-58.46 (\pm15.93)	250 288.11 (\pm31 192.45)	78.29 (\pm22.22)	112 757.96 (\pm24 776.40)	-37.12 (\pm13.82)	365 789.32 (\pm17 952.29)	50.62 (\pm7.39)
	2050-2060	47 896.21 (\pm20 620.76)	-69.17 (\pm13.27)	232 721.10 (\pm36 287.34)	65.77 (\pm25.85)	98 156.81 (\pm22 181.48)	-45.26 (\pm12.37)	352 891.64 (\pm26 626.01)	45.31 (\pm10.96)
	2070-2080	50 537.14 (\pm21 519.31)	-67.47 (\pm13.85)	199 936.25 (\pm 45 607.68)	42.42 (\pm 32.49)	101 599.70 (\pm22 961.43)	-43.34 (\pm12.8)	337 834.20 (\pm31 670.67)	39.11 (\pm13.04)
	2090-2100	58 819.42 (\pm24 095.50)	-62.14 (\pm15.51)	224 325.44 (\pm35 855.08)	59.79 (\pm25.54)	112 356.98 (\pm24 177.65)	-37.34 (\pm13.48)	342 959.81 (\pm31 160.69)	41.22 (\pm12.83)
Índice de cohesión (%)	2010-2020	99.70 (\pm 0.18)	-	99.64 (\pm 0.13)	-	99.40 (\pm 0.29)	-	99.52 (\pm 0.20)	-
	2030-2040	95.47 (\pm2.78)	-4.24 (\pm2.71)	99.74 (\pm 0.08)	0.1 (\pm 0)	97.81 (\pm1.08)	-1.6 (\pm1.01)	99.74 (\pm 0.13)	0.22 (\pm 0.1)
	2050-2060	91.08 (\pm5.12)	-8.65 (\pm5.12)	99.78 (\pm 0.06)	0.14 (\pm 0)	96.81 (\pm1.81)	-2.61 (\pm1.81)	99.85 (\pm 0.06)	0.33 (\pm 0)
	2070-2080	90.91 (\pm5.82)	-8.82 (\pm5.82)	99.67 (\pm 0.19)	0.03 (\pm 0.1)	96.50 (\pm1.74)	-2.92 (\pm1.71)	99.73 (\pm 0.13)	0.21 (\pm 0.1)
	2090-2100	93.74 (\pm4.08)	-5.98 (\pm4.01)	99.75 (\pm 0.12)	0.11 (\pm 0.1)	97.78 (\pm1.08)	-1.63 (\pm1.01)	99.71 (\pm 0.12)	0.19 (\pm 0.1)
Área compartida (%)	2010-2020	90.94 (\pm 3.39)	-	97.84 (\pm 0.97)	-	79.59 (\pm 6.06)	-	62.82 (\pm 6.07)	-
	2030-2040	94.15 (\pm 2.25)	3.53 (\pm 2.42)	99.64 (\pm 0.27)	1.84 (\pm 0.2)	49.84 (\pm11.66)	-37.38 (\pm14.57)	67.89 (\pm 6.04)	8.07 (\pm 9.55)
	2050-2060	94.64 (\pm 2.87)	4.07 (\pm 3.08)	99.69 (\pm 0.23)	1.89 (\pm 0.2)	42.01 (\pm11.44)	-47.22 (\pm14.32)	63.68 (\pm 6.59)	1.37 (\pm 10.35)
	2070-2080	92.88 (\pm 2.81)	2.13 (\pm 3.08)	99.81 (\pm 0.13)	2.01 (\pm 0.1)	42.11 (\pm11.69)	-47.09 (\pm14.57)	61.00 (\pm 6.58)	-2.9 (\pm 10.35)
	2090-2100	93.62 (\pm 2.23)	2.95 (\pm 2.42)	99.55 (\pm 0.32)	1.75 (\pm 0.31)	44.87 (\pm12.14)	-43.62 (\pm15.2)	63.2 (\pm 3.06)	0.6 (\pm 4.78)

Tabla 4.3.1: Promedios y porcentaje de cambio del área total (arriba), índice de cohesión (centro) y porcentaje de hábitat compartido (abajo) para el hábitat estacional de los adultos (derecha) y juveniles (izquierda) en el escenario RCP 2.6. Las magnitudes en negrita indican promedios significativamente diferentes a los obtenidos durante el periodo presente, según el post-hoc de Tukey ($p < 0.05$) de la prueba ANOVA. Los intervalos de confianza fueron calculados al 95%. Las filas en gris indican las magnitudes obtenidas durante el periodo presente.

Los aumentos en el área total de primavera y las reducciones del hábitat de verano se manifiestan en los cambios en la posición geográfica del hábitat (Figura 4.3.3). En ambos estadios, se puede observar un alejamiento de la costa del hábitat en primavera que contrasta con respecto a los valores del presente. Además, para ambos estadios, durante el verano se da una compresión hacia la costa del hábitat aun mayor a la observada en el periodo presente, que inicia el 2030-2040 y se mantiene relativamente constante durante el resto del siglo. Para los juveniles en particular, a esta compresión a la costa del hábitat de verano se le agrega un desplazamiento al sur del centro de gravedad del hábitat.

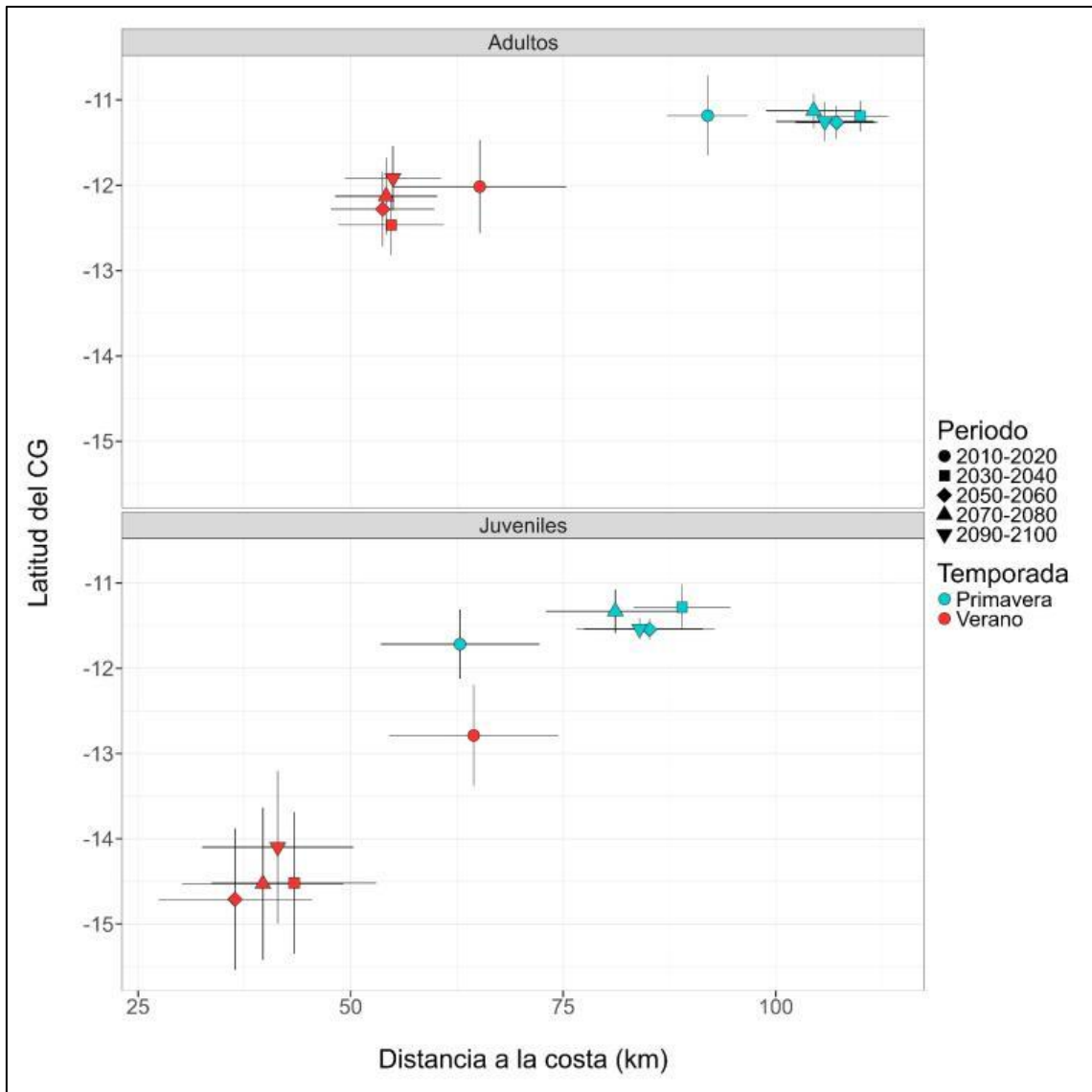


Figura 4.3.3: Cambios para la distancia a la costa y latitud del CG promedio obtenido para el hábitat estacional de la anchoveta juvenil y adulta para el escenario RCP 2.6 para las décadas 2030-2040 (cuadrado), 2050-2060 (rombo), 2070-2080 (triángulo), 2090-2100 (triángulo invertido). Las líneas horizontales y verticales representan el intervalo de confianza al 95% para cada métrica.

En la Figura 4.3.4 se puede observar la frecuencia de uso de hábitat estacional de los juveniles con respecto al periodo 2010-2020. Se puede observar que la ganancia de hábitat durante la primavera se da desde el 2030-2040 y se mantiene constante hasta finales del siglo, encontrándose nuevo hábitat principalmente afuera de la plataforma, frente a Piura y entre Ica y el norte de Arequipa. La pérdida de hábitat de verano también empieza desde el 2030-2040 y se mantiene relativamente constante hasta finales de siglo, afectando a toda la plataforma, comprimiéndose hacia la costa y perdiéndose el hábitat permanente de la franja más costera. Tanto para mediados como a finales de siglo, las zonas más afectadas se encuentran entre Lambayeque y Ancash y el sur de Arequipa y Tacna, en donde la frecuencia de uso de la franja más costera cae al ~50% o menos, mientras que entre Lima y el norte Arequipa se mantiene alrededor del ~75%.

En la Figura 4.3.5 se puede observar el cambio en la frecuencia de uso de hábitat estacional de los adultos con respecto al periodo 2010-2020. Al igual que con los juveniles, se puede observar que la ganancia de hábitat durante la primavera empieza en el 2030-2040 y se mantiene constante hasta finales de siglo, concentrándose afuera de la plataforma en la zona centro-sur de la costa, desde Lima hasta el norte de Arequipa y con ganancias adicionales frente al golfo de Guayaquil. La pérdida de hábitat de verano también empieza desde el 2030-2040 y se mantiene relativamente constante hasta finales de siglo, comprimiéndose el hábitat a lo largo de toda la plataforma y perdiéndose el hábitat permanente de la franja costera entre Lambayeque y La Libertad. Para finales de siglo, la frecuencia de uso de esta área cae al ~75%, mientras que entre Ancash y Tacna la pérdida de hábitat no llega a afectar la franja costera, conservándose el hábitat permanente en esta zona y solo observándose compresiones a la costa. Además, se encuentran una ganancia de hábitat frente al Golfo de Guayaquil.

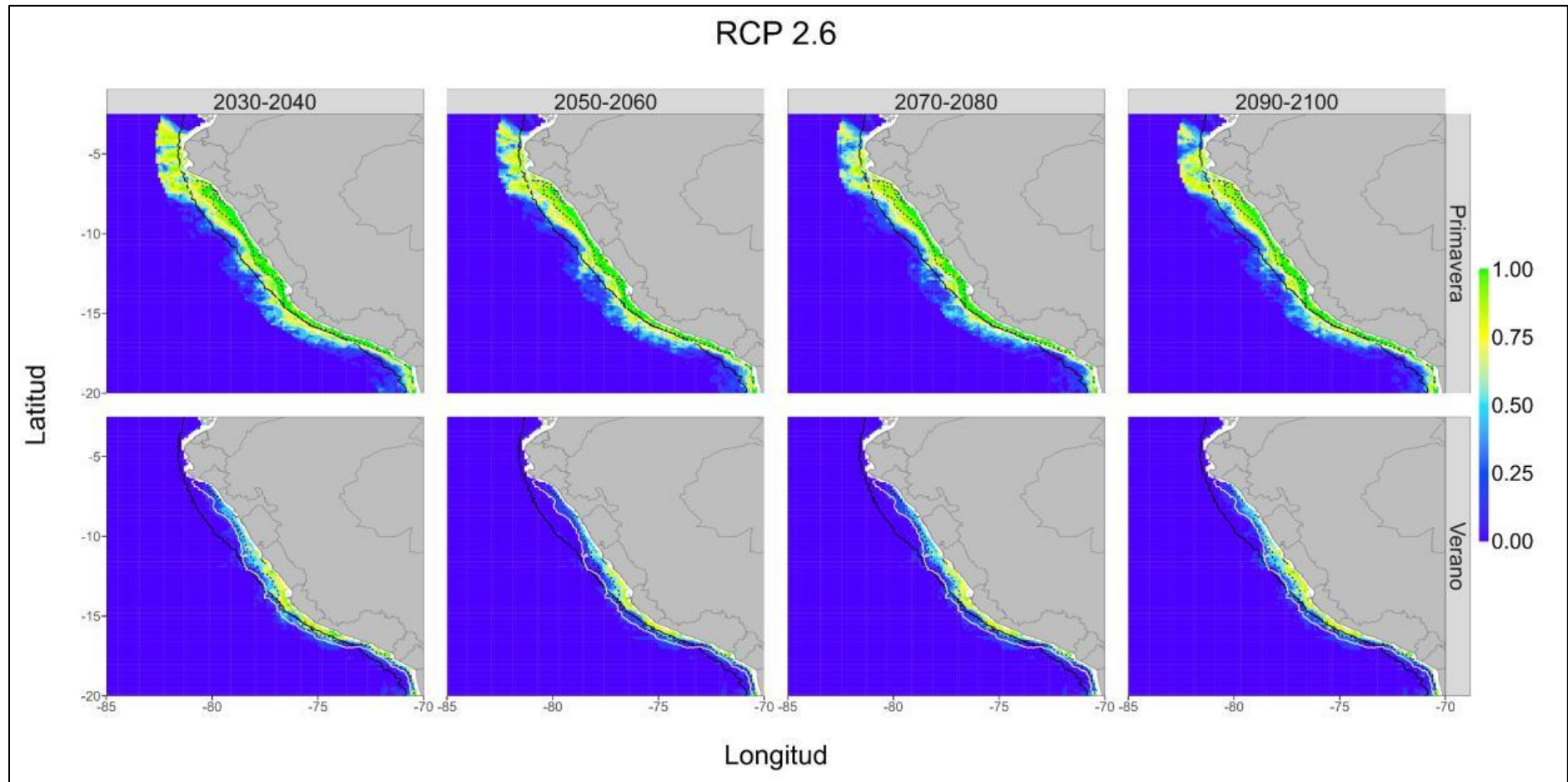


Figura 4.3.4: Frecuencia de uso de hábitat estacional para anchoveta juvenil en el escenario RCP 2.6. La línea blanca sólida representa la ubicación aproximada del hábitat en el periodo 2010-2020 (frecuencia de uso > 0.6), mientras que la línea negra punteada representa la ubicación del hábitat permanente durante el periodo 2010-2020 (frecuencia de uso > 0.9). La línea negra sólida indica la ubicación del talud continental.

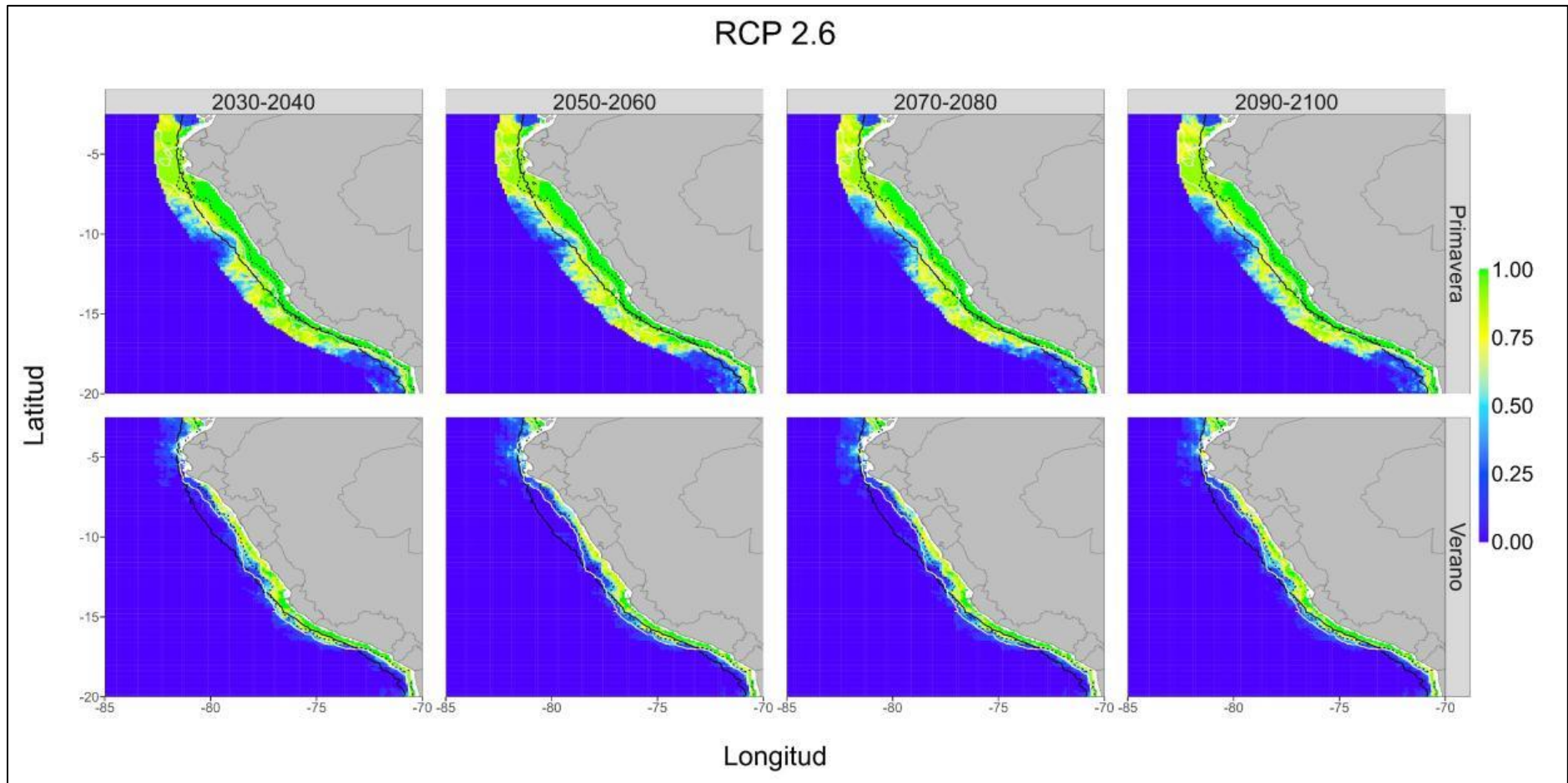


Figura 4.3.5: Frecuencia de uso de hábitat estacional para anchoveta adulta en el escenario RCP 2.6. La línea blanca sólida representa la ubicación aproximada del hábitat en el periodo 2010-2020 (frecuencia de uso > 0.6), mientras que la línea negra punteada representa la ubicación del hábitat permanente durante el periodo 2010-2020 (frecuencia de uso > 0.9). La línea negra sólida indica la ubicación del talud continental.

Escenario pesimista (RCP 8.5)

El escenario RCP 8.5 (Tabla 4.3.1) muestra resultados que contrastan con los encontrados en el escenario RCP 2.6. Tanto para adultos como para juveniles, la reducción del hábitat de primavera es significativa para ambos estadios desde el 2070-2080 y llega a ser del -85.51% para los juveniles y del -57.16% para los adultos para finales del siglo. Además para finales de siglo, en los adultos la reducción del hábitat de verano (-58.12%) es comparable a la reducción del hábitat de primavera, incluso para los juveniles llega a ser mayor (-72%). Esta reducción de verano se da incluso más temprano que la reducción del hábitat de primavera, empezando tan pronto como en el 2030-2040 para los juveniles y en el 2050-2060 para los adultos. Los cambios en la cohesión del hábitat siguen un patrón temporal de cambio similar que los cambios en el área total del hábitat y muestran magnitudes mayores para los juveniles en comparación a los adultos, con reducciones del -12.37% y -8.14% para finales del siglo respectivamente.

El hábitat compartido durante la primavera solo muestra cambios significativos para los adultos a partir del 2070-2080 y llega a ser del -71.59% para finales del siglo, consecuencia del mayor impacto encontrado en esta temporada sobre el área del hábitat de los juveniles en comparación al de los adultos. Por otra parte, el hábitat compartido tanto de los juveniles como de los adultos se reduce durante el verano, empezando a mostrar reducciones significativas a partir del 2070-2080 para los juveniles y desde el 2030-2040 para los adultos. Para finales de siglo la reducción para los adultos (-56.33%) llega a ser de mayor magnitud que para los juveniles (-33.23%), demostrando una tendencia a la segregación en esta estación que sería consecuencia de la reducción del hábitat y los distintos cambios posicionales del hábitat de cada estadio.

Métrica	Periodo	Juveniles				Adultos			
		Verano		Primavera		Verano		Primavera	
		Promedio (\pm I.C)	% cambio (\pm I.C%)	Promedio (\pm I.C)	% cambio (\pm I.C%)	Promedio (\pm I.C)	% cambio (\pm I.C%)	Promedio (\pm I.C)	% cambio (\pm I.C%)
Área total (km ²)	2010-2020	155 350.19 (\pm 34 944.71)	-	140 384.01 (\pm 27 342.06)	-	179 320.42 (\pm 36 190.30)	-	242 858.25 (\pm 25 513.65)	-
	2030-2040	98 378.04 (\pm25 486.08)	-36.67 (\pm16.41)	169 890.51 (\pm 39 140.20)	21.02 (\pm 27.88)	143 951.34 (\pm 27 973.68)	-19.72 (\pm 15.6)	289 011.59 (\pm 31 011.00)	19 (\pm 12.77)
	2050-2060	74 070.44 (\pm23 033.80)	-52.32 (\pm14.83)	120 141.50 (\pm 39 232.62)	-14.42 (\pm 27.95)	118 274.88 (\pm25 417.67)	-34.04 (\pm14.17)	224 727.80 (\pm 46 249.48)	-7.47 (\pm 19.04)
	2070-2080	57 511.06 (\pm8 692.21)	-62.98 (\pm5.6)	39 118.92 (\pm20 552.04)	-72.13 (\pm14.64)	88 934.30 (\pm21 767.31)	-50.4 (\pm12.14)	137 037.91 (\pm28 890.92)	-43.57 (\pm11.9)
	2090-2100	43 499.27 (\pm11 393.26)	-72 (\pm7.33)	20 335.15 (\pm11 487.59)	-85.51 (\pm8.18)	75 107.45 (\pm20 147.20)	-58.12 (\pm11.24)	104 033.22 (\pm18 887.98)	-57.16 (\pm7.78)
Índice de cohesión (%)	2010-2020	99.70 (\pm 0.18)	-	99.64 (\pm 0.13)	-	99.40 (\pm 0.29)	-	99.52 (\pm 0.20)	-
	2030-2040	97.12 (\pm 1.65)	-2.59 (\pm 1.6)	99.30 (\pm 0.50)	-0.34 (\pm 0.5)	98.76 (\pm0.25)	-0.64 (\pm0.2)	99.64 (\pm 0.08)	0.12 (\pm 0)
	2050-2060	93.69 (\pm3.89)	-6.03 (\pm3.81)	99.28 (\pm 0.37)	-0.36 (\pm 0.3)	96.74 (\pm1.61)	-2.68 (\pm1.61)	99.35 (\pm 0.06)	-0.17 (\pm 0)
	2070-2080	92.95 (\pm2.73)	-6.77 (\pm2.71)	95.15 (\pm2.91)	-4.51 (\pm2.91)	93.91 (\pm2.13)	-5.52 (\pm2.11)	98.90 (\pm0.34)	-0.62 (\pm0.3)
	2090-2100	87.34 (\pm5.14)	-12.4 (\pm5.12)	89.69 (\pm6.78)	-9.99 (\pm6.72)	91.26 (\pm2.69)	-8.19 (\pm2.62)	97.30 (\pm1.05)	-2.23 (\pm1)
Área compartida (%)	2010-2020	90.74 (\pm 3.39)	-	97.84 (\pm 0.97)	-	79.59 (\pm 6.06)	-	62.82 (\pm 6.07)	-
	2030-2040	91.90 (\pm 3.38)	1.28 (\pm 3.64)	99.03 (\pm 0.66)	1.22 (\pm 0.61)	60.59 (\pm8.21)	-23.87 (\pm10.3)	60.11 (\pm 5.51)	-4.31 (\pm 8.76)
	2050-2060	84.99 (\pm 5.49)	-6.34 (\pm 5.95)	99.61 (\pm 0.47)	1.81 (\pm 0.41)	53.51 (\pm8.53)	-32.77 (\pm10.68)	50.15 (\pm 7.36)	-20.17 (\pm 11.62)
	2070-2080	73.37 (\pm7.08)	-19.14 (\pm7.71)	100.00 (\pm 0.00)	2.21 (\pm 0)	46.07 (\pm5.06)	-42.12 (\pm6.28)	27.04 (\pm9.03)	-56.96 (\pm14.33)
	2090-2100	57.71 (\pm10.93)	-36.4 (\pm12.01)	100.00 (\pm 0.00)	2.21 (\pm 0)	34.60 (\pm9.95)	-56.53 (\pm12.44)	17.85 (\pm7.32)	-71.59 (\pm11.62)

Tabla 4.3.2: Promedios y porcentaje de cambio del área total (arriba), índice de cohesión (centro) y porcentaje de hábitat compartido (abajo) para el hábitat estacional de los adultos (derecha) y juveniles (izquierda) en el escenario RCP 8.5. Las magnitudes en negrita indican promedios significativamente diferentes a los obtenidos durante el periodo presente, según el post-hoc de Tukey ($p < 0.05$) de la prueba ANOVA. Los intervalos de confianza fueron calculados al 95%.

Los cambios en la posición geográfica del hábitat estacional para juveniles y adultos se pueden encontrar en la Figura 4.3.5. Para los adultos, se observa una compresión progresiva hacia la costa del hábitat de primavera a través del siglo, mientras que el hábitat de verano se comprime hacia la costa y se desplaza al norte. Para finales de siglo, el hábitat de verano llega a estar aproximadamente 2.6° más al norte con respecto al periodo presente y el hábitat de primavera unos 26 km más cerca de la costa. Para los juveniles solamente se observa una compresión a la costa tanto en el hábitat de verano como de primavera; sin embargo, la compresión del hábitat de primavera llega a ser tan intensa a finales de siglo que este termina por encontrarse más cerca (~ 30 km) de la costa que el hábitat de verano (~ 55 km).

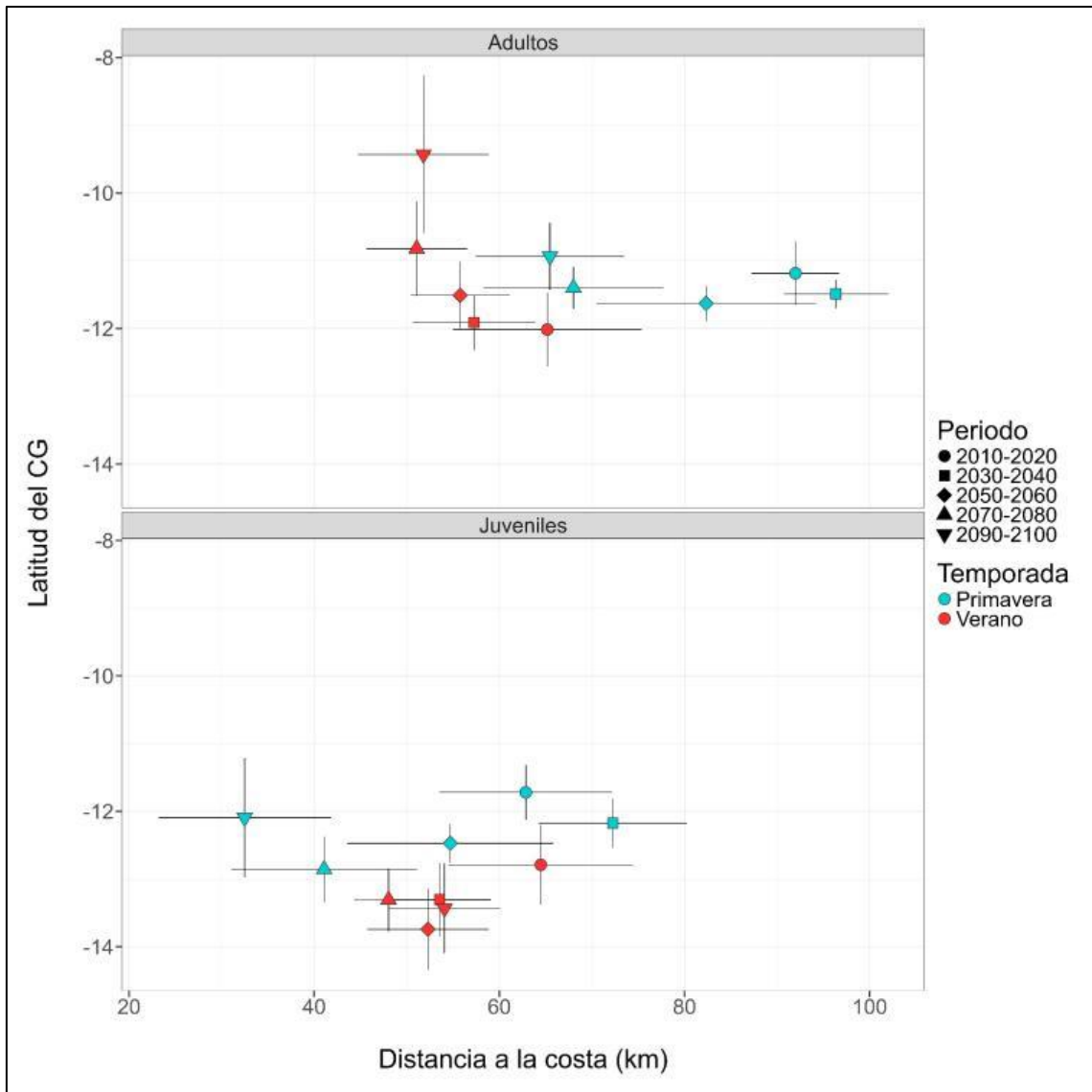


Figura 4.3.6: Cambios para la distancia a la costa y latitud del CG promedio obtenido para el hábitat estacional de la anchoveta juvenil y adulta para el escenario RCP 8.5 para las décadas 2030-2040 (cuadrado), 2050-2060 (rombo), 2070-2080 (triángulo), 2090-2100 (triángulo invertido). Las líneas horizontales y verticales representan el intervalo de confianza al 95% para cada métrica.

La pérdida de frecuencia de uso de hábitat de juveniles es evidente a lo largo del siglo (Figura 4.3.5). La pérdida del hábitat de primavera empieza durante el 2050-2060 en la costa norte, entre Piura y Lambayeque, pero sin afectar el hábitat permanente. Esta se expande rápidamente al resto de la plataforma en las décadas siguientes, llegando a perderse el hábitat costero permanente a lo largo de toda la costa para finales de siglo. La única excepción a esto es el hábitat costero permanente que se encuentra entre Lima e Ica, en la bahía de Pisco, mientras que en el resto de las regiones la frecuencia de uso cae al ~50% o menos. La pérdida del hábitat de verano empieza el 2030-2040, afectando al hábitat permanente entre Lambayeque y Ancash. Para mediados de siglo, la frecuencia de uso del hábitat costero entre Lambayeque-La Libertad y entre el centro de Arequipa y Tacna se reduce por debajo de ~50%, mientras que entre Ancash y Lima se mantiene alrededor del ~75% y siendo el hábitat permanente entre Ica y el norte de Arequipa el único que se conserva y solo se aprecian compresiones a la costa. Para finales de siglo, se pierde todo el hábitat costero permanente a lo largo de toda la costa y el área menos afectada se encuentra entre Lima e Ica, en donde la frecuencia de uso se mantiene alrededor del ~75%.

Desde el 2030-2040 se pueden observar cambios en la frecuencia de uso de hábitat estacional de los adultos en ciertas zonas de la costa con respecto al periodo 2010-2020 (Figura 4.3.6). Se observan ganancias dispersas de hábitat de primavera fuera de la plataforma entre Lima y el norte de Arequipa, que estaría relacionado a la tendencia (no significativa) a la ganancia de hábitat observada en esta década (Tabla 4.3.1). Desde el 2050-2060 se empieza a observar una reducción del hábitat de primavera frente a Piura, que se expande progresivamente hacia el sur y dentro del hábitat permanente en las siguientes décadas, llegando hasta la costa de La Libertad y reduciendo la frecuencia de

este a alrededor del ~50% o menos para finales del siglo. Junto con ello, desde el 2050-2060 se observan ganancias de hábitat frente a Tumbes y el Golfo de Guayaquil, hábitat que termina de establecerse como permanente para finales de siglo. La pérdida del hábitat de verano es notable desde el 2050-2060, en donde el hábitat permanente entre Piura y Lima pasa a presentar una frecuencia de uso de alrededor del 75%, mientras que entre Ica y Tacna se conserva y solo se aprecian compresiones a la costa. Para finales de siglo, la pérdida del hábitat también afecta al extremo sur y el área menos afectada se encuentra en la franja más costera entre Lima e Ica y frente a Ancash, en donde si bien se pierde el hábitat permanente, la frecuencia de uso de hábitat se mantiene alrededor de ~75%. También es posible observar ganancias de hábitat frente al Golfo de Guayaquil, que explicaría el desplazamiento hacia el norte del centro de gravedad durante esta temporada.

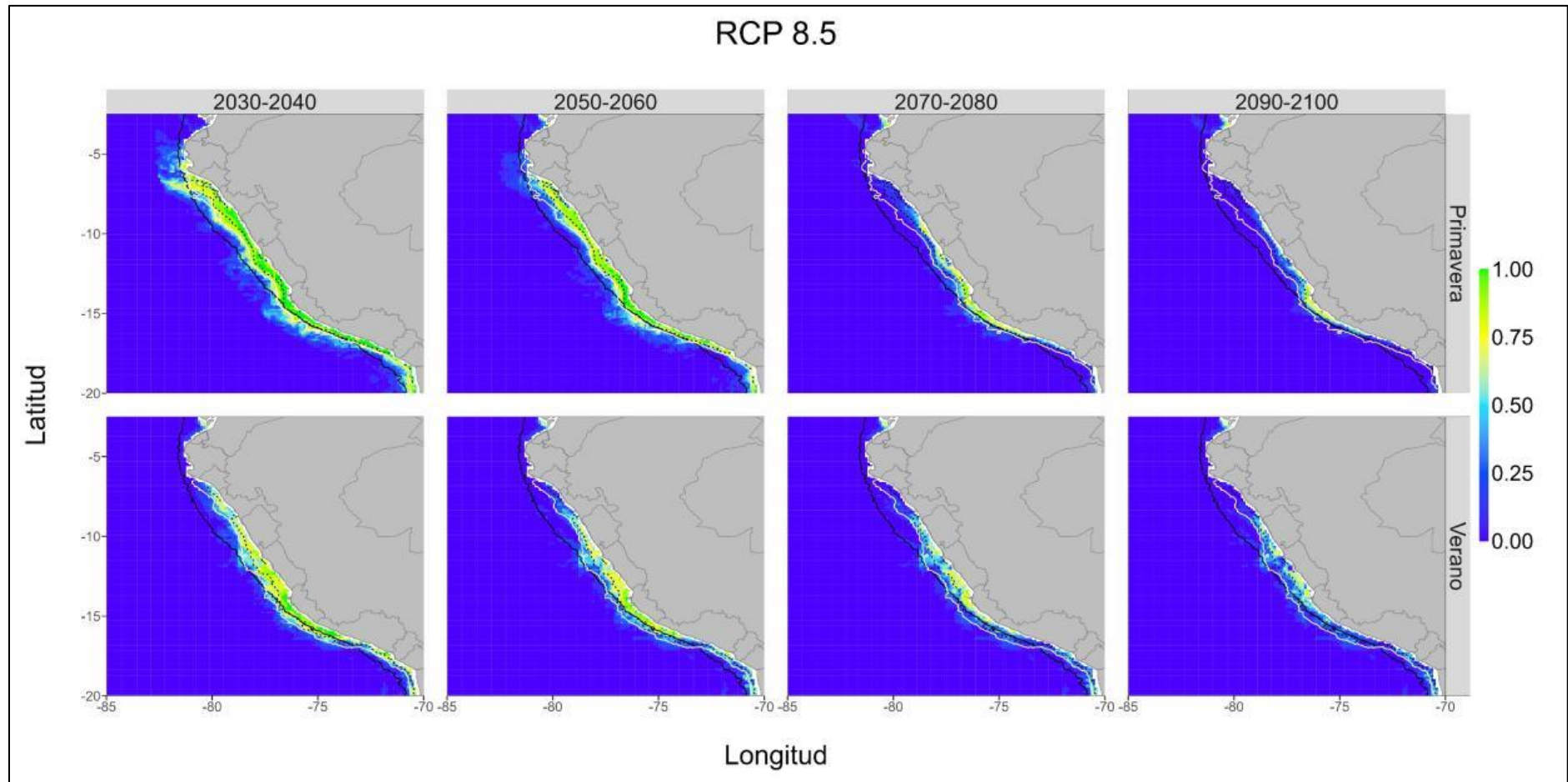


Figura 4.3.7: Frecuencia de uso de hábitat estacional para anchoveta juvenil en el escenario RCP 8.5. La línea blanca sólida representa la ubicación aproximada del hábitat en el periodo 2010-2020 (frecuencia de uso > 0.6), mientras que la línea negra punteada representa la ubicación del hábitat permanente durante el periodo 2010-2020 (frecuencia de uso > 0.9). La línea negra sólida indica la ubicación del talud continental

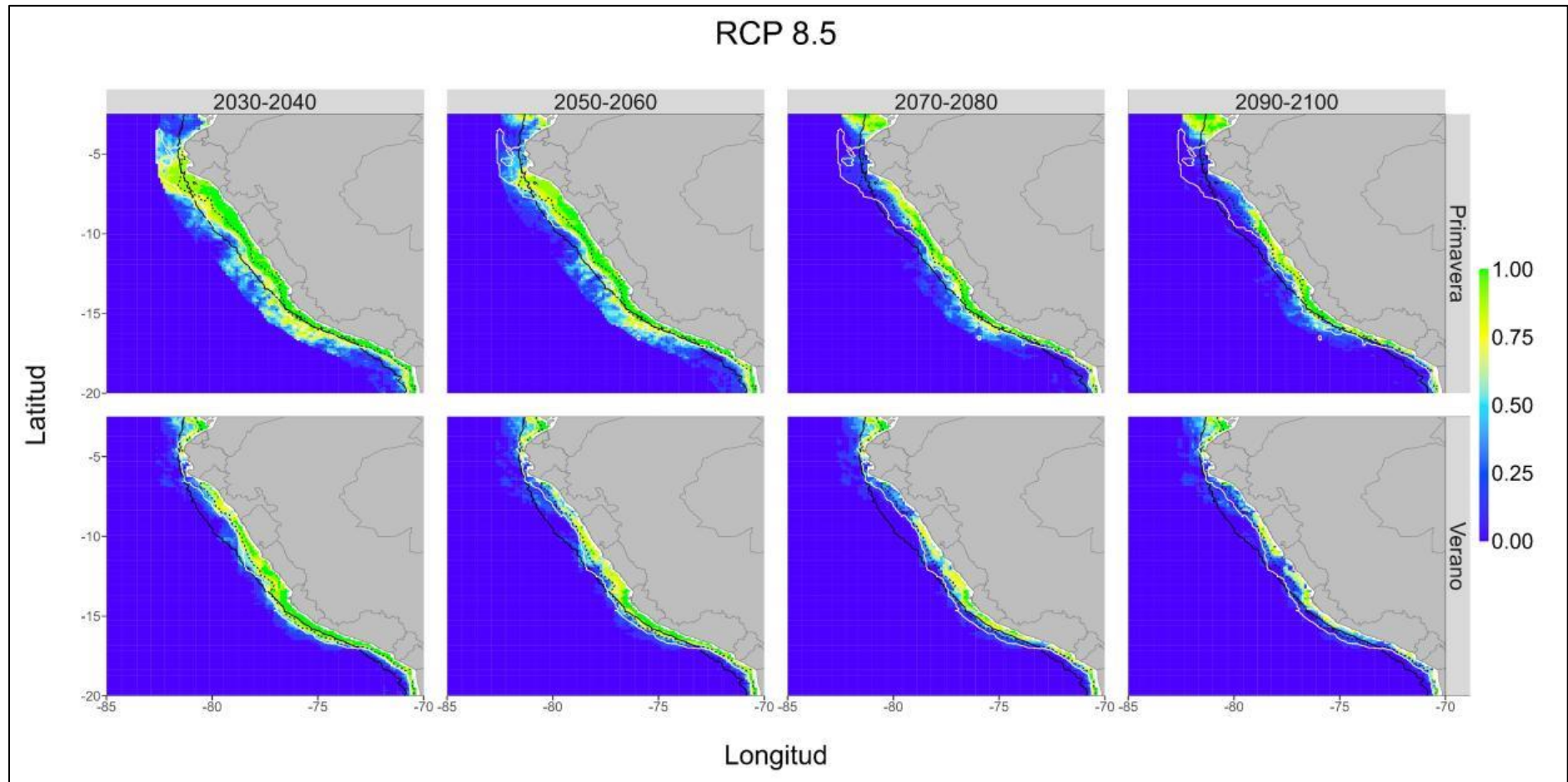


Figura 4.3.8: Frecuencia de uso de hábitat estacional para anchoveta adulta en el escenario RCP 8.5. La línea blanca sólida representa la ubicación aproximada del hábitat en el periodo 2010-2020 (frecuencia de uso > 0.6), mientras que la línea negra punteada representa la ubicación del hábitat permanente durante el periodo 2010-2020 (frecuencia de uso > 0.9). La línea negra sólida indica la ubicación del talud continental.

Caracterización ambiental durante el periodo presente y en los escenarios de cambio climático

Para entender los mecanismos ambientales detrás de los cambios observados en la distribución del hábitat estacional de juveniles y adultos en los escenarios RCP 2.6 y RCP 8.5 se realizó una exploración y comparación de la distribución de densidad de probabilidad de las variables ambientales durante el periodo presente y en los periodos futuros.

En el escenario RCP 2.6 (Figura 4.3.9) se puede observar que la distribución de densidad de probabilidad de la TSM sigue una tendencia negativa en los periodos futuros durante la primavera, mientras que durante el verano la tendencia es positiva, incrementándose el contraste térmico entre ambas temporadas. Por otra parte la SSM mantiene una distribución semejante al presente en todos los periodos futuros, independiente de la estacionalidad. La FTSM presenta una ligera tendencia positiva durante la primavera en los periodos futuros, mientras que durante el verano la distribución de densidad se mantiene constante.

En el escenario RCP 8.5 (Figura 4.3.14) se puede observar que la distribución de densidad de probabilidad de la TSM durante la primavera sigue una tendencia negativa en el 2030-2040, que se vuelve positiva a partir del periodo 2050-2060 hasta finales del siglo, mientras que durante el verano la tendencia positiva empieza desde el 2030-2040 y luego incrementa su intensidad, incrementando el contraste térmico entre ambas temporadas. Al igual que en el escenario RCP 2.6, la salinidad muestra distribuciones semejantes en todos los periodos, en ambas temporadas. La distribución de densidad de la FTSM muestra una ligera tendencia positiva tanto en primavera como en verano.

Debido a que en el escenario RCP 8.5 se observaron cambios en el hábitat frente al Golfo de Guayaquil que contrastaron con el resto del área de estudio, exploramos también la variabilidad ambiental en esta área en particular con el fin de conocer las causas de la ganancia del hábitat de adultos (Figura 4.3.15). Se puede observar que la TSM siguió la misma tendencia observadas en el resto del área de estudio, con aumentos de la TSM desde el 2050-2060 durante la primavera y desde el 2030-2040 durante el verano. En contraste, la SSM siguió una ligera tendencia negativa a lo largo de los periodos, en ambas temporadas. Por otra parte, la FTSM fue la variable que presentó la tendencia más contrastante con respecto a la observada en el área de estudio, en donde se puede observar una clara tendencia positiva que empieza desde el 2030-2040 en ambas temporadas.

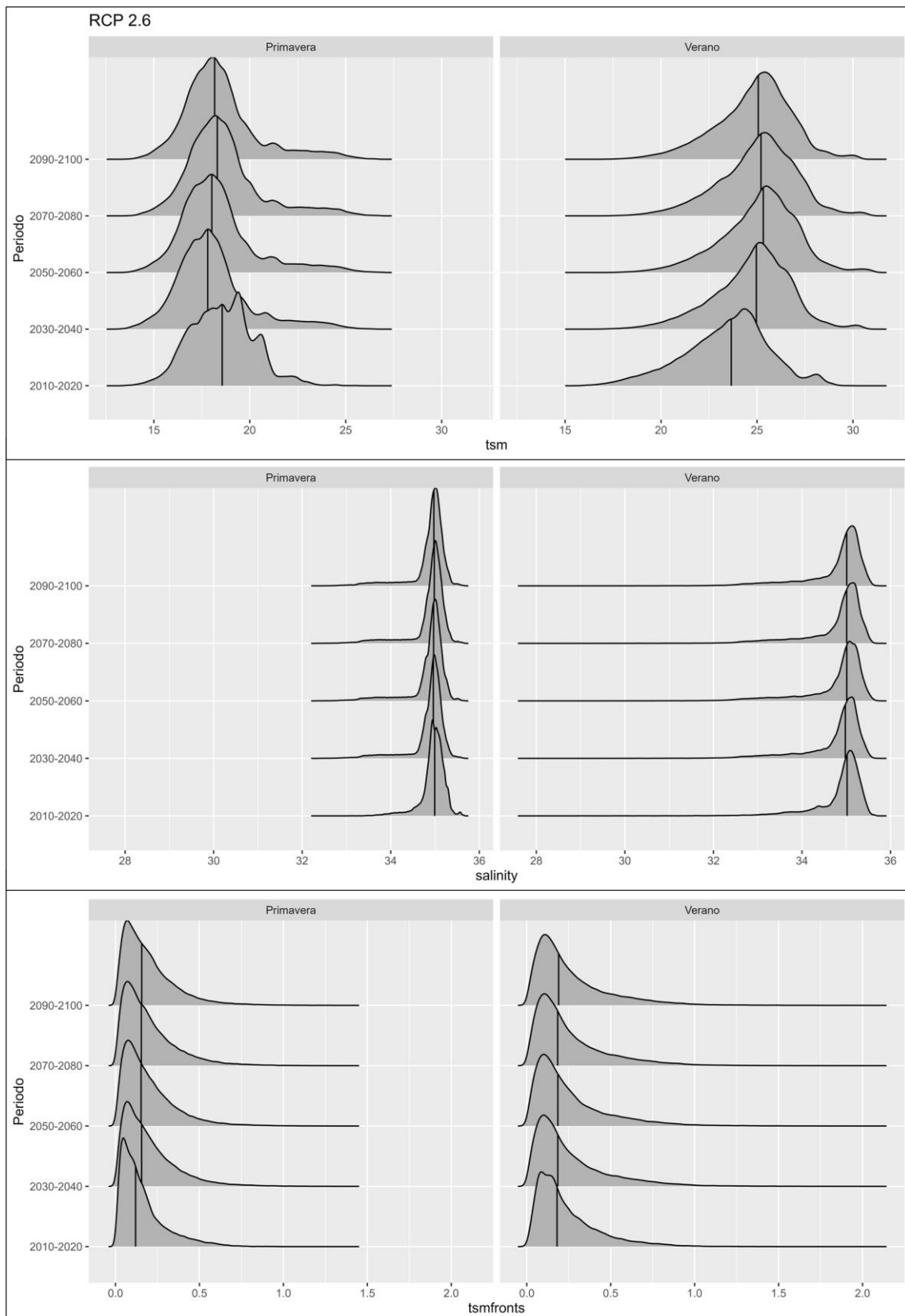


Figura 4.3.9: Distribución de densidad de las variables ambientales durante el presente y los periodos futuros en el escenario RCP 2.6, dentro del área de estudio. Las líneas verticales en los histogramas de densidad indican la posición de la mediana de la distribución.

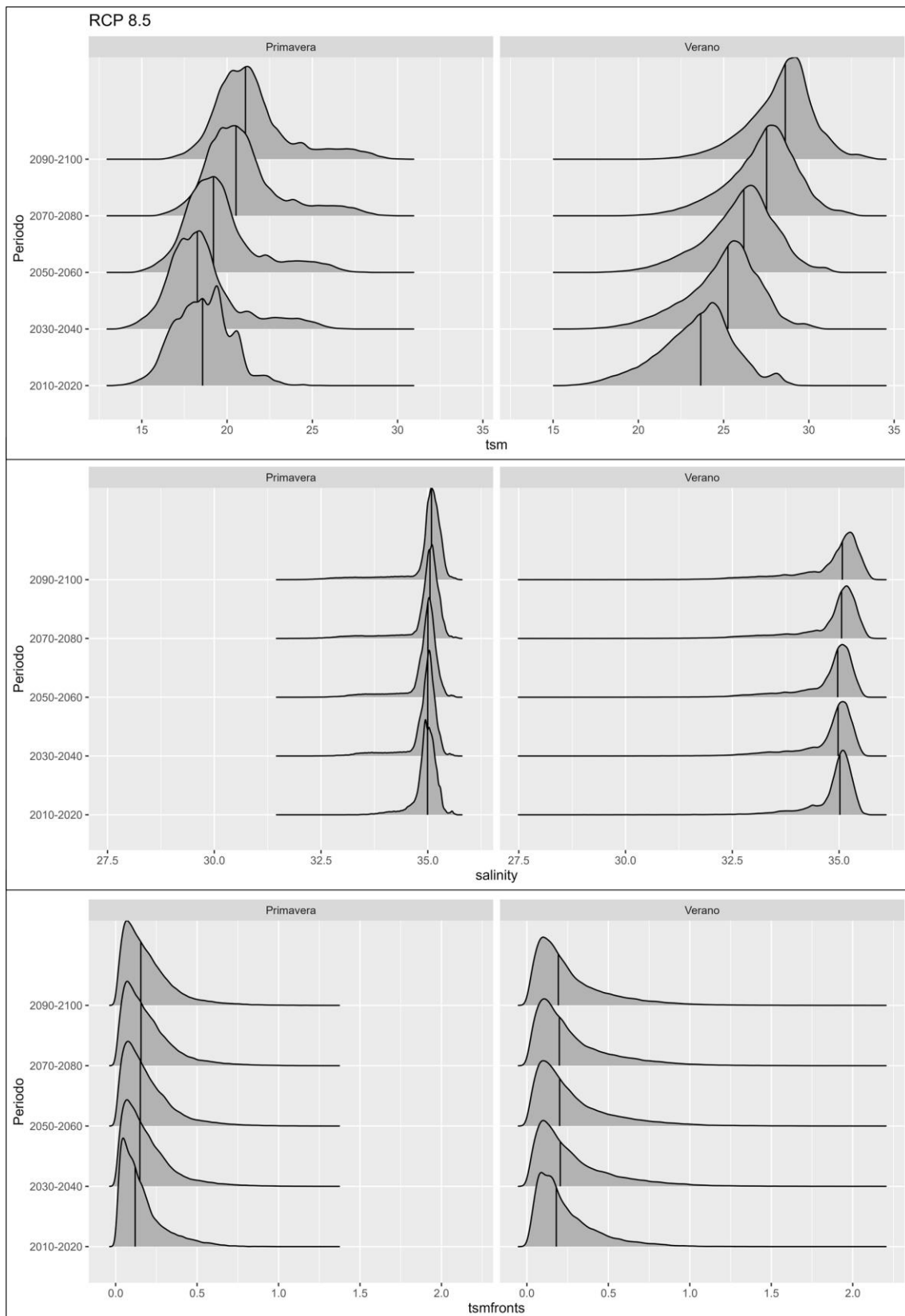


Figura 4.3.10: Distribución de densidad de las variables ambientales durante el presente y los periodos futuros en el escenario RCP 8.5, dentro del área de estudio. Las líneas verticales en los histogramas de densidad indican la posición de la mediana de la distribución.

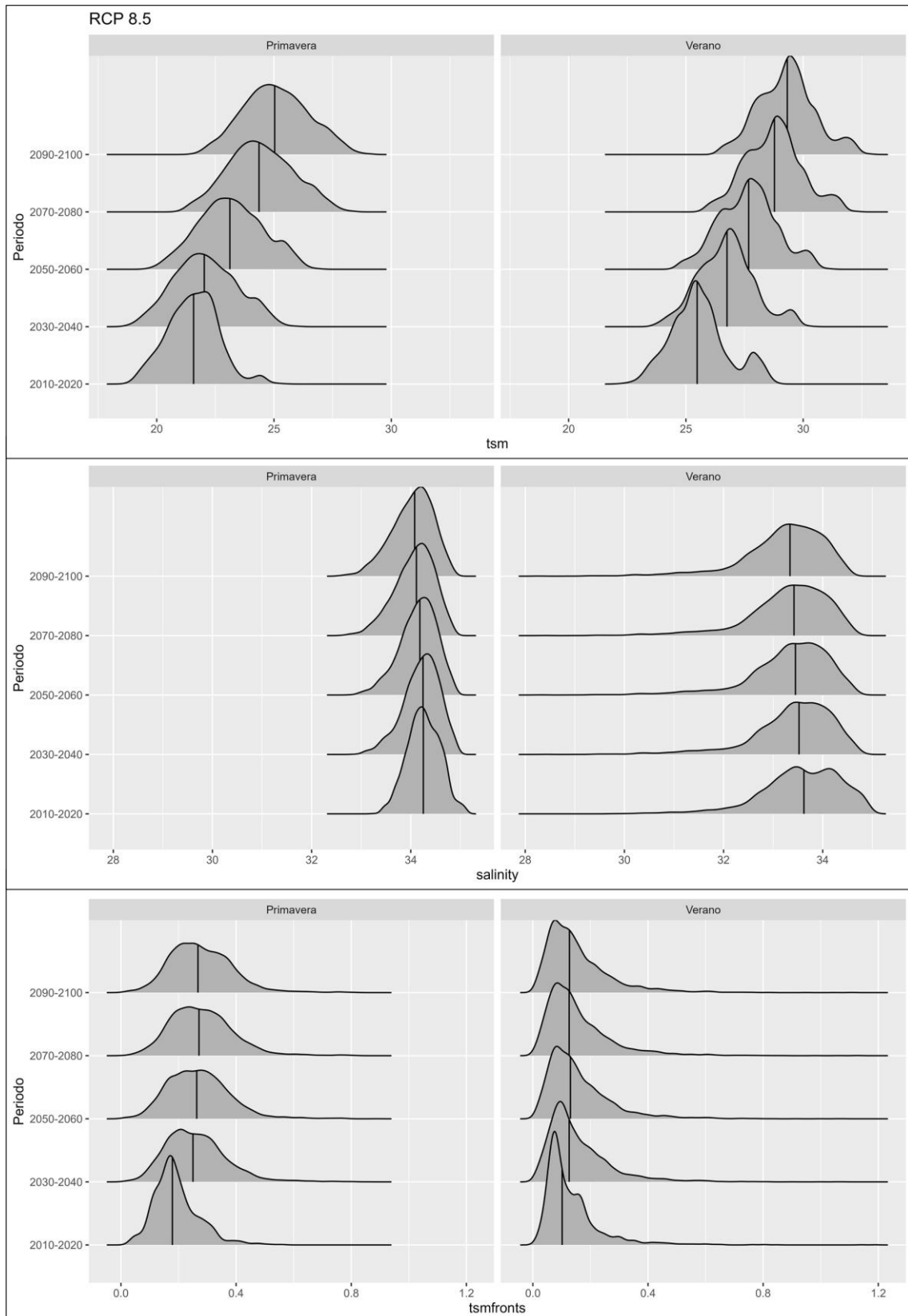


Figura 4.3.11: Distribución de densidad de las variables ambientales durante el presente y los periodos futuros en el escenario RCP 8.5, dentro del Golfo de Guayaquil. Las líneas verticales en los histogramas de densidad indican la posición de la mediana de la distribución.

5. Discusión de resultados

5.1. Preferencias ambientales encontradas para el periodo presente

En este trabajo se ajustaron modelos de distribución de especie para poder modelar la distribución estacional de la anchoveta juvenil y adulta durante el periodo presente y futuro. Si bien los modelos aquí utilizados se centran en el modelamiento en la dimensión espacial del hábitat (*G-space*), y derivar conclusiones de las preferencias del nicho ecológico de una especie a partir de este tipo de modelos puede conducir a un sesgo (Melo-Merino *et al.*, 2020) se encontró que las preferencias ambientales son coherentes con los límites de tolerancia del nicho ecológico de los adultos anteriormente descritos por modelos de nicho ecológico (Luján, 2016).

También se encontró que las preferencias ambientales de los juveniles en nuestros modelos son más semejantes a las descritas para el nicho ecológico de los reclutas descritos en modelos de nicho ecológico (Lujan 2016), aunque nuestra categoría de juveniles corresponde (en talla) a las categorías de pre-reclutas y reclutas. En adición, encontramos que la estacionalidad por parte de la anchoveta en sus preferencias térmicas se encuentra dentro del rango de preferencias estacionales reportadas anteriormente (Tabla 5.1, adaptada de Castillo *et al.*, 2018) y provee evidencia adicional de la variación estacional del componente térmico de su nicho ecológico, soportando un caso de *niche-switching* (Ponti *et al.*, 2023) en la anchoveta peruana.

Periodo	Datos	Temperatura óptima (°C)	Salinidad óptima	Fuente
Verano 1992-1994	Acústicos, oceanográficos y de calas	15–21	34.85–35.10	Castillo (1995)
Otoño 1998	Acústicos y oceanográficos	17–22	34.90–35.20	Castillo et al. (1998)
Verano 1999		17–22 (2–10 mn) 18–21 (10–25 mn) 15–22 (en transectos)	34.40–35.20 34.90–35.30 34.6–35.25 (en transectos)	Castillo et al. (1999)
1986–2000	Acústicos y satelitales	<23	<35.20	Segura (2000)
1997–1999	Acústicos y oceanográficos	16–24	34.90–35.00	Bertrand et al. (2004)
1983–2005		Primavera: 14–18 Verano: 14–19 Otoño-Invierno: 14–18	34.80–35.05	Swartzman et al. (2008)
1998–2006		14–23	34.70–35.10	Gutiérrez et al. (2008)
2010-2020	Acústicos y de reanálisis	A Primavera: 13.8-19.5 Verano: 15.7-28.1	Primavera: 34.3-35.1 Verano: 33.5-35.1	Este trabajo
		J Primavera: 13.8-18.8 Verano: 16-22.9	Primavera: 34.3-35.0 Verano: 33.5-35.0	

Tabla 5.1: Resultados de otros estudios sobre las relaciones entre la anchoveta, TSM y SSM, adaptada de Castillo *et al.*, 2018. A: Adultos; J: Juveniles. Los rangos de nuestro trabajo provienen del análisis de dependencia parcial de variables (TSM vs SSM), por lo que no son análogos a los resultados de estudios anteriores y solo sirven como referencia.

La estacionalidad del hábitat térmico de la anchoveta se hace más relevante si consideramos su interacción con la SSM y con la FTSM. En ambos casos, se observa que la interacción entre estas variables varía estacional y ontogénicamente. Haciendo uso de las definiciones de masas de agua propuestas en Swartzman *et al.* (2008), Zuta y Guillén (1970) y Grados *et al.* (2018) y la probabilidad de ocurrencia obtenida en la interacción de la TSM y SSM, encontramos que tanto la anchoveta adulta como juvenil se encuentran restringidas a las ACF y sus mezclas durante la primavera, mientras que durante el verano tanto adultos como juveniles ganan acceso aguas con un rango mayor de temperatura (para una referencia véase la Tabla 5.2, adaptada de Swartzman *et al.*, 2008). Sin embargo,

la interacción entre la TSM y la FTSM sugiere que para ambos estadios el uso del rango superior de temperaturas es dependiente de la presencia de gradientes superficiales de temperatura. Además, la interacción entre estas variables también sugiere que durante la primavera solamente los adultos serían capaces de utilizar aguas con temperaturas mayores 20°C. Esta capacidad de los adultos por explotar masas de agua más cálidas que los juveniles durante la primavera es consistente con lo reportado en Castillo *et al.* (2022), en donde se observó que el 80% de la anchoveta encontrada en zonas de estrés fisiológico corresponden a individuos adultos. Debido que las gradientes de temperatura superficial son consecuencia del surgimiento de áreas frontales y de la mezcla generada por procesos de submesoescala y mesoescala (Ciani *et al.*, 2023), nuestros resultados sugieren que el uso de masas de agua en el rango superior de temperatura por parte de ambos estadios se da en las zonas de mezcla de masas de agua, posiblemente en áreas en donde las ACF se encuentran con las AES, las ATS o las ACF.

Congruente con lo encontrado en la importancia relativa condicional de nuestros modelos (Figura 4.2.1), la estructuración física ha sido reportada como un factor determinante de la distribución de la anchoveta y sus presas en la submesoescala (Bertrand *et al.*, 2014; Bertrand *et al.*, 2008). Esta mayor dependencia de los juveniles por las estructuras físicas podría estar relacionada a sus capacidades natatorias y/o a las características de sus cardúmenes. Debido a que la capacidad natatoria es dependiente de la talla del pez (F. Beamish 1978), los juveniles serían más dependientes de la presencia de estructuras físicas para la depredación debido a una menor capacidad de desplazamiento en comparación con los adultos. Los juveniles también generan cardúmenes más pequeños y numerosos, incrementando la necesidad de estructuras que puedan acumular zooplancton para su depredación (C. Cárcamo *et al.*, 2024 citando a Fablet *et al.*, 2012).

Caso contrario al de la FTSM es el del EKE, que obtuvo una importancia condicional mínima en ambos modelos, a pesar de estar correlacionado con la distribución de una de las presas más importantes de la anchoveta, los eufásidos (Riquelme-Bugueño *et al.*, 2015). Esta irrelevancia en la definición del hábitat de la anchoveta ha sido descrita anteriormente para los componentes zonales y meridionales de las corrientes superficiales (de los cuales se deriva el EKE; Armas *et al.*, 2022), respaldando la baja importancia de esta variable en la definición del hábitat de la anchoveta.

5.2. Caracterización del hábitat estacional durante el periodo presente

Para la cuantificación del impacto del cambio climático en el hábitat estacional de la anchoveta juvenil y adulta fue necesario obtener un punto de referencia, por lo que se caracterizó el hábitat en el periodo 2010-2020 (Figura 5.1). Con respecto al hábitat de los adultos, encontramos que durante la primavera este es aproximadamente un ~26% más extenso en términos de área y se encuentra uno 30 km más alejado de la costa que el hábitat de verano, coherente con los escenarios de distribución espacial descritos para la anchoveta anteriormente en Morón *et al.*, 2019. Adicionalmente, encontramos que el hábitat de la anchoveta juvenil se mantiene relativamente constante en términos de extensión en ambas temporadas, pero que durante el verano el CG se desplaza ligeramente al sur ($\sim 1^\circ$) con respecto a el hábitat de primavera.

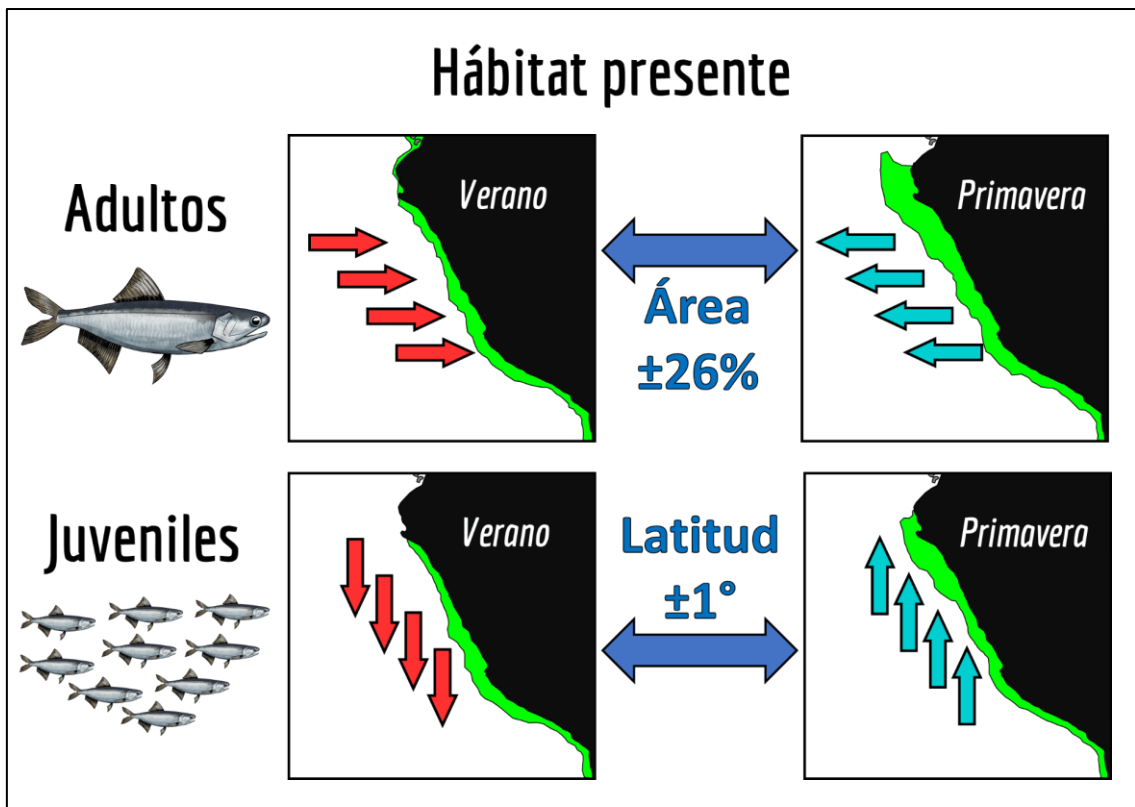


Figura 5.1: Resumen de las características del hábitat estacional de cada estadio encontradas durante el periodo presente. Durante la década 2010-2020, el hábitat de primavera de los adultos es un $\sim 26\%$ más grande en comparación al verano. Por otra parte, el hábitat de primavera de los juveniles se encuentra $\sim 1^\circ$ más al norte en comparación al hábitat de verano

Se acepta que la heterogeneidad de la distribución (parcheada) de los peces pelágicos es consecuencia del comportamiento gregario que exhiben y también de la variabilidad ambiental, siendo la importancia relativa de cada uno de estos factores dependiente de la escala espacial examinada (Bertrand *et al.*, 2008). Debido a que en nuestra escala de modelado (submesoescala) los frentes y ondas internas tendrían un impacto en la distribución espacial de la anchoveta (Bertrand *et al.*, 2008; Bertrand 2014), fue de interés evaluar si el cambio climático tendría un efecto sobre la estructura espacial del hábitat de la anchoveta. Para ello hicimos uso del índice de cohesión, que nos permitió cuantificar la conectividad del hábitat; este índice aumenta a medida que los parches de hábitat se vuelven más agregados y conectados físicamente en su distribución (McGarigal & Marks,

1995). Encontramos que, a pesar de la alta importancia de las gradientes de temperatura en el hábitat, variable conocida por su contribución a la heterogeneidad de paisaje marino (Pittman 2017), la cohesión siempre fue superior al 98% independientemente del estadio o temporada, por lo que concluimos que nuestro diseño de estudio no pudo capturar la estructuración en la submesoescala, posiblemente siendo procesos de menor escala y/o mayor frecuencia los que dan lugar a la heterogeneidad de su distribución.

Sin embargo, es importante considerar que el modelo de mosaicos de parches, del cual proviene el índice de cohesión, podría no estar representando toda la variabilidad espacial del hábitat de la anchoveta. El dominio pelágico no es estático y presenta parámetros físicos que cambian gradualmente en un espacio continuo, por lo que la clasificación dicotómica y dependiente de umbrales del hábitat empleada no captura completamente dicha variabilidad (Scales *et al.*, 2017). Esto adquiere particular relevancia en mares caracterizados por intensa variabilidad de sub y mesoescala (Scales *et al.*, 2017). Si bien en el SCH es posible encontrar estructuras de mesoescala relativamente estables, que pueden superar los 3 meses de duración (Montecino & Lange, 2009), la exploración de modelos complementarios que utilicen directamente los mapas de probabilidad de ocurrencia obtenidos podría ofrecer una visión más detallada de las características espaciales del hábitat potencial de la especie.

El ligero aumento de segregación del hábitat de juveniles observado durante el verano (Tabla 4.3.1) podría interpretarse como análogo a los escenarios de distribución observados en la anchoveta durante episodios de calentamiento en el mar peruano. Por ejemplo, durante setiembre del 2019, la llegada de una onda Kelvin cálida ocasionó la migración de la anchoveta a áreas más cercanas a la costa y al sur de esta, siendo

solamente los adultos aquellos que se profundizaron en búsqueda de condiciones frías, mientras que los juveniles se mantuvieron en la superficie (Castillo *et al.*, 2021). Un patrón semejante puede ser observado durante episodios El Niño, en donde se ha hipotetizado que estos no alteran tanto la distribución horizontal para la anchoveta juvenil como la de la anchoveta adulta, debido a la prevalencia de juveniles que se observa durante estos episodios (M. Gutiérrez, 2023). En particular, durante El Niño 1997-1998, se determinó que los juveniles se encontraron en las áreas usuales de distribución de la anchoveta, mientras que los adultos se refugiaron en áreas cercanas la costa (Castillo *et al.*, 2022, citando a Bertrand *et al.*, 2004).

La presencia de un potencial hábitat al frente del Golfo de Guayaquil para la anchoveta adulta es particularmente interesante, debido a que este no es convencionalmente considerado como un hábitat para la anchoveta y si bien existen reportes de su presencia en esta área, estos usualmente se la atribuyen a condiciones oceanográficas anómalas y frías (Arriaga & Martínez, 2003). Al contrario de lo esperado, nuestro modelo encuentra que este sería un hábitat potencial para los adultos solamente durante las condiciones cálidas de verano. Durante el verano, la distribución de densidad de probabilidad de la salinidad de las aguas de esta zona se extiende hacia el rango bajo de salinidad (Figura 4.3.11, o véase la Figura suplementaria 1), consecuencia de la llegada de la temporada húmeda dentro del golfo (Belén del Santo *et al.*, 2013), por lo que la capacidad de los adultos de utilizar aguas en el rango bajo de salinidad ($< \sim 34$) y en el extremo superior de la TSM durante el verano (atribuida por nuestro modelo, Figura 4.2.5) sería la explicación detrás de este resultado.

La distribución de gradientes superficiales de TSM (nuestro proxy de recursos) en esta

zona se desplazó a valores bajos durante el verano en comparación a la primavera (Figura 4.3.11, o véase la Figura suplementaria 1), por lo que esta variable no habría jugado un papel tan relevante en la definición de este hábitat potencial en comparación a la TSM o la SSM. Sin embargo, la disponibilidad de alimento es, de todas formas, un factor que podría limitar el uso de esta área por la anchoveta. La zona del Golfo está principalmente influenciada por aguas tropicales traídas por la corriente de Panamá y las subtropicales aportadas por la corriente de Humboldt, así como las descargas fluviales que llegan desde el golfo (Twilley *et al.*, 2001). Esto ocasiona que la estructura poblacional del zooplancton de la zona sea variable y diversa, pero dominada por géneros de copépodos calanoideos de aguas tropicales como *Centropages* y *Paracalanus* y ocasionalmente, también por géneros de aguas frías como *Calanus* (Landivar *et al.*, 2018; Bucheli *et al.*; 2023; 2025). En el mar peruano, la anchoveta presenta dos estrategias de alimentación: “filtrar” para forrajear en presas pequeñas como los copépodos y “morder” para forrajear presas más grandes como eufásidos (Espinoza y Bertrand, 2008; 2014) y es esta plasticidad en sus hábitos alimenticios la que podrían permitirle aprovechar el hábitat potencial de esta zona. Junto con ello, durante los últimos años los reportes de su presencia en esta área se han hecho cada vez más frecuentes (IPIAP, 2018, 2020, 2022, 2023; ERFEN 2023), lo que ha de sostener que esta zona efectivamente podría tratarse de un hábitat para la anchoveta (M. Gutiérrez, 2023). Nuestros hallazgos se suman a la evidencia que sugiere que esta zona podría ser un hábitat potencial para la anchoveta.

5.3. Cambio de la distribución de hábitat de la anchoveta a lo largo del SCH en escenarios de cambio climático

Nuestros hallazgos con respecto al cambio de la distribución del hábitat de la anchoveta en escenarios de cambio climático expanden investigaciones previas al agregar el componente ontogénico y estacional. En Oliveros-Ramos *et al.* (2023), se modeló el nicho ecológico de la anchoveta y de otras especies clave del mar peruano utilizando modelos de regresión logística basados en GAMs para obtener un índice de idoneidad del hábitat (HSI), que cuantifica la calidad de un hábitat para la especie. Estos fueron acoplados al modelo ecosistémico OSMOSE para estimar los impactos que los escenarios RCP 2.6, 4.5, 6.0 y 8.5 podrían tener sobre la biomasa de la anchoveta. Ellos encuentran una reducción promedio en la costa peruana de ~10% y ~30% en el HSI para finales del siglo, en los escenarios 2.6 y 8.5 respectivamente. Los impactos proyectados por nuestros modelos sugieren reducciones más drásticas en el escenario RCP 8.5 y cambios contrastantes a nivel estacional en el escenario RCP 2.6, siendo aún más importantes los impactos proyectados para los juveniles, que resalta el valor en realizar modelos de hábitat estacional-específicos.

Nuestros hallazgos a nivel espacial también contrastan con los encontrados previamente por Oliveros-Ramos *et al.* (2023). Mientras que, para el escenario pesimista, proyectan un desplazamiento hacia el sur y una compresión costera en los desembarques de la especie, nuestros resultados solo evidencian un desplazamiento hacia el norte del hábitat de la anchoveta adulta durante la primavera, patrón que se encuentra sesgado debido a la aparición de un nuevo hábitat frente al Golfo de Guayaquil y que fue consecuencia tanto de la inclusión de las gradientes superficiales de temperatura en el modelo, como de la delimitación del área de estudio. Por otro lado, en el verano y en el hábitat estacional de

la anchoveta juvenil, únicamente observamos compresiones hacia la costa.

El cambio del hábitat de la anchoveta a nivel estacional también ha sido estimado reportado para la costa de Chile. Silva *et al.*, 2016 estimaron el cambio en la distribución del hábitat idóneo bajo a mediados del siglo XXI en el escenario de emisiones A2 del IPCC en las zona sur y norte. Si bien hacen uso de un escenario de cambio climático distinto al nuestro y modelan el hábitat de la anchoveta haciendo uso de variables distintas (como la clorofila superficial y la distancia a la costa), encuentran un patrón estacional semejante al encontrado en nuestro trabajo, en donde el verano y otoño muestran una reducción promedio del 16% y 17% respectivamente, mientras que en invierno y primavera las zonas más cercanas a la costa en el norte de Chile muestran un incremento en el HSI. En contraste a nuestros hallazgos, los autores atribuyen los efectos negativos observados no solamente a incrementos en la TSM, sino también a reducción en la productividad primaria (clorofila-a). Silva *et al.*, 2019 estimaron los cambios del hábitat idóneo en la costa centro-norte de Chile bajo los escenarios RCP 2.6, 4.5, 6.0 y 8.5, haciendo uso de un modelo MaxEnt. Encuentran que la reducción del HSI para mediados de siglo varía entre -88.3% y -95.7% según el escenario, sin cambios positivos para la costa central de Chile y estos efectos son atribuidos al calentamiento, la reducción de la disponibilidad de alimento (clorofila-a) y al aumento del índice de afloramiento (que sobrepasa la magnitud óptima encontrada para la anchoveta) en los escenarios de cambio climático en la zona estudiada.

Considerando el escenario de emisiones A2 como análogo al escenario RCP 8.5, parece ser que los cambios en la distribución del hábitat de la anchoveta a lo largo la costa oeste de Sudamérica para mediados de siglo en el escenario pesimista de emisiones no sigue

un claro patrón latitudinal y presentan una variación a nivel estacional, existiendo cambios positivos del hábitat en el extremo norte (frente al Golfo de Guayaquil, según nuestro trabajo) y en la zona central del SCH durante el invierno-primavera (entre Arica y Antofagasta, según Silva *et al.*, 2016), presentándose los mayores impactos durante la temporada de verano. Sin embargo, debido a las distintas fuentes de datos, proyecciones de cambio climáticos, variables, técnicas de modelos y métricas de cambio utilizadas en los diferentes estudios, resulta complejo establecer comparaciones directas para establecer conclusiones generales sobre los patrones de cambio en el hábitat de la anchoveta a lo largo del SCH bajo escenarios de cambio climático. Como la anchoveta es un recurso que es compartido por ambas naciones, es de interés la integración y estandarización del modelado del hábitat del stock compartido, con el fin de mejorar las proyecciones del hábitat en escenarios de cambio climático y la comprensión acerca de los principales forzantes ambientales detrás de los cambios de distribución.

5.4. Cambios estacionales de la distribución del hábitat en otros Engraulidos

Los cambios diferenciales en la distribución estacional del hábitat bajo escenarios de cambio climático que encontramos no son exclusivos de la anchoveta peruana. Caso ilustrativo de este fenómeno es *Engraulis japonicus* en aguas coreanas, en donde Bang *et al.*, 2022 modelaron su distribución haciendo uso del modelo MaxEnt y datos provenientes de la pesquería de esta especie durante el periodo 2000-2015 y proyectaron su distribución bajo los escenarios RCP 2.6, 4.5 y 8.5. En contraste a nuestros resultados, en donde observamos que la dirección del impacto del hábitat de primavera varía dependiendo del escenario, ellos encuentran que para mediados de siglo el hábitat de invierno y primavera incrementa entre 19%-34%, mientras que el hábitat de otoño y verano se reduciría hasta 19.4% dependiendo del escenario. Se ha sugerido que los efectos del cambio climático sobre la fenología de las especies marinas, como los observados en *E. japonicus* y en la anchoveta peruana, podrían ser el resultado de cambios de la fenología en escalas globales (Beaugrand *et al.*, 2018). Así, por ejemplo, la reducción diferencial observada del hábitat de primavera y verano tanto de la anchoveta adulta y juvenil proyectada para el escenario RCP 8.5 podría ser en realidad consecuencia de un desplazamiento temporal o latitudinal de gran escala en la fenología de la especie, no detectable por la extensión de nuestra área de estudio y/o por nuestra resolución temporal. Esta posibilidad solamente podría ser estudiada realizando estudios que ocupen la totalidad de la extensión del SCH, enfatizando aún más la necesidad de cooperación entre ambas naciones para mejorar la comprensión acerca de los efectos que el cambio climático podría tener sobre la anchoveta.

La ausencia de desplazamientos latitudinales claros en nuestras proyecciones de hábitat contrasta con lo reportado en otros engraulidos y también podría ser consecuencia de la

extensión de nuestra área de estudio. A pesar de que se considera que el analizar solamente cambios a nivel latitudinal puede ser engañoso, debido que estos en realidad se llevan a cabo en un espacio geográfico bidimensional, que posee tanto un componente meridional como zonal, los patrones de desplazamiento latitudinales deberían poder observarse en escalas biogeográficas globales (Beaugrand *et al.*, 2018). Ejemplo de esto es *Engraulis encrasicolus*, en donde Raybaud *et al.*, 2016 desarrollaron modelos de nicho ecológico para esta especie y proyectaron cambios de distribución a lo largo de las costas del continente europeo y africano, en los escenarios RCP 2.6, 4.5 y 8.5. Encontraron reducciones en el HSI para todas las regiones por debajo de 48°N y un aumento en áreas al norte de esta latitud, resultando en un desplazamiento al norte de su distribución. En contraste a ello, a pesar de tratarse de un estudio a nivel regional, en las aguas territoriales de Corea *E. japonicus* presentó desplazamientos meridionales y zonales que variaron según la temporada: mientras que durante el invierno y primavera el hábitat manifiesta principalmente una expansión hacia el norte extendiéndose en las aguas del Mar del Este y del Mar del Este de China, durante el verano presenta una contracción hacia el este, reduciéndose el hábitat del Mar del Este (Bang *et al.*, 2022).

5.5. Limitaciones de nuestro estudio

La limitación principal de nuestro estudio está relacionada con las incertidumbres de las proyecciones del cambio. En nuestro trabajo, debido que solamente se utilizó un modelo de sistema planetario para realizar la proyección climática de los escenarios RCP 2.6 y 8.5, el modelo IPSL-CM5A-MR, no fue posible calcular una incertidumbre causada por el forzamiento del modelo. Sin embargo, debido a que en el horizonte de tiempo cercano no debería existir mucha incertidumbre causada por esta fuente de variabilidad (Hawkins & Sutton, 2009), tendríamos una mayor certeza sobre los intervalos de confianza decadales de nuestros resultados obtenidos para nuestro horizonte de tiempo cercano, los periodos 2030-2040 y 2050-2060. Por otra parte, si bien no calculamos una incertidumbre inter-escenario, debido a que utilizamos distintos extremos de los escenarios de emisiones de GHG (Figura 3.7, Lehner *et al.*, 2020), podemos tener certeza sobre algunos de los efectos que el cambio climático sobre el hábitat de la anchoveta en el horizonte lejano de tiempo, independientemente de la trayectoria de GHG en la que nos encontremos. Así, podemos tener una alta certeza de que el efecto que el cambio climático tendrá sobre el hábitat de verano seguirá siendo negativo durante el 2070-2080 y 2090-2100 y podría esperarse que la reducción del área y contracción hacia la costa se mantengan o continúen hasta finales del siglo, mientras que la magnitud exacta de estos cambios podría variar con técnicas de modelado más minuciosas. Caso contrario a esto es el hábitat de primavera, que manifestó efectos contrastantes dependiendo del escenario estudiado, pudiendo incrementar o reducirse. Esto demuestra una no linealidad en los efectos que el cambio climático tendrá sobre el hábitat de la anchoveta y lo que le deparará en el futuro será altamente dependiente de la trayectoria de emisiones de GHG en la que nos encontremos, observándose un aumento en la extensión bajo un calentamiento moderado y una reducción bajo un calentamiento intenso.

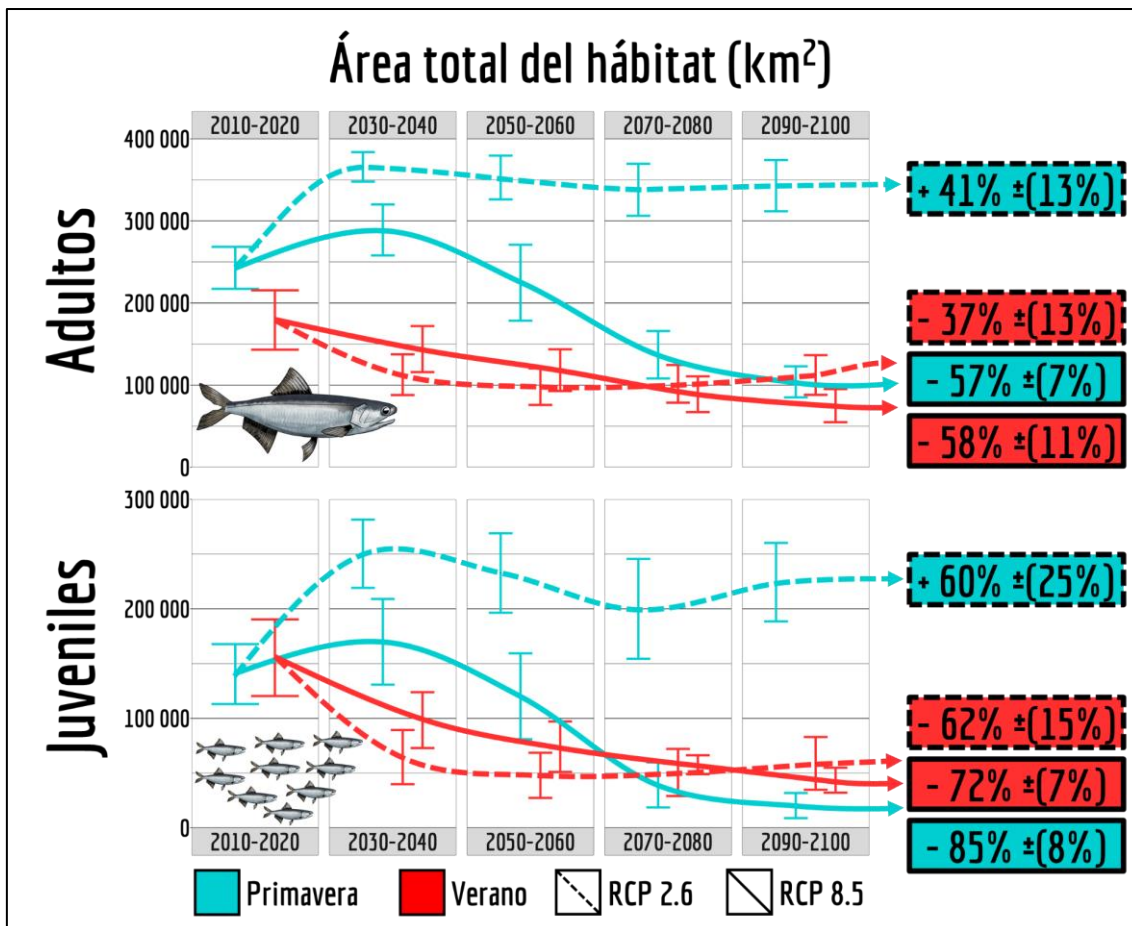


Figura 5.3: Incertidumbre inter-escenario encontrada para los cambios en el área total de hábitat estacional para juveniles y adultos. Tanto para adultos como juveniles, la reducción del hábitat de verano es semejante entre escenarios, por lo que existe una mayor certeza del impacto negativo que tendrá el cambio climático sobre esta temporada. Por otra parte, el hábitat de primavera presenta una alta variación entre escenarios, por lo que existe una alta incertidumbre sobre el efecto que tendrá el cambio climático sobre el hábitat de primavera

Otra limitación de nuestro trabajo recae en la metodología utilizada para la cuantificación del hábitat de la anchoveta. Debido a que el cálculo de un área no se pudo realizar sobre la probabilidades de ocurrencia de los modelos, fue necesario recurrir a la definición de un umbral que pueda delimitar las áreas clasificadas como hábitat y no hábitat, práctica que comúnmente se realiza durante la planificación de estrategias de conservación (Wilson *et al.*, 2005), pero que recibe críticas debido a que la elección del umbral usualmente es arbitraria (Nenzen & Araujo, 2011), podría introducir errores de clasificación dependiendo de la prevalencia de los datos (Jimenez-Valverde & Lobo,

2006) y por la reducción de la información provista por los valores de probabilidad de los SDM (Lawson *et al.*, 2014). En nuestro trabajo, determinamos que el efecto que hubiese tenido el uso de un criterio de selección de umbral alternativo hubiese sido menor, ya que los valores optimizados para criterios alternativos no difieren entre sí y convergen al valor del umbral utilizado durante nuestro estudio (Tabla suplementaria 1), fenómeno que ha sido reportado con anterioridad en modelos ajustados con datos balanceados (Liu *et al.*, 2005). La excepción de esto fue el umbral de Sensibilidad = Especificidad (o de prevalencia predicha = observada), en donde se encontró un valor más alto para ambos modelos.

Una de las consecuencias del uso de este umbral podría haber sido efectos de mayor magnitud bajo los escenarios de cambio climático. Esto, debido a que encontramos que la distribución de densidad de las probabilidades de ocurrencia cambia a través de los periodos estudiados, en donde las probabilidades bajas empiezan a ser más frecuentes en los veranos de los periodos futuros de cada escenario. Esto sugiere que el uso de un umbral más alto hubiera identificado una menor porción de las probabilidades como hábitat, conllevando a un impacto mayor de los escenarios de cambio climático (Figura suplementaria 2), efecto que también ha sido reportado anteriormente en la literatura (H. Nenzen & M. Araujo, 2011).

La última pero no menos importante limitación de este estudio está relacionada a las variables que se excluyeron del modelado. La concentración de clorofila-a superficial, por ejemplo, es una variable oceanográfica constantemente monitoreada y que es utilizada comúnmente como recurso durante el modelado de la distribución de especies marinas (Pickens *et al.*, 2021). Estudios anteriores han demostrado el valor de la clorofila-a en el modelamiento de la distribución de la anchoveta en particular (Silva *et al.*, 2016; Silva *et*

al., 2019), demostrando su validez como delimitante del hábitat que utiliza. Sin embargo, existe una gran incertidumbre con respecto a los efectos que tendrían entre las proyecciones de cambio climático sobre la clorofila-a en latitudes correspondientes al SCH (R. Zavala *et al.*, 2019). Por otra parte, los modelos globales proyectan un cambio en la estructura de tallas del fitoplancton, que tendría repercusiones en la composición comunitaria global del zooplancton (Heneghan *et al.*, 2023). En los modelos con regionalización de las proyecciones de cambio climático al mar peruano (ROMS-IPSL), se encontró un sesgo muy pronunciado en el comportamiento estacional de esta variable (con respecto a nuestra fuente de datos ambientales, los datos de GLORYS12), por lo que para obtener proyecciones confiables del cambio en la distribución del hábitat decidimos prescindir de esta variable.

Otra variable que fue excluida del modelado fue la concentración de oxígeno. Esta juega un rol crucial en la estructuración comunitaria del SCH, delimitando el hábitat de múltiples especies de forma vertical y horizontal (Bertrand *et al.*, 2011). El SCH se caracteriza por tener una zona mínima de oxígeno particularmente somera (Bertrand *et al.*, 2011), que parece beneficiar a la anchoveta al competir con sardina por espacio y alimento (Bertrand *et al.*, 2004). Espacialmente, su biomasa se localiza cerca de la costa, en donde la oxiclina también es más somera (Bertrand *et al.*, 2004) y además, es aparente que la anchoveta es capaz de refugiándose en la oxiclina para escapar de depredadores y aprovecha la comprensión del hábitat ocasionada por esta para forrajear en el zooplancton concentrado sobre esta (Bertrand *et al.*, 2004; 2008). Utilizar la profundidad de la oxiclina como variable forzante en el modelo hubiese sido deseable, sin embargo, esto no ha sido posible debido a que no existe datos de la concentración de oxígeno que nos permita trabajar a la resolución espacial ($\sim 1/9^\circ$) y temporal para representar las condiciones

presentes y futuras (diaria, con el fin de empalmar con precisión los datos ambientales a la duración de cada crucero), por lo que no pudimos incluir esta variable en el modelado del hábitat de la anchoveta.

5.6. Perspectivas para el manejo pesquero y de investigación

La relevancia de nuestros resultados para las estrategias de manejo pesquero recae en las métricas que utilizamos para cuantificar el hábitat estacional de la anchoveta. Durante nuestro trabajo encontramos que el desplazamiento estacional de CG se encuentra sesgado a la extensión del área de estudio y que la cohesión del hábitat mostró cambios menores (máximo -12%). En contraste, el área total del hábitat resalta como la más importante y fue más apropiado examinar los mapas de cambio de frecuencia de uso del hábitat para conocer cómo la extensión espacial del hábitat varía a lo largo de la costa peruana, que resumimos para el 2090-2100 en las Figuras 5.4 y 5.5.

El área que ocupa, la abundancia y la densidad de la anchoveta se encuentran relacionadas y en términos generales se comporta de forma semejante al “modelo del recipiente” de McCall (1990); a medida que su abundancia aumenta, también lo hace su densidad, extensión y viceversa (Barange *et al.*, 2009), siendo los procesos que controlan la “cantidad” de hábitat favorable aquellos que regularían su abundancia a largo plazo (Bertrand *et al.*, 2008). De esta forma, podríamos esperar que la reducción del área total del hábitat de la anchoveta tenga repercusiones sobre su potencial biomasa total. Como consecuencia, es posible que sea necesario reducir las cuotas de pesca, con el objetivo de amortiguar el impacto de la reducción del hábitat y mantener una biomasa estable del recurso.

El efecto que el hábitat tiene sobre la dinámica poblacional ha sido estudiado principalmente en aquellas especies que utilizan hábitats distintos a través de cada estadio de su ciclo de vida (por ejemplo, aquellas que utilizan ríos, estuarios, manglares, etc.,

1. Decreto Supremo N.º 003-98-PRODUCE: Reglamento de la Ley N.º 26920 para la operación de embarcaciones pesqueras de madera con capacidad de bodega de hasta 110 m³
2. Comunicación personal con Salvador Peraltilla, asesor científico de la Sociedad Nacional de Pesquería (SNP)
3. Decreto Supremo N.º 009-2013-PRODUCE: Decreto Supremo que modifica el Reglamento de la Ley General de Pesca y el Texto Único Ordenado del Reglamento de Inspecciones y Sanciones Pesqueras y Acuícolas, a efectos de disminuir la captura de ejemplares en tallas o pesos menores a los autorizados
4. Bajo la definición propuesta en Lipcius *et al.*, 2019

como hábitats de crianza, Lipcius *et al.*, 2019). En el caso de la anchoveta peruana, el efecto del hábitat en cada estadio es incluido de forma implícita⁴ en las proyecciones de la abundancia, biomasa y estructura de tallas; en donde el impacto de las condiciones oceanográficas sobre los parámetros biológicos se determina estadísticamente en base a la información histórica, para posteriormente ser utilizados en las proyecciones de biomasa bajo distintos escenarios de explotación (IMARPE, 2019). Entre los parámetros que son estimados, la mortalidad natural es aquella que describe cómo el escenario ambiental afectaría distintamente tanto a adultos, como pre-reclutas y reclutas (IMARPE, 2019). Dado que la abundancia total de una especie es el resultado de la supervivencia de cada uno de sus estadios, cambios en el crecimiento y la supervivencia de cualquier estadio en particular podría dar lugar a cuellos de botella que limiten la abundancia y/o capacidad de carga total de la población (Ariane *et al.*, 2018, citando a De Roos y Pearson, 2013). En nuestra proyección del escenario RCP 8.5, el área del hábitat juvenil se reduce hasta alrededor del ~20% de la extensión del hábitat adulto durante el verano para finales del siglo, en conjunto con un aumento en la segregación de ambos estadios (Tabla 4.3.2). Esta diferencia en la reducción del área total del hábitat de ambos estadios y aumento de la segregación podría ser importante, dado que en especies de vida corta cuyos estadios utilizan hábitats distintos, la capacidad de carga del estadio juvenil podría limitar la abundancia del estadio adulto, si está se reduce a niveles muy por debajo de la capacidad de carga del estadio adulto, cuando el reclutamiento no es limitante (Halpern *et al.*, 2004). Sin embargo, aún en este escenario extremo los estadios juvenil y adultos no se encuentran completamente segregados y por lo tanto, procesos adicionales como la segregación en la utilización de recursos, competencia intra-específica y las tasas de crecimiento específicas a cada estadio (Werner y Guillian, 1984) podrían tener un papel

1. Decreto Supremo N.º 003-98-PRODUCE: Reglamento de la Ley N.º 26920 para la operación de embarcaciones pesqueras de madera con capacidad de bodega de hasta 110 m³
2. Comunicación personal con Salvador Peraltilla, asesor científico de la Sociedad Nacional de Pesquería (SNP)
3. Decreto Supremo N.º 009-2013-PRODUCE: Decreto Supremo que modifica el Reglamento de la Ley General de Pesca y el Texto Único Ordenado del Reglamento de Inspecciones y Sanciones Pesqueras y Acuícolas, a efectos de disminuir la captura de ejemplares en tallas o pesos menores a los autorizados
4. Bajo la definición propuesta en Lipcius *et al.*, 2019

importante sobre la abundancia de la población. Así, la proyección a futuro de la abundancia, biomasa y estructura de tallas de la anchoveta requeriría de modelos que incorporen de forma explícita y mecánica los efectos que el cambio climático tendría sobre su dinámica poblacional.

Considerando que la flota anchovetera industrial es más eficiente en la pesca bajo escenarios de baja biomasa y de alta concentración (Bertrand et al., 2004), el efecto combinado de la posible reducción de la biomasa con la reducción del área y compresión a la costa del hábitat de la anchoveta podría tener como consecuencia una mayor accesibilidad del stock de la anchoveta a la pesquería en determinadas zonas de la costa. Durante episodios de calentamiento del mar peruano, se ha observado que los patrones de comportamiento de la flota pesquera cambian, recorriendo distancias más cortas e invirtiendo menos tiempo en la búsqueda de sitios de pesca, con una menor duración de los viajes de pesca (Bertrand *et al.*, 2008). Además, se ha documentado también que entre el 68% y el 75% de las embarcaciones de menor escala (de madera, coloquialmente conocidas como “vikingas” y regidas por la Ley 26920¹) desarrollan sus actividades en la costa centro-norte, entre los 6°S y 9°S (Joo *et al.*, 2014; Pozada 2018). Tomando estos escenarios como referencia, podríamos esperar que la compresión hacia la costa de la distribución de los adultos observada en verano a mediados de siglo podría conllevar a una menor duración de los viajes y búsquedas de sitios de pesca por parte de la flota anchovetera que frecuenta la costa centro-sur del país, convirtiéndose esta en una zona aún más atractiva para la pesca; mientras que la pérdida del hábitat en la costa centro-norte tendría consecuencias opuestas para la flota de menor escala que frecuenta esta zona y la forzaría explorar áreas alternativas para la pesca, posiblemente desplazándose al sur

1. Decreto Supremo N.º 003-98-PRODUCE: Reglamento de la Ley N.º 26920 para la operación de embarcaciones pesqueras de madera con capacidad de bodega de hasta 110 m³
2. Comunicación personal con Salvador Peraltilla, asesor científico de la Sociedad Nacional de Pesquería (SNP)
3. Decreto Supremo N.º 009-2013-PRODUCE: Decreto Supremo que modifica el Reglamento de la Ley General de Pesca y el Texto Único Ordenado del Reglamento de Inspecciones y Sanciones Pesqueras y Acuícolas, a efectos de disminuir la captura de ejemplares en tallas o pesos menores a los autorizados
4. Bajo la definición propuesta en Lipcius *et al.*, 2019

o explorando el hábitat potencial de la anchoveta adulta frente a la costa de Tumbes.

Considerando que un aumento en la capturabilidad podría cambiar la relación que existe entre el CPUE y la biomasa (Maunder *et al.*, 2006), la mayor accesibilidad del stock contrapuesta a la posible reducción de la biomasa podría implicar un mayor riesgo de sobrepesca del stock. La bibliografía existente relacionada a los costos operacionales de la pesquería de la anchoveta está enfocada en la evaluación de sus impactos ambientales y en la eficiencia económica de sus actividades (Avadí *et al.*, 2014; Freón *et al.*, 2014; Deville *et al.*, 2025), habiéndose especulado que los episodios de calentamiento del mar podrían alterar la eficiencia de las operaciones de pesca, pero con efectos que serían distintos para cada segmento de la flota (Avadí *et al.*, 2014, Deville *et al.*, 2025). Como esta hipótesis aún no ha sido evaluada exhaustivamente, no es claro si una reducción en la duración de los viajes de pesca se traduciría en un menor costo operacional. La flota de acero, en su mayoría perteneciente a las grandes empresas pesqueras tienen la capacidad económica de desplazar sus operaciones de pesca según la ubicación del recurso². Sin embargo, este podría no ser el caso de las 392 empresas armadoras de las embarcaciones de madera (SNP 2014, citando a PRODUCE). Debido a que existe una mayor cantidad de puestos de trabajo asociados a la flota maderera (Freón *et al.*, 2010), parece ser importante la evaluación de las consecuencias socioeconómicas que estos cambios de hábitat a nivel regional podrían tener sobre la pesca.

Si bien es posible que la zona centro-sur se convierta en la única área en donde la pesca se pueda desarrollar como la conocemos hoy, la promoción de la pesca en esta zona podría ser contraproducente, si es que consideramos como refugios climáticos marinos a estos

1. Decreto Supremo N.º 003-98-PRODUCE: Reglamento de la Ley N.º 26920 para la operación de embarcaciones pesqueras de madera con capacidad de bodega de hasta 110 m³
2. Comunicación personal con Salvador Peraltilla, asesor científico de la Sociedad Nacional de Pesquería (SNP)
3. Decreto Supremo N.º 009-2013-PRODUCE: Decreto Supremo que modifica el Reglamento de la Ley General de Pesca y el Texto Único Ordenado del Reglamento de Inspecciones y Sanciones Pesqueras y Acuícolas, a efectos de disminuir la captura de ejemplares en tallas o pesos menores a los autorizados
4. Bajo la definición propuesta en Lipcius *et al.*, 2019

sectores de la costa. En general, estos se definen como zonas del océano relativamente protegidas de los efectos inmediatos del cambio climático, lo que permitiría la persistencia de los ecosistemas y su biodiversidad en el futuro (Morelli *et al.*, 2016, 2020; Ban *et al.*, 2016). Más relevante para nuestro trabajo es la definición explícita a la distribución de las especies, en donde los refugios marinos se definen como áreas del océano en donde se espera que la distribución de una especie perdure o se extienda bajo los efectos del cambio climático. Así, se puede hacer la diferencia entre refugios internos y externos, que se refieren áreas en donde la distribución actual de la especie persiste en el tiempo y a áreas en donde la distribución de la especie se podría expandir, respectivamente (Zelli *et al.*, 2025; Baumgartner *et al.*, 2018). Bajo esta definición, para mediados de siglo (2050-2060) la zona comprendida entre la costa de Bahía de Pisco y Ático se podría clasificar como un refugio interno, debido a que parte del hábitat costero permanente de esta área prevalece, independientemente de la temporada, el estadio o el escenario; debido a ello, se podría presentar como un área en donde procesos como la reproducción y el reclutamiento de la anchoveta podrían estar protegidos de los efectos del cambio climático. Sin embargo, es importante notar que durante el periodo comprendido entre los episodios El Niño 1972-73 y 1982-83, esta zona estuvo deplorada de anchoveta (Gutiérrez, 2012) y no fue hasta después de El Niño 1982-83 que se registraron reclutamientos exitosos en esta área (Csriske *et al.*, 1996), por lo que la validez de esta área como un refugio climático requeriría ser evaluada. A partir del 2010, su presencia en el área ha sido continua hasta el presente (Gutiérrez, 2012).

El establecimiento de refugios climáticos podría tomar mayor importancia, considerando los efectos que el cambio climático tendría sobre la coocurrencia de ambos estadios. Por

1. Decreto Supremo N.º 003-98-PRODUCE: Reglamento de la Ley N.º 26920 para la operación de embarcaciones pesqueras de madera con capacidad de bodega de hasta 110 m³
2. Comunicación personal con Salvador Peraltilla, asesor científico de la Sociedad Nacional de Pesquería (SNP)
3. Decreto Supremo N.º 009-2013-PRODUCE: Decreto Supremo que modifica el Reglamento de la Ley General de Pesca y el Texto Único Ordenado del Reglamento de Inspecciones y Sanciones Pesqueras y Acuícolas, a efectos de disminuir la captura de ejemplares en tallas o pesos menores a los autorizados
4. Bajo la definición propuesta en Lipcius *et al.*, 2019

limitaciones tecnológicas, las embarcaciones pesqueras no poseen la capacidad de discriminar cardúmenes compuestos por individuos adultos de juveniles, por lo que no es posible seleccionar la talla de los peces que serán capturados². En vista a esto, PRODUCE dispone de la suspensión preventiva de la pesca en zonas en donde se reporte capturas por debajo de la talla permitida³. Durante el presente observamos que más del 90% del hábitat de los juveniles es compartido con los adultos y que es el hábitat de los adultos el que presenta un grado de segregación con respecto al de los juveniles, por lo que es posible que esta medida de manejo se vea beneficiada por la implementación de medidas adicionales, como la inversión en artes de pesca con una mayor selectividad por tallas grandes.

Dado que proyectamos efectos más drásticos sobre el hábitat de los juveniles (que presenta reducciones de entre el 52% y el 69% durante el verano, dependiendo del escenario), resulta necesaria la búsqueda de estrategias de manejo enfocadas al amortiguamiento de los efectos negativos que el cambio climático tendrá sobre este estadio. Ante ello, el incremento de la segregación del hábitat de verano de los adultos observado hasta mediados del siglo en ambos escenarios podría viabilizar la protección estacional del área comprendida entre la costa de Bahía de Pisco y Ático, como una medida que podría contribuir a la reducción de la captura incidental de individuos juveniles sin comprometer significativamente a la actividad pesquera. No obstante, ya sea a través del cese estacional de las actividades extractivas en esta zona o de la implementación de redes con una mayor selectividad sobre tallas más grandes, las medidas de protección en específico deberán evaluarse considerando tanto el potencial beneficio que tendrían sobre la protección de individuos juveniles, como las implicancias

1. Decreto Supremo N.º 003-98-PRODUCE: Reglamento de la Ley N.º 26920 para la operación de embarcaciones pesqueras de madera con capacidad de bodega de hasta 110 m³
2. Comunicación personal con Salvador Peraltilla, asesor científico de la Sociedad Nacional de Pesquería (SNP)
3. Decreto Supremo N.º 009-2013-PRODUCE: Decreto Supremo que modifica el Reglamento de la Ley General de Pesca y el Texto Único Ordenado del Reglamento de Inspecciones y Sanciones Pesqueras y Acuícolas, a efectos de disminuir la captura de ejemplares en tallas o pesos menores a los autorizados
4. Bajo la definición propuesta en Lipcius *et al.*, 2019

que tendrían sobre la pesquería de anchoveta.

1. Decreto Supremo N.º 003-98-PRODUCE: Reglamento de la Ley N.º 26920 para la operación de embarcaciones pesqueras de madera con capacidad de bodega de hasta 110 m³
2. Comunicación personal con Salvador Peraltilla, asesor científico de la Sociedad Nacional de Pesquería (SNP)
3. Decreto Supremo N.º 009-2013-PRODUCE: Decreto Supremo que modifica el Reglamento de la Ley General de Pesca y el Texto Único Ordenado del Reglamento de Inspecciones y Sanciones Pesqueras y Acuícolas, a efectos de disminuir la captura de ejemplares en tallas o pesos menores a los autorizados
4. Bajo la definición propuesta en Lipcius *et al.*, 2019

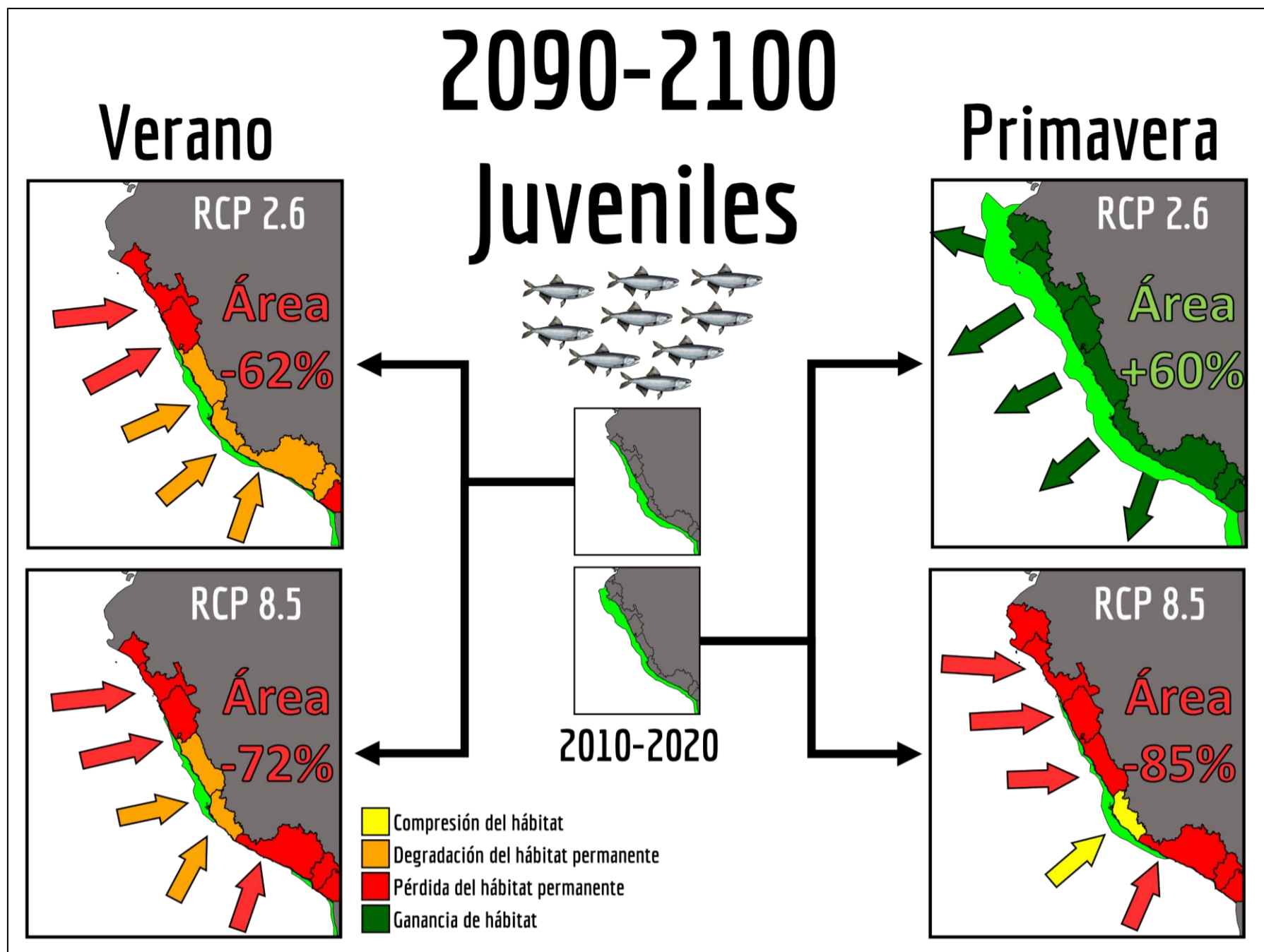


Figura 5.5: Impactos en el hábitat estacional de la anchoveta juvenil a lo largo de la costa peruana para finales de siglo. Debido a que los cambios en la latitud del CG del hábitat estuvieron sesgados por la extensión del área de estudio, describimos los cambios espaciales del hábitat con respecto a las regiones de la costa peruana. Las regiones resaltadas en amarillo identifican sectores de la costa en donde se conserva el hábitat costero permanente, pero fuera de este la frecuencia de uso del hábitat se reduce en más del -20%, por lo que solo se observan compresiones a la costa. Las regiones resaltadas en naranja identifican sectores en donde el hábitat costero deja de ser permanente, pero la reducción de este no supera el -20%. Las regiones resaltadas en rojo identifican sectores en donde el hábitat costero deja de ser permanente y la reducción es igual o superior al -50%. Las regiones resaltadas en verde identifican zonas en donde se gana hábitat.

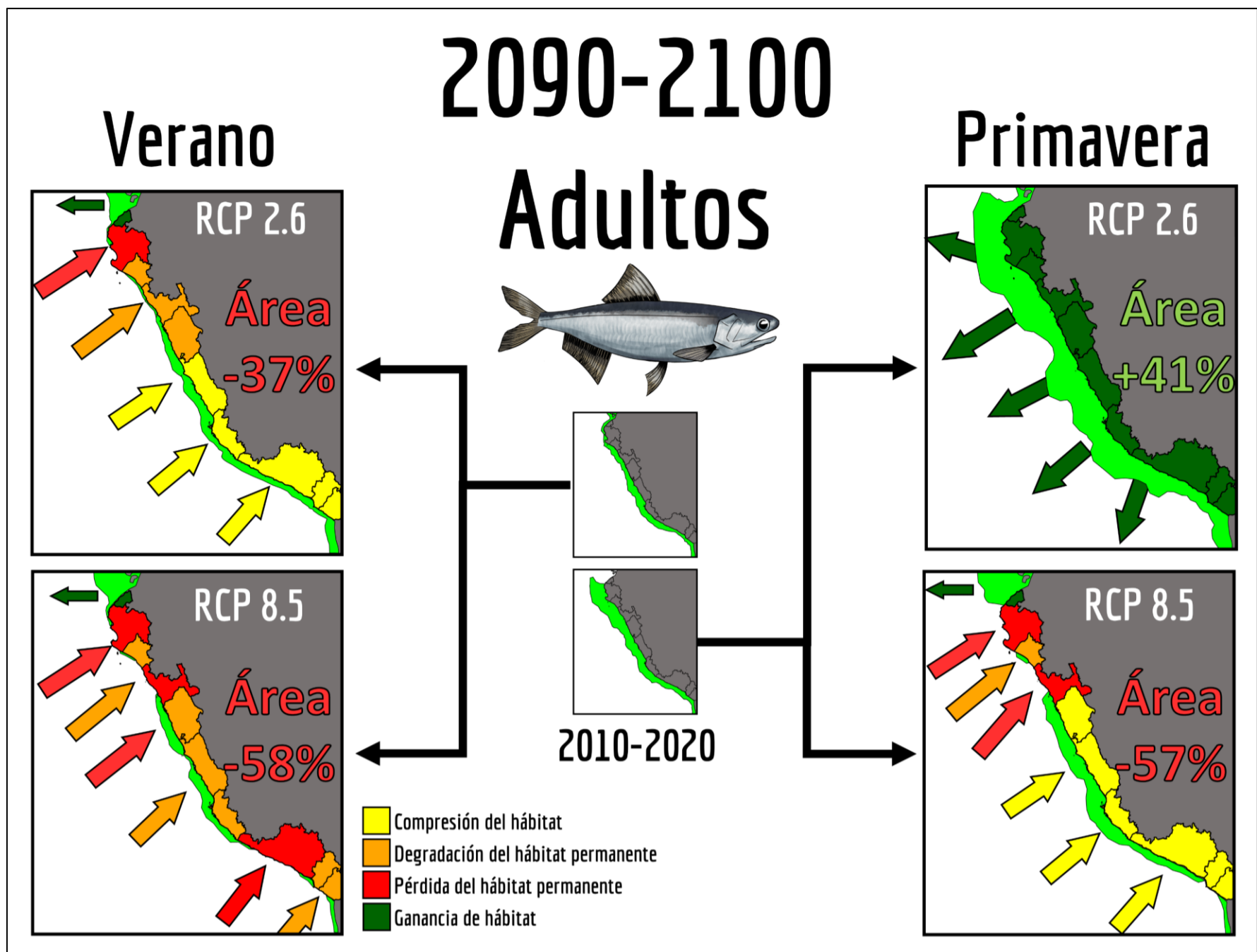


Figura 5.6: Impactos en el hábitat estacional de la anchoveta adulta a lo largo de la costa peruana para finales de siglo. Debido a que los cambios en la latitud del CG del hábitat estuvieron sesgados por la extensión del área de estudio, describimos los cambios espaciales del hábitat con respecto a las regiones de la costa peruana. Las regiones resaltadas en amarillo identifican sectores de la costa en donde se conserva el hábitat costero permanente, pero fuera de este la frecuencia de uso del hábitat se reduce en más del -20%, por lo que se observan compresiones a la costa. Las regiones resaltadas en naranja identifican sectores en donde el hábitat costero deja de ser permanente, pero la reducción de este no supera el -20%. Las regiones resaltadas en rojo identifican sectores en donde el hábitat costero deja de ser permanente y la reducción es igual o superior al -50%. Las regiones resaltadas en verde identifican zonas en donde se gana hábitat.

6. Conclusiones

En el presente trabajo estudiamos el impacto que el cambio climático tendrá sobre el hábitat de la anchoveta peruana frente a la costa peruana a nivel ontogénico y estacional, mediante la aplicación de modelos de distribución de especie estadio-específicos basados en la técnica de aprendizaje automatizado *Random forest* de inferencia condicional y bajo los escenarios RCP 2.6 y 8.5 proyectados hasta finales del siglo XXI. Los resultados nos permiten confirmar parcialmente nuestras hipótesis iniciales y destacan la importancia de la inclusión de la fenología y ontogenia en el modelado del hábitat bajo escenarios de cambio climático. Entre los hallazgos principales:

- Para conocer el impacto sobre el hábitat de la anchoveta bajo los escenarios de cambio climático fue necesario tener un punto de referencia, por lo que se caracterizó el hábitat estacional y ontogénico durante el periodo actual 2010-2020. Encontramos que en promedio el hábitat de verano de los adultos se contrae un ~26% con respecto al primavera; mientras que para los juveniles el hábitat de se mantiene relativamente constante durante el verano, solamente desplazándose ~1° hacia el sur con respecto al de primavera (Figura 5.1).
- Como se produjeron modelos de hábitat específicos para cada estadio, fue consecuente caracterizar también el hábitat que estos comparten, que constituye la primera evaluación de la coocurrencia y segregación de ambos estadios. Encontramos que para el periodo presente, los juveniles comparten la gran mayoría de su hábitat (>90%) con los adultos y son en realidad los adultos los que tendrían acceso a un hábitat segregado con respecto al de los juveniles, que se amplía con la expansión del hábitat de primavera de los adultos.

- Se pudo confirmar parcialmente que el verano presentará reducciones más pronunciadas del hábitat para finales de siglo. En el escenario RCP 2.6, la tendencia al calentamiento durante el verano y al enfriamiento durante la primavera dan lugar a reducciones del área y compresión del hábitat durante el verano y a incrementos y expansión durante la primavera, independientemente del estadio. Por otra parte, en el escenario RCP 8.5 el calentamiento del verano se da más pronto (2030-2040) que en la primavera (2050-2060), por lo que en lugar de encontrar mayores impactos durante el verano, encontramos que la reducción y compresión se da más pronto en el verano que en la primavera.
- También, se pudo determinar que el hábitat de la anchoveta juvenil presentaría reducciones mayores que el hábitat de los adultos. En el escenario RCP 2.6, la reducción del hábitat de verano fue ~25% mayor y la ganancia de primavera fue un ~19% mayor para lo juveniles para finales del siglo, mientras que en el escenario RCP 8.5 la reducción de verano y aumento de primavera fue de ~14% y ~28% mayor para los juveniles a finales de siglo, respectivamente.
- Si bien no se calculó una incertidumbre inter-escenario, debido a que utilizamos distintos extremos de los escenarios de cambio climático podemos tener una alta certeza de que el cambio climático provocará una reducción y compresión del hábitat de verano de la anchoveta, siendo más pronunciados los efectos sobre el hábitat de la anchoveta juvenil, mientras que el efecto que tendrá el cambio climático sobre el hábitat de primavera será dependiente de la ruta de emisión de GHG en la que nos encontremos (Figura 5.2), debido a los efectos contrastantes que ambos escenarios tuvieron sobre la extensión del hábitat de primavera.

7. Recomendaciones

- El área entre Piura y Lambayeque (5°S - 7°S) parece ser la más impactada, debido a que tanto para adultos como juveniles es la primera en mostrar reducciones en el hábitat costero permanente, tan pronto como en el verano del periodo 2030-2040 en ambos escenarios. Debido a que existe una mayor cantidad de puestos de trabajo asociados a la flota de menor escala, parece ser importante la evaluación de las consecuencias socioeconómicas que la reducción del hábitat en la costa norte podría tener sobre esta flota, que frecuenta la zona entre los 6°S y 9°S.
- Para mediados de siglo, el hábitat permanente de comprendido entre la Bahía de Pisco y Ático prevalece, independiente de la temporada, estadio y escenario, por lo que esta zona se podría considerar como un refugio climático para la especie, que podría requerir de una protección estacional. Sin embargo, la viabilidad de esta área necesitaría de evaluaciones adicionales, debido a que históricamente la anchoveta ha estado ausente en esta zona durante el último periodo cálido del mar peruano (1973-1983).
- Debido a que durante el presente observamos que más del 90% del hábitat de los juveniles es compartido con los adultos y que proyectamos efectos más drásticos sobre el hábitat de los juveniles en comparación a los adultos, resulta necesaria la búsqueda de estrategias de manejo enfocadas al amortiguamiento de los efectos negativos que el cambio climático tendrá sobre este estadio.

8. Bibliografía

1. Abrahams, A., Schlegel, R. W., & Smit, A. J. (2021). Variation and Change of Upwelling Dynamics Detected in the World's Eastern Boundary Upwelling Systems. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.626411>
2. Aguirre, C., Rojas, M., Garreaud, R.D. et al. Role of synoptic activity on projected changes in upwelling-favourable winds at the ocean's eastern boundaries. *npj Clim Atmos Sci* 2, 44 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41612-019-0101-9>
3. Ahmadi-Nedushan, B., St-Hilaire, A., Bérubé, M., Robichaud, É., Thiémonge, N., & Bobée, B. (2006). A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. *River Research and Applications*, 22(5), 503–523. doi:10.1002/rra.918
4. Armas, E., Arancibia, H., & Neira, S. (2022). Identification and forecast of potential fishing grounds for anchovy (*Engraulis ringens*) in northern Chile using neural networks modeling. *Fishes*, 7(4), 204.
5. Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, 200(1-2), 1–19. doi:10.1016/j.ecolmodel.2006.07.005
6. Austin, M. . (2002). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157(2-3), 101–118. doi:10.1016/s0304-3800(02)00205-3
7. Avadí, Á., Vázquez-Rowe, I., & Fréon, P. (2014). Eco-efficiency assessment of the Peruvian anchoveta steel and wooden fleets using the LCA+ DEA framework. *Journal of cleaner Production*, 70, 118-131.

8. Ban, S. S., Alidina, H. M., Okey, T. A., Gregg, R. M., & Ban, N. C. (2016). Identifying potential marine climate change refugia: A case study in Canada's Pacific marine ecosystems. *Global Ecology and Conservation*, 8, 41-54.
9. Bang, M., Sohn, D., Kim, J. J., Choi, W., Jang, C. J., & Kim, C. (2022). Future changes in the seasonal habitat suitability for anchovy (*Engraulis japonicus*) in Korean waters projected by a maximum entropy model. *Frontiers in Marine Science*, 9, 922020.
10. Barange, M., Coetzee, J., Takasuka, A., Hill, K., Gutierrez, M., Oozeki, Y., ... & Agostini, V. (2009). Habitat expansion and contraction in anchovy and sardine populations. *Progress in Oceanography*, 83(1-4), 251-260.
11. Baumgartner, J.B., Esperón-Rodríguez, M. and Beaumont, L.J. (2018), Identifying in situ climate refugia for plant species. *Ecography*, 41: 1850-1863. <https://doi.org/10.1111/ecog.03431>
12. Beamish, F. W. H. (1978). Swimming Capacity. *Locomotion*, 101–187. doi:10.1016/s1546-5098(08)60164-8
13. Beaugrand, G., & Kirby, R. R. (2018). How do marine pelagic species respond to climate change? Theories and observations. *Annual Review of Marine Science*, 10(1), 169-197.
14. Belkin, I. M. (2021). Remote sensing of ocean fronts in marine ecology and fisheries. *Remote sensing*, 13(5), 883.
15. Belkin, I. M., & O'Reilly, J. E. (2009). An algorithm for oceanic front detection in chlorophyll and SST satellite imagery. *Journal of Marine Systems*, 78(3), 319–326. doi:10.1016/j.jmarsys.2008.11.018

16. Bertrand, A., Chaigneau, A., Peraltilla, S., Ledesma, J., Graco, M., Monetti, F., & Chavez, F. P. (2011). Oxygen: A Fundamental Property Regulating Pelagic Ecosystem Structure in the Coastal Southeastern Tropical Pacific. *PLoS ONE*, 6(12), e29558.
17. Bertrand, A., Gerlotto, F., Bertrand, S., Gutiérrez, M., Alza, L., Chipollini, A., ... Chavez, F. (2008). Schooling behaviour and environmental forcing in relation to anchoveta distribution: An analysis across multiple spatial scales. *Progress in Oceanography*, 79(2-4), 264–277. doi:10.1016/j.pocean.2008.10.018
18. Bertrand, A., Grados, D., Colas, F. et al. Broad impacts of fine-scale dynamics on seascape structure from zooplankton to seabirds. *Nat Commun* 5, 5239 (2014). <https://doi.org/10.1038/ncomms6239>
19. Bertrand, A., Segura, M., Gutiérrez, M., & Vásquez, L. (2004). From small-scale habitat loopholes to decadal cycles: a habitat-based hypothesis explaining fluctuation in pelagic fish populations off Peru. *Fish and fisheries*, 5(4), 296-316.
20. Bertrand, S., Díaz, Erich., Ñiquen, M. (2004) Interactions between fish and fisher's spatial distribution and behaviour: an empirical study of the anchovy (*Engraulis ringens*) fishery of Peru, *ICES Journal of Marine Science*, Volume 61, Issue 7, 1127–1136, <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.07.016>
21. Bograd, S., Jacox, M., Hazen, E., Lovecchio E., Montes, I., Pozo M., Shannon L., Sydeman W., & Rykaczewski, R. (2023) Climate change impacts on eastern boundary upwelling systems. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 15, 303–328.
22. Booth, D. J., Poloczanska, E., Donelson, J. M., Molinos, J. G., & Burrows, M. (2017). Biodiversity and Climate Change in the Oceans. *Climate Change Impacts on Fisheries and Aquaculture*, 63–89. doi:10.1002/9781119154051.ch4

23. Bouchon Corrales, M., Mori Ponce, J., Peña Tercero, C., Espinoza, P., Hutchings, L., Buitrón Díaz, B., ... & Messie, M. (2010). *Biología de la anchoveta peruana, Engraulis ringens* Jenyns.
24. Bouchón, M., Peña, C., Roman, G. & Limache, J. (2019) Cambios en la distribución de la anchoveta durante Eventos El Niño extraordinarios (1982-83 y 1997-98) y El Niño Costero 2017. *Boletín Técnico IGP*, Vol. 6, N°8
25. Breiman, L. Random Forests. *Machine Learning* 45, 5–32 (2001).
26. Brochier, T., Lett, C., Tam, J., Fréon, P., Colas, F., & Ayón, P. (2008). An individual-based model study of anchovy early life history in the northern Humboldt Current system. *Progress in Oceanography*, 79(2-4), 313-325.
27. Bucheli, R., García D., Cajas j. & Vergara, L. (2022) *Oceanografía Biológica*. En: Crucero de prospección hidroacústica y pesca comprobatoria con barcos pesqueros comerciales ipiap 2021-01-01 pv. *Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca*. Disponible en URL: [https://www.institutopesca.gob.ec/wp-content/uploads/2022/01/31_Informe-Interaccion-Bioceanografica-Pesquera-LibroV2.pdf]
28. Bucheli, R., García D., Cajas j. & Vergara, L. (2023) Composición, abundancia y diversidad del plancton con estimaciones de su estado trascendental durante el vi crucero hidroacústico, junio/julio 2022. *Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca*. Disponible en URL: [<https://institutopesca.gob.ec/wp-content/uploads/2023/03/4.-Informe-Final-Crucero-Plancton-2022-.pdf>]
29. Cantin, A., & Post, J. (2018). Habitat availability and ontogenetic shifts alter bottlenecks in size-structured fish populations. *Ecology*, 99(7), 1644-1659.

30. Cárcamo, C., Schultz, E. T., Leiva, F., Saavedra, A., & Klarian, S. A. (2024). A Deep Dive into the Trophic Ecology of *Engraulis ringens*: Assessing Diet Through Stomach Content and Stable Isotope Analysis. *Fishes*, 9(12), 475.
31. Castillo, P. R., Ñiquen, M., Cruz, L. L., Guevara-Carrasco, R., & Cuadros, G. (2021). Migration behavior of anchoveta (*Engraulis ringens*) in the Northern Humboldt Current System between September 2019 and September 2020. *Latin american journal of aquatic research*, 49(5), 702-716.
32. Castillo, P. R., Peña, C., Grados, D., La Cruz, L., Valdez, C., Pozada-Herrera, M., & Cornejo, R. (2022). Characteristics of anchoveta (*Engraulis ringens*) schools in the optimum zone and the physiological stress zone of its distribution between 2011 and 2021. *Fisheries Oceanography*, 31(5), 510-523.
33. Castillo, R., Dalla Rosa, L., García Diaz, W., Madureira, L., Gutierrez, M., Vásquez, L., & Koppelman, R. (2018). Anchovy distribution off Peru in relation to abiotic parameters: A 32-year time series from 1985 to 2017. *Fisheries Oceanography*. doi:10.1111/fog.12419
34. Chai, C., Jiang, T., Cen, J., Ge, W., & Lu, S. (2016). Phytoplankton pigments and functional community structure in relation to environmental factors in the Pearl River Estuary. *Oceanologia*, 58(3), 201-211.
35. Chamorro, A., Echevin, V., Dutheil, C., Tam, J., Gutiérrez, D., & Colas, F. (2021). Projection of upwelling-favorable winds in the Peruvian upwelling system under the RCP8.5 scenario using a high-resolution regional model. *Climate Dynamics*, 57, 1-16.
36. Checkley, D. M., Asch, R. G., & Rykaczewski, R. R. (2017). Climate, Anchovy, and Sardine. *Annual Review of Marine Science*, 9(1), 469–493. doi:10.1146/annurev-marine-122414-033819

37. Chuine, I. (2010). Why does phenology drive species distribution? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1555), 3149-3160.
38. Ciani, D., Sabatini, M., Buongiorno Nardelli, B., Lopez Dekker, P., Rommen, B., Wethey, D. S., Yang, C., & Liberti, G. L. (2023). Sea Surface Temperature Gradients Estimation Using Top-of-Atmosphere Observations from the ESA Earth Explorer 10 Harmony Mission: Preliminary Studies. *Remote Sensing*, 15(4), 1163. <https://doi.org/10.3390/rs15041163>
39. Coutant, C. (1987). Thermal preference: when does an asset become a liability? *Environmental Biology of Fishes*, 18(3), 161–172.
40. Csirke, J., Carrasco, R. G., Quintana, G. C., Carranza, M. Ñ., & Montenegro, A. C. (1996). Situación de los recursos anchoveta (*Engraulis ringens*) y sardina (*Sardinops sagax*) a principios de 1994 y perspectivas para la pesca en el Perú, con particular preferencia a las regiones norte y centro de la costa peruana. *Boletín Instituto del Mar del Perú*, 15(1), 1-23.
41. Csirke, J., Carrasco, R. G., Quintana, G. C., Carranza, M. Ñ., & Montenegro, A. C. (1996). Situación de los recursos anchoveta (*Engraulis ringens*) y sardina (*Sardinops sagax*) a principios de 1994 y perspectivas para la pesca en el Perú, con particular preferencia a las regiones norte y centro de la costa peruana. *Boletín Instituto del Mar del Perú*, 15(1), 1-23.
42. Cubillos, L. A., Serra, R., & Fréon, P. (2007). Synchronous pattern of fluctuation in three anchovy fisheries in the Humboldt Current System. *Aquatic Living Resources*, 20(1), 69–75. doi:10.1051/alr:2007017.
43. Daqamseh, S., Al-Fugara, A., Pradhan, B., Al-Oraiqat, A., & Habib, M. (2019). MODIS derived sea surface salinity, temperature, and chlorophyll-a data for potential fish zone mapping: West red sea coastal areas, Saudi Arabia. *Sensors*, 19(9), 2069.

44. De La Cruz Barrueto, K., Delgado Domínguez, A., Baca Izquierdo, J., Hualcas Chinchayhuara, D., Costa Herrera, J., González Campos, C., & Culquichicón Malpica, Z. (2021). Sinopsis biológica de *Engraulis ringens* (Jenyns, 1842) Anchoveta. *REBIOL*, 40(2), 298-317.
45. DeGroot, M., & Fienberg, S. (1982). The comparison and evaluation of forecasters. *Statistician*, 32, 12–22.
46. Del Salto, M. B., Gálvez, H., & Regalado, J. (2013). Análisis del comportamiento climático de los últimos 30 años, en las costas de Esmeraldas, Manta y Puerto Bolívar durante la época húmeda. *Acta Oceanográfica del Pacífico*, 18(1), 9-19
47. Descombes, P., Chauvier, Y., Brun, P., Righetti, D., Wüest, R., Karger, D., Zurell, D., Zimmermann N. (2022) Strategies for sampling pseudo-absences for species distribution models in complex mountainous terrain (Preprint) bioRxiv 2022.03.24.485693
48. Deville, A., Vázquez-Rowe, I., Avadí, A., Miranda, F., & Kahhat, R. (2025). Identifying current trends in the environmental impacts linked to fishmeal and fish oil production in Peru. *Aquaculture*, 600, 742239.
49. Echevin, V., Gévaudan, M., Espinoza-Morriberon, D., Tam, J., Aumont, O., Gutiérrez, D. & Colas, F. (2020). Physical and biogeochemical impacts of RCP8.5 scenario in the Peru upwelling system. *Biogeosciences*. 17. 3317-3341.
50. Edwards, T., Cutler, D., Zimmermann, N., Geiser, L. & Moisen, G. (2006). Effects of sample survey design on the accuracy of classification tree models in species distribution models. *Ecological Modelling*, 199(2), 132–141.
51. Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1), 677–697. doi:10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159

52. ERFREN (2023) Boletín técnico - ERFEN Nro. 05-2023. Comité Nacional para el Estudio Regional del Fenómeno el Niño (ERFEN). Disponible en URL: https://www.inocar.mil.ec/boletin/ERFEN/erfen_20230406.pdf
53. Espinoza, P., & Bertrand, A. (2008). Revisiting Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*) trophodynamics provides a new vision of the Humboldt Current system. *Progress in Oceanography*, 79(2-4), 215–227. doi:10.1016/j.pocean.2008.10.022
54. Espinoza, P., & Bertrand, A. (2014). Ontogenetic and spatiotemporal variability in anchoveta (*Engraulis ringens*) diet off Peru. *Journal of Fish Biology*, 84(2), 422–435. doi:10.1111/jfb.12293
55. Evans, J. S., Murphy, M. A., Holden, Z. A., & Cushman, S. A. (2010). Modeling Species Distribution and Change Using Random Forest. *Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology*, 139–159.
56. Fablet, R., Gay, P., Peraltilla, S., Peña, C., Castillo, R., & Bertrand, A. (2012). Bags-of-Features for fish school cluster characterization in pelagic ecosystems: Application to the discrimination of juvenile and adult anchovy (*Engraulis ringens*) clusters off Peru. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(8), 1329–1339. <https://doi.org/10.1139/F2012-064>
57. FAO, F. (2022). The state of world fisheries and aquaculture. Towards Blue Transformation. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
58. Flores-Valiente, J., Lett, C., Colas, F., Pecquerie, L., Aguirre-Velarde, A., Rioual, F., ... & Brochier, T. (2023). Influence of combined temperature and food availability on Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*) early life stages in the northern Humboldt Current system: A modelling approach. *Progress in Oceanography*, 215, 103034.

59. Fourcade, Y., Engler, J., Rödder, D. & Secondi, J. (2014). Mapping Species Distributions with MAXENT Using a Geographically Biased Sample of Presence Data: A Performance Assessment of Methods for Correcting Sampling Bias. *PLoS ONE*, 9(5), e97122.
60. Franco, A. C., Gruber, N., Frölicher, T. L., & Kropuenske Artman, L. (2018). Contrasting Impact of Future CO₂ Emission Scenarios on the Extent of CaCO₃ Mineral Undersaturation in the Humboldt Current System. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 123(3), 2018–2036. doi:10.1002/2018jc013857
61. Fréon, P., Avadí, A., Soto, W. M., & Negrón, R. (2014). Environmentally extended comparison table of large-versus small-and medium-scale fisheries: the case of the Peruvian anchoveta fleet. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 71(10), 1459-1474.
62. Fréon, P., Bouchon, M., Estrella, C., Bernuy, M., Landa, Y., Sylvestre, M. (2010). Comparación de los impactos ambientales y aspectos socioeconómicos de las cadenas de producción de anchoveta. *Boletín Instituto del Mar del Perú*, 25, 63–71
63. Fréon, P., Cury, P., Shannon, L., & Roy, C. (2005). Sustainable exploitation of small pelagic fish stocks challenged by environmental and ecosystem changes: a review. *Bulletin of marine science*, 76(2), 385-462.
64. Friedman, J. H. (2001). Greedy function approximation: a gradient boosting machine. *Annals of statistics*, 1189-1232.
65. Galaiduk, R., Radford, B., Saunders, B., Newman, S., & Harvey, E. (2017). Characterizing ontogenetic habitat shifts in marine fishes: advancing nascent methods for marine spatial management. *Ecological Applications*, 27(6), 1776–1788.
66. Galarza Tirado, G. (2023). Distribución espacial de los estadios juvenil y adulto que conforman el stock norte-centro de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*, J. 1842).

Tesis para optar por el grado de Ingeniero Pesquero. Universidad Nacional Agraria La Molina.

67. García-Reyes M., Sydeman J., Schoeman D., Rykaczewski R., Black B., Smit A. & Bograd S. (2015). Under Pressure: Climate Change, Upwelling, and Eastern Boundary Upwelling Ecosystems. *Front. Mar. Sci.* 2:109.
68. Godø OR, Samuelsen A, Macaulay GJ, Patel R, Hjøllø SS, Horne J, et al. (2012) Mesoscale Eddies Are Oases for Higher Trophic Marine Life. *PLoS ONE* 7(1): e30161. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0030161>
69. Goubanova, K., Echevin, V., Dewitte, B., Codron, F., Takahashi, K., Terray, P., & Vrac, M. (2011). Statistical downscaling of sea-surface wind over the Peru–Chile upwelling region: diagnosing the impact of climate change from the IPSL-CM4 model. *Climate Dynamics*, 36, 1365-1378. <https://doi.org/10.1007/s00382-010-0824-0>
70. Grados, C., Chaigneau, A., Echevin, V., & Dominguez, N. (2018). Upper ocean hydrology of the Northern Humboldt Current System at seasonal, interannual and interdecadal scales. *Progress in Oceanography*, 165, 123–144. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2018.05.005>
71. Greenwell, B. M. (2017). pdp: An R package for constructing partial dependence plots. *R J.*, 9(1), 421.
72. Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9), 993–1009. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x
73. Guisan, A., Thuiller, W., & Zimmermann, N. (2017). *Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/9781139028271

74. Gutiérrez, D., Bertrand, A., Wosnitza-Mendo, C., Dewitte, B., Purca, S., Peña, C., ... & Guevara-Carrasco, R. (2011). Climate change sensitivity of the Peruvian upwelling system and ecological implications. *Rev. Peru. Geo-Atmosférica*, 26, 1-26.
75. Gutierrez, M. (2023). El Niño, la anchoveta y otros recursos pesqueros. *Boletín científico El Niño*, Instituto Geofísico del Perú, vol. 10 n6, págs. 4-10.
76. Gutiérrez, M., Castillo, R., Segura, M., Peraltilla, S., & Flores, M. (2012). Tendencias espacio-temporales en la distribución de la biomasa de anchoveta peruana y de otros peces pelágicos pequeños entre 1966 y 2009. *Latin american journal of aquatic research*, 40 (Special Issue), 633-648.
77. Halpern, B., Gaines, S., & Warner, R. (2005). Habitat size, recruitment, and longevity as factors limiting population size in stage-structured species. *The American Naturalist*, 165(1), 82-94.
78. Hawkins, E., & Sutton, R. (2009). The Potential to Narrow Uncertainty in Regional Climate Predictions. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 90(8), 1095–1108. doi:10.1175/2009bams2607.1
79. Hawkins, E., Osborne, T. M., Ho, C. K., & Challinor, A. J. (2013). Calibration and bias correction of climate projections for crop modelling: An idealised case study over Europe. *Agricultural and Forest Meteorology*, 170, 19–31. doi:10.1016/j.agrformet.2012.04.007
80. Heneghan, R.F., Everett, J.D., Blanchard, J.L. et al. Climate-driven zooplankton shifts cause large-scale declines in food quality for fish. *Nat. Clim. Chang.* 13, 470–477 (2023). <https://doi.org/10.1038/s41558-023-01630-7>
81. Hothorn, T., Hornik, K., & Zeileis, A. (2006). Unbiased recursive partitioning: A conditional inference framework. *Journal of Computational and Graphical statistics*, 15(3), 651-674.

82. Hutchinson, G. (1957) Concluding Remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology, 22, 415-427.
83. IMARPE (2019) Elaboración de la tabla de decisión para la determinación del límite máximo de captura total permisible por temporada de pesca en la pesquería del stock Norte-Centro de la anchoveta peruana. Edición 4. Disponible en [URL]: https://www.imarpe.pe/imarpe/archivos/TABLA_DECISION_ANCHOVETA_2019.pdf
84. IMARPE (2022) Crucero 2202-04 de Evaluación Hidroacústica de Anchoveta y Otros Recursos Pelágicos. Disponible en URL: <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/3084651/INFORME%20EJECUTIVO%202202-04.pdf?v=1652289648>
85. IMARPE (2022) Reporte de indicadores reproductivos de anchoveta peruana *Engraulis ringens*. N°08-2022 (2022). LBR/AFIRNP/DGIRP
86. IMARPE (2025) Reportes de la actividad pesquera. Disponible en URL: https://www.imarpe.gob.pe/imarpe/detallereport1.php?id_seccion=I0131020104010000000000
87. IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp
88. IPIAP (2018) Evaluación hidroacústica de los principales peces pelágicos pequeños en el Ecuador y su distribución geoespacial, durante noviembre de 2018. Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca (IPIAP). Disponible en URL: <https://www.institutopesca.gob.ec/wp-content/uploads/2018/01/Informe-final-Crucero-Noviembre-2018.pdf>

89. IPIAP (2020) Dinámica espacial de las zonas de pesca de los principales recursos pelágicos pequeños en la costa ecuatoriana. Informe final 2020. Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca (IPIAP). Disponible en URL: <https://www.institutopesca.gob.ec/wp-content/uploads/2015/11/13.-Dinámica-espacial-de-las-principales-especies-de-PPP-en-el-mar-ecuatoriano-febrero-a-diciembre-2020.pdf>
90. IPIAP (2022) Estimación hidroacústica, distribución geoespacial y condiciones biológicas y ambientales de los principales peces pelágicos pequeños en el Golfo de Guayaquil. Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca (IPIAP). Disponible en URL: https://www.institutopesca.gob.ec/wp-content/uploads/2023/06/informe_crucero_ipiap_2022-12-02_ppp_final.pdf
91. IPIAP (2023) Estimación Hidroacústica, Distribución Geoespacial y Condiciones Biológicas y Ambientales de los principales Peces Pelágicos Pequeños en el Ecuador, durante junio-julio de 2022. Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca (IPIAP). Disponible en URL: <https://drive.google.com/drive/folders/11cQw2V0oMQ2odihe6bkI-P7X02cv8gmg>
92. Jean-Michel, L., Eric, G., Romain, B. B., Gilles, G., Angélique, M., Marie, D., ... & Pierre-Yves, L. T. (2021). The Copernicus global 1/12 oceanic and sea ice GLORYS12 reanalysis. *Frontiers in Earth Science*, 9, 698876.
93. Jiménez-Valverde, A., & Lobo, J. M. (2007). Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either–or presence–absence. *Acta Oecologica*, 31(3), 361–369. doi:10.1016/j.actao.2007.02.001

94. Jo, A. R., Lee, J. Y., Timmermann, A., Jin, F. F., Yamaguchi, R., & Gallego, A. (2022). Future Amplification of Sea Surface Temperature Seasonality Due To Enhanced Ocean Stratification. *Geophysical Research Letters*, 49(9).
<https://doi.org/10.1029/2022GL098607>
95. Joo, R., Salcedo, O., Gutierrez, M., Fablet, R., Bertrand, S. (2015). Defining fishing spatial strategies from VMS data: Insights from the world's largest monospecific fishery. *Fisheries Research*, 164, 223-230
96. Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J., Schröder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V & Wilting, A. (2013). The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distributions*, 19(11), 1366–1379.
97. Kultz, D. (2015). Physiological mechanisms used by fish to cope with salinity stress. *Journal of Experimental Biology*, 218(12), 1907–1914.
98. Landívar, E., Ponce, G., Alarcón, K., Ayora, G., Hurtado, M., Sandoval, G., Muñoz, A., Calderón, G. Cajas, J., Guerrero J., Prado, M., Jurado & V., Romero, Á (2018) Informe ejecutivo: Resultados preliminares crucero de prospección hidroacústica y pesca comprobatoria inp-srp-cnp 18-11-02pv. *Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca*. Disponible en URL: [https://www.institutopesca.gob.ec/wp-content/uploads/2018/01/informe_ejecutivo_crucero_inp-srp-cnp_18-11-02pv_noviembre_2018.pdf]
99. Lau-Medrano W (2020). *_grec: Gradient-Based Recognition of Spatial Patterns in Environmental Data_*. R package version 1.4.1, <<https://CRAN.R-project.org/package=grec>>.
100. Lawson, C. R., Hodgson, J. A., Wilson, R. J., & Richards, S. A. (2014). Prevalence, thresholds and the performance of presence–absence models. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(1), 54-64.

101. Lehner, F., Deser, C., Maher, N., Marotzke, J., Fischer, E. M., Brunner, L., Knutti, R., and Hawkins, E.: Partitioning climate projection uncertainty with multiple large ensembles and CMIP5/6, *Earth Syst. Dynam.*, 11, 491–508, <https://doi.org/10.5194/esd-11-491-2020>, 2020.
102. Lett, C., Penven, P., Ayón, P., & Fréon, P. (2007). Enrichment, concentration and retention processes in relation to anchovy (*Engraulis ringens*) eggs and larvae distributions in the northern Humboldt upwelling ecosystem. *Journal of Marine Systems*, 64(1-4), 189–200. doi:10.1016/j.jmarsys.2006.03.012
103. Levshina, N. (2021). Conditional inference trees and random forests. In *A practical handbook of corpus linguistics* (pp. 611-643). Cham: Springer International Publishing
104. Liao, C. & Chen, Y. (2022). The effects of true and pseudo-absence data on the performance of species distribution models at land-scape scale. *Taiwania*, 67(1), 9–20.
105. Lipcius, R., Eggleston, D., Fodrie, F., Van Der Meer, J., Rose, K., Vasconcelos, R., & Van De Wolfshaar, K. (2019). Modeling quantitative value of habitats for marine and estuarine populations. *Frontiers in Marine Science*, 6, 280.
106. Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T. P., & Pearson, R. G. (2005). Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28(3), 385–393. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.03957.x>
107. Liu, F., Song, F., & Luo, Y. (2024). Human-induced intensified seasonal cycle of sea surface temperature. *Nature Communications*, 15(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-024-48381-3>

108. Luján Paredes, D. (2016). Factores determinantes de la variabilidad espacial de anchoveta peruana (*Engraulis ringens*) en el Pacífico Sudoriental. Tesis para optar por el grado de Maestro en Ciencias del Mar. Universidad Peruana Cayetano Heredia
109. McGarigal, K., and B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure.
110. Melo-Merino, S. M., Reyes-Bonilla, H., & Lira-Noriega, A. (2020). Ecological niche models and species distribution models in marine environments: A literature review and spatial analysis of evidence. *Ecological Modelling*, 415, 108837. doi:10.1016/j.ecolmodel.2019.108837
111. Montecino, V., & Lange, C. (2009). The Humboldt Current System: Ecosystem components and processes, fisheries, and sediment studies. *Progress in Oceanography*, 83(1-4), 65–79.
112. Monteferri, B., Scheske, C. y De la Puente, S. (2020). Anchoveta. En: Sociedad Peruana de Derecho Ambiental, Wikipesca Perú. Plataforma colaborativa sobre la pesca en el Perú. Recuperado de: <https://www.mardelperu.pe/pesca/10/pesqueria-anchoveta>
113. Morelli TL, Daly C, Dobrowski SZ, Dulen DM, Ebersole JL, et al. (2016) Managing Climate Change Refugia for Climate Adaptation. *PLOS ONE* 11(8): e0159909. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0159909>
114. Morelli, T. L., Barrows, C. W., Ramirez, A. R., Cartwright, J. M., Ackerly, D. D., Eaves, T. D., ... & Thorne, J. H. (2020). Climate-change refugia: Biodiversity in the slow lane. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(5), 228-234.
115. Mori, J., Buitrón, B., Perea, A., Peña, C., & Espinoza, C. (2011). Interannual variability of the reproductive strategy of the Peruvian anchovy off northern-central Peru. *Ciencias Marinas*, 37(4B), 513-525.

116. Morón G., Galloso P., Gutierrez P. & Torrejon-Magallanes, J. (2019). Temporal changes in mesoscale aggregations and spatial distribution scenarios of the Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 159, 75-83.
117. Nahm FS. Receiver operating characteristic curve: overview and practical use for clinicians. *Korean J Anesthesiol.* 2022 Feb;75(1):25-36. doi: 10.4097/kja.21209. Epub 2022 Jan 18. PMID: 35124947; PMCID: PMC8831439..
118. Nenzén, H. K., & Araújo, M. B. (2011). Choice of threshold alters projections of species range shifts under climate change. *Ecological Modelling*, 222(18), 3346–3354. doi:10.1016/j.ecolmodel.2011.07.011
119. Niculescu-Mizil, A., & Caruana, R. (2005, August). Predicting good probabilities with supervised learning. In *Proceedings of the 22nd international conference on Machine learning* (pp. 625-632).
120. Oerder, V., Colas, F., Echevin, V., Codron, F., Tam, J., & Belmadani, A. (2015). Peru-Chile upwelling dynamics under climate change. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 120(2), 1152–1172. doi:10.1002/2014jc010299
121. Oliveros-Ramos, Ricardo, and Yunne-Jai Shin. Future climate change impacts on anchoveta (*Engraulis ringens*) in the Northern Peru Current Ecosystem. *bioRxiv* (2023): 2023-02.
122. Owen, R. W. (1981). Fronts and eddies in the sea: mechanisms, interactions and biological effects. *Analysis of marine ecosystems*, 197-233.
123. Pearce, J., & Ferrier, S. (2000). Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, 133(3), 225–245. doi:10.1016/s0304-3800(00)00322-7

124. Perea de la Matta, A. & Buitrón, B. (2000). Aspectos reproductivos de la anchoveta peruana durante el periodo 1992-2000. *Boletín Instituto del Mar del Perú*, 19(1-2), 45-53.
125. Perea, A., Peña, C., Oliveros-Ramos, R., Buitrón, B., & Mori, J. (2011). Potential egg production, recruitment, and closed fishing season of the Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*): Implications for fisheries management. *Ciencias marinas*, 37(4b), 585-601.
126. Phillips, S. J., & Elith, J. (2010). POC plots: calibrating species distribution models with presence-only data. *Ecology*, 91(8), 2476–2484. doi:10.1890/09-0760.1
127. Phillips, S., Dudík, M., Elith, J., Graham, C., Lehmann, A., Leathwick, J., & Ferrier, S. (2009). Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 19(1), 181–197.
128. Pickens BA, Carroll R, Schirripa MJ, Forrestal F, Friedland KD, et al. (2021) A systematic review of spatial habitat associations and modeling of marine fish distribution: A guide to predictors, methods, and knowledge gaps. *PLOS ONE* 16(5): e0251818. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0251818>
129. Pinsky, M. L., Selden, R. L., & Kitchel, Z. J. (2019). Climate-Driven Shifts in Marine Species Ranges: Scaling from Organisms to Communities. *Annual Review of Marine Science*, 12(1). doi:10.1146/annurev-marine-010419-010916
130. Pittman, S. J. (2018). Introducing Seascape Ecology. In S. J. Pittman (Ed.), *Seascape ecology* (pp. 3–25). John Wiley & Sons Ltd. <https://www.wiley.com/en-us/Seascape+Ecology-p-9781119084440>
131. Ponti, R. and Sannolo, M. (2023), The importance of including phenology when modelling species ecological niche. *Ecography*, 2023: e06143.

132. Pörtner, H. O., & Peck, M. A. (2010). Climate change effects on fishes and fisheries: towards a cause-and-effect understanding. *Journal of Fish Biology*, 77(8), 1745–1779. doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02783.x
133. Pozada, M. (2018) Caracterización de las operaciones de pesca en la pesquería industrial de anchoveta (*Engraulis ringens*) a partir de observaciones a bordo. Tesis para optar por el grado de Ingeniero Pesquero. Universidad Nacional Agraria La Molina.
134. Raybaud, V., Bacha, M., Amara, R., & Beaugrand, G. (2017). Forecasting climate-driven changes in the geographical range of the European anchovy (*Engraulis encrasicolus*). *ICES Journal of marine science*, 74(5), 1288-1299.
135. Riquelme-Bugueño, R., Correa-Ramírez, M., Escribano, R., Núñez, S., & Hormazábal, S. (2015). Mesoscale variability in the habitat of the Humboldt Current krill, spring 2007. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 120(4), 2769-2783.
136. Scales, K. L., Alvarez-Berastegui, D., Embling, C., & Ingram, S. N. (2018). Pelagic Seascapes. In S. J. Pittman (Ed.), *Seascape ecology* (pp. 57–76). John Wiley & Sons Ltd. <https://research.usc.edu.au/esploro/outputs/bookChapter/Pelagic-Seascapes/99451016202621>
137. Scales, K. L., Miller, P. I., Hawkes, L. A., Ingram, S. N., Sims, D. W., & Votier, S. C. (2014). On the front line: Frontal zones as priority at-sea conservation areas for mobile marine vertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 51(6), 1575-1583.
138. Schweinberger, Martin. 2023. Tree-Based Models in R. Brisbane: The University of Queensland. Disponible en: <https://slcladal.github.io/tree.html>
139. Silva, C., Andrade, I., Yáñez, E., Hormazabal, S., Barbieri, M. Á., Aranís, A., & Böhm, G. (2016). Predicting habitat suitability and geographic distribution of

- anchovy (*Engraulis ringens*) due to climate change in the coastal areas off Chile. *Progress in Oceanography*, 146, 159-174
140. Silva, C., Leiva, F., & Lastra, J. (2019). Predicting the current and future suitable habitat distributions of the anchovy (*Engraulis ringens*) using the Maxent model in the coastal areas off central-northern Chile. *Fisheries Oceanography*, 28(2), 171-182.
141. Smyth, K., & Elliott, M. (2016). Effects of changing salinity on the ecology of the marine environment. *Stressors in the marine environment*, 161-174.
142. Soberón, J., Osorio-Olvera, L., & Peterson, T. (2017). Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 437–441.
<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.011>
143. Solís, R. (2003). La ciudad sagrada de Caral-Supe: los orígenes de la civilización andina y la formación del Estado prístino en el antiguo Perú (No. 985 CIU). Recuperado de: [<https://www.zonacaral.gob.pe/downloads/publicaciones/LA-CIUDAD-SAGRADA-DE-CARAL-SUPE-LOS-ORIGENES-DE-LA-CIVILIZACION-ANDINA-Y-LA-FORMACION-DEL-ESTADO-PRISTINO-EN-EL-ANTIGUO-PERU-2003.pdf>]
144. Staresinic, N., Farrington, J., Gagosian, R., Clifford, H. and Hulburt, E. (1983) Downward transport of particulate matter in the Peru coastal upwelling: role of the anchoveta, *Engraulis ringens*. In Suess, E. and Thiede, J. (eds) *Coastal Upwelling: First Sediment Records*. Plenum Press, New York, pp. 225–240.
145. Stephen J. Mayor, David C. Schneider, James A. Schaefer, and Shane P. Mahoney. (2009) *Habitat Selection at Multiple Scales*. *Ecoscience* 16(2), 238-247.

146. Strobl, C., Boulesteix, AL., Kneib, T. et al. Conditional variable importance for random forests. *BMC Bioinformatics* 9, 307 (2008). <https://doi.org/10.1186/1471-2105-9-307>
147. Swartzman, G., Bertrand, A., Gutiérrez, M., Bertrand, S., & Vasquez, L. (2008). The relationship of anchovy and sardine to water masses in the Peruvian Humboldt Current System from 1983 to 2005. *Progress in Oceanography*, 79(2-4), 228–237. doi:10.1016/j.pocean.2008.10.021
148. Taylor, M. H., Tam, J., Blaskovic, V., Espinoza, P., Michael Ballón, R., Wosnitza-Mendo, C., Wolff, M. (2008). Trophic modeling of the Northern Humboldt Current Ecosystem, Part II: Elucidating ecosystem dynamics from 1995 to 2004 with a focus on the impact of ENSO. *Progress in Oceanography*, 79(2-4), 366–378.
149. Ticse-Villanueva, E., Valdivia-Llerena, C., Ugarte-Concha, R., Briceño-Peñañiel, J., Vera-Rios, G., Neyra-Paredes, K., & Neyra-Paredes, L. (2021). Importancia de la Industria Pesquera en el Perú, un enfoque hacia el desarrollo sostenible de la misma. LACCEI Inc.
150. Valvi, R., Elith, J., Lahoz-Monfort, J.J. and Guillera-Aroita, G. (2021), Modelling species presence-only data with random forests. *Ecography*, 44: 1731-1742
151. Werner, E., & Gilliam, J. (1984) The ontogenetic niche and species interactions in size-structured populations. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:393–425.
152. Wilson, K. A., Westphal, M. I., Possingham, H. P., & Elith, J. (2005). Sensitivity of conservation planning to different approaches to using predicted species distribution data. *Biological Conservation*, 122(1), 99-112.

153. Yañez-Rubio, A., Llanos-Rivera, A., Castro, L. R., Claramunt, G., & Herrera, L. (2011). Variations in type, width, volume and carbon content of anchoveta *Engraulis ringens* food items during the early larval stages. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91(6), 1207-1213.
154. Zavala, R., Gutiérrez Aguilar, D., Morales, R., Grünwaldt, A., Gonzales, N., Tam Málaga, J., ... & Bucaram, S. (2019). Avances del Perú en la adaptación al cambio climático del sector pesquero y del ecosistema marino-costero.
155. Zelli, E., Ellis, J., Pilditch, C., Rowden, A. A., Anderson, O. F., Geange, S. W., ... & Stephenson, F. (2025). Identifying climate refugia for vulnerable marine ecosystem indicator taxa under future climate change scenarios. *Journal of Environmental Management*, 373, 122635.
156. Zhang, L., Huettmann, F., Zhang, X., Liu, S., Sun, P., Yu, Z., & Mi, C. (2019). The use of classification and regression algorithms using the random forests method with presence-only data to model species' distribution. *MethodsX*. doi:10.1016/j.mex.2019.09.035
157. Zuta, S., & Guillén, O. (1970). *Oceanografía de las aguas costeras del Perú*. Boletín IMARPE vol. 2 n°5, 1970 p. 157-324

9. ANEXOS

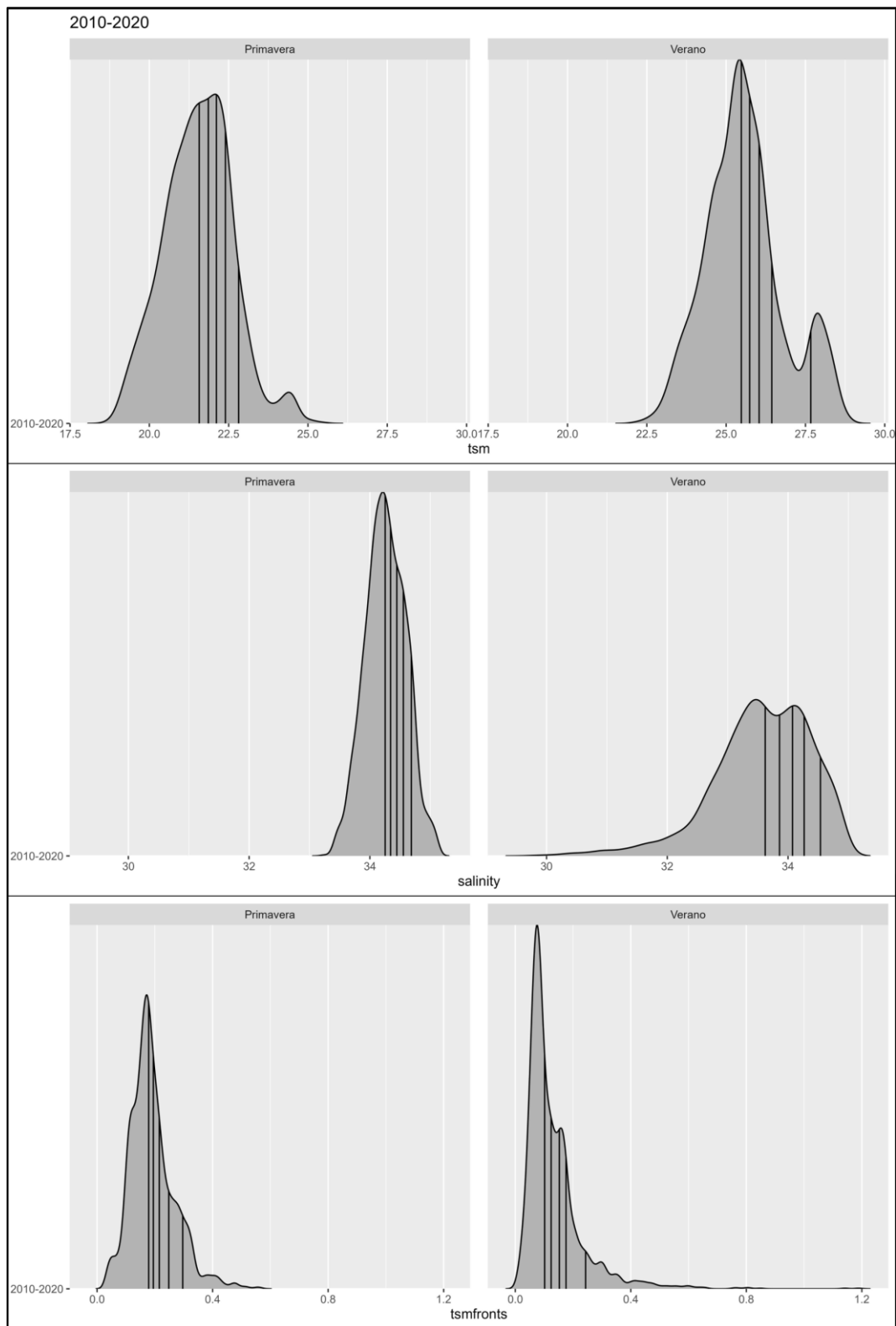


Figura suplementaria 1: Distribución de densidad de las variables ambientales durante el presente, dentro del Golfo de Guayaquil. Las líneas verticales en los histogramas de densidad indican la posición de los percentiles 50 al 90.

Método de optimización	Umbral	
	Modelo anchoveta adulta	Modelo anchoveta juvenil
Maximización Precisión	0.447	0.540
Maximización Sensibilidad + Especificidad	0.470	0.540
Maximización Kappa	0.470	0.540
Maximización True Skill Statistic	0.470	0.540
Sensibilidad = Especificidad	0.620	0.660
Prevalencia Predicha = Observada	0.620	0.660
Probabilidad promedio	0.505	0.492
Minimización Distancia curva ROC	0.590	0.590

Tabla suplementaria 1: Distintos criterios para la estimación del umbral óptimo para la clasificación y sus valores estimados. El criterio de máxima precisión fue el utilizado en nuestro estudio.

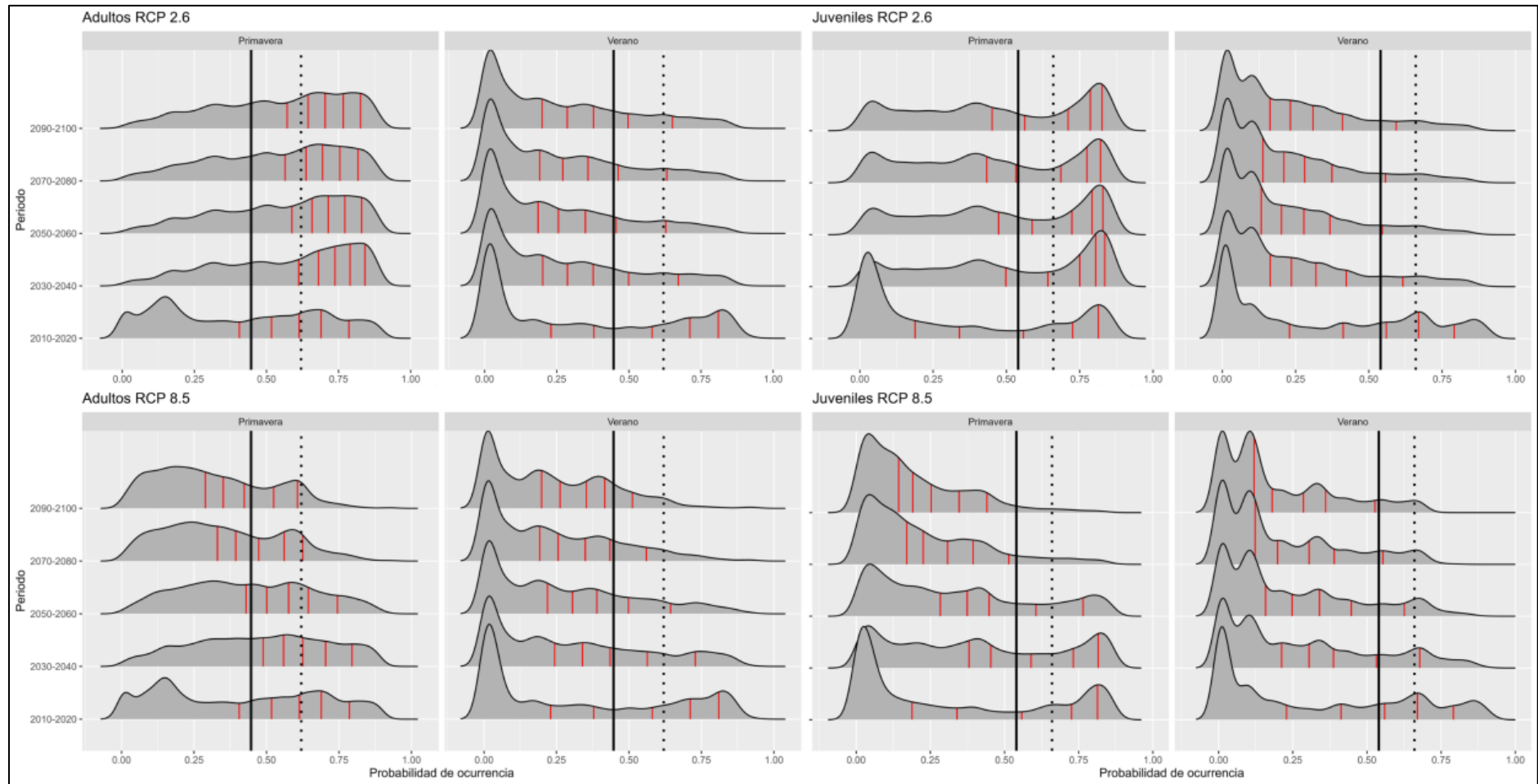


Figura suplementaria 2: Histogramas de densidad de la probabilidad de ocurrencia encontrada para adultos (izquierda) y juveniles (derecha) para los escenarios RCP 2.6 (arriba) y 8.5 (abajo). La línea vertical sólida representa el umbral de máxima precisión, mientras que la línea vertical punteada representa el umbral de sensibilidad = especificidad. Las líneas rojas verticales en las distribuciones de densidad representan los percentiles del 50 al 90