



UNIVERSIDAD PERUANA
CAYETANO HEREDIA

EL CONOCIMIENTO ECOLÓGICO
TRADICIONAL PESQUERO EN EL
NORTE DEL PERÚ

TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
MAESTRO
EN CIENCIAS DEL MAR

NICOLÁS LUCAS ROVEGNO ARRESE

LIMA – PERÚ

2021

ASESOR

Dr. Juan Valqui Haase

JURADO DE TESIS

Dr. Jorge Larry Tam Málaga

PRESIDENTE

Dr. Armando Valdés-Velásquez

VOCAL

Mg. Santiago de la Puente Jerí

SECRETARIO

DEDICATORIA

A Evelyn, mi compañera de vida que
me motiva a ser una mejor persona todos los días.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto CONCYTEC-MAGNET “Clima, paleoambientes y biodiversidad en sistemas marinos y acuáticos continentales” (007-2017-FONDECYT) que me brindó la oportunidad de estudiar esta maestría, a la Fundación Rufford que financió la presente investigación, a ecOcéanica y a Shaleyra por el apoyo para su ejecución.

A la Universidad Peruana Cayetano Heredia por recibirme como estudiante, y a los profesores de la Maestría en Ciencias del Mar por brindarme sus conocimientos y ayudarme a seguir creciendo como persona y profesional.

A mi asesor que me ayudó en este largo camino a no perder el rumbo, y me apoyó en desarrollar una investigación sobre un tema que me apasiona.

A mis amigos y amigas de la maestría, con quienes se ha disfrutado, sufrido, discutido, reído y comido muchas salchipapas.

A los pescadores artesanales que desinteresadamente me ayudaron a poder realizar esta investigación, y me siguen enseñando nuevas cosas sobre la pesca artesanal.

A los miembros del jurado que con sus comentarios ayudaron a pulir y sacar brillo a esta investigación.

Muchas gracias a todos y todas.

Índice general

1.	INTRODUCCIÓN	1
2.	PLANTEAMIENTO DE LA INVESTIGACIÓN	3
2.1.	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	3
2.2.	JUSTIFICACIÓN DEL ESTUDIO.....	9
2.3.	OBJETIVOS	19
2.3.1.	<i>Objetivo general</i>	19
2.3.2.	<i>Objetivos específicos</i>	19
2.3.3.	<i>Hipótesis</i>	19
2.4.	MARCO TEÓRICO.....	20
2.4.1.	<i>La pesca artesanal en el Perú</i>	20
2.4.2.	<i>El conocimiento ecológico tradicional pesquero</i>	24
2.4.3.	<i>Ejemplos de experiencias sobre CET pesquero</i>	35
3.	METODOLOGÍA	39
3.1.	DISEÑO DEL ESTUDIO	39
3.1.1.	<i>Área, alcance y periodo de estudio</i>	39
3.2.	PROCEDIMIENTOS Y TÉCNICAS	42
3.2.1.	<i>Colecta de información de campo</i>	42
3.2.2.	<i>Número de entrevistados</i>	43
3.3.	CONSIDERACIONES ÉTICAS	46
3.4.	PLAN DE ANÁLISIS	46
3.4.1.	<i>Tendencia de abundancia de especies</i>	46
3.4.2.	<i>Capturas máximas estimadas</i>	51
4.	RESULTADOS	53
4.1.	ABUNDANCIA Y TENDENCIA DE ABUNDANCIA DE ESPECIES	55
4.1.1.	<i>Modelos de abundancia</i>	56
4.1.2.	<i>Consenso inter e intracomunitario</i>	56
4.1.3.	<i>Índice de abundancia de especies</i>	58

4.1.4.	<i>Percepciones de abundancia de acuerdo a la experiencia de los pescadores.</i>	67
4.2.	CAPTURAS MÁXIMAS ESTIMADAS	68
5.	DISCUSIÓN	73
5.1.	MODELOS DE ABUNDANCIA	73
5.2.	FACTORES SOBRE EL CONSENSO	74
5.3.	ABUNDANCIA Y CAPTURAS	80
5.4.	SESGOS Y PERCEPCIONES	90
6.	CONCLUSIONES	97
7.	RECOMENDACIONES	99
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	101
	ANEXOS	130
	ANEXO 1: TIPOS DE EMBARCACIONES ARTESANALES	130
	ANEXO 2: HERRAMIENTA DE COLECTA DE INFORMACIÓN	131
	ANEXO 3: NOMBRE COMÚN Y CIENTÍFICO DE ESPECIES Y CANTIDAD DE MENCIONES	137
	ANEXO 4: RESULTADOS DE PRUEBAS DE COMPARACIÓN DE VALORES E ÍNDICE DE CONSENSO COMUNITARIO POR ESPECIE Y COMUNIDAD	139
	ANEXO 5: MODELOS AJUSTADOS PARA ESTIMAR LAS MEJORES CAPTURAS Y DIFERENCIA ENTRE CAPTURAS PARA LAS ESPECIES OBJETIVO	143

Índice de figuras

FIGURA 1: PLANTEAMIENTO HIPOTÉTICO DE LAS DIMENSIONES DE LAS PESQUERÍAS EN FUNCIÓN A 4 VARIABLES	4
FIGURA 2: MODELO DEL ENFOQUE DE LAS MÚLTIPLES EVIDENCIAS DE BASE.....	15
FIGURA 3: PLANTEAMIENTO TEÓRICO DE LA AMNESIA GENERACIONAL EN UN PERIODO DE 3 GENERACIONES.....	16
FIGURA 4: NIVELES DE ANÁLISIS EN EL CONOCIMIENTO TRADICIONAL Y SISTEMAS DE MANEJO	26
FIGURA 5: NIVEL DE IMPORTANCIA DE LA INFORMACIÓN DERIVADA DEL CONOCIMIENTO CIENTÍFICO (CC) Y EL CET PESQUERO DE ACUERDO CON PREGUNTAS Y ADQUISICIÓN DE INFORMACIÓN QUE PODRÍA SER APROPIADA PARA DIFERENTES ESCALAS	28
FIGURA 6: CAPACIDAD COMPARATIVA PARA OBTENER INFORMACIÓN RESPECTO A LA VARIACIÓN DE LOS RECURSOS DE ACUERDO A ESCALAS TEMPORALES (EJE HORIZONTAL) Y ESCALA ESPACIAL (EJE VERTICAL). LAS FLECHAS INDICAN MOMENTOS EN EL CUAL LA INFORMACIÓN ES OBTENIDA BASADA EN UN EVENTO INUSUAL (SORPRESA) DESDE EL PUNTO DE VISTA DE LA AGENCIA DE MANEJO (AM), PERO QUE HA SIDO DETECTADA EN EL PASADO POR EL CET PESQUERO Y QUE NO PUDO SER DOCUMENTADA POR EL CC	30
FIGURA 7: DIMENSIONES DEL CET PESQUERO EN PESQUERÍAS COSTERAS Y LACUSTRES	31
FIGURA 8: ESPECTRO DE LOS TIPOS DE CONTRIBUCIÓN Y GRADO DE INTEGRACIÓN DE LOS CONOCIMIENTOS DE LOS PESCADORES EN LA EVALUACIÓN Y ORDENACIÓN DE LA PESCA.....	35
FIGURA 9: (1) ISLAS SOLOMON Y LOS EFECTOS DE LA CARNADA (2) INUITS Y SUBESTIMACIÓN DE BALLENAS (3) MONITOREO COMUNITARIO SOBRE TALLAS DE DESOVES EN RIO OLIFANTS, (4) KIRIBATI Y PROTECCIÓN DE ZONAS DE DESOVE	37
FIGURA 10: ZONAS DE EVALUACIÓN DE NORTE A SUR: LOS ÓRGANOS, EL ÑURO, CABO BLANCO, LA TORTUGA, SAN JOSÉ	39
FIGURA 11: NUMERO DE (A) PESCADORES Y (B) EMBARCACIONES EN PIURA, LAMBAYEQUE Y A NIVEL NACIONAL DE ACUERDO A LAS ENEPA Y EL CENPAR	41
FIGURA 12: EJEMPLO PARA EL CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CONSENSO. EN COLOR ROJO EL PROMEDIO DEL MODELO Y EN COLOR AZUL Y VERDE EL INTERVALO DE CONFIANZA DEL 2.5 Y 97.5% DEL MODELO	49

FIGURA 13: FRECUENCIA DE LA CANTIDAD DE MENCIONES DE ESPECIES POR COMUNIDAD POR TODOS
LOS ENTREVISTADOS 55

FIGURA 14: (A) SERIE DE TIEMPO DE ABUNDANCIA Y DESEMBARQUE DE ATÚN, EN BASE A LA
ESTIMACIÓN DE LOS VALORES PROMEDIO Y DEL INTERVALO DE CONFIANZA DE UN MODELO
AJUSTADO. LA LÍNEA SÓLIDA INDICA EL PROMEDIO Y LAS LÍNEAS PUNTEADAS INDICAN EL
INTERVALO DE CONFIANZA DEL 2.5 Y 97.5% DEL MODELO. LOS PUNTOS INDICAN LAS
DIFERENTES RESPUESTAS Y LA MAGNITUD INDICA LA PROPORCIÓN DE RESPUESTAS. EN COLOR
VERDE LOS DESEMBARQUES NACIONALES Y EN COLOR AZUL LOS DESEMBARQUES DE PIURA.
(B) GRÁFICO DE DISPERSIÓN ENTRE LOS DESEMBARQUES Y LA ABUNDANCIA, Y COEFICIENTE
DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN. 60

FIGURA 15: (A) SERIE DE TIEMPO DE ABUNDANCIA Y DESEMBARQUE DE CACHEMA, EN BASE A LA
ESTIMACIÓN DE LOS VALORES PROMEDIO Y DEL INTERVALO DE CONFIANZA DE UN MODELO
AJUSTADO. LA LÍNEA SÓLIDA INDICA EL PROMEDIO Y LAS LÍNEAS PUNTEADAS INDICAN EL
INTERVALO DE CONFIANZA DEL 2.5 Y 97.5% DEL MODELO. LOS PUNTOS INDICAN LAS
DIFERENTES RESPUESTAS Y LA MAGNITUD INDICA LA PROPORCIÓN DE RESPUESTAS. EN COLOR
VERDE LOS DESEMBARQUES NACIONALES, EN COLOR AZUL LOS DESEMBARQUES DE PIURA Y
EN COLOR ROJO LOS DESEMBARQUES DE LAMBAYEQUE. (B) GRÁFICO DE DISPERSIÓN ENTRE
LOS DESEMBARQUES Y LA ABUNDANCIA, Y COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN. ... 61

FIGURA 16: (A) SERIE DE TIEMPO DE ABUNDANCIA Y DESEMBARQUE DE BONITO, EN BASE A LA
ESTIMACIÓN DE LOS VALORES PROMEDIO Y DEL INTERVALO DE CONFIANZA DE UN MODELO
AJUSTADO. LA LÍNEA SÓLIDA INDICA EL PROMEDIO Y LAS LÍNEAS PUNTEADAS INDICAN EL
INTERVALO DE CONFIANZA DEL 2.5 Y 97.5% DEL MODELO. LOS PUNTOS INDICAN LAS
DIFERENTES RESPUESTAS Y LA MAGNITUD INDICA LA PROPORCIÓN DE RESPUESTAS. EN COLOR
VERDE LOS DESEMBARQUES NACIONALES, EN COLOR AZUL LOS DESEMBARQUES DE PIURA Y
EN COLOR ROJO LOS DESEMBARQUES DE LAMBAYEQUE. (B) GRÁFICO DE DISPERSIÓN ENTRE
LOS DESEMBARQUES Y LA ABUNDANCIA, Y COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN. ... 62

FIGURA 17: (A) SERIE DE TIEMPO DE ABUNDANCIA Y DESEMBARQUE DE CABRILLA, EN BASE A LA
ESTIMACIÓN DE LOS VALORES PROMEDIO Y DEL INTERVALO DE CONFIANZA DE UN MODELO
AJUSTADO. LA LÍNEA SÓLIDA INDICA EL PROMEDIO Y LAS LÍNEAS PUNTEADAS INDICAN EL

INTERVALO DE CONFIANZA DEL 2.5 Y 97.5% DEL MODELO. LOS PUNTOS INDICAN LAS DIFERENTES RESPUESTAS Y LA MAGNITUD INDICA LA PROPORCIÓN DE RESPUESTAS. EN COLOR VERDE LOS DESEMBARQUES NACIONALES Y EN COLOR AZUL LOS DESEMBARQUES DE PIURA.	
(B) GRÁFICO DE DISPERSIÓN ENTRE LOS DESEMBARQUES Y LA ABUNDANCIA, Y COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN.....	63
FIGURA 18: (A) SERIE DE TIEMPO DE ABUNDANCIA Y DESEMBARQUE DE JUREL, EN BASE A LA ESTIMACIÓN DE LOS VALORES PROMEDIO Y DEL INTERVALO DE CONFIANZA DE UN MODELO AJUSTADO. LA LÍNEA SÓLIDA INDICA EL PROMEDIO Y LAS LÍNEAS PUNTEADAS INDICAN EL INTERVALO DE CONFIANZA DEL 2.5 Y 97.5% DEL MODELO. LOS PUNTOS INDICAN LAS DIFERENTES RESPUESTAS Y LA MAGNITUD INDICA LA PROPORCIÓN DE RESPUESTAS. EN COLOR VERDE LOS DESEMBARQUES NACIONALES Y EN COLOR AZUL LOS DESEMBARQUES DE PIURA.	
(B) GRÁFICO DE DISPERSIÓN ENTRE LOS DESEMBARQUES Y LA ABUNDANCIA, Y COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN.....	64
FIGURA 19: ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE LAS CAUSAS EN LOS CAMBIOS DE ABUNDANCIA DE ACUERDO CON LA PERCEPCIÓN DE LOS PESCADORES	65
FIGURA 20: PROBABILIDAD PREDICHA DE REPORTAR UN VALOR ALTO (5-4) O BAJO (1-2) DE ABUNDANCIA POR PESCADORES DE DIFERENTES EDADES DURANTE DIFERENTES PERIODOS POR UNA REGRESIÓN MULTINOMIAL LOGÍSTICA, LA LÍNEA PUNTEADA VERTICAL DENOTA LAS TRES GENERACIONES FICTICIAS.....	68
FIGURA 21: ESTIMACIÓN DE CAPTURAS MÁXIMAS PARA LA MERLUZA SEGÚN AÑO Y EXPERIENCIA. EN COLOR GRIS EL INTERVALO DE CONFIANZA AL 95%	69
FIGURA 22: ESTIMACIÓN DE CAPTURAS MÁXIMAS PARA LA CABRILLA SEGÚN AÑO Y EXPERIENCIA. EN COLOR GRIS EL INTERVALO DE CONFIANZA AL 95%	70
FIGURA 23: ESTIMACIÓN DE CAPTURAS MÁXIMAS PARA LA CACHEMA SEGÚN AÑO Y EXPERIENCIA. EN COLOR GRIS EL INTERVALO DE CONFIANZA AL 95%	71
FIGURA 24: ESTIMACIÓN DE CAPTURAS MÁXIMAS PARA EL ATÚN SEGÚN AÑO Y EXPERIENCIA. EN COLOR GRIS EL INTERVALO DE CONFIANZA AL 95%	72

FIGURA 25: ESTIMACIÓN DE CAPTURAS MÁXIMAS PARA LA CACHEMA CAPURADA CON REDES DE CORTINA SEGÚN AÑO Y EXPERIENCIA. EN COLOR GRIS EL INTERVALO DE CONFIANZA AL 95%	88
FIGURA 26: IMÁGENES REFERENCIALES DE: (1) CABALLITO DE TOTORA, (2) BALSILLA, (3) ZAPATITO, (4) CHALANA, (5) BOTE Y (6) LANCHA	130
FIGURA 27: COMPARACIÓN DE LAS RESPUESTAS POR COMUNIDAD PARA LA CABRILLA. IZQ. VALORES DE LAS RESPUESTAS. DER. ÍNDICE DE CONSENSO COMUNITARIO	139
FIGURA 28: COMPARACIÓN DE LAS RESPUESTAS POR COMUNIDAD PARA LA MERLUZA. IZQ. VALORES DE LAS RESPUESTAS. DER. ÍNDICE DE CONSENSO COMUNITARIO	139
FIGURA 29: COMPARACIÓN DE LAS RESPUESTAS POR COMUNIDAD PARA LA CACHEMA. IZQ. VALORES DE LAS RESPUESTAS. DER. ÍNDICE DE CONSENSO COMUNITARIO	140
FIGURA 30: COMPARACIÓN DE LAS RESPUESTAS POR COMUNIDAD PARA EL JUREL. IZQ. VALORES DE LAS RESPUESTAS. DER. ÍNDICE DE CONSENSO COMUNITARIO	140
FIGURA 31: COMPARACIÓN DE LAS RESPUESTAS POR COMUNIDAD PARA EL ATÚN. IZQ. VALORES DE LAS RESPUESTAS. DER. ÍNDICE DE CONSENSO COMUNITARIO	141
FIGURA 32: COMPARACIÓN DE LAS RESPUESTAS POR COMUNIDAD PARA EL SUCO. IZQ. VALORES DE LAS RESPUESTAS. DER. ÍNDICE DE CONSENSO COMUNITARIO	141
FIGURA 33: COMPARACIÓN DE LAS RESPUESTAS POR COMUNIDAD PARA EL BONITO. IZQ. VALORES DE LAS RESPUESTAS. DER. ÍNDICE DE CONSENSO COMUNITARIO	142
FIGURA 34: COMPARACIÓN DE LAS RESPUESTAS POR COMUNIDAD PARA EL BONITO. IZQ. VALORES DE LAS RESPUESTAS. DER. ÍNDICE DE CONSENSO COMUNITARIO	142

Índice de tablas

TABLA 1: CUADRO COMPARATIVO ENTRE EL CET PESQUERO Y EL CONOCIMIENTO CIENTÍFICO	33
TABLA 2: CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS LOCALIDADES	40
TABLA 3: RESUMEN DEL % DE INCREMENTO EN EL NÚMERO DE PESCADORES Y EMBARCACIONES POR PERIODO	41
TABLA 4: MODELOS CANDIDATOS USADOS PARA AJUSTAR LOS DATOS DE ABUNDANCIA DE CADA ESPECIE	47
TABLA 5: RESUMEN DE LAS VARIABLES UTILIZADAS PARA EL AJUSTE DE LOS MODELOS GAM.....	52
TABLA 6: MODELOS UTILIZADOS PARA EVALUAR LA MEJOR CAPTURA Y LA DIFERENCIA DE CAPTURAS	52
TABLA 7: CARACTERÍSTICAS DEMOGRÁFICAS SOBRE LOS ENTREVISTADOS	54
TABLA 8: MODELOS DE AJUSTE UTILIZADOS PARA CADA RECURSO POR COMUNIDAD Y RESULTADOS DE PRUEBAS DE COMPARACIÓN PARA LOS VALORES DE ABUNDANCIA ESTIMADOS DEL CET PESQUERO.....	56
TABLA 9: ÍNDICE DEL CONSENSO COMUNITARIO POR ESPECIE.....	57
TABLA 10: RESUMEN DE LAS TENDENCIAS DE ABUNDANCIA ESTIMADAS SEGÚN LOS PESCADORES ARTESANALES	59

Lista de acrónimos

AICc: Criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas

AM: Agencia de manejo

AMP: Área marina protegida

CBD: Convención de la Diversidad Biológica

CC: Conocimiento científico

CET: Conocimiento ecológico tradicional

CPUE: Captura por unidad de esfuerzo

D_{\max} : Distancia máxima

D_{\min} : Distancia mínima

DICAPI: Dirección General de Capitanías y Guardacostas

DIREPRO: Dirección Regional de la Producción

ENEPA: Encuesta Estructural de la Pesquería Artesanal en el Litoral Peruano

FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

I-CENPAR: I Censo Nacional de la Pesca Artesanal del Ámbito Marítimo

IMARPE: Instituto del Mar del Perú

mn: Millas náuticas

PRODUCE: Ministerio de la Producción

OCDE: Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos

Resumen

Las pesquerías artesanales suelen recibir menos atención por parte de los tomadores de decisión e investigadores, y disponen de menos recursos para los fines de investigación y monitoreo, por lo cual suelen catalogarse como pesquerías de datos limitados. Por otro lado, los pescadores, como usuarios directos, observan el estado de los recursos que capturan, y acumulan conocimiento sobre su entorno, el cual usan de manera empírica para tomar decisiones sobre la pesca. En ese sentido, el conocimiento ecológico tradicional de los pescadores es una fuente de información que puede ser útil para la investigación y manejo pesquero, especialmente para pesquerías de datos limitados. Este trabajo evaluó como la información del *conocimiento ecológico tradicional pesquero* puede ser complementaria a la información pesquera. Para ello se realizó 155 entrevistas a pescadores artesanales de cinco comunidades pesqueras en el norte del Perú durante 2019. Se reconstruyó índices de abundancia a partir del conocimiento ecológico tradicional pesquero de estas comunidades para la cabrilla, cachema, jurel, atún, y bonito, los cuales se han reducido significativamente entre 1960 y 2010. Asimismo, se reconstruyó una serie de tiempo de las capturas máximas recordadas por los pescadores, que mostró picos de captura en el pasado para la merluza, atún y cabrilla, mientras que para la cachema los picos son más recientes. Se recomienda que en futuros estudios se profundice más sobre las unidades de esfuerzo utilizadas y su evolución en el tiempo para tener tendencias de abundancia más precisas. Por último, se plantea que este enfoque puede replicarse para recopilar información de utilidad para otras investigaciones y para brindar recomendaciones de manejo pesquero.

Palabras clave: conocimiento ecológico tradicional pesquero, pesca artesanal, Perú

Abstract

Artisanal fisheries usually receive less attention from decision-makers and researchers, and have less resources available for research and monitoring, hence they are usually catalogued as data limited fisheries. On the other hand, fishers as direct users make observations of the state of the resources they catch, and accumulate knowledge about their surroundings, that they use empirically for their decision-making about fisheries. In that sense, traditional ecological knowledge from fishers is a source of information that can be useful for research and fisheries management, specially for data limited fisheries. This work researched about how information from traditional ecological knowledge from fishers could complement other fisheries information. For this, 155 interviews with artisanal fishers from five fishing communities in northern Peru were conducted during 2019. Abundance indexes were reconstructed for these communities for *cabrilla*, *cachema*, *jurel*, *atún* and *bonito*, which had significantly reduced between 1960 and 2010. Likewise, a time series of the maximum catches per trip were reconstructed from fishers' memory, which showed fish catches peaks in the past for *merluza*, *atún*, *cachema* and *cabrilla*, however for *cachema* these peaks were more recent. It is recommended that in future studies further research is undertaken about the units of fishing effort and their evolution over time to be able to have more precise trends on abundance. Finally, it is proposed that this approach can be replicated by others to collect information that could be useful for other research and to provide recommendations for fisheries management.

Keywords: fishers' ecological knowledge, traditional ecological knowledge, artisanal fisheries, Perú

1. Introducción

El mar peruano es uno de los más productivos a nivel mundial en cuanto a la productividad primaria y su producción pesquera (Chavez et al., 2008). Esta abundancia inclusive se remonta a miles de años atrás, siendo la primera evidencia de pesca primitiva hallada en Huaca Prieta 13 000 a.C. en La Libertad, en el norte del Perú (López de la Lama et al., 2020). Posteriormente Llavallée et al. (2011) identificaron uno de los primeros asentamientos de pescadores en el sur del Perú, que fue ocupado entre los años 8 000 a. C. y 4 000 a. C. Asimismo, identificaron que durante dicho periodo más de 30 especies fueron capturadas por dichos grupos de pescadores. Posteriormente, durante el Virreinato del Perú también se ha descrito que especies como el tollo, pejerrey y la cojinova eran abundantes en las playas cercanas a la zona de Chincha (Unanue, 1815 en Flores-Galindo, 1981). Asimismo, Coker (1910) a inicios del siglo XX describió ampliamente como existió una importante abundancia de diferentes especies en diferentes puntos del Perú. En ese sentido, la gran riqueza ictiológica del mar peruano sigue sustentando una importante actividad económica como la pesca, una actividad comercial que genera entre 100 000 y 200 000 empleos en el país (Christensen *et al.*, 2014). Existen más de 100 especies de recursos hidrobiológicos de importancia comercial, aunque, son solo unos cuantos sobre los cuales se cuenta con datos de utilidad para el manejo de sus pesquerías. Esta es una realidad que se evidencia no solo en Perú, sino en todos los países que cuentan con pesquerías considerables. Sin embargo, el no contar con datos, no implica que no exista información disponible que pueda ser usada para la investigación y el manejo de una pesquería. Es así, que en diversas latitudes se han venido explorando enfoques multidisciplinarios de investigación

colaborativa que involucran a los pescadores para obtener información a través del *conocimiento ecológico tradicional pesquero* (Fisher *et al.*, 2015). En ese sentido, el presente estudio analizó información colectada a través de entrevistas semiestructuradas a pescadores artesanales. Las entrevistas fueron realizadas en cinco comunidades en la costa norte del Perú, en las regiones de Piura y Lambayeque. Se adaptaron las metodologías descritas por Beaudreau & Levin (2014) y Machado Martins *et al.* (2018), con las cuales se logró estimar índices de abundancia, reconstruir tendencias de capturas máximas y el grado de consenso que existía entre las respuestas de los entrevistados. Este tipo de estudio es uno de los primeros de su clase en el Perú (Ayala, 2019; Mason *et al.*, 2019), aunque en la región existen varios trabajos realizados en países como Brasil, Colombia, México, Panamá, Costa Rica, Uruguay entre otros (Fischer *et al.*, 2015). Los resultados de estas investigaciones muestran el potencial del conocimiento ecológico pesquero como fuente de información para las investigaciones y el manejo pesquero, así como la urgencia de identificar métodos alternativos de evaluación para pesquerías artesanales.

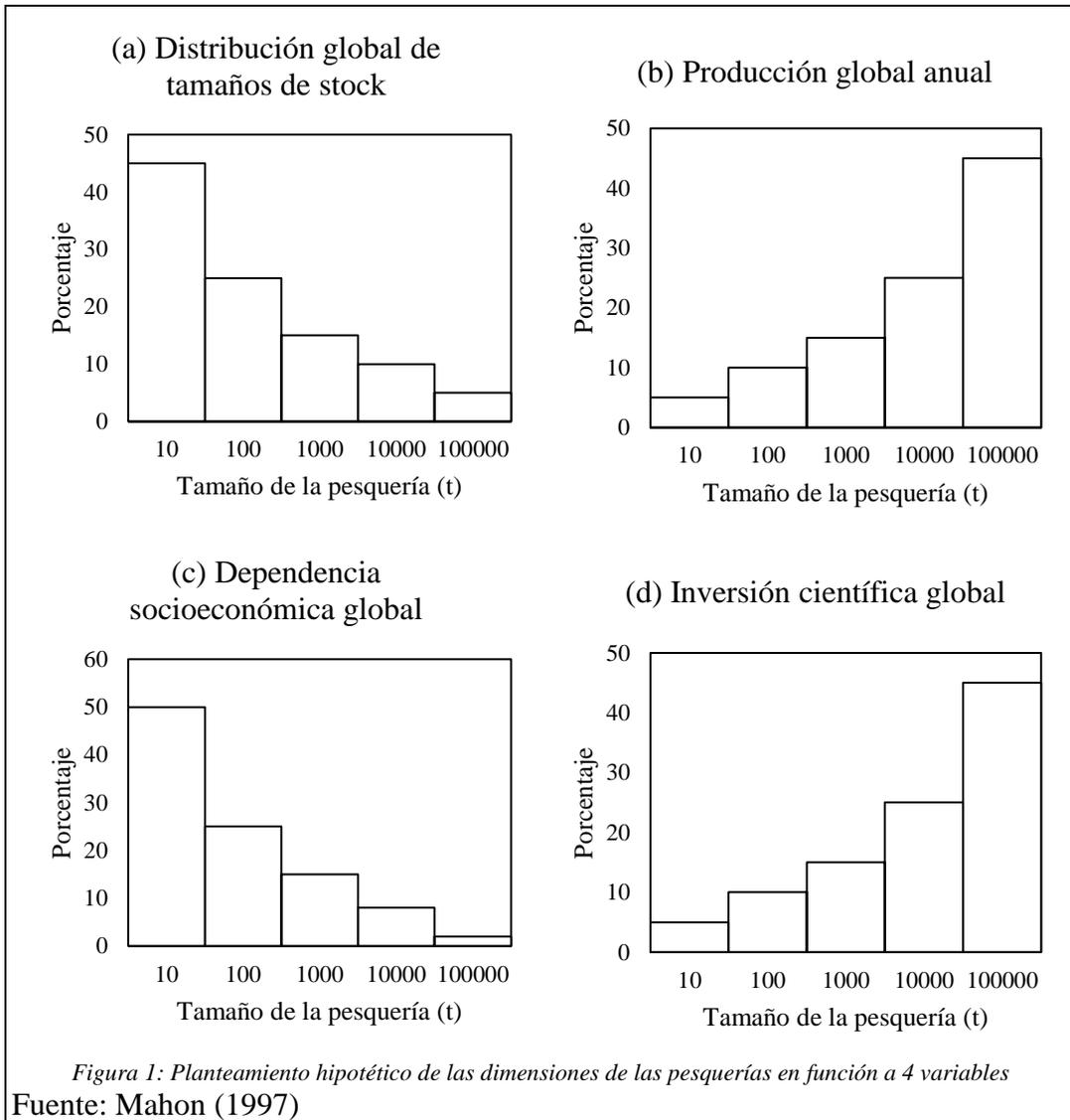
2. Planteamiento de la investigación

2.1. Planteamiento del problema

De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 1995) las políticas pesqueras se deberían sustentar en la mejor información científica disponible. Asimismo, también sugieren que se deberían tener en cuenta las prácticas pesqueras y los conocimientos tradicionales, cuando sea apropiado hacerlo. Por otro lado, ante la ausencia de información científica adecuada, se plantea que los países deberán actuar con mayor cautela en relación con sus propuestas de manejo pesquero bajo un enfoque precautorio.

Las pesquerías alrededor del mundo son sumamente diversas, a lo cual Mahon (1997) plantea que una gran proporción de los recursos pesqueros se encuentran en stocks de tamaños reducidos (**Figura 1a**), sin embargo, la mayor proporción de volumen de capturas proviene de solo unos cuantos stocks de mayor tamaño (**Figura 1b**). De la misma manera estima que la dependencia socioeconómica es mayor en las pesquerías basadas en stocks más pequeños (**Figura 1c**). A pesar de ello, considera que la mayor cantidad de esfuerzos de investigación y de manejo pesquero han estado enfocados en los stocks más grandes (**Figura 1d**). Esta tendencia también se observa en el Perú en donde un solo stock representa la mayor proporción de las capturas y es capturado principalmente por una flota industrial. De acuerdo al Ministerio de la Producción (PRODUCE 2020a, 2020b) entre el 2015 y 2019 más del 75% de las capturas nacionales provinieron de la pesquería industrial de anchoveta (*Engraulis ringens*), mientras que de acuerdo a Guevara-Carrasco & Bertrand (2017) la pesca artesanal captura más de 300 especies diferentes, aunque durante el 2012 solamente cuatro especies representaron más

del 95% del volumen de las capturas del sector artesanal (pota *Dosidicus gigas*, perico *Coryphaena hippurus*, anchoveta y concha de abanico *Argopecten purpuratus*).



Johannes (1998) mencionó que existen dos problemas principales que limitan la capacidad para realizar investigaciones y posteriormente brindar recomendaciones para el manejo pesquero. En primera instancia, la investigación pesquera no podrá generar conocimiento suficiente que permita entender plenamente las dinámicas del medio marino dada su complejidad y variabilidad. En ese sentido, el manejo

pesquero se está inclinando hacia un enfoque precautorio que busca reducir el riesgo de colapso e impacto ambiental. Un ejemplo prominente, lo representa el colapso de la pesquería de anchoveta en el Perú en la década del 70 (Hilborn *et al.*, 2003; Arias-Schreiber, 2012; Arias-Schreiber & Halliday, 2013). Por otro lado, se enfatiza un segundo problema: las necesidades de investigación pueden exceder las capacidades logísticas, pudiendo incluso ser ineficientes en sus costos. Por ejemplo, Flaaten & Wollis (2001) estimaron que en los países Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) los costos de gestión de una pesquería en promedio representaban el 6% del valor total de los desembarques, y que la investigación solamente representaba 1.33%. Sin embargo, había una amplia variabilidad en los costos que oscilaba entre casi 0% o hasta 70% del valor total de los desembarques, lo cual principalmente se explicaba por el régimen de manejo de la pesquería. Una pesquería de acceso abierto es menos costosa de administrar, mientras que un sistema de cuotas requiere una mayor inversión (Mangin *et al.*, 2018). En ese sentido, considerando que las pesquerías artesanales a nivel global solo representan cerca del 20% del valor total de los desembarques se podría considerar que existen menores recursos para ellas. (Pauly *et al.*, 2020).

Es así, que la mayoría de pesquerías sin o con muy pocos datos para poder hacer una evaluación de stock tienden a estar en una peor situación que aquellas pesquerías que sí cuentan con una evaluación de stock, y esto es especialmente más crítico en pequeños stocks que son importantes por su biodiversidad y contribución a la seguridad alimentaria de comunidades costeras (Costello *et al.*, 2012). Asimismo, se ha identificado que en las regiones sin evaluaciones de stock el

manejo pesquero suele ser más incipiente, y que los stocks se encuentran en peor estado (Hilborn et al., 2020).

Es usual que los administradores pesqueros tengan muy pocos datos (si es que tienen alguno) sobre la salud de los recursos pesqueros y el ecosistema marino, lo cual puede conllevar a decisiones de manejo mal informadas que afecten la sostenibilidad del recurso o el ecosistema. Esto se conoce como pesquerías de datos limitados, las cuales se pueden describir como aquellas que carecen de información suficiente para realizar una evaluación de stock convencional, lo que se puede deber a pocos datos disponibles o por datos de pobre calidad (Honey et al., 2010). Para prevenir dicha situación existen métodos de evaluación para pesquerías de datos limitados, que brindan las herramientas que necesitan para tomar las acciones de manejo apropiadas a fin de mantener rendimientos sostenibles en el tiempo. El uso de metodologías de análisis para pesquerías de datos limitados puede ayudar a mantener una pesquería ecológicamente sostenible y económicamente viable (Apel et al., 2013).

Las principales metodologías alternativas de evaluación para pesquerías de datos limitados se pueden clasificar en tres tipos: análisis de tendencias, análisis de vulnerabilidad y extrapolación. Los análisis de tendencias evalúan series de tiempo con el fin de detectar cambios en una variable (o varios índices) que permitan inferir cambios en un stock. Por su naturaleza, este tipo de análisis puede abarcar una amplia variedad de tipos de datos de datos, por ejemplo: capturas, tallas, peso, esfuerzo pesquero entre otros. Los métodos de análisis de vulnerabilidad hacen uso de las características generales del ciclo de vida de las especies para evaluar posibles respuestas frente al esfuerzo pesquero, tales como un análisis de

productividad y susceptibilidad, que, con información sobre el crecimiento, edad de madurez, fecundidad entre otros, y las interacciones entre un recurso pesquero con el esfuerzo pesquero puede ayudar a informar decisiones de manejo de una manera práctica (Honey et al., 2010). Por último, la extrapolación se plantea como un enfoque de “manejo sin datos”, lo cual no quiere decir manejo sin información. Este enfoque considera obtener información bibliográfica de ecosistemas similares (por ejemplo: en lugares con múltiples islas con características generales parecidas). Esta información puede ser el punto de partida para, por ejemplo, validar aspectos biológicos como la alimentación, crecimiento o comportamiento de una especie en una zona de la cual no se cuenta con información. Asimismo, de manera complementaria se puede recoger información del conocimiento ecológico tradicional (CET) de usuarios de los recursos locales (Johannes, 1998). Sin embargo, en la medida de lo posible es necesario considerar que este enfoque sea solamente transitorio hacia la generación progresiva de datos para el manejo, sino aumenta el riesgo de colapso de poblaciones de peces y la pérdida de beneficios sociales, ecológicos y económicos asociados con una pesquería sostenible. Por ello, se deben evaluar cuidadosamente los diferentes supuestos que se están asumiendo y además tomar medidas precautorias (Honey et al., 2010).

La mayoría de pesquerías artesanales no cuenta con conjuntos de datos a largo plazo (Johannes *et al.*, 2000), debido a la baja magnitud y el poco interés que puedan generar o, por las complicaciones logísticas de obtener dicha información. La información biológico-pesquera que se puede obtener por medios convencionales puede resultar costosa y/o limitada. En algunos casos la escala temporal o espacial de la información resulta incompleta, sin embargo, los pescadores como usuarios

directos de los recursos hidrobiológicos mantienen un bagaje de conocimientos adquirido con el tiempo. Este conocimiento puede resultar complementario a la información científica y de manejo, y puede ser de mucha utilidad para guiar otras investigaciones en su diseño, de una manera más eficiente.

Esto resulta relevante para el Perú, ya que se trata de un país pesquero que cuenta con más de 3 000 kilómetros de costa (INEI, 2010) y aproximadamente 1 070 especies de peces (Chirichigno & Cornejo, 2001) entre los cuales se encuentra la anchoveta. Esta última sustenta la pesquería monoespecífica más grande del mundo (Bakun & Weeks, 2008; Schreiber, 2012), y, de acuerdo con indicadores de sostenibilidad obtuvo los mejores resultados a nivel global (Mondoux *et al.*, 2008), sin embargo, esto también se debería principalmente a que la mayoría de esfuerzos de investigación y manejo han estado orientados hacia la pesquería de anchoveta y otras pesquerías han sido menos priorizadas (Alder & Pauly, 2008).

Asimismo, en el Perú solamente se cuenta con reglamentos de ordenamiento pesquero para 9 especies de recursos hidrobiológicos¹, a pesar de existir más de 100 pesquerías de importancia comercial. De la misma manera, solamente se han establecido tallas mínimas para 64 especies marinas (RM N° 209-2011-PE, 2001), y solo 27 especies marinas cuentan con vedas o restricciones temporales de acceso (Monteferri *et al.*, 2020). Es evidente que el reducido número de especies que cuentan con regulaciones basadas en investigaciones se debe a que hay un vacío de información respecto a una cantidad significativa de especies de especies marinas y a que los esfuerzos de investigación no han sido suficientes. Los datos más

¹ Anchoveta, jurel (*Trachurus murphyi*), caballa (*Scomber japonicus*), merluza (*Merluccius gayi peruanus*), pota, anguila (*Ophichthus remiger*), bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*), atún (*Thunnus sp*) y macroalgas

importantes que existen para la pesca artesanal en el Perú son los desembarques oficiales por parte de PRODUCE, aunque esta es reconstruida en base a encuestas, datos de las Direcciones Regionales de la Producción (DIREPRO) y la Dirección General de Capitanías y Guardacostas (DICAPI) y el Instituto del Mar del Perú (IMARPE), aunque por la magnitud de algunas pesquerías muy pequeñas podrían haber subestimaciones (PRODUCE, 2020). Por otro lado, el IMARPE también tiene datos de una muestra de viajes de pesca con información referencial de los mismos y de las capturas (Guevara-Carrasco & Bertrand, 2017), sin embargo, solamente cuentan con registros desde 1996. En ambos casos suelen ser datos directamente colectados de la pesquería, dado que suelen haber limitaciones financieras y logísticas para coleccionar datos independientes en estos tipos de pesquería (Salas et al., 2007)

En ese sentido se propone como pregunta central: **¿Qué tipo de información complementaria se puede generar a partir del CET pesquero para fortalecer la gestión de pesquerías de datos limitados?**

2.2. Justificación del estudio

Es un principio fundamental de cualquier decisión y acción de gestión que debe basarse en la mejor información disponible. La pesca no es una excepción a este principio, pero la complejidad y los altos grados de incertidumbre que son tan comunes en el manejo de las pesquerías con frecuencia dificultan su implementación (Cochrane & García, 2009). La incertidumbre es definida como “la imperfección en el conocimiento sobre el estado o los procesos de la naturaleza” (Caddy & Mahon, 1996). A raíz de ella existe la probabilidad de que una medida

de manejo logre el objetivo deseado, como también es posible que resulte en un evento indeseado, por lo cual se trata de reducir el riesgo de que ocurra lo segundo. Por ejemplo, Fulton et al. (2010) caracterizan los principales elementos que existen de la incertidumbre como aquellos relacionados al estado de los recursos como las dinámicas de las poblaciones, reportes de las capturas, programas de monitoreo y modelos de evaluación, y por otro lado aquellos vinculados al componente humano como las decisiones de manejo, la implementación de las medidas de manejo, y la actividad pesquera.

En la mayoría de pesquerías artesanales existe un mayor grado de incertidumbre sobre el estado de las poblaciones de los recursos pesqueros que se capturan, debido a que usualmente se tratan de pesquerías de datos limitados. En cualquier caso, hay que prever que la incertidumbre esté dentro del manejo pesquero por lo cual se debe aplicar un enfoque precautorio para proteger a los recursos marinos y sus ecosistemas (FAO, 1995). En ese sentido, ante la incertidumbre se busca minimizar el riesgo de las decisiones de manejo, la cual suele ser mayor en pesquerías artesanales. Por ello se debe buscar herramientas y enfoques que permitan conocer más sobre las pesquerías artesanales para llenar vacíos de información desde información básica como los volúmenes de captura, número de embarcaciones y pescadores, características biológicas de las especies objetivo, variables ambientales que son importantes para conocer el estado de las poblaciones y desarrollar medidas básicas de manejo, o hasta elementos más complejos como ingresos económicos, sistemas de distribución, mercados entre otros que puedan ayudar a comprender mejor una pesquería como un sistema socio-ecológico. En ese contexto, el CET pesquero está siendo utilizado en diversas latitudes como insumo

adicional de información que puede complementar y ser de utilidad para los procesos de evaluación y tomas de decisiones. Por ejemplo, Hind (2014) realizó una revisión bibliográfica de más de 500 publicaciones sobre el CET pesquero en la cual este enfoque es respaldado por múltiples investigaciones (Berkes *et al.*, 1995 en Hind, 2014; Neis *et al.*, 1999 en Hind, 2014; Tesfamichael *et al.*, 2014 en Hind, 2014) y también es recogido en instrumentos orientadores sobre el manejo pesquero.

Por ejemplo, el Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO (1995) hace mención sobre el conocimiento ecológico tradicional, resaltando la importancia de ser considerado dentro de los procesos de toma de decisión para la gestión y conservación de los recursos hidrobiológicos y el medio marino. Asimismo, insta a que los Estados investiguen y documenten el conocimiento tradicional y las tecnologías en las pesquerías, con énfasis particular en aquellas de pequeña escala o artesanales, con el fin de evaluar su aplicación en la conservación, ordenamiento y desarrollo de la actividad. En ese sentido, los resultados de este trabajo están alineados a esquemas en los que se busca involucrar a los usuarios del recurso en el manejo e investigación. Por ejemplo, en las actas del *International Symposium on Fisheries Sustainability: strengthening the science-policy nexus*, organizado por la FAO en el 2019 (FAO, 2020a), entre los mensajes claves y acciones recomendadas mencionan dos ideas alineadas a este trabajo:

- La falta de datos no siempre significa poca información, por ello se deben desarrollar e implementar mejores mecanismos para incorporar múltiples tipos de información disponible, incluyendo conocimiento y experiencia local y su integración en los enfoques de evaluación y gestión. Estas fuentes

de información son particularmente críticas en el contexto de la pesca en pequeña escala y el desarrollo e implementación de pautas para integrar información cualitativa, el juicio de los expertos y el conocimiento ecológico tradicional en los sistemas de gestión es fundamental.

- La escasez de series de datos a largo plazo no justifica la falta de gestión. En ese contexto se debe recopilar los datos básicos necesarios para una pesquería en particular y capturar el conocimiento local para ayudar a diseñar reglas empíricas y simples de control de la cosecha. Cuando la capacidad técnica lo permita, las evaluaciones de la estrategia de gestión con datos limitados se deben utilizar para probar y comunicar el impacto de las diferentes intervenciones de gestión a los gerentes y formuladores de políticas.

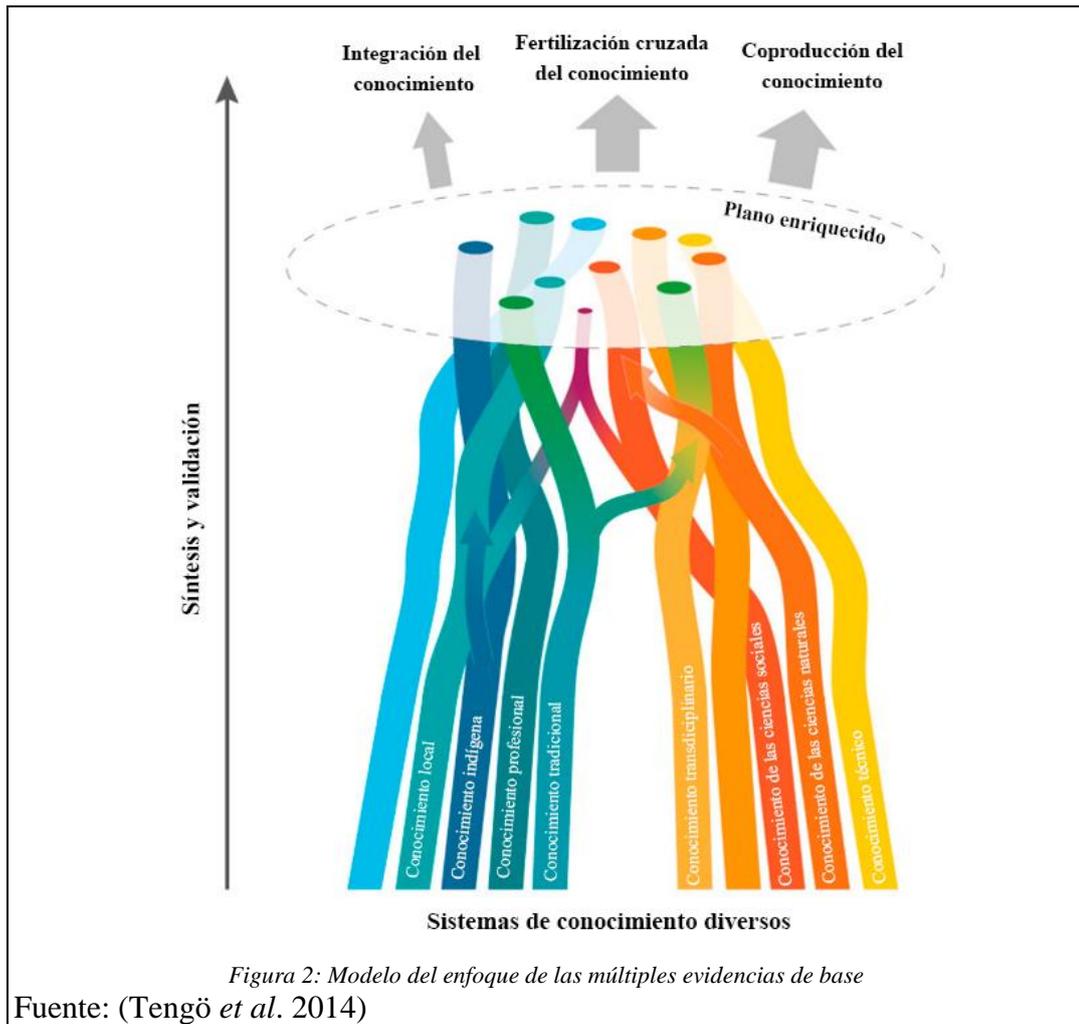
Además, existen algunas experiencias de involucramiento comunitario para recopilar información del CET pesquero (Grant & Berkes, 2007; Eddy *et al.*, 2010; Thornton & Scheer, 2012; Manzan & Lopez, 2015; Abreu *et al.*, 2017; Wallner-Hahn & de la Torre-Castro, 2017), a través de enfoques de co-manejo y colecta de información pesquera por parte de los pescadores quienes son los principales interesados en asegurar un aprovechamiento sostenible de los recursos a través del tiempo. Al tratarse de pesquerías con pocos datos es importante identificar alternativas para mejorar sus evaluaciones y manejo, tratando de involucrar a los usuarios de los recursos y volverlos participantes activos de la gestión de sus recursos. La inclusión de los usuarios de los recursos desde la determinación de objetivos e indicadores, identificación de estrategias de manejo y retroalimentación está recomendada como una de las “mejores prácticas” en la evaluación de

estrategias de manejo (Punt et al., 2016). En ese sentido, resaltando la relevancia del conocimiento y la información que puedan brindar los pescadores para apoyar la gestión, se le puede dar un sentido de investigación ciudadana que también les genere un sentido de apropiamiento y protección de los recursos.

La información del CET aislada puede no ser significativa, pero a mayor volumen y fuentes de información los resultados pueden ser de mayor robustez. Asimismo, puede o no existir coincidencia entre la información del CET y de literatura científica, lo cual no quiere decir que una fuente esté correcta y la otra no. En general, los sistemas socio-ecológicos deben ser vistos como sistemas complejos en los que interactúan diversos elementos que se retroalimentan entre ellos. En ese sentido, no es posible indicar que clase de información es “correcta”, sino se debe señalar que ambas fuentes de información pueden ser complementarias (Silvano & Valbo-Jørgensen, 2008). Por otro lado, es importante que ambas fuentes de información no sean vistas de manera dicotómica y que una debe prevalecer sobre otra, sino más bien debe considerarse como ambas pueden co-existir llevando un mismo valor y trabajando en paralelo (Reid et al., 2020)

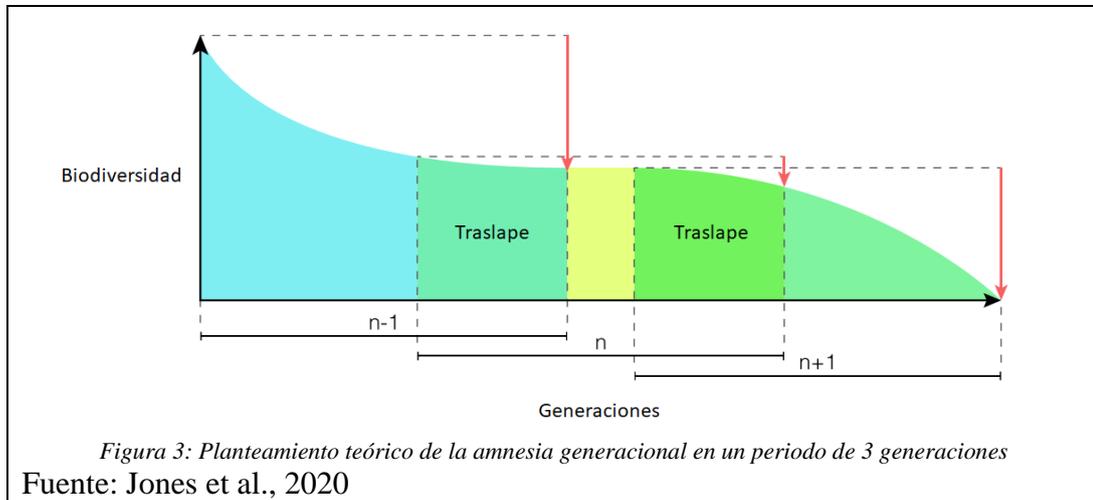
Para conceptualizar como opera la complementariedad en la información y el conocimiento Tengö *et al.* (2014) plantean el enfoque de las múltiples evidencias de base que indica que los sistemas de conocimientos pueden enriquecerse si son alimentados por múltiples fuentes de información y en el proceso de síntesis y validación es que puede resultar una integración de la información y producción de nuevo conocimiento (**Figura 2**). Por ello, ante una incongruencia o divergencia entre declaraciones de CET pesquero e información pesquera no se pueda desacreditar ninguno de ellos, sino estarían haciendo falta más elementos de

información para crear nuevo conocimiento que permitan entender escenarios con conocimiento divergente. Por otro lado, un consenso o congruencia entre información de dichas fuentes podría complementar y robustecer el conocimiento actual del tema. Por ejemplo, Reid et al. (2020) describe un ejemplo sobre como la calidad de agua en determinada zona es percibida por el CET que la interpreta en un peor estado, mientras que la ciencia occidental la clasifica de calidad moderada. Para la ciencia occidental, de manera objetiva puede encontrarse fuera de los umbrales de contaminación, sin embargo, para los usuarios de dichos cuerpos de agua, que tienen una referencia de comparación perciben una considerable degradación. Asimismo, en otro ejemplo también describe como la ciencia occidental clasifica la salud de un ecosistema como media, mientras que individuos con CET sobre dicho ecosistema perciben que su salud es baja, debido a que desarrollan una comparación con el pasado. Por ello existirían diferencias entre la tolerancia y el umbral para detectar cambios entre el CET y la ciencia occidental.



Además, hay que considerar que tener líneas de base a partir de determinados momentos de observación pueden terminar obviando un diferente estadio en el pasado que induzca a un sesgo cognitivo llamado *shifting baseline syndrome* (Pauly, 1995). Este sesgo inclina a que las próximas generaciones consideren el inicio del estado del ecosistema desde que tienen memoria (**Figura 3**), y si bien existe un periodo de traslape entre generaciones, si no hay transferencia de información entre ellas podría ocurrir una situación de amnesia generacional (Jones et al., 2020). No tomar en consideración este sesgo puede traer consecuencias al momento de realizar estimaciones sobre el estado de la población de un recurso. Además, esto ocurre en un contexto en el cual gran parte de los ecosistemas

vulnerables están atravesando condiciones cambiantes de manera acelerada, en donde se podría incentivar a obtener datos intergeneracionales de CET pesquero.



Por otro lado, es importante resaltar que existen vacíos de información en series de tiempo de información pesquera, los cuales pueden ser reconstruidos a través de información de los pescadores artesanales. Por ejemplo, el *Sistema de Captación de la Pesca Artesanal*, que opera a nivel nacional a lo largo del litoral y está a cargo del IMARPE, ha empezado a coleccionar información que podría considerarse parte del CET pesquero de los pescadores, pero solo lo hace desde 1996 en adelante y en algunos casos de manera irregular. Guevara-Carrasco & Bertrand (2017) a través de su Atlas de la Pesca Artesanal procesaron casi 20 años de información obtenida del *Sistema de Captación de la Pesca Artesanal*, y realizaron extrapolaciones en los casos de no contar con la continuidad espacial o temporal. En el documento se hace la siguiente acotación sobre los análisis con datos extrapolados: “...aunque se trata de una aproximación, en algunos casos los gráficos reflejan un comportamiento realista y en otros no. La evidencia, el conocimiento y experiencia permite identificar estas situaciones.” (p. 61) Asimismo, se indica lo siguiente: “...la información que se presenta en este trabajo es perfectible, como todo en el

mundo científico, y debe ser interpretada en ese contexto” (p. 32). Esto resulta relevante, dado que la información generada por el IMARPE podría ser complementada con datos del CET pesquero, de ser de utilidad.

Sin embargo, en la actualidad el CET pesquero no está mayormente considerado en la toma de decisiones y el manejo de la pesquería, el cual se puede constituir como una fuente de información para el enfoque científico y para el manejo pesquero. Entre sus usos está la elaboración de una línea base o el llenado de vacíos en la información histórica, la identificación de medidas alternativas de manejo, que se puedan suscitar ante situaciones de cambios ambientales, modificaciones en el comportamiento de especies, eventos de sobreexplotación, entre otros.

Asimismo, hay experiencias de como se ha logrado complementar el conocimiento científico con información del CET pesquero. Bevilacqua *et al.* (2016) modeló dos ecosistemas de la misma zona de pesca, uno con información bibliográfica de investigaciones y otra con datos del CET pesquero. Los resultados de los parámetros estimados para ambos modelos coincidieron ampliamente, e incluso se identificó que los pescadores podían estimar con mayor precisión algunos parámetros como tallas máximas. Philippsen *et al.* (2016) comparó información de monitoreos de desembarques en la Represa de Itaipú en Brasil y del CET pesquero, e identificó que las tendencias de abundancia en el tiempo coincidían en su mayoría para ambas fuentes. Así como estos casos, existen muchas más experiencias en las cuales el CET pesquero ha sido utilizado de manera efectiva (Johannes *et al.*, 2000; Hind, 2012; Fisher *et al.*, 2015).

Finalmente, la falta de información aumenta la incertidumbre, tanto a nivel regional como nacional, lo que dificulta los esfuerzos para gestionar los recursos marinos desde la perspectiva del ecosistema. Esto es particularmente cierto para los recursos compartidos o los impactos de la construcción de megaproyectos o descargas urbanas, que disminuyen la salud del ecosistema. La falta de información no permite una toma de decisiones informada, que tiene como una de sus consecuencias la degradación y pérdidas de funciones ecológicas, en este caso del medio marino (De La Puente *et al.* 2013). Aún existen vacíos de información relacionados a especies costeras aprovechadas por la pesca artesanal, y actualmente hay una mayor necesidad y demanda de investigación y monitoreo, debido al aumento de la intensidad de las actividades de pesca artesanal en el medio marino, especialmente si se busca aplicar un manejo con enfoque ecosistémico (Sueiro & De La Puente, 2013a; Sueiro & De La Puente, 2013b). Asimismo, hay un sentido de urgencia por tomar medidas de conservación para evitar el colapso e incremento de la vulnerabilidad de pesquerías artesanales, dado que el esfuerzo pesquero está aumentando considerablemente desde hace cerca de 20 años (IMARPE, 2008; 2009; De la Puente *et al.*, 2020). De la misma manera, tanto la demanda nacional (Marín *et al.* 2018) y la demanda internacional de productos pesqueros sigue incrementando (FAO, 2020b). En ese sentido, investigaciones como la presente resultan relevantes como una alternativa para poder generar información utilizando como insumo datos obtenidos del CET pesquero, en un contexto en el cual los recursos para realizar investigación son limitados, pero la demanda para realizar investigaciones está en creciente aumento debido a la necesidad de aplicar un manejo con enfoque ecosistémico.

2.3. Objetivos

2.3.1. Objetivo general

Reconstruir niveles máximos de captura e índices de abundancia relativos de recursos hidrobiológicos a partir del conocimiento ecológico tradicional pesquero en cinco comunidades pesqueras artesanales de la costa norte del Perú.

2.3.2. Objetivos específicos

- Obtener estimados de los niveles de capturas máximas de recursos hidrobiológicos de acuerdo a información del CET pesquero.
- Determinar un índice de abundancia relativo de acuerdo a la información del CET pesquero y compararlo con los desembarques oficiales de recursos hidrobiológicos.
- Identificar el nivel de consenso interno dentro de las comunidades pesqueras artesanales y externo entre ellas, respecto a sus percepciones de abundancia de recursos hidrobiológicos.
- Comparar las percepciones de abundancia del CET pesquero de acuerdo a la experiencia de los pescadores.

2.3.3. Hipótesis

Para el presente trabajo se planteó la siguiente hipótesis:

- El CET pesquero permite complementar la información pesquera para pesquerías de datos limitados, capturar tendencias de abundancia y niveles máximos de captura, generar índices de abundancia y reconstruir niveles máximos de captura.

2.4. Marco teórico

2.4.1. La pesca artesanal en el Perú

En el Perú la pesca artesanal está definida de acuerdo a la Ley General de Pesca y su Reglamento, como aquella actividad que se realiza con o sin el empleo de embarcaciones, y en el primer caso con embarcaciones de hasta 32.6 m³ y 15 m de eslora con predominio de trabajo manual durante las faenas de pesca (Decreto Ley N° 25977, 1992; DS N° 012-2001-PE, 2001). Existe exclusividad de actividades de pesca para ella dentro de la franja de las 5 millas náuticas (mn) (DS N° 017-92-PE, 1992), sin embargo, no hay limitación para que operen por fuera de dicha franja. En ese sentido, se realiza a lo largo de los más de 3 000 kilómetros de la costa, y operando en toda la extensión del dominio marítimo e incluso por fuera de las 200 millas náuticas, como es el caso de las pesquerías de pota y perico (Estrella & Swartzman, 2010; Niquen, 2015; IMARPE-PRODUCE, 2020a).

La pesca artesanal en el Perú se practica de múltiples maneras, y con una diversidad de aparejos de pesca. En ese sentido, el IMARPE ha identificado por lo menos 7 tipologías generales: (i) cerco, (ii) enmalle o “cortina”, (iii) espinel, (iv) trampa, (v) atractores o esteras, (vi) buceo, y (vii) pinta (**Anexo 1**). Asimismo, las capturas de las diferentes especies objetivo de la pesca artesanal han mostrado variaciones a lo largo del tiempo, en su distribución espacial y temporal (Guevara-Carrasco & Bertrand, 2017).

La pesca artesanal es de importancia a nivel nacional por la cantidad de empleos que genera a lo largo de la cadena, su aporte a la seguridad alimentaria y las divisas por exportación que genera. De acuerdo al I Censo Nacional de la Pesca Artesanal del Ámbito Marítimo (I-CENPAR) en el 2012 había 44 161 pescadores artesanales,

y de acuerdo a la Tercera Encuesta Estructural de la Pesquería Artesanal en el Litoral Peruano (ENEPA III) en el 2015 existían 67 427. Asimismo, considerando un factor multiplicador de 2.9 (Christensen *et al.*, 2014) podríamos estimar que el sector pesquero artesanal por lo menos genera entre 128 y 195 mil empleos a lo largo de la cadena productiva. Por otro lado, las capturas de la pesca artesanal de acuerdo con la normativa vigente deben utilizarse para consumo humano directo, es así como gran parte de las capturas forman parte de la mesa familiar a través de especies de alto consumo como bonito (*Sarda sarda chilensis*), perico, merluza y pota, entre otras (PRODUCE, 2020a). Además, existen importantes pesquerías con destinos de exportación como el perico y la pota, cuya exportación en 2019 representó cerca de 900 millones de dólares (PROMPERU, 2019).

Por su amplia distribución, heterogeneidad y difícil acceso, el monitoreo y seguimiento de las pesquerías artesanales representa un desafío logístico. En el Perú, para contar con información sobre la actividad pesquera artesanal el IMARPE implementó en 1996 el *Sistema de Captación de la Información de la Pesca Artesanal*, que está conformado por una red de observadores de campo que registra información sobre las faenas de pesca en alrededor de 35 a 40 puntos a lo largo de la costa. La información de dicho sistema es recopilada en función a una entrevista semiestructurada realizada a los pescadores al retornar a puerto luego de un viaje. Esta información es colectada periódicamente y luego es ingresada a la base de datos del IMARPE, el IMARSIS, que en los primeros 16 años logró acumular registros de hasta 3.5 millones de datos. La intensidad de registro tiene una amplia variabilidad, ya que algunos puntos solo son observados brevemente, y en los lugares con mayores observaciones, estas no son permanentes, sino que se priorizan

los momentos de mayores arribos. En ese sentido, se considera que solamente se cuenta con datos que permiten representar a un 80% del comportamiento de la actividad pesquera artesanal (Guevara-Carrasco & Bertrand, 2017).

Asimismo, en el Perú, el manejo y los procesos de toma de decisiones de la pesquería se sustentan sobre la base de evidencias científicas y de factores socioeconómicos, para determinar los sistemas de ordenamiento y regulaciones del sector (DS N° 002-2017-PRODUCE, 2017). Es el IMARPE el ente que ejecuta labores de carácter científico y técnico, y de acuerdo con los resultados de sus investigaciones genera recomendaciones a PRODUCE, quién decide y aprueba las medidas de ordenamiento más adecuadas para lograr el racional aprovechamiento de los recursos hidrobiológicos (RM N° 345-2012-PRODUCE, 2012).

Dichas decisiones técnicas deben estar basadas en la mejor información disponible, la cual en los casos de pesquerías artesanales o de menor escala, es escasa. La información que se obtiene puede ser dependiente o independiente de la pesquería. La información independiente suele ser obtenida a través de muestreos o cruceros de investigación, que siguen un diseño científico para evitar sesgos metodológicos. La información independiente tiene principalmente dos fines: examinar ciertos atributos de las poblaciones de especies muestreadas (como frecuencia de tallas, madurez, proporción sexual entre otros), y estimar abundancias de las poblaciones de especies muestreadas (Rago, 2005).

Por otro lado, la información dependiente de la pesquería se suele obtener de manera directa de la actividad pesquera a través de entrevistas a pescadores, muestreos en puerto o a bordo, para obtener información sobre los volúmenes de

capturas, biometría de las capturas y el esfuerzo pesquero, entre otros. Esta información puede ser utilizada para monitorear tendencias en el tiempo, o como un insumo para modelos que evalúen los efectos de las medidas de manejo. (Morgan & Burgess, 2005). La información dependiente, al ser obtenida de manera directa de la actividad pesquera suele estar sesgada ya que el objetivo de un pescador es maximizar sus capturas y para ello se dirigen a las zonas de pesca más óptimas, por lo cual la información no sería un reflejo de la población de la especie. Por ejemplo, la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), que es un indicador indirecto de la abundancia de las especies puede inducir al error dado que los pescadores se suelen dirigir a las zonas de pesca más productivas, y en el tiempo el indicador podría subestimar una reducción de la abundancia. Por otro lado, en pesquerías en las cuales los recursos se encuentran dispersos el CPUE podría reducirse más rápidamente que la abundancia sobreestimando sus niveles (FAO, 2000). Estos fenómenos se conocen como hiperestabilidad cuando el CPUE subestima la abundancia, e hiperagotamiento cuando el CPUE sobreestima la abundancia (Hartley et al., 2001). Para poder hacer un seguimiento adecuado al estado de las poblaciones y stocks² de los recursos pesqueros objetivo de la pesca artesanal, resulta importante poder conocer índices relativos sobre su abundancia y poder compararlos con puntos de referencia a lo largo del tiempo. En ese sentido, de contarse con una serie de tiempo de la abundancia de un recurso se pueden tomar medidas de manejo al observar cambios en los índices (Morgan & Burgess, 2005).

² Csirke (1980) define una población como una unidad independiente y definida de peces de una misma especie que ocupa un lugar común, y define un stock como la parte explotable de una población de peces.

2.4.2. El conocimiento ecológico tradicional pesquero

La primera mención oficial del conocimiento tradicional se realizó en 1992 en la Cumbre de la Tierra de Río de Janeiro en la Declaración de Río en el Principio 22, y la Agenda 21. Ahí “se reconoce el rol vital que juegan las comunidades indígenas y otras comunidades locales en el manejo ambiental y desarrollo debido a sus conocimientos y prácticas tradicionales, y que los estados deben reconocer su identidad, cultura e intereses y permitirles una participación efectiva dentro del alcance de un desarrollo sostenible”. Luego, en la Convención de la Diversidad Biológica (CBD), se mencionó que se “invoca a los Estados a someter sus políticas, a un respeto, preservación, mantenimiento del conocimiento, innovaciones y prácticas indígenas y locales para la conservación y desarrollo sostenible.”

Asimismo, otros autores han acuñado algunas definiciones, como Berkes (1993) quien definió el CET como “aquel cuerpo acumulativo de conocimientos, prácticas y representaciones que describe las relaciones de los seres vivos entre sí y con su entorno físico, que evolucionó mediante procesos adaptativos y se transmitió a través de generaciones mediante la transmisión cultural”. Drew (2005) de una manera más práctica lo define como “construcciones útiles de conocimiento adquiridas por emprender diversas actividades”. El Banco Mundial (1998) lo define de manera más simple aún, como “conocimiento local que es único a alguna cultura o sociedad, que puede ser útil para aumentar la productividad, eficiencia y sostenibilidad de una actividad”. En resumen, dentro de todas las definiciones existen algunos puntos en común, aunque resulta muy difícil poder acordar una definición universal. Studley (1998) resume que existe cierto consenso sobre el CET en los siguientes puntos: i) está vinculado a un determinado lugar, cultura, o

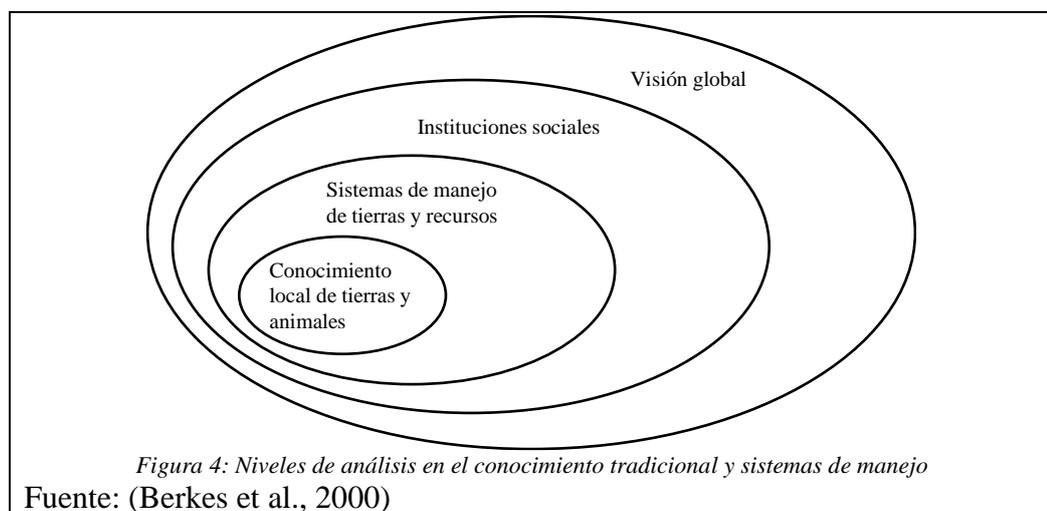
sociedad, ii) es dinámico con la naturaleza, iii) pertenece a individuos que están en estrecha conexión con la naturaleza, y iv) difiere en su naturaleza con el conocimiento científico o moderno.

A lo largo de la historia de la humanidad el CET ha sido fundamental en el desarrollo y supervivencia de distintos grupos humanos (Mazzochi, 2006). El CET, al estar basado en un lugar informaba las tomas de decisiones cotidianas, la cual abarca por ejemplo el uso y gestión de los recursos (Nalau *et al.*, 2018). Recientemente ha empezado a tener más importancia al estar vinculado al concepto de una economía azul sostenible, que es definida como aquella economía basada en los océanos que provee beneficios sociales y económicos para las presentes y futuras generaciones; recuperando, protegiendo y manteniendo la diversidad, productividad, resiliencia, funciones claves, y valor intrínseco de los ecosistemas marinos; y que además está basada en tecnologías limpias, energías renovables y flujos de materiales circulares (WWF, 2015). Dicho enfoque de carácter inclusivo considera promover el diálogo y la participación dentro de la gobernanza de pesquerías, por lo cual se busca incorporar consideraciones culturales como el CET y los sistemas tradicionales de manejo (Bennett, 2019; Cohen *et al.*, 2019).

En el contexto de los recursos marinos el CET está presente en los aprendizajes, experiencias y conocimientos que los pescadores adquieren de manera empírica través de extensivas observaciones y de su actividad diaria. Como parte de sus actividades cotidianas los pescadores son usuarios directos y están próximos a los recursos naturales y el medio marino, lo cual les proporciona la habilidad de observar cambios en el día a día (Berkes *et al.*, 2000). A través de estas observaciones y sus prácticas cotidianas logran obtener un conocimiento empírico

de su entorno. Por ello, las comunidades de pescadores artesanales poseen considerables CET pesquero sobre los recursos y el ecosistema, los cuales han logrado adquirir en un proceso de aprendizaje, prueba y error, adaptación al cambio, etc. y que han sido trasladados entre generaciones (Berkes *et al.*, 2000).

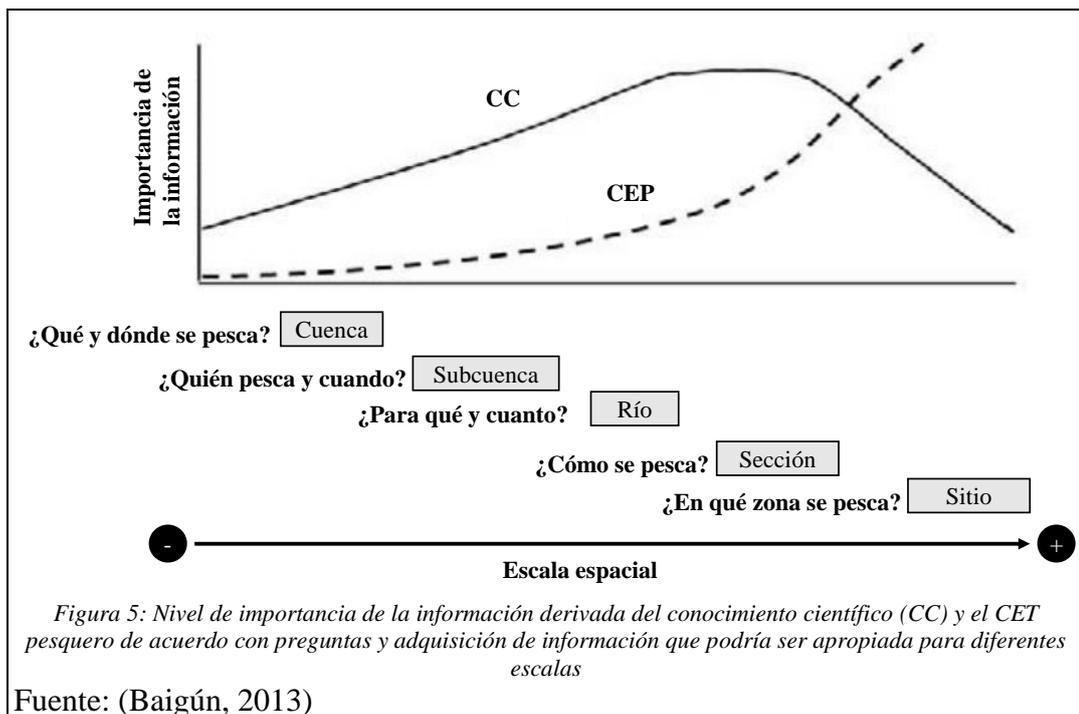
Dicho conocimiento requiere de mecanismos para su internalización cultural, de manera que pueda ser recordado e incorporado dentro del razonamiento de un grupo social. En la **Figura 4** se ilustra la idea del CET, como un sistema complejo de conocimientos-prácticas-creencias. Dicho modelo conceptual plantea cuatro niveles interrelacionados de conocimientos, desde aspectos específicos a generales: (i) conocimiento local sobre la “tierra” y los “animales” desde sus características e interrelaciones, (ii) sistemas de manejo de las tierras y sus recursos para la obtención de beneficios en base a su manipulación, (iii) instituciones sociales como las estructuras económicas, ecológicas, sociales, espirituales y gubernamentales, y (iv) la cosmovisión como aquella que moldea los valores y creencias de la sociedad y su rol dentro del planeta (Berkes *et al.*, 2000). La interrelación que existe entre dichos niveles genera una retroalimentación que forma el conocimiento.



Por ejemplo, Berkes (1999) en Haggan & Neis (2007) también plantea que la “ciencia y el manejo pesquero”, en la actualidad se llevan a cabo con enfoques novedosos, aunque el conocimiento y las instituciones sociales que se vinculan con los ecosistemas marinos son antiguas. Es así, que este enfoque de conocimiento ancestral ha sido necesario para la supervivencia, y nace a raíz del interés humano natural con su entorno. Bajo ese enfoque y a través de la observación y experimentación es que se lograban desarrollar de manera empírica y práctica diversas hipótesis sobre su entorno, las cuales posteriormente se tornaban en teorías que según su interpretación les permitía explicar diferentes fenómenos, que finalmente se volvían prácticas de instituciones sociales con el fin de regular el uso de los recursos y poder transmitir el conocimiento a través de las generaciones.

Asimismo, Baigún (2013) menciona que un pescador es capaz de optimizar sus estrategias de pesca debido a un proceso de aprendizaje continuo. Este conocimiento se genera a diferentes escalas, y es relevante ya que pueden adquirir la capacidad de determinar condiciones ambientales favorables de pesca y hábitats específicos dentro de los ciclos de vida de las especies. Por ejemplo, los pescadores pueden notar alteraciones de pequeña escala espacial como cambios relativos en la temperatura, corrientes, vientos y variaciones en las capturas y el esfuerzo pesquero. Esto no puede ser siempre capturado por una evaluación científica, dado que en algunos casos de menor prioridad las agencias de investigación orientan sus esfuerzos a entender fenómenos y procesos de mayor escala. En ese sentido también resalta como en un sistema fluvial la investigación científica es apropiada y de mayor relevancia para describir características de una pesquería a nivel de la cuenca, subcuenca o el propio río, mientras que el CET puede lograr capturar más

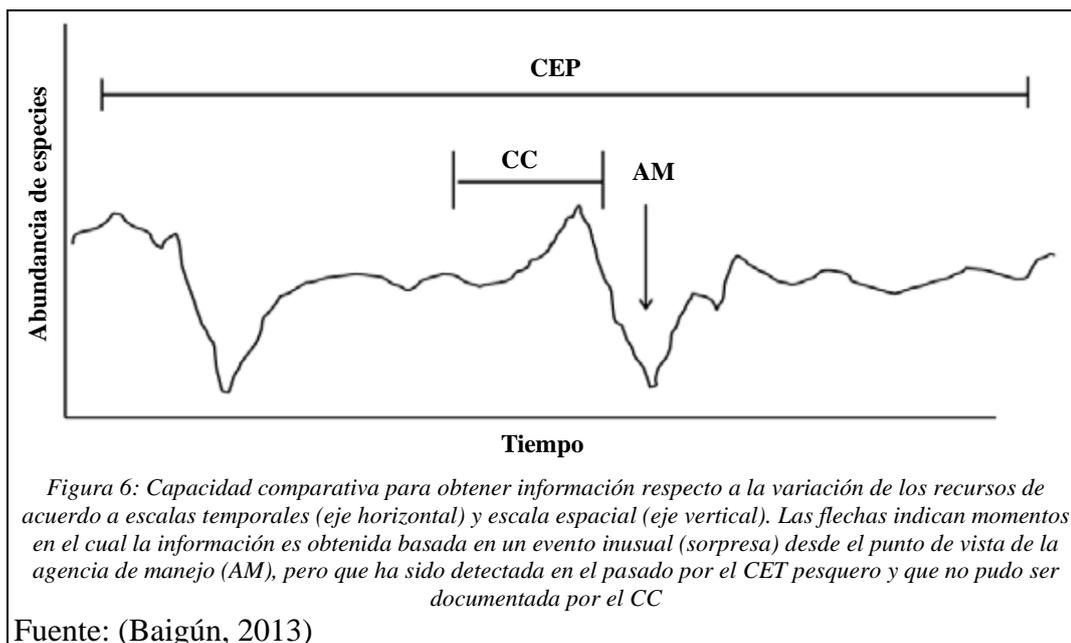
información en una sección o lugar particular del río. De esta manera se puede integrar diferentes escalas e información irregular de manera complementaria (Figura 5). En el ámbito marino, este concepto se puede trasladar a una bahía, ensenada, golfo u otro espacio físico de una escala espacial reducida.



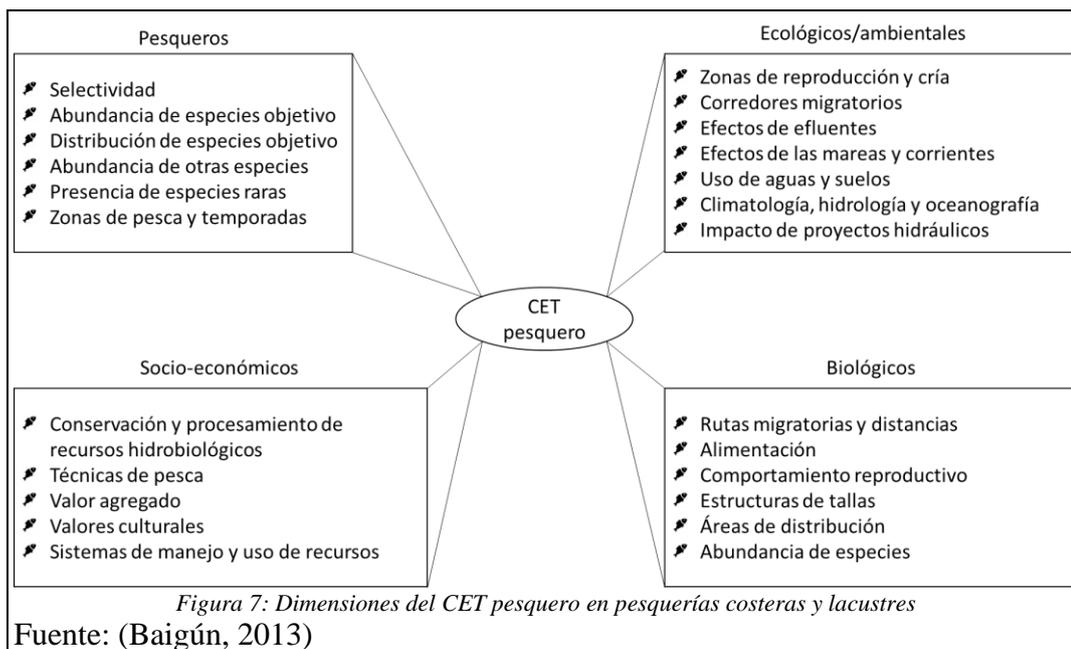
Baigún (2013) también menciona, que, a diferencia del conocimiento científico, el CET pesquero puede aplicar a diferentes escalas temporales y espaciales, lo cual permite detectar fenómenos en el largo plazo (información diacrónica³) o información en escalas espaciales muy finas que pueden pasar desapercibidas por las agencias de investigación. Algunos registros podrían considerarse como inusuales o raros bajo una perspectiva de corto plazo, sin embargo, a través de las experiencias y memoria colectivas el CET se puede informar de registros de eventos o patrones inusuales. En esos casos, el CET brinda una perspectiva diacrónica de la

³ Un mismo hecho a través de distintos espacios temporales

historia natural en base a las experiencias personales, a diferencia del conocimiento científico que puede brindar una perspectiva sincrónica de observaciones puntuales (Usher, 2000). Por ejemplo, Riedlinger & Berkes (2001) describen como con ayuda del CET de las poblaciones de Inuits del Círculo Ártico pudieron complementar información científica sobre cambio climático, tras obtener información sobre la historia climática de un periodo del cual no tenían observaciones. En ese caso, los Inuits lograban describir con bastante precisión los momentos y los cambios que se daban en los niveles de hielo y permafrost, en las estaciones, y en la abundancia de peces y otras especies. Baigún (2013) trata de resumir este concepto en la **Figura 6**, en la cual un cambio brusco de la abundancia de una especie podría generar una alerta en una agencia de manejo si solamente tiene una corta serie de tiempo de información de conocimiento científico, mientras que para el CET pesquero puede interpretarse como parte de un fenómeno recurrente o parte de la variabilidad natural del sistema. Por ejemplo, las primeras menciones sobre el Fenómeno El Niño datan de 1891 y 1893, sin embargo, estos calentamientos ya eran bastante conocidos para los pescadores locales que lo llamaban la “Corriente El Niño” debido a que ocurría en fechas cercanas a la navidad (McPhaden *et al.*, 2015; Takahashi & Martínez, 2017). Es por ello que, bajo un enfoque ecosistémico, se busca integrar información de los procesos que están ocurriendo a diferentes escalas temporales con el comportamiento de la actividad pesquera, para lo cual el CET pesquero puede representar un importante aporte.



En general, se trata de obtener una mayor cantidad de insumos e información, dada la situación de alta incertidumbre con respecto a la mayoría de las pesquerías artesanales debido a su naturaleza de datos limitados. Ante ello, se busca complementar la información para poder tener mayores insumos para la investigación y certeza al momento de tomar decisiones de manejo, para lo cual el uso del conocimiento local de los pescadores puede potencialmente ser complementario. En la **Figura 7** se muestran cuatro dimensiones del CET pesquero, que a su vez contienen una multiplicidad de aspectos. Según los aspectos a evaluar se deberá determinar el enfoque y el alcance del estudio.



Hind (2012) plantea que existen dos enfoques dentro del CET pesquero y su utilización, sin embargo, entre ambos extremos existe un amplio espectro. Estos son definidos de la siguiente manera:

- CET pesquero reformista: es aquel que no busca cuestionar el paradigma de arriba hacia abajo de la ecología de las poblaciones⁴, sino más bien busca complementarlo. En lugar de cuestionar la validez estadística de los enfoques cuantitativos plantea aumentarlos con datos cualitativos. En el caso de ser adecuado, considera transformar los datos cualitativos en datos cuantitativos. Su visión de la ciencia y el estado es relativamente benigna y de confianza.
- CET pesquero radical: es aquel que plantea un enfoque crítico al estado tradicional del manejo pesquero y cuestiona sus formas. Considera que ni la

⁴ Según lo descrito por Hind (2012), este paradigma se basa principalmente en el uso de modelos de ecología de poblaciones para el manejo de los recursos, los cuales se fundamentan en su mayoría en Beverton & Holt (1957).

ciencia o el estado tiene claridad sobre qué es lo mejor para el manejo pesquero. Por el contrario, considera que los pescadores como usuarios directos tienen mayor claridad sobre las mejores decisiones y podrían ser capaces de autorregularse en caso de que se lo permitan. Este enfoque tendría una postura más hostil hacia el uso de “datos duros” en los procesos de toma de decisiones.

Entre ambos enfoques Hind (2014) resalta que recientemente se ha tomado una postura más hacia el reformismo, lo cual se evidencia en las colaboraciones y esfuerzos que se han venido dando entre pescadores y científicos (Haggan *et al.*, 2007; Fischer *et al.*, 2015). Asimismo, Hind (2014) indica la existencia de al menos cinco “corrientes” respecto al CET pesquero, siendo la última una etapa de reconciliación entre ciencias sociales aplicadas y biología cuantitativa. A pesar de ello, realza que en la actualidad el CET pesquero se encuentra buscando espacio en un paradigma que ha sido dominado la biología y ecología con enfoques cuantitativos. Este trabajo justamente tiene un enfoque de complementar los datos cuantitativos con información cualitativa, y plantea poder transformarlos a datos cuantitativos, integrando las ciencias sociales y biológicas.

Por otro lado, Daw (2010) en base a una revisión bibliográfica identificó de manera general diferencias entre el CET pesquero y el conocimiento científico que se muestran en la **Tabla 1**. En sí, cada tipo de conocimiento tiene ventajas y desventajas, como se ha descrito anteriormente (por ejemplo, a distintas escalas espaciales y temporales uno opera mejor que el otro y viceversa) y si bien existen diferencias en ambos casos, es ahí donde reside la oportunidad para la complementariedad. En ese sentido, Carmack & Macdonald (2008) mencionan que

bajo este enfoque de ciencia colaborativa cada clase de conocimiento es válido bajo su propia clase de reglas, y uno no reemplaza al otro.

Tabla 1: Cuadro comparativo entre el CET pesquero y el conocimiento científico

CET pesquero	Conocimiento científico
Tácito/Intuitivo	Discursivo
Perspectiva de largo plazo	Horizontes de corto plazo
Cualitativo	Cuantitativo
Holístico	Reduccionista
Inductivo (provee hipótesis)	Deductivo (comprueba hipótesis)
Centrado en el ser humano (subjetivo)	Insensible a las preocupaciones humanas (objetivo)
Empírico o basado en la experiencia	Basado en modelos
Oral	Escrito
Aneecdótico (datos oportunistas)	Datos sistemáticos
Escala espacial fina y relevante a nivel local	Gran escala
Preocupado por los detalles y la complejidad	Preocupado en promediar y reducir la complejidad para facilitar los modelos
Enfocado en eventos extremos	Enfocado en periodos estables
Escéptico de la previsibilidad de la naturaleza	Apunta a modelar y predecir a la naturaleza
Incrustado en tradiciones culturales	Arraigado al método científico
Probado a través de procesos poco claros	Probado explícitamente

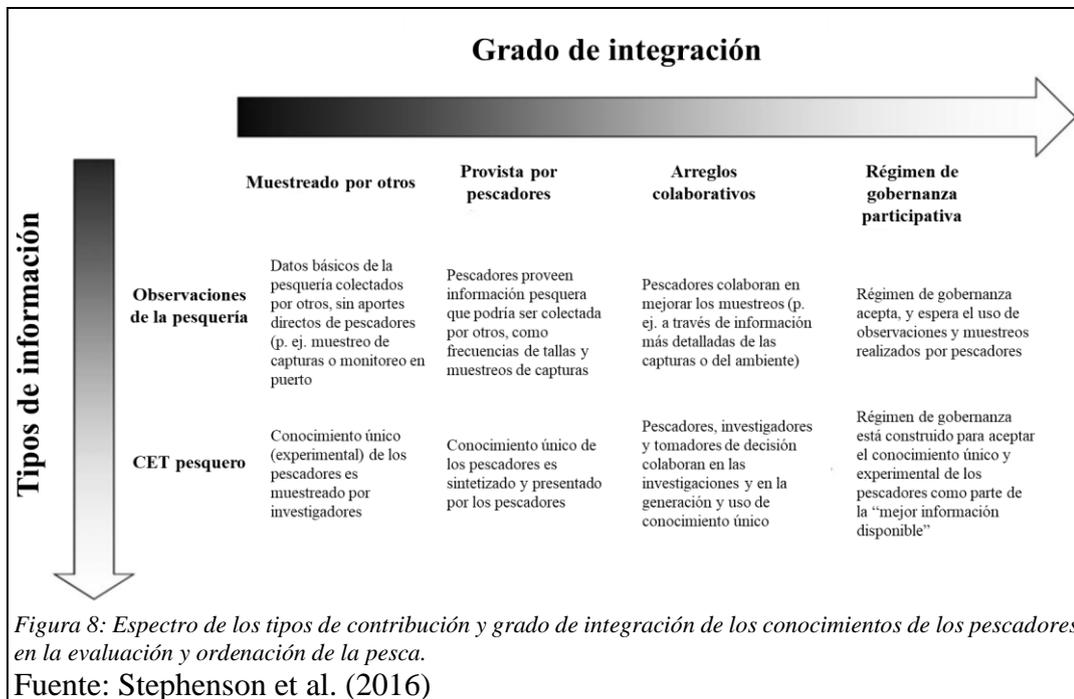
Fuente: Daw (2010)

Asimismo, Daw (2008) planteó dos perspectivas que han llevado a un interés de involucrar el CET pesquero con la ciencia y el manejo pesquero. Por un lado, hay una mayor consciencia de la utilidad del CET pesquero para complementar el monitoreo de pesquerías, a raíz del colapso de varias pesquerías (Hilborn *et al.*, 2003). Cada vez más el CET pesquero está complementando la comprensión y el monitoreo de las pesquerías (Johannes *et al.*, 2000; Haggan *et al.*, 2007), y también en las dimensiones sociales y políticas de una pesquería, al haber una necesidad de contar con un rango más amplio de información para comprender los complejos sistemas socio-ecológicos (Jentoft, 2006). Por otro lado, el CET pesquero está cobrando mayor interés a raíz de que hay una mayor relevancia en implementar

esquemas de gobernanza participativa (Gutiérrez *et al.*, 2011), especialmente para pesquerías artesanales, las cuales pueden ser mejor administradas a través de una mayor legitimidad y cumplimiento (Jentoft, 1989). Asimismo, se pueden establecer esquemas de gobernanza multiescala que sean más acordes a las escalas en las cuales ocurren los procesos sociales y ecológicos (Berkes, 2006). Igualmente, bajo esquemas de gobernanza participativa que involucre a los usuarios de los recursos, a lo largo de todas las fases de los procesos gestión se suelen tener obtener normas con una mayor legitimidad y posterior cumplimiento (Punt *et al.*, 2016; Nakandakari *et al.*, 2017). Por otro lado, la legitimidad de las regulaciones también puede ser baja, si es que según los pescadores no hubiera coincidencia con los problemas que ellos perciben y sus percepciones sobre la pesquería y el estado de los recursos pesqueros fueran diferentes de los que se plantea por las medidas de manejo. Esto últimamente podría significar un bajo nivel de cumplimiento de las normativas (Jentoft, 1989; Oyanedel *et al.*, 2020). Por otro lado, también se ha identificado que los pescadores suelen atribuir los impactos sobre la pesquería a factores externos como la pesca industrial, incremento del esfuerzo pesquero, pesca de arrastre, contaminación, entre otros (Machado Martins *et al.*, 2018).

Stephenson *et al.* (2016) menciona que los pescadores tienen conocimientos únicos, los cuales pueden formar parte de la “mejor información disponible” para la investigación pesquera y el manejo. En ese sentido plantea que existe un espectro de información y conocimiento proveniente de los pescadores, y un gradiente con diferentes niveles de integración. En los niveles más básicos, este consiste en datos que son provistos por pescadores y su conocimiento que empieza a ser reconocido,

hasta llegar a esquemas de integración bajo una gobernanza participativa que reconoce y acepta el CET pesquero (**Figura 8**).



2.4.3. Ejemplos de experiencias sobre CET pesquero

A continuación, se presentan algunos ejemplos experiencias en las cuales se utilizó el CET pesquero en diferentes contextos (**Figura 9**). Johannes *et al.* (2000) menciona varias experiencias en las cuales se obtuvo información biológica y de la actividad de pescadores en países insulares del Pacífico Oeste y el Sudeste Asiático como las Islas Solomón, Papua Nueva Guinea, Filipinas e Indonesia. Por ejemplo, en las Islas Solomón una agencia de investigación subestimó el efecto de la carnada usada en la pesquería de barrilete (*Katsuwonus pelamis*), ya que no consideraron variables como los ciclos lunares, variabilidad estacional y la naturaleza nocturna de la pesca. El conocimiento de los Inuits probó que las poblaciones de ballenas del ártico estaban siendo subestimadas por biólogos, al refutar y demostrar que los supuestos sobre la biología y comportamiento de las ballenas planteados por los

biólogos no eran correctos y por tanto los métodos de muestreo no eran válidos. En Kiribati los reclutamientos y desoves del macabí (*Albus glossodonta*) fueron afectados por el desarrollo de infraestructura marina llegando a reducirse a solo unas cuantas zonas de desoves desconocidas, y ante ello se recurrió a los pescadores de mayor experiencia que ayudaron a identificar las zonas todavía existentes para promover su protección.

Carvalho *et al.* (2009) a través de un estudio con enfoque comunitario, demostraron que la información pesquera colectada por la comunidad era confiable, la mayor parte de las capturas de una especie de lisa africana (*Liza richardsonii*) fueron ejemplares maduros que no están afectando las poblaciones y que la captura incidental es despreciable. Le Fur *et al.* (2011) realizaron entrevistas a una serie de pescadores en Guinea y obtuvieron información acerca de los hábitats de las especies, sus preferencias de substratos, zonas de desove, ciclos reproductivos, dietas, redes tróficas, los cuales en un contexto de recursos limitados resulta valioso. Poizat & Baran, (1997) estudiaron el CET pesquero respecto a la variabilidad espacio-temporal en un estuario en Guinea, hallando que existía un alto grado de coherencia con la información obtenida de muestreos aleatorios ante lo cual sugirieron que se aproveche el CET pesquero para el diseño de evaluaciones. Rochet *et al.* (2008) compararon información del CET pesquero y de datos de la pesca de arrastre en el Canal de la Mancha, hallando coincidencia en la información de ambas fuentes y que los datos del CET pesquero tenían un mayor detalle, aunque del CET pesquero no se lograron obtener explicaciones sobre a que se debían los cambios. En ese sentido, se sugería que el CET pesquero tendría potencial como una señal de alerta temprana.

Rosa *et al.* (2014) evaluó los cambios en la diversidad íctica y las estructuras tróficas en función al CET pesquero, e información de literatura y muestreos. Los muestreos indicaron una reducción en la diversidad y simplificación de las redes tróficas, los cuales fueron confirmados por los pescadores. Sin embargo, la literatura planteaba que esto se debió a la introducción de especies, mientras que los pescadores sugerían que se debió a la construcción de puentes y canales. Esta nueva información desencadenó otros estudios acerca de los controles que existían sobre dicho ecosistema.



Ban *et al.* (2009) compararon información del CET pesquero y evaluaciones científicas, la cual fue integrada para determinar las potenciales zonas en que se debería ubicar un área marina protegida (AMP). A partir de la información científica se modelaron potenciales mapas en que se podría ubicar una AMP, y luego fueron comparadas con las propuestas de elaboradas a raíz de las prioridades

del CET pesquero. Ambos mapas fueron muy similares, lo cual les dio mayor validez a ambos enfoques. Los pescadores resaltaron que los mapas modelos eran muy buenos resaltando áreas de conservación prioritarias, aunque prefirieron poder integrar ambos mapas. De esta manera, se logró complementar el proceso de planificación y asegurar una mayor aceptación y posterior cumplimiento.

Beaudreau & Levin (2014) desarrollaron un registro histórico de las abundancias de peces en base a entrevistas con pescadores, buzos e investigadores. Se encontró que la abundancia de las especies tuvo reducciones significativas desde 1950, aunque hubo diferentes percepciones entre los grupos de entrevistados. Esta información permitió generar índices de abundancia y también evaluar el fenómeno del *shifting baseline syndrome*. Arroyo-Sanchez & Revollo-Fernández (2016) compararon desembarques históricos de abalones con el CET pesquero encontrando un alto grado de correlación entre ambas fuentes. Machado Martins et al. (2018) reconstruyeron series de tiempo relacionadas a los niveles máximos de captura para evaluar las dinámicas históricas de diferentes pesquerías en Brasil e investigar sobre las causas de las reducciones de las capturas. Por ejemplo, con información sobre abundancias o capturas máximas históricas se pueden generar series de tiempo para analizar sus tendencias y detectar cambios que ayuden a gestionar las pesquerías.

En el Perú, son pocas las investigaciones que se han realizado sobre el CET pesquero. Ayala *et al.* (2019) utilizaron CET pesquero obtenido a través de encuestas para estimar patrones espaciales y tasas de captura incidental de especies de megafauna marina. Por otro lado, Mason *et al.* (2019) evaluaron el CET pesquero relacionado al tiburón martillo, encontrando consenso entre la distribución de la especie reportada por los pescadores y por un modelo biofísico de distribución.

3. Metodología

3.1. Diseño del estudio

3.1.1. Área, alcance y periodo de estudio

La investigación se llevó a cabo en cinco comunidades del norte del Perú: Los Órganos, El Ñuro, Cabo Blanco, La Tortuga y San José (**Figura 10**). La colecta de información se llevó a cabo entre el mes de abril al mes de septiembre del 2019.

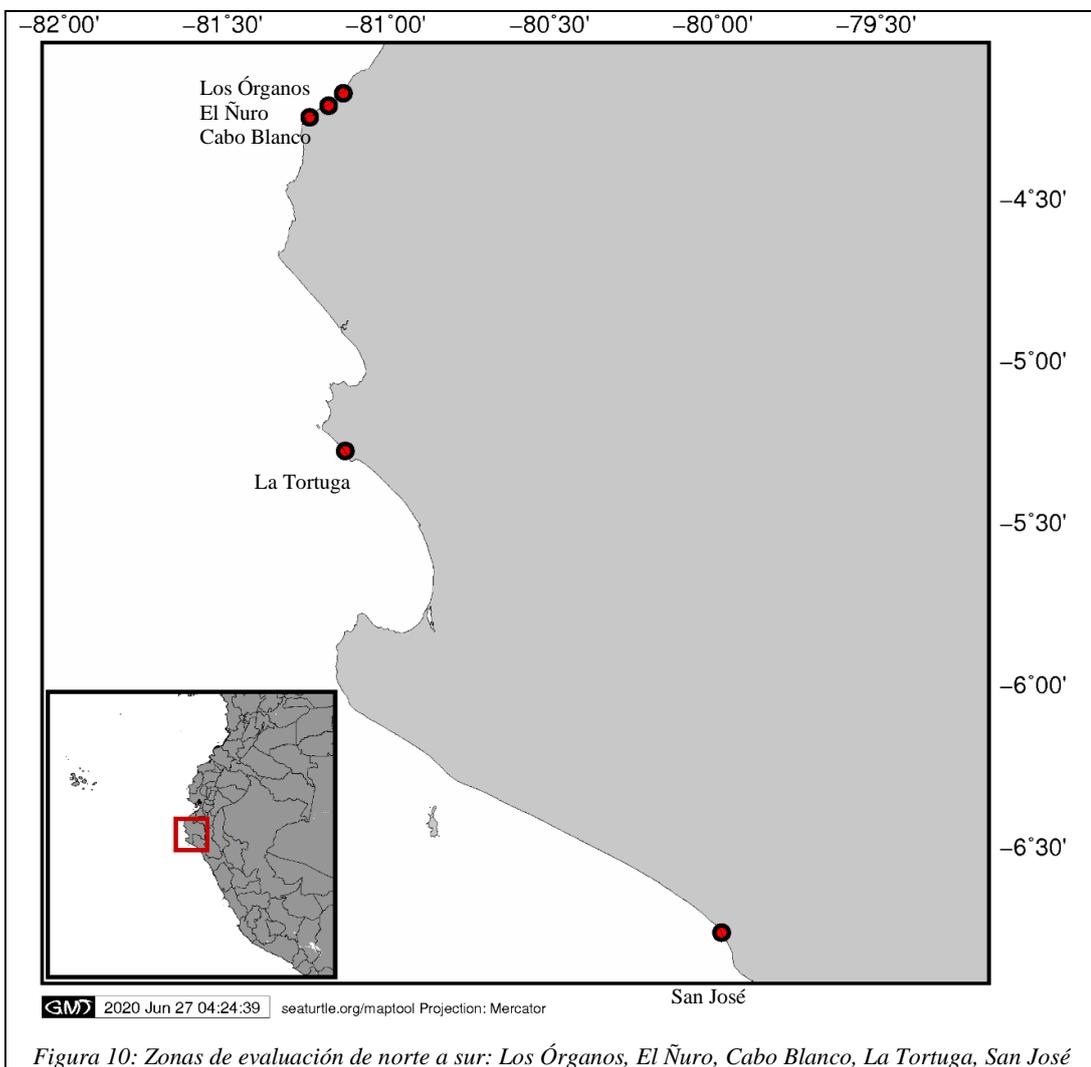


Figura 10: Zonas de evaluación de norte a sur: Los Órganos, El Ñuro, Cabo Blanco, La Tortuga, San José

Estas localidades fueron elegidas por pertenecer a regiones con importantes volúmenes de desembarques y por la cantidad de pescadores que las conforman. Además, se trata de comunidades que han mantenido sus tradiciones con el pasar

de las generaciones (Grillo, 2016). Todas las localidades mencionadas son de importancia para los recursos que capturan, así como representan una masa pescadora con ciertas características homogéneas. Sin embargo, existen marcadas diferencias entre sí, por ejemplo, en cuanto a la cantidad de pescadores, los aparejos de pesca y recursos capturados, entre otros. En la **Tabla 2** se muestran características generales de las localidades previamente mencionadas.

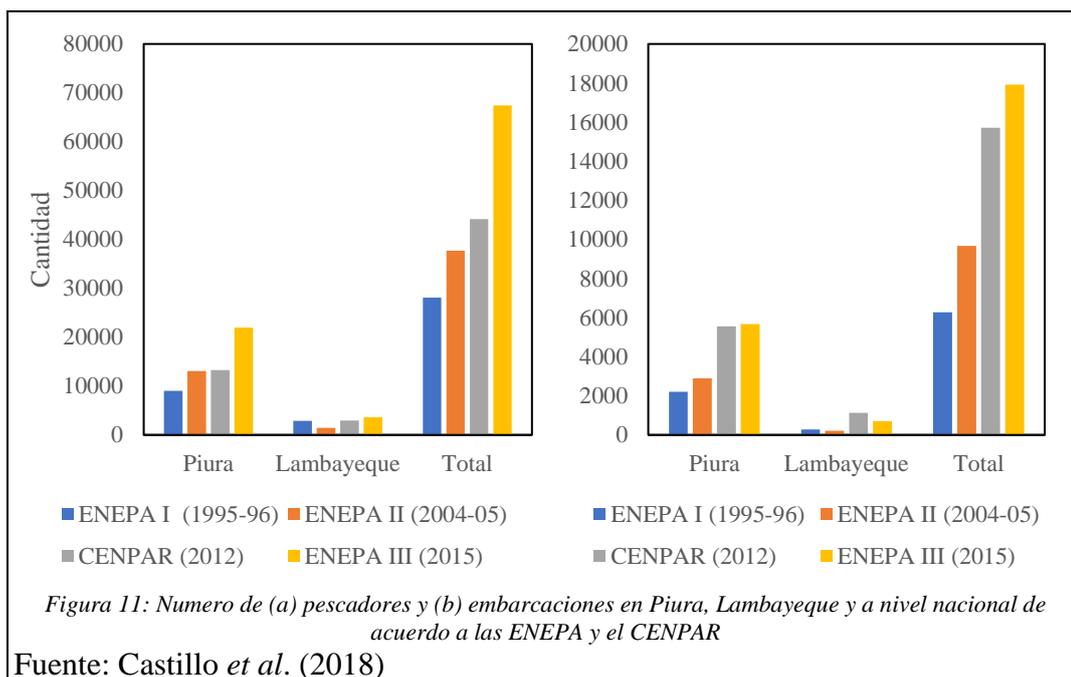
Tabla 2: Características generales de las localidades

Localidad	Provincia	Región	Número de pescadores	Principales pesquerías	Principales aparejos de pesca
Los Órganos	Talara	Piura	213	Merluza, cabrilla	Redes de cortina
El Ñuro	Talara	Piura	207	Merluza, atún	Pinta
Cabo Blanco	Talara	Piura	439	Merluza, peje, cabrilla, jurel, lisa	Pinta
La Tortuga	Paita	Piura	566	Perico, pota, cabrilla, lisa, cachema	Redes de cortina, pinta, espinel, muestra potera
San José	Lambayeque	Lambayeque	1 020	Rayas, coco, lisa, bonito, pota, cachema	Redes de cortina, redes de cerco, muestra potera, pinta

Elaboración propia con datos de PRODUCE (2012)

Sobre las caletas de El Ñuro, Los Órganos y Cabo Blanco, Grillo (2016) detalla que son comunidades que han compartido las mismas zonas de pesca desde sus orígenes, aunque con el pasar del tiempo se han ido especializando en métodos de pesca y pesquerías objetivo. Por ejemplo, en El Ñuro y Cabo Blanco prima el uso de artes de pesca selectiva como la pinta, mientras que en Los Órganos hay una mayor proporción de pescadores que utilizan las redes de cortina. Además, Grillo (2016) menciona que La Tortuga es un centro poblado que guarda mucha relación histórica y cultural. Finalmente, San José es una comunidad diferenciada de las anteriores tanto en aspectos pesqueros, como en su ascendencia ancestral. El nivel de crecimiento del esfuerzo pesquero ha sido mucho menor en Lambayeque, en

comparación con Piura. Esto se puede observar en términos absolutos en la **Figura 11**, de acuerdo a la información del IMARPE de las Encuesta Estructural de la Pesquería Artesanal en el litoral peruano (ENEPA) y al I-CENPAR. Entre 1995 y el 2015, observamos un crecimiento considerable, tanto del número de pescadores como de embarcaciones en Piura, pero mucho más conservador en Lambayeque.



En términos porcentuales los incrementos para las Regiones de Piura y Lambayeque han sido mucho mayores que a nivel nacional (**Tabla 3**). Es así, que el IMARPE registró que, para Piura y Lambayeque, entre el 2005 y 2015 la cantidad de embarcaciones prácticamente se duplicaron y triplicaron respectivamente, y para ambos casos la cantidad de pescadores aumentó en más de 50%.

Tabla 3: Resumen del % de incremento en el número de pescadores y embarcaciones por periodo

Región	ENEPA II / ENEPA III (%)		CENPAR / ENEPA III (%)	
	Pescador	Embarcación	Pescador	Embarcación
Piura	68.1	95.8	52.7	2.2
Lambayeque	152	214	65.6	-38.6
Total	78.7	85.4	21.7	14

Fuente: Castillo *et al.* (2018)

3.2. Procedimientos y técnicas

3.2.1. Colecta de información de campo

La técnica que se utilizó fue la entrevista semiestructurada con pescadores artesanales de las diferentes comunidades de estudio. Se aplicó un muestreo tipo *bola de nieve*, buscando que los entrevistados puedan recomendar a los próximos sujetos potenciales del estudio (Bernard, 2006). Se buscó obtener una muestra significativa (Ver **Sección 3.2.2**) de cada comunidad, y también de acuerdo con las especies y aparejos de pesca que reporten información. Como principal criterio de inclusión se consideró a pescadores artesanales con más de 10 años de experiencia, y como criterio de exclusión se evitó entrevistar a personas vinculadas a otras actividades asociadas a la pesca (fileteo, estiba, turismo, etc.).

Para las entrevistas se aplicó una herramienta para la colecta de información (**Anexo 2**) que está estructurada en dos secciones: información demográfica e información del CET pesquero. Respecto al CET pesquero se hicieron preguntas relacionadas a la abundancia y evolución de las tallas por periodo decadal de las especies entre 1950 y 2010, el tipo de embarcaciones usadas, capturas máximas históricas y capturas promedio, tallas y pesos máximos de especies capturadas, observaciones de especies protegidas o de otras especies raras. Se trató de obtener información sobre la evolución de las embarcaciones y artes de pesca utilizadas para las diferentes especies a lo largo del tiempo, sin embargo, tras un análisis preliminar dichos datos no tuvieron la consistencia necesaria para incluirlos como parte del análisis integral. La herramienta, además del cuestionario, incluye las consideraciones éticas que se están tomando en cuenta para el estudio. Si bien la información colectada fue amplia, solamente se están analizando los resultados más

robustos que fueron aquellos relacionados a la abundancia, y capturas máximas históricas y promedio.

El acercamiento con los pescadores artesanales involucró una presentación personal del proyecto de investigación, y buscó obtener su consentimiento verbal antes de iniciar las entrevistas (Ver **Sección 3.3**). Para aplicar las entrevistas y tener un claro entendimiento por ambas partes de las especies que se hacían referencia, se corroboró cualquier duda en el nombre de las especies e imágenes de la base de datos FishBase (Froese & Pauly, 2000). Las entrevistas tomaron un aproximado de 20 a 30 minutos, aunque en algunos casos la extensión fue mayor. Para evitar la tendencia de los pescadores de creer que las capturas en el pasado siempre fueron mejores que las actuales (sesgo retrospectivo), la información no se pidió en orden cronológico (De Melo Alves Damasio *et al.*, 2015).

Asimismo, las respuestas se tomaron en una escala ordinal (Beaudreau *et al.*, 2014) de acuerdo a periodos que se puedan relacionar con hitos para facilitar la referenciación temporal. Con esta información se generó índices que puedan ser comparables (Reyes-García *et al.*, 2006; Beaudreau *et al.*, 2014). Finalmente, se evaluó la consistencia de la información a través de un índice que mide el consenso que existe del CET pesquero a nivel inter e intracomunitario.

3.2.2. Número de entrevistados

Para determinar la cantidad de entrevistas por comunidad se tomaron en cuenta las siguientes consideraciones:

- La estructura y el contenido de la encuesta (Guest *et al.* 2006), que en este caso fue semiestructurada, pero se encontraba acotada a un tema de investigación.
- La heterogeneidad del grupo a entrevistar (Guest *et al.* 2006), el cual en este caso estaba circunscrito a pescadores artesanales, aunque con diferentes grados de experiencia y especialización sobre distintas especies.
- La complejidad de las entrevistas (Ryan and Bernard, 2006), la cual en este caso trataba acerca de la experiencia y el conocimiento de los entrevistados.

Además, de acuerdo a las recomendaciones de Seidman (2006) se consideró los criterios de suficiencia y saturación para determinar la muestra de entrevistados. La suficiencia se refiere a la cantidad y rango de participantes para reflejar a la población, mientras que la saturación de información se refiere al punto en el cual la colecta de información deja de generar nueva información. Desde los primeros usos del concepto de "saturación teórica" definida por Glaser & Strauss (1967) se tenía un enfoque de alternar la colecta de información y su análisis, y solamente continuar una vez que se alcance la saturación. Sin embargo, en este caso se plantea que un término más adecuado sería el de "saturación del conocimiento" descrito por Bertaux (1981), que indica como el investigador descubre una mayor cantidad de conocimiento al iniciar sus primeras entrevistas, pero a medida que realiza más entrevistas se logra reconocer los patrones.

Boyd (2001) sugiere que la saturación puede ser alcanzada luego de entrevistar entre dos y diez participantes, sin embargo, dicho rango puede resultar muy pequeño para alcanzar el criterio de suficiencia, dependiendo del contexto. Guest *et al.* (2006), de acuerdo a la evaluación de una serie de datos, encontraron que tras

12 entrevistas ya se alcanza una saturación y estabilidad en la información. Francis *et al.* (2010), en base al análisis de una serie de datos, determinaron que luego de 17 entrevistas habían alcanzado la saturación, y luego de 14 entrevistas no surgió nueva información. Por otro lado, Hennink *et al.* (2017) realizando un análisis similar, encontraron que con tan solo entre 6 y 9 entrevistas se puede "identificar" la información, pero recién en un rango de 16 a 24 entrevistas se logra "entender" la información. Estos resultados fueron similares a los de Young & Casey (2018), quienes buscaron evaluar cuál podría ser la mínima muestra por considerar para entender estudiar una temática desde diferentes metodologías, para lo cual hallaron que se puede obtener el grueso de la información de entre 4 a 6 informantes, pero recién a través de entre 7 a 10 entrevistas se logra tener una noción más clara de la información. Mason (2010) exploró la cantidad de entrevistas en estudios cualitativos de 561 tesis de doctorado y encontró que la media fue 31 y la mediana 28. Además, lo comparó con las recomendaciones de Bertaux (1981) de por lo menos realizar 15 entrevistas y dicho criterio fue cumplido por 80% de las investigaciones, y en cuanto a la recomendación de Charmaz (2006) de realizar por lo menos 25 entrevistas solamente fue cumplida por 45% de las tesis. Por otro lado, Vaselieou *et al.*, (2018) realizó un metaanálisis de más de 200 publicaciones sobre investigaciones cualitativas basadas en entrevistas personales de tres revistas indexadas. La media de entrevistas realizadas fueron 44, 18 y 37, mientras que la mediana fue de 31, 15 y 30 respectivamente. Asimismo, en los casos que como parte de la metodología se justificó el tamaño muestral (solamente en 28% de los casos) el principal argumento fue la saturación de la información. En ese sentido,

de acuerdo a lo revisado para el siguiente trabajo se planteó considerar como mínimo 25 entrevistas por localidad.

3.3. Consideraciones éticas

El proyecto de investigación de la presente tesis, titulado “El conocimiento ecológico tradicional pesquero en el norte del Perú” con código de inscripción SIDISI 102878, fue aprobada por el Comité Institucional de Ética en Investigación (CIEI) a través de la constancia 231-11-19 el día 12 de abril del 2019, por lo que los objetivos y procedimientos desarrollados en la presente investigación están acorde a los estándares de la Universidad.

3.4. Plan de análisis

3.4.1. Tendencia de abundancia de especies

3.4.1.1. *Modelos de abundancia*

Se calcularon los modelos que mejor describían las series de tiempo de abundancia de las especies, adaptando la metodología descrita por Beaudreau *et al.* (2014). Se utilizó una escala cualitativa del 1 al 5 para que los entrevistados puedan caracterizar su percepción de la abundancia relativa (1 menor, 5 mayor) para periodos decadales (desde 1950 hasta 2010). Las respuestas estuvieron basadas en las percepciones y observaciones de los entrevistados, pudiendo evitar responder para periodos en que no recordaban o no tenían referencias. Solamente se realizó la estimación de los modelos para las 5 especies con mayor cantidad de respuestas por comunidad, y que además fueron mencionadas por lo menos por 2 comunidades. Asimismo, se aplicaron las pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis y Wilcoxon

para evaluar si existían diferencias significativas entre las respuestas de los valores de abundancia de cada especie por comunidad.

Se ajustaron modelos a nivel comunitario para las especies que cumplieron con este criterio, de acuerdo a siete potenciales modelos matemáticos explicativos (**Tabla 4**) utilizando regresión lineal y no lineal de mínimos cuadrados (Beaudreau *et al.*, 2014).

Tabla 4: Modelos candidatos usados para ajustar los datos de abundancia de cada especie

Tipo de modelo	Función
Linear	$A = c_0 - c_1P$
Exponencial	$A = c_0e^{c_1P}$
Logística	$A = \frac{c_0}{1 + e^{c_1+c_2P}}$
Sigmoide	$A = c_0 \left(1 - \frac{c_1}{c_2 + e^{-c_3P}} \right)$
Polinómica de 2do grado	$A = c_0 + c_1P + c_2P^2$
Polinómica de 3er grado	$A = c_0 + c_1P + c_2P^2 + c_3P^3$
Polinómica de 4to grado	$A = c_0 + c_1P + c_2P^2 + c_3P^3 + c_4P^4$

A es el índice de abundancia, P es el periodo de tiempo c_i es el parámetro estimado del modelo en el tiempo $i=0,1,2,3,4$.

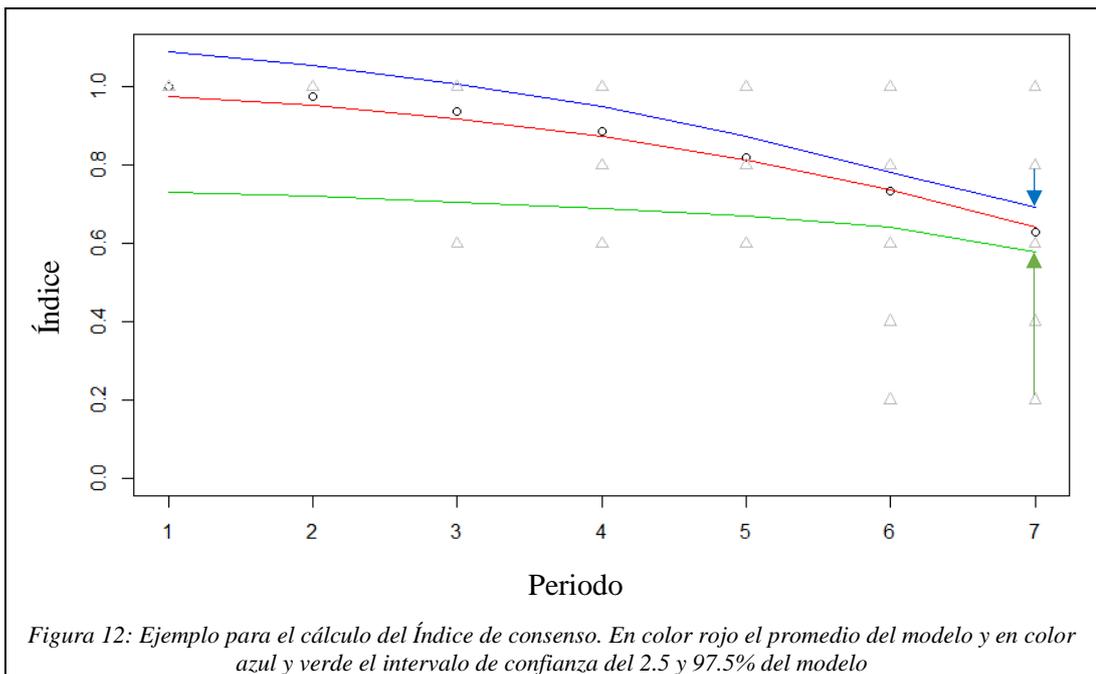
Los parámetros iniciales para las funciones no lineales fueron determinados utilizando la rutina de optimización de Solver en Excel, y los modelos no lineales fueron ajustados a los datos utilizando el paquete “nls” en R versión 4.1.0 (R Core Team, 2020). El mejor modelo fue seleccionado utilizando el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AIC_c), en el cual el modelo con el menor valor se considera tiene la mejor aproximación a los datos (Burnham & Anderson 2002). Además, para cada modelo se calculó el intervalo de confianza al 95% utilizando el paquete “propagate” (Spiess, 2018) en R versión 4.1.0.

3.4.1.2. *Consenso inter e intracomunitario*

Se calculó el nivel de consenso a través de un índice que calcula que tan diferenciada es la respuesta de un individuo en relación a las respuestas comunitarias. En este caso se buscó evaluar el consenso que existe entre las percepciones de abundancia en el tiempo. Para ello se cuantificó cual es cociente entre la mínima distancia del valor de una respuesta individual con el intervalo de confianza del modelo de mejor ajuste de la especie para el mismo año y la distancia máxima posible al mismo intervalo de confianza (Ver **Sección 3.4.1.1** para más detalles sobre la determinación de modelos). Si la respuesta del individuo se sitúa dentro de ambos intervalos de confianza el valor de este índice sería 0 y estaría en consenso con el resto de respuestas, por otro lado, mientras mayor sea la distancia de las respuestas individuales del intervalo de confianza y más se acerquen a 1 mayor será la falta de consenso frente al resto.

$$\text{Índice de consenso} = \frac{D_{\min} \text{ de un valor al intervalo de confianza más cercano}}{D_{\max} \text{ potencial al intervalo de confianza}}$$

Por ejemplo, en la **Figura 12** se muestra cómo se realiza el cálculo para un solo valor. Primero se calcula la distancia mínima (D_{\min}) de un punto al intervalo de confianza (en este caso se indica por la flecha de color azul), el cual posteriormente será dividido entre la distancia máxima (D_{\max}) a un intervalo de confianza para el mismo periodo (flecha verde). Esta rutina de cálculo se deberá repetir para todos los valores individuales y el valor final del índice será el cociente de ambas sumatorias.



Posteriormente, se aplicaron las pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis y Wilcoxon para evaluar si existían diferencias significativas entre los valores individuales del índice de consenso comunitario de cada comunidad. Se consideró que no existía consenso intercomunitario en los casos que hubo diferencias significativas entre las respuestas individuales del índice de consenso comunitario de más de una comunidad.

3.4.1.3. Índice de abundancia de especies

Se estimó el índice de abundancia de las especies que se identificó existía consenso, es decir que no hubo diferencias significativas entre el índice de consenso comunitario entre comunidades. Para dichas especies se siguió la rutina descrita en la Sección 3.4.1.1 para poder estimar los modelos que mejor representan la abundancia de las especies, incluyendo las respuestas de todas las comunidades. Asimismo, se calculó el índice de consenso total para dichas especies siguiendo lo descrito en la Sección 3.4.1.2. Además, se comparó el promedio de la abundancia

del periodo inicial y el periodo final a través de una prueba t para determinar si había diferencias significativas entre los cambios. Por último, las causas de las variaciones en la abundancia se analizaron mediante el análisis de componentes principales (ACP) para identificar los factores clave que según los pescadores han influido en los cambios de abundancia.

3.4.1.4. Relación con los desembarques históricos

Por el mismo hecho de que la información es escasa, es que no hay una serie de tiempo con un índice de abundancia la cual pueda ser comparable. Por ello, se ha realizado una comparación con la tendencia de los desembarques desde 1950 hasta el 2010 y 2008, para datos a escala nacional y regional respectivamente. Los datos a escala nacional fueron tomados de INFOPE (2020), mientras que la escala regional fue tomada de Caillaux (2011). Debido a que los datos de desembarque incluyen tanto capturas industriales como artesanales, se utilizó un factor proporcional de acuerdo a lo descrito por Mendo & Wosnitza-Mendo (2014). Los datos de desembarques corresponden a la región en la cual se encuentran las comunidades pesqueras artesanales, ya que no se disponía de una serie de tiempo para todo el periodo y con datos confiables sobre los desembarques a nivel de cada localidad. Las tendencias de los desembarques fueron analizadas siguiendo una media móvil de 10 años, debido a que el índice de abundancia estimado también se presenta por cada década. Para ello se halló el coeficiente de correlación de Spearman entre los datos de la media móvil de 10 años de los desembarques de la pesca artesanal y los índices de abundancia estimados del CET pesquero.

3.4.1.5. Percepciones de acuerdo a la experiencia

Para evaluar si existía un sesgo por las diferentes percepciones y puntos de referencia de acuerdo a la experiencia de los entrevistados se estimó la probabilidad de obtener diferentes reportes de abundancia ALTA (5-4) o BAJA (1-2), en 3 periodos diferenciados de acuerdo al grado de experiencia y siguiendo el planteamiento descrito por Beaudreau *et al.* (2014). Para ello, se utilizó el paquete “nnet” (Venables & Ripley (2002) en R versión 4.1.0 para realizar una regresión multinomial logística utilizando el valor de la abundancia reportada para todas las especies como variable dependiente, los años de experiencia como variable independiente y el año del valor de reporte como un factor. Además, se compararon las probabilidades de respuestas entre la generación más joven y la generación más vieja, y las generaciones consecutivas para todos los periodos con una *prueba de t* para identificar si existen diferencias entre los grupos.

3.4.2. Capturas máximas estimadas

Se siguió la metodología descrita en Machado Martins *et al.* (2018) para modelar las mejores capturas estimadas. Los niveles máximos de captura fueron estimados para contar con información de los momentos en los cuales la actividad pesquera fue más intensa a lo largo de una serie de tiempo. Se usaron *Generalized Additive Models – GAM* (Wood, 2017) por su capacidad de tratar con relaciones no lineales entre las variables respuesta y explicativas. Solamente se consideró las especies para las cuales se tenían más de 20 observaciones. Se utilizaron las variables “mejor año” y “años de experiencia” para modelar la “mejor captura”.

Tabla 5: Resumen de las variables utilizadas para el ajuste de los modelos GAM

Variable	Tipo	Descripción
Mejor captura (m_cap)	Numérica, variable respuesta	Mayor captura durante una faena en un año específico (en kg)
Mejor año (m_ano)	Numérica, variable predictora	Año en el cual la mejor captura fue reportada
Especie objetivo (obj)	Catagórica, variable predictora	Especie objetivo indicada
Experiencia (exp)	Numérica, variable predictora	Años de experiencia del pescador

Los datos fueron ajustados utilizando una distribución de la familia Poisson o negativa binomial de acuerdo al grado de sobredispersión de los datos. Los modelos elegidos fueron clasificados en orden decreciente de acuerdo a su valor del AIC_c (Zuur *et al.*, 2009). El análisis fue realizado utilizando el paquete “mgcv” (Wood, 2020, y MuMIn (Barton, 2020) en R versión 4.1.0 (R Core Team, 2020). En ese sentido, se evaluaron modelos para relacionar la mejor captura con el año de la mejora captura y los años de experiencia. El suavizado de los términos se realizó por el método “*thin plate regression splines*”, e indicando un valor de nudos $k=-1$ para elegir la cantidad óptima poder explicativo y de procesamiento. En todos los casos la cantidad de nudos utilizados fueron por lo menos 10. Los modelos que fueron evaluados en función a las variables descritas se presentan en la **Tabla 6**.

Tabla 6: Modelos utilizados para evaluar la mejor captura y la diferencia de capturas

Variable respuesta	Fórmula
Mejor captura	$m_cap \sim s(ano) + s(exp)$
	$m_cap \sim s(ano)$
	$m_cap \sim s(exp)$

4. Resultados

Se realizaron 155 entrevistas distribuidas de la siguiente manera: (i) 34 entrevistas en Los Órganos, (ii) 30 entrevistas en El Ñuro, (iii) 31 entrevistas en Cabo Blanco, (iv) 30 entrevistas en La Tortuga, y (v) 30 entrevistas en San José. Todos los entrevistados fueron hombres. Los entrevistados en Los Órganos fueron los más jóvenes (47 años) y también con menor cantidad de años de experiencia (28 años), y la principal arte de pesca reportada fueron las redes de cortina. En El Ñuro, a pesar de estar a pocos kilómetros de Los Órganos se reportó como principal arte de pesca al espinel, y los entrevistados tuvieron en promedio 50 años, y 34 años de experiencia. En Cabo Blanco, los pescadores entrevistados tuvieron en promedio 55 años y 37 años de experiencia, y la pinta fue la principal arte de pesca utilizada por ellos. En La Tortuga, en promedio los entrevistados fueron los mayores (56 años) y también los más experimentados (40 años), reportando que su principal arte de pesca utilizada es la pinta. Por último, en San José la gran mayoría reportó usar como arte de pesca principal las redes de cortina, y en promedio los entrevistados tuvieron 53 años y 37 años de experiencia. Por otro lado, en las caletas de El Ñuro y Los Órganos hay una mayor cantidad de pescadores migrantes dado que son caletas que recién se han creado hace menos de 100 años. En el caso de Cabo Blanco se tiene una menor cantidad de pescadores que han migrado a la localidad, y se trata de una caleta que fue fundada hace cerca de 100 años. Por último, en el caso de La Tortuga y San José hay una menor tasa de migración de pescadores, y además se tratan de comunidades que han sido fundadas aproximadamente hace 200 y 300 años respectivamente por lo cual se han asentado varias generaciones de las familias en dichos lugares (**Tabla 7**).

Tabla 7: Características demográficas sobre los entrevistados

Comunidad pesquera artesanal	Cantidad de entrevistas (% total de pescadores)	% de pescadores migrantes ⁵	Edad promedio (DS)	Rango de edades	Años de experiencia (DS)	Principal arte de pesca reportada (% de reporte) ⁶
Los Órganos	34 (16%)	50%	47.48 (14.27)	22-75	28.36 (14.58)	Redes de cortina (62%)
El Ñuro	30 (14%)	53%	50.16 (14.59)	27-84	33.9 (14.48)	Espinel (63%)
Cabo Blanco	31 (7%)	26%	54.8 (18.4)	24-92	37.03 (13.54)	Pinta (49%)
La Tortuga	30 (5%)	10%	56.83 (15.83)	33-83	40.59 (16.04)	Pinta (47%)
San José	30 (3%)	13%	53.63 (14.45)	30-84	37.5 (14.07)	Redes de cortina (83%)

⁵ Pescadores cuyo lugar de residencia actual difiere de su lugar de nacimiento.

⁶ En promedio 23% de los entrevistados no brindaron información clara sobre el aparejo de pesca que usan principalmente.

4.1. Abundancia y tendencia de abundancia de especies

. Los entrevistados tuvieron la libertad de explicar su experiencia y conocimiento sobre la abundancia de las especies que más han capturado en su trayectoria. De esta manera se sistematizó las especies que tuvieron la mayor cantidad de menciones por todos los entrevistados (**Figura 13**). Las especies más mencionadas fueron cabrilla (*Paralabrax sp*), merluza y cachema (*Cynoscion analis*). El 80% de las menciones estuvieron representadas por 15 especies.

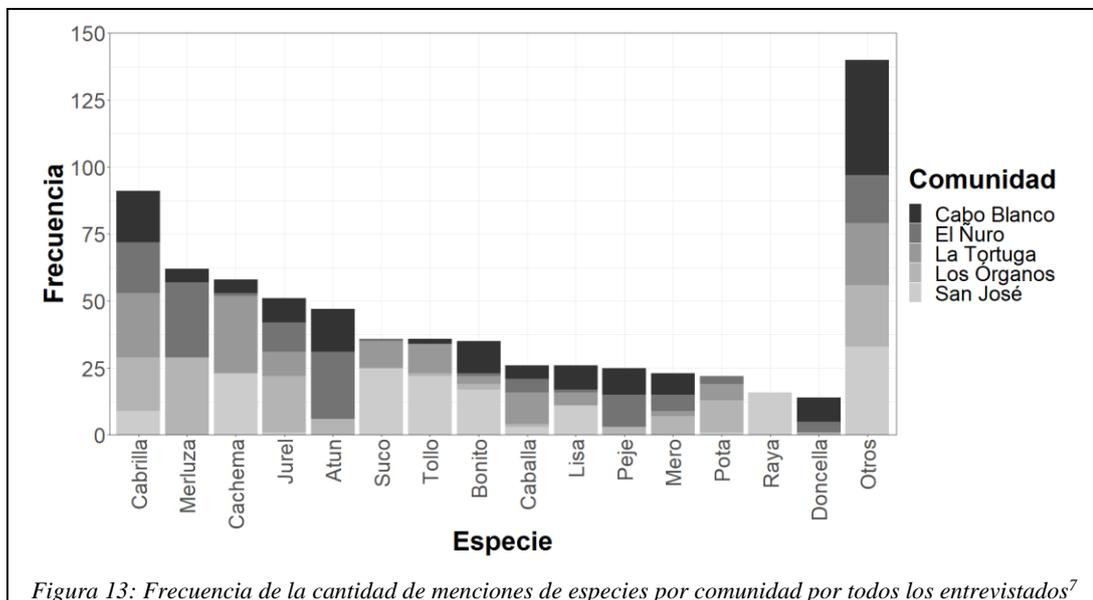


Figura 13: Frecuencia de la cantidad de menciones de especies por comunidad por todos los entrevistados⁷

Asimismo, se evaluó la frecuencia de las cinco especies más mencionadas por comunidad pesquera artesanal (**Figura 13**). Hubo varias especies que tuvieron menciones por más de una comunidad, como la cabrilla (4 comunidades) y el jurel (3 comunidades). Para los posteriores análisis solamente se utilizaron los datos de las 5 especies más mencionadas por comunidad, pero que además coincidían en más de una comunidad (con excepción del tollo que resultó difícil de identificar a

⁷ Otras especies incluye a 40 diferentes especies que fueron mencionadas en una menor frecuencia. En el **Anexo 3** se presenta la relación completa y el nombre científico de las especies evaluadas.

nivel de especie). Solo se utilizaron los datos que cumplían con esos criterios con la finalidad de poder analizar si existía consenso inter e intracomunitario. En ese sentido, los análisis solamente se aplicaron a las siguientes ocho especies: cabrilla, merluza, cachema, jurel, atún, suco (*Paralanchurus peruanus*), bonito y peje (*Caulolatilus affinis*).

4.1.1. Modelos de abundancia

Para las ocho especies identificadas se halló cual era el modelo de mejor ajuste por especie y de manera independiente por comunidad (en los casos que hubo reportes significativos). Asimismo, se aplicaron las pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis y Wilcoxon para evaluar si existían diferencias significativas entre las respuestas de los valores de abundancia de cada especie por comunidad. Solo se muestran los modelos para los casos en que las especies estuvieron entre las cinco más mencionadas por comunidad. En ningún caso se encontraron diferencias significativas ($p\text{-value} < 0.05$) (**Tabla 8**).

Tabla 8: Modelos de ajuste utilizados para cada recurso por comunidad y resultados de pruebas de comparación para los valores de abundancia estimados del CET pesquero

	Los Organos	El Ñuro	Cabo Blanco	La Tortuga	San José
Cabrilla	Lineal	Lineal	Cuadrático	Logística	-
Merluza	Lineal	Logística	-	-	-
Cachema	-	-	-	Logística	Lineal
Jurel	Logística	Lineal	Logística	-	-
Atún	-	Cuadrático	Logística	-	-
Suco	-	-	-	Logística	Cuadrático
Bonito	-	-	Logística	-	Exponencial
Peje	-	Lineal	Logística	-	-

4.1.2. Consenso inter e intracomunitario

De acuerdo con los diferentes modelos de ajuste y los valores de abundancia reportados se calculó el índice de consenso comunitario para cada especie por comunidad. En la **Tabla 9** se muestra los valores de dicho índice de acuerdo a los

distintos modelos. Se aplicaron las pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis y Wilcoxon para evaluar si existían diferencias significativas entre los valores de las respuestas individuales de abundancia entre las comunidades. Solo se muestran los índices de consenso comunitario para las especies que se ha ajustado un modelo. En el **Anexo 4** se presentan los resultados de las pruebas de comparación para todas las especies y comunidades.

Tabla 9: Índice del consenso comunitario por especie

	Los Organos	El Ñuro	Cabo Blanco	La Tortuga	San José
Cabrilla	0.317	0.175	0.136	0.143	-
Merluza	0.168	0.107	-	-	-
Cachema	-	-	-	0.121	0.204
Jurel	0.176	0.165	0.052	-	-
Atún	-	0.144	0.089	-	-
Suco	-	-	-	0.111	0.204
Bonito	-	-	0.073	-	0.131
Peje	-	0.159	0.088	-	-

De acuerdo a los resultados, para las diferentes comunidades de acuerdo a las especies, el índice de consenso comunitario osciló entre 0.05 y 0.32. El valor promedio del índice de consenso de todas las comunidades fue 0.145, con una desviación estándar de 0.059. En ese sentido, el jurel y el bonito en Cabo Blanco tuvieron valores inferiores a la media y una desviación estándar menor (<0.086) indicando un mayor nivel de consenso que el resto de las especies, mientras que la cabrilla en Los Órganos y el suco en San José tuvieron valores superiores a la media y una desviación estándar más (>0.204), indicando que dichas especies tuvieron un menor grado de consenso que el resto de especies. Como se había indicado, un valor de 0 indicaría un consenso total y un valor de 1 indicaría una falta de consenso total. En ese sentido, para todos se evidencia que hay un alto grado de consenso entre las respuestas individuales. Al comparar los valores individuales del índice de consenso de una especie y todas las comunidades se encontró que para los casos de

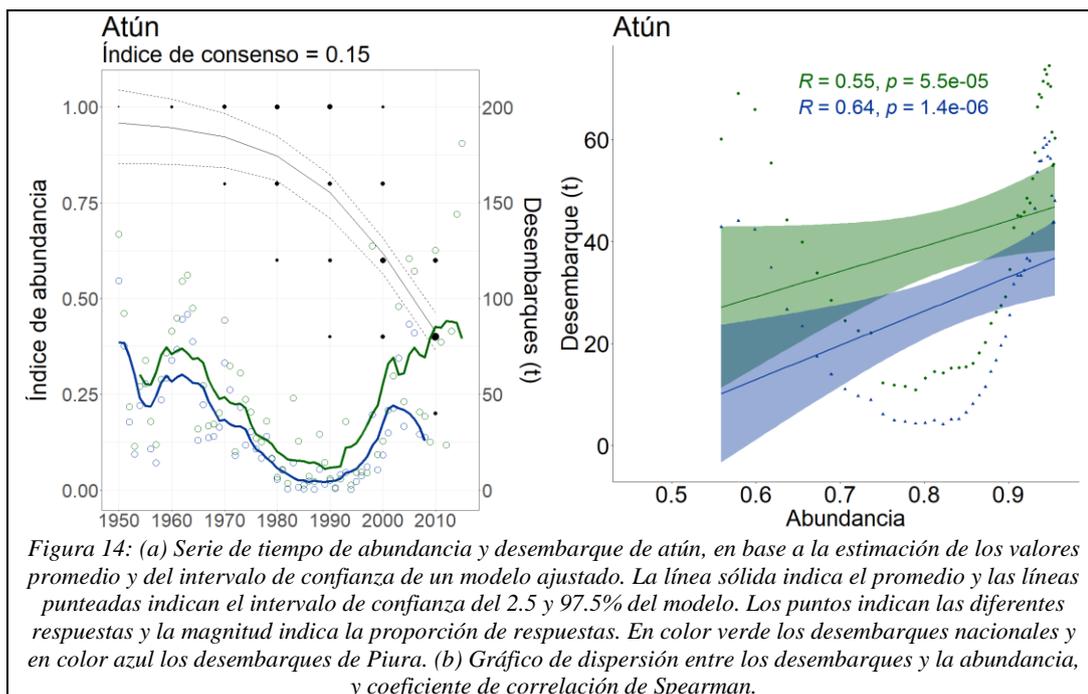
las especies merluza (entre Los Órganos y El Ñuro), suco (entre La Tortuga y San José) y peje (entre el Ñuro y Cabo Blanco) hubo diferencias significativas ($p\text{-value}<0.05$), que indican que no existe consenso intracomunitario para dichas especies. Esto podría indicar que entre dichas comunidades se ha percibido de manera diferenciada los cambios en las tendencias de abundancia. Solamente se realizó la estimación de los índices de abundancia para las cinco especies que existió consenso intracomunitario: cabrilla, cachema, jurel, atún, bonito.

4.1.3. Índice de abundancia de especies

En la **Tabla 10** se muestran las especies para las cuales se estimaron índices de abundancias. Para dichas especies se evaluaron diferentes modelos para encontrar el que tenía un mejor ajuste. En todos los casos se identificó que el modelo logístico fue el de mejor ajuste. Asimismo, se comparó el promedio del año 1960 (no se tomó 1950 ya que no se tenían datos para todas las especies o eran muy pocos) y el promedio del año 2010. En todos los casos se encontró una diferencia significativa en el promedio de abundancia reportada entre ambos años. Es así, que en la mayoría de los casos el índice de abundancia se había reducido en más de 50%, y en el caso más extremo para el jurel en casi 80%. Dichos modelos fueron estimados con las respuestas de todas las comunidades, sin embargo, previamente ya se había identificado que solamente en el caso de 5 especies las tendencias de abundancia se correspondían entre comunidades. Las respuestas en los años iniciales tuvieron una menor variabilidad ya que la mayoría de entrevistados tuvieron percepciones similares, mientras que las respuestas más recientes tuvieron una mayor variabilidad dado que los entrevistados tuvieron percepciones diferentes de los niveles de abundancia.

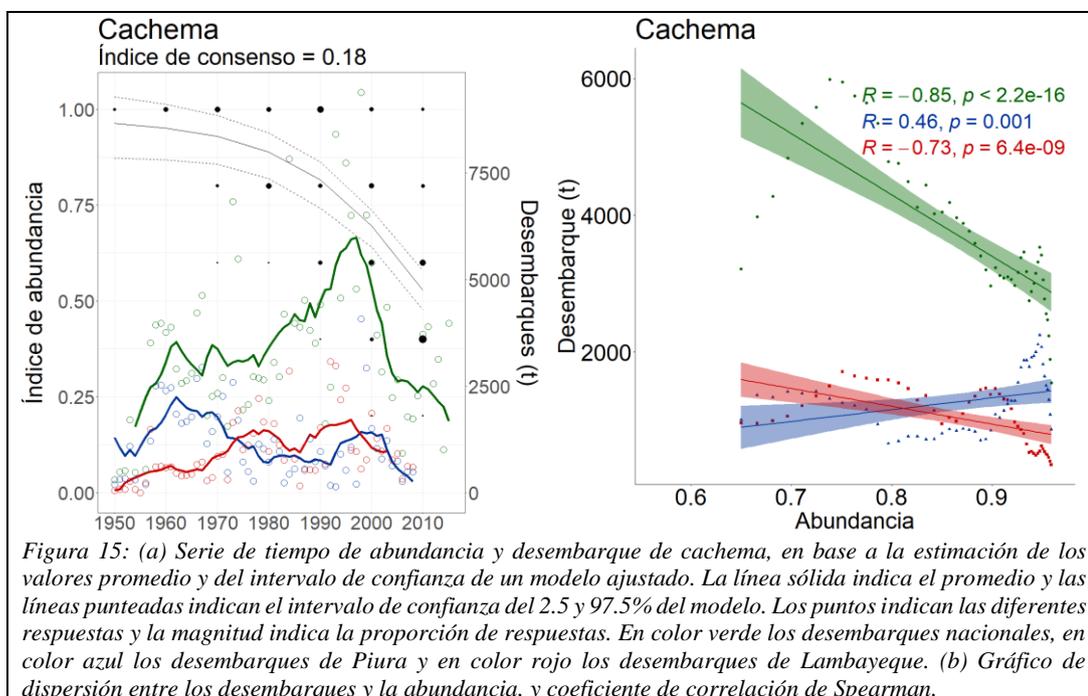
Tabla 10: Resumen de las tendencias de abundancia estimadas según los pescadores artesanales

Nombre común especie	Nombre científico	Promedio del índice de abundancia en 1960 (DS)	Promedio del índice de abundancia en 2010 (DS)	Cambio en abundancia	t	df	p-value	Modelo de ajuste	Índice de consenso
Cabrilla	<i>Paralabrax sp.</i>	4.75 (0.45)	2.25 (0.93)	-2.5	14.62	29.5	0.001*	Logístico	0.24
Cachema	<i>Cynoscion analis</i>	5 (0)	2.65 (0.94)	-2.35	16.24	42	0.001*	Logístico	0.18
Jurel	<i>Trachurus murphy</i>	5 (0)	1.15 (0.36)	-3.85	60.72	32	0.001*	Logístico	0.17
Atún	<i>Thunnus sp.</i>	5 (0)	2.05 (0.56)	-2.95	32.04	37	0.001*	Logístico	0.15
Bonito	<i>Sarda sarda chilensis</i>	4.8 (0.44)	2.56 (1.12)	-2.24	7.45	16.12	0.001*	Logístico	0.16



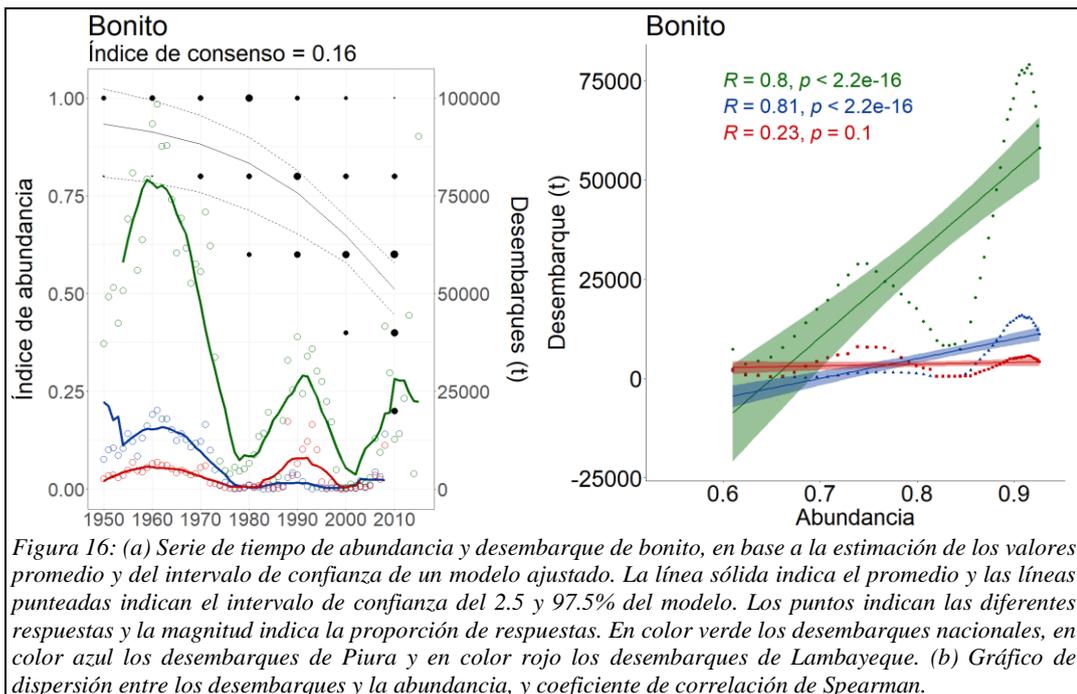
En la **Figura 14** se muestra la serie de tiempo estimada para la abundancia de atún, la cual ha tenido una reducción del 57% en su abundancia a lo largo del tiempo. Durante toda la serie de tiempo ha habido reducciones en la abundancia, y habría una tendencia a que continúe disminuyendo. Por otro lado, los desembarques de atún provenientes de la pesca artesanal han fluctuado a lo largo de la serie de tiempo, habiendo un periodo inicial entre 1950 y 1970 en donde los desembarques fueron más altos, lo cual también coincidió con la abundancia. Esto fue seguido de un periodo en el cual los desembarques se redujeron considerablemente y también inició la reducción de la abundancia. Sin embargo, desde el 2000 los desembarques de atún se han incrementado hasta los niveles iniciales registrados, aunque la tendencia de abundancia continúa disminuyendo. Se halló una correlación positiva moderada entre los desembarques y la abundancia, que fue significativa tanto para los desembarques nacionales y de Piura. El índice de consenso estimado con las

respuestas de todos los entrevistados de Cabo Blanco y El Ñuro fue bajo, indicando que sus respuestas coinciden considerablemente.



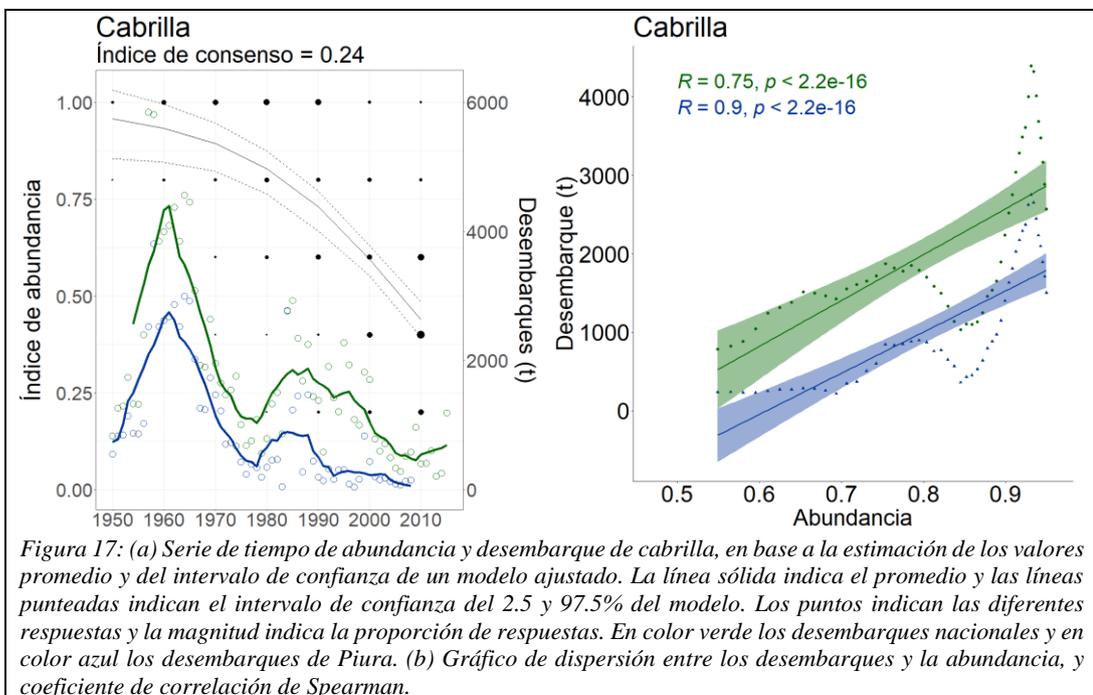
En la **Figura 15** se muestra la serie de tiempo estimada para la abundancia de atún, la cual ha tenido una reducción del 45% en su abundancia a lo largo del tiempo. Durante toda la serie de tiempo ha habido reducciones en la abundancia, y habría una tendencia a que continúe disminuyendo. Por otro lado, los desembarques de cachema provenientes de la pesca artesanal han fluctuado a lo largo de la serie de tiempo de manera diferenciada por región y también a nivel nacional. Los desembarques de cachema en el Perú han fluctuado de manera constante entre 1950 y 1990, pero a partir de 1990 y hasta el 2000 casi se duplicaron, para posteriormente reducirse a los niveles más bajos históricos. Los desembarques en Piura crecieron hasta 1960, y posteriormente se fueron reduciendo hasta el 2000 en donde ha vuelto a haber un incremento en los desembarques. Por el contrario, en Lambayeque los desembarques de cachema fueron muy bajo en 1950 pero han ido aumentando de

manera constante hasta la década del 2000. Entre los desembarques y la abundancia se encontró una correlación negativa alta para el caso de los desembarques nacionales y de Lambayeque, pero para el caso de Piura hubo una correlación positiva moderada. En todos los casos las correlaciones fueron significativas. Una correlación negativa indica que a pesar de que las abundancias se reducían los desembarques tuvieron una tendencia hacia aumentar. El índice de consenso estimado con las respuestas de todos los entrevistados de La Tortuga y San José fue bajo a pesar de encontrarse en diferentes regiones costeras, indicando que sus respuestas coinciden considerablemente y han percibido los cambios en abundancia de similar manera.

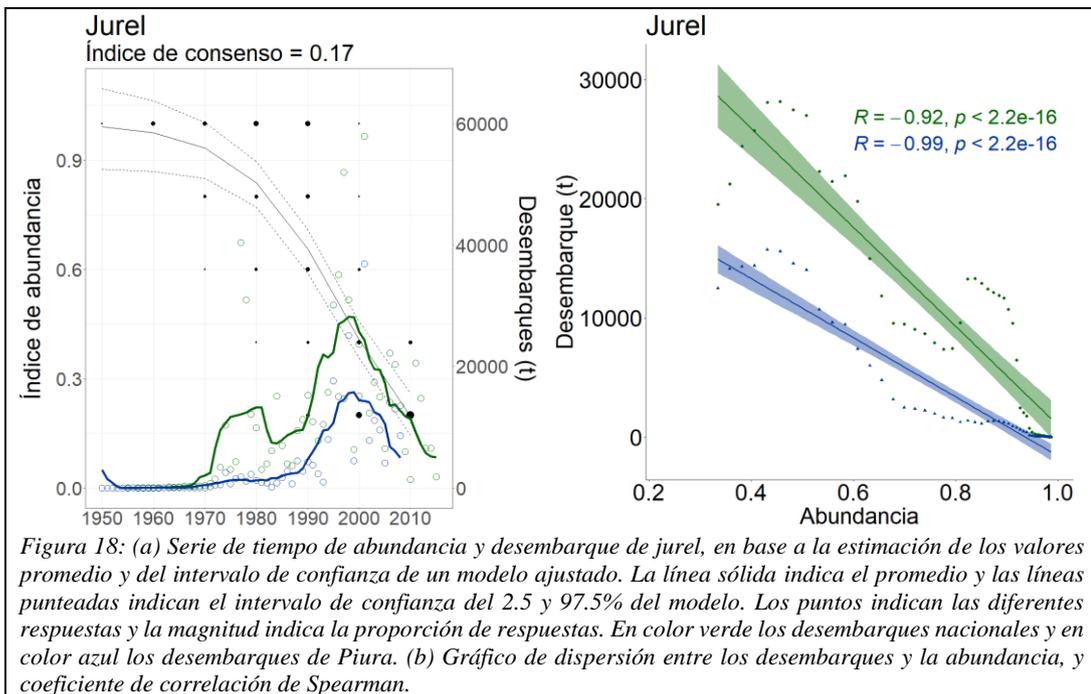


De acuerdo con las percepciones de los pescadores la abundancia de bonito se ha reducido en 51% entre 1950 y el 2010. Los desembarques de esta especie han fluctuado considerablemente a nivel nacional, y aunque también han fluctuado a nivel regional ha sido menor. En el caso de Piura los desembarques de bonito

provenientes de la pesca artesanal tuvieron mayores volúmenes entre 1950 y 1970, y posteriormente se redujeron a volúmenes muy bajos. Por otro lado, en Lambayeque, en donde a nivel relativo los volúmenes de desembarque fueron menores también coincidió el periodo entre 1950 y 1970, pero también entre 1990 y el 2000 hubo un incremento posiblemente influenciado por un calentamiento de las aguas por el Niño durante los años 1997 y 1998. De acuerdo a los datos hubo una alta correlación positiva significativa entre la abundancia y los desembarques para el caso de los desembarques nacionales y de Piura, es decir, a mayor abundancia hubo mayores desembarques. Sin embargo, para el caso de los desembarques de Lambayeque no se encontró una correlación con la abundancia. Finalmente, el índice de consenso fue también bajo, a pesar de que las respuestas provinieron de las comunidades de Cabo Blanco y San José, ubicadas en las regiones de Piura y Lambayeque respectivamente.



En el caso de la cabrilla, se puede observar en la **Figura 17** una reducción de la abundancia a lo largo del periodo de aproximadamente 54%. Asimismo, los desembarques en Piura provenientes de la pesca artesanal (que siguen la tendencia a nivel nacional) tuvieron un pico máximo durante 1960 y luego hubo una reducción progresiva de los niveles de desembarques. Asimismo, para la cabrilla se encontró una correlación positiva alta entre la abundancia y los desembarques. Esta correlación significativa fue hallada tanto para los datos de los desembarques nacionales, como los datos de Piura. Por último, el índice de consenso hallado para la cabrilla fue el más alto (menor grado de consenso) lo cual se puede deber a que se han considerado las respuestas de varias comunidades que, además utilizan diferentes artes de pesca (Los Órganos, El Ñuro, Cabo Blanco, y La Tortuga).



El jurel fue la especie, cuya abundancia ha experimentado la mayor reducción de aproximadamente 80%. Según las percepciones de abundancia de los pescadores este recurso fue sumamente abundante hasta la década de 1970 pero posteriormente

se redujo de manera acelerada. Por otro lado, según las estadísticas oficiales que existen sobre los desembarques de la pesca artesanal de este recurso los primeros registros datan de 1964, pero recién a partir de la década de 1970 se incrementan los desembarques a nivel nacional, y solo es recién desde 1990 que se incrementan los volúmenes de desembarque en Piura. Esto resulta contradictorio considerando que en años en los cuales la abundancia fue alta no hubo desembarques o fueron muy bajos. Esto se puede observar en la alta correlación negativa significativa que se encontró entre los desembarques y la abundancia (tanto a nivel nacional y Piura), lo cual indicaría que a menor abundancia hubo mayores desembarques, lo que podría ser contraintuitivo. Por último, hubo un alto grado de consenso entre las respuestas de Cabo Blanco, El Ñuro y Los Órganos, que reportaron que sus capturas más abundantes se realizaron antes de la década de 1980.

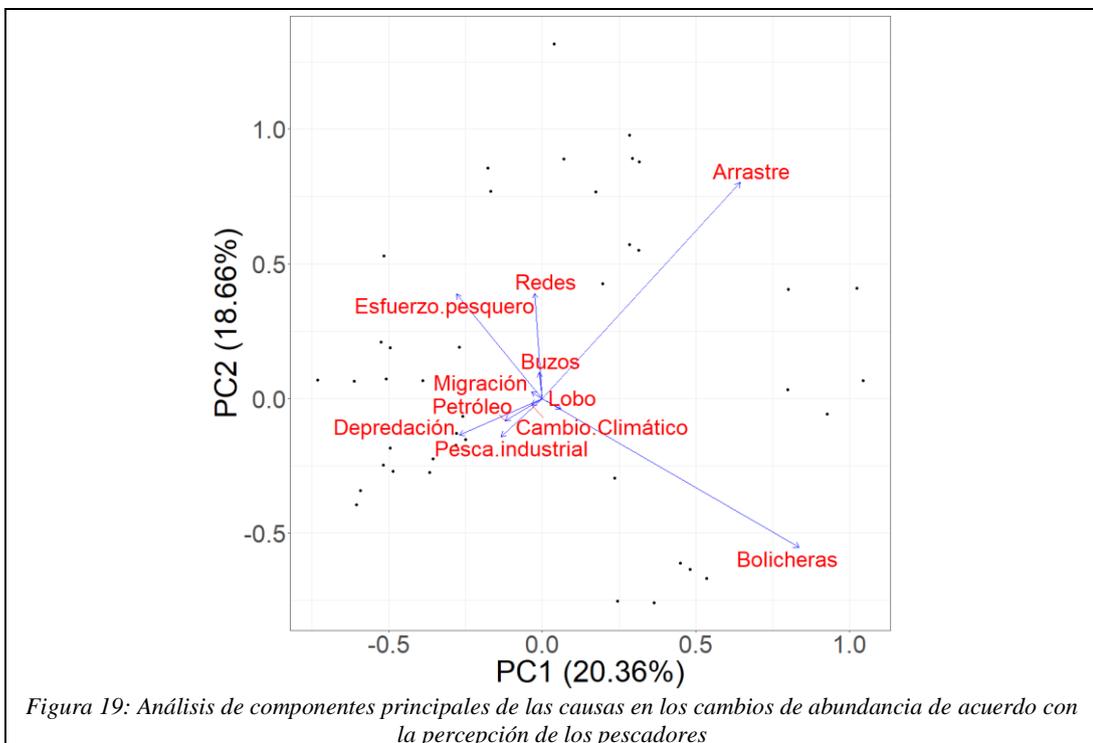
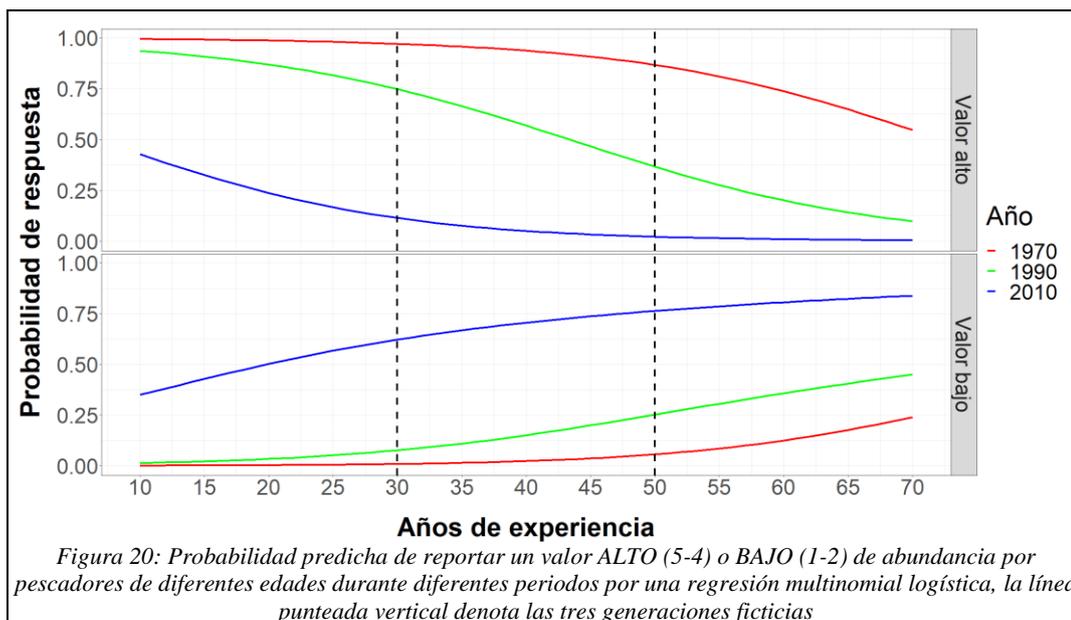


Figura 19: Análisis de componentes principales de las causas en los cambios de abundancia de acuerdo con la percepción de los pescadores

Los cambios en los niveles de abundancia fueron explicados de diferentes maneras por los pescadores (**Figura 19**). Las principales explicaciones fueron la pesca de arrastre y con boliche, la cual puede ser tanto industrial o artesanal. Por otro lado, otro grupo de pescadores también indicó que un factor importante para las reducciones de abundancia han sido las redes de cortina y el incremento de esfuerzo pesquero (debido a mayor cantidad de embarcaciones y pescadores, uso de tecnología, cambio en los artes de pesca, entre otros). En algunos casos, los entrevistados reportaron que habría la misma cantidad de peces y no percibían cambios en la abundancia, pero que dado que hay más barcos entre los cuales repartir la pesca a cada uno le corresponde una menor cantidad. Asimismo, en menor medida los pescadores explicaron que los cambios en abundancias también se debieron a la pesca industrial y en general a una depredación de los recursos que podría ser producto de varios de los factores que mencionaron. En menor medida se mencionaron como explicaciones la actividad petrolera en el medio marino, que principalmente sucede en la provincia de Talara, buzos que extraían de manera indiscriminada recursos del mar, mayor presencia de lobos marinos que dañan los aparejos de pesca y consumen otros recursos hidrobiológicos. Por último, algunos de los entrevistados mencionaron que los cambios en la abundancia de los recursos pesqueros se debían al cambio climático y a migraciones que las especies realizan, sin embargo, algunos de los entrevistados indicaron que no ha habido una reducción en la abundancia, sino que los recursos están más difíciles de acceder.

4.1.4. Percepciones de abundancia de acuerdo a la experiencia de los pescadores.

En la **Figura 20** se muestra los resultados de la regresión multinomial logística en la que se puede observar que los pescadores con menor experiencia tienen mayor probabilidad de responder con abundancias altas para los 3 periodos evaluados, mientras que un pescador más experimentado tiene mayores probabilidades de responder con abundancias bajas para los 3 periodos evaluados. Esto podría estar indicando que habría un sesgo de acuerdo a los niveles de experiencia, sobre como los pescadores perciben inicialmente los puntos de referencia de la abundancia. Al tener un punto de referencia en el cual las especies eran más abundantes, las reducciones a nivel relativo son mayores, y por tanto la percepción de reducción de la abundancia sería mayor. Para comparar las probabilidades de respuesta tanto para los valores altos y bajos, y en los tres periodos de tiempo, se consideraron tres generaciones de pescadores según su experiencia: entre 10 a 30 años, de 30 a 50 años, y de 50 a 70 años. La comparación se realizó entre la generación más joven y la generación más vieja, y también entre generaciones consecutivas para evaluar la transferencia intergeneracional de información. En todos los casos se encontró que hubo diferencias significativas ($p > 0.001$) en las probabilidades de respuestas entre las generaciones, lo que indicó que las probabilidades de responder sobre la abundancia, tanto alta y baja, entre cada generación es diferente debido a que tienen distintas percepciones sobre lo que es abundante.

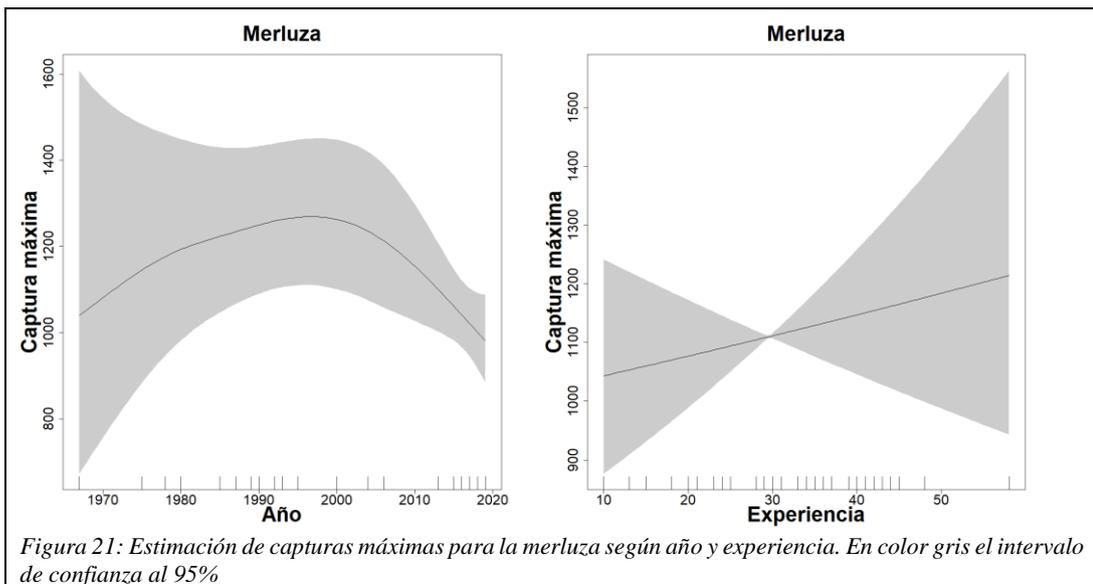


4.2. Capturas máximas estimadas

De acuerdo a las respuestas obtenidas solamente cuatro especies tuvieron más de 20 respuestas: merluza, cabrilla, atún y cachema. En todos los casos se tomaron modelos de la familia “binomial negativa” ya que al usar la familia “poisson” se obtuvo una mayor sobredispersión. A continuación, se presentan los modelos estimados para las capturas máximas, según el año y la experiencia de los entrevistados. En el **Anexo 5** se presenta los modelos que presentaron el mejor ajuste para las tres especies.

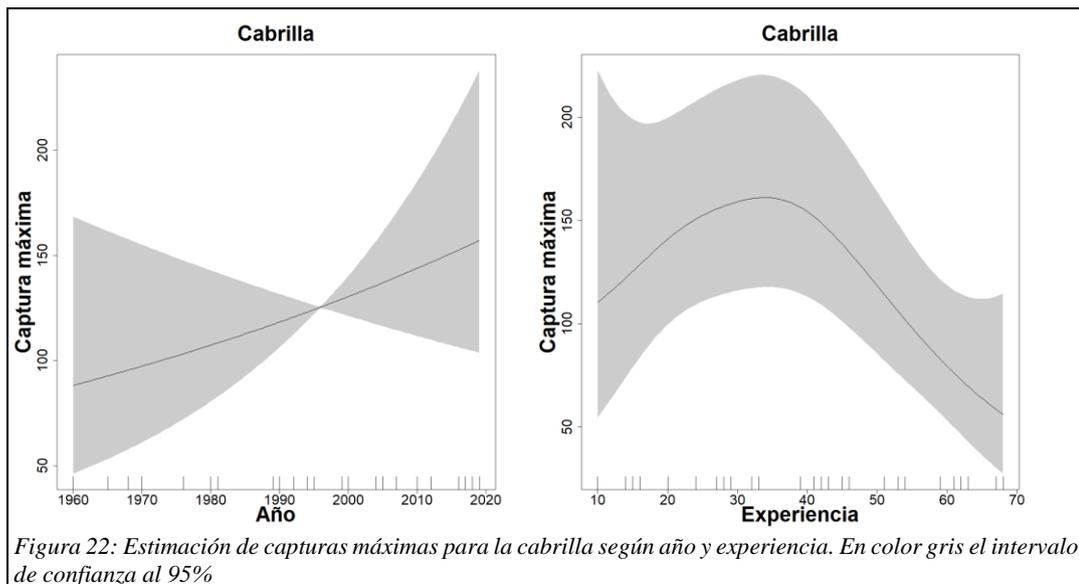
A lo largo del periodo de estudio la merluza ha sido una especie cuyos niveles de captura han sido altos, y además se ha incrementado por momentos (**Figura 21**). Entre 1990 y 2000 se han estimado que ocurrieron los niveles máximos de captura por parte de los pescadores, y posteriormente hasta el 2020 ha habido una reducción. Por otro lado, los pescadores con mayor experiencia también reportaban los mayores niveles de captura, y a medida que nuevos pescadores han ido ingresando a la pesca de merluza sus niveles de captura máxima han sido menores.

Los pescadores que tienen entre 30 y 50 años de experiencia serían los que han aprovechado entre la década de 1990 y el 2000 la merluza, llegando a los máximos niveles de captura, y los pescadores que tienen entre 10 y 20 años de experiencia entraron a la pesquería cuando los niveles máximos de captura se encontraban en descenso.



Las capturas máximas de la cabrilla han estado en constante aumento a lo largo del periodo de estudio. Por ejemplo, en 1960 en promedio la captura máxima podía ser de 100 kg, mientras que en el 2020 la captura máxima había aumentado aproximadamente 50% hasta los 150 kg en el mejor de los días. Este incremento ha continuado ocurriendo, a pesar de que según la percepción de los pescadores la abundancia de la cabrilla es cada vez menor. Por otro lado, los pescadores más experimentados fueron los que reportaron los niveles más bajos de capturas máximas, posiblemente debido a que no llegaron a tecnificarse con el tiempo, como sí lo pueden haber hecho los pescadores más jóvenes. Justamente, son los pescadores que tienen entre 30 y 40 años de experiencia los que han tenido los más altos niveles de capturas máximas, sin embargo para los que tienen menos de 30

años de experiencia se ha estimado menores niveles de captura máxima. Esto podría estar vinculado a los menores niveles de abundancia que también han sido reportados, ya que a pesar que las capturas estimadas en los años recientes han ido creciendo, también ha ido creciendo y ampliándose el intervalo de confianza al 95% (Figura 22).



En la **Figura 23** se puede observar que la pesquería de cachema durante muchos años tuvo niveles de captura máximos que oscilaron en promedio entre 200 y 500 kg, con un ligero aumento hacia la década de 1980. Es solo a partir de la última década, desde el 2010 que los niveles de captura máximos se incrementan considerablemente excediendo inclusive los 1000 kg (o hasta más si se considera el intervalo de confianza). De acuerdo a lo reportado por algunos de los pescadores en los años recientes han cambiado de aparejos de pesca, y han empezado a utilizar redes de cerco que serían más productivas que las redes de cortina. En ese sentido, el incremento de los niveles de capturas máximas, posiblemente se debería a un aumento progresivo del esfuerzo pesquero y la potencia de pesca (Palomares & Pauly, 2019). Por otro lado, de acuerdo a los años de experiencia de los pescadores

se observa que los más jóvenes son los que tienen una mayor captura estimada, y los pescadores más experimentados son los que han realizado capturas máximas más bajas. Además, se ha estimado una mayor variabilidad en los registros de capturas máximas de los pescadores más jóvenes, mostrando que pueden haber capturas muy buenas con mayor tecnología, pero no son situaciones constantes.

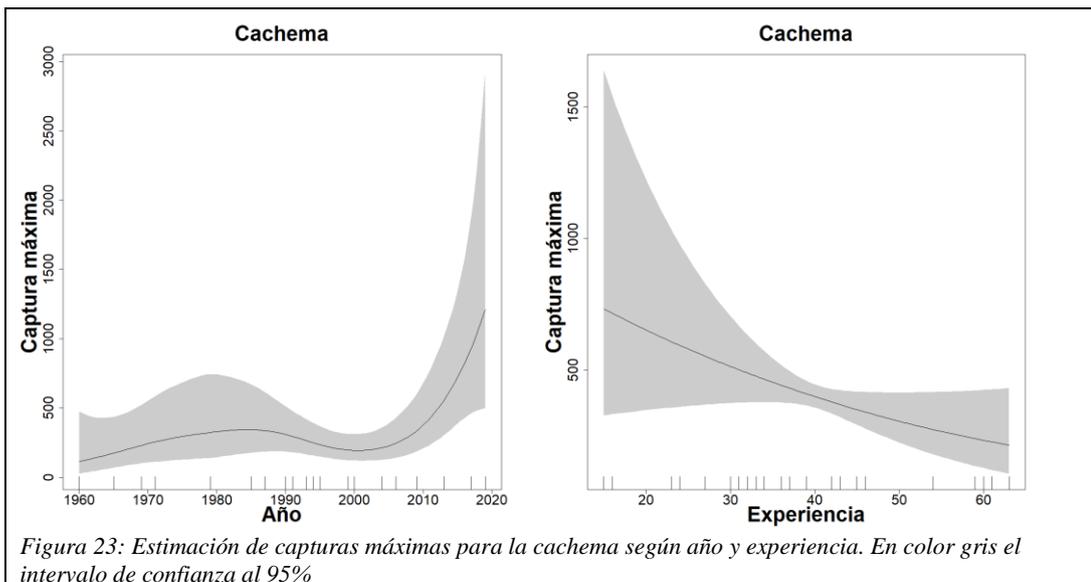
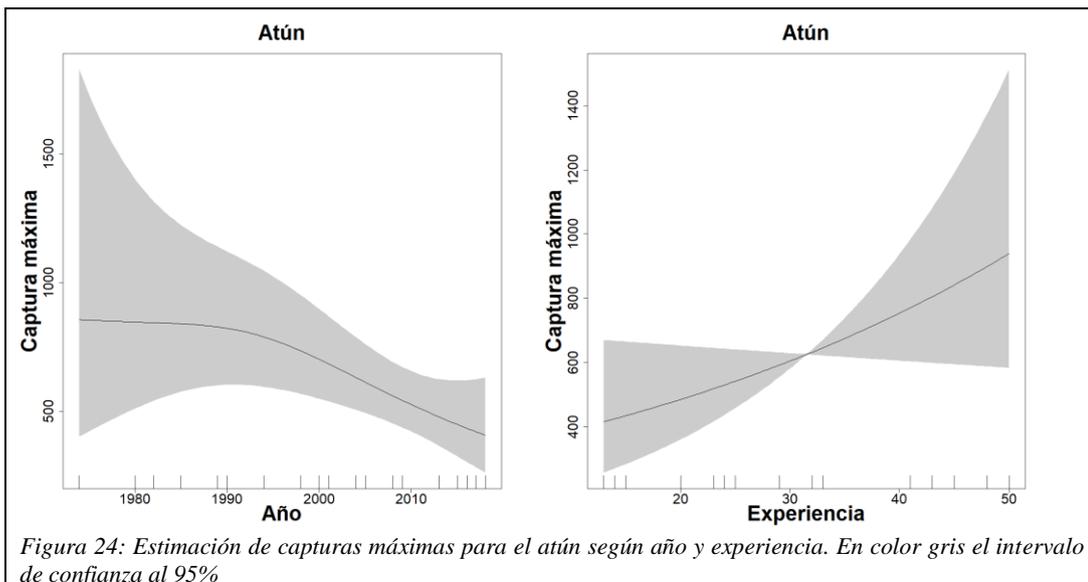


Figura 23: Estimación de capturas máximas para la cachema según año y experiencia. En color gris el intervalo de confianza al 95%

La pesquería de atún ha fluctuado considerablemente a lo largo del periodo de estudio, estimándose capturas máximas cercanas a los 1000 kg hacia inicios de la década de 1970, y progresivas reducciones hasta los cerca de 500 kg como captura máxima en los años más recientes (**Figura 24**). Asimismo, con el tiempo se fue reduciendo la variabilidad de las capturas, ya que en los años iniciales las capturas máximas eran más fluctuantes. De la misma manera, se estimaron capturas máximas mayores para los pescadores más experimentados y además, con una mayor variabilidad mientras que a menor grado de experiencia se estimaron los niveles de capturas máximas más bajas. Esta reducción en las capturas máximas ocurrió, inclusive considerando que la mayoría de los pescadores también reportaron las capturas de sus ejemplares más grandes entre los años 2000 y 2020.



5. Discusión

5.1. Modelos de abundancia

Los modelos utilizados con los datos de todas las comunidades para las especies que hubo consenso siempre tuvieron un mejor ajuste a la función logística. Esto coincide en gran parte con lo hallado por Beaudreau *et al.*, (2014), que al realizar estimados de abundancia con información del CET pesquero obtuvieron la mayor parte de los modelos ajustados a una función sigmoide (y una función logística es una clase de función sigmoide). Por otro lado, también hallaron modelos ajustados a funciones cúbicas sin embargo no aplicó para el caso de esta investigación ya que no hubo especies que hayan llegado a un punto máximo o mínimo de abundancia, y luego experimentado una reducción o aumento.

Por otro lado, los modelos de abundancia estimados para cada comunidad fueron ajustados a diferentes funciones que explican diferentes comportamientos de la abundancia. En el caso de los modelos que tuvieron un ajuste lineal se pudo ver una disminución constante de las abundancias a lo largo del periodo, que podría indicar que los niveles de esfuerzo pesquero si bien pueden haber crecido, lo han hecho de manera constante. En el caso de los modelos exponenciales explican una disminución en la abundancia que inicia lentamente, pero crece de manera acelerada y en unos pocos años es donde se ve la mayor reducción. Esta tendencia fue hallada para el bonito en San José, en donde en los años más recientes habría una mayor reducción de las abundancias. Por último, también se ajustaron modelos con funciones cuadráticas para el caso del atún en El Ñuro y del suco en San José. Dicha función de acuerdo a sus parámetros podría expresar una porción de una parábola creciente que llega a un punto de inflexión y luego aumenta (mostrando

una recuperación de los niveles de abundancia), o podría solamente expresar una porción de una parábola decreciente que muestre una reducción.

En algunos casos el tipo de modelo estimado para cada comunidad fue diferente del tipo de modelo que tuvo el mejor ajuste para la estimación de abundancia de todos los datos reportados por los entrevistados. Una función logística crece o decrece a una tasa que inicialmente se incrementa hasta llegar a un punto de inflexión, y luego los cambios se dan a una tasa que se reduce. En el caso de las tendencias de abundancia esto significa que hay un periodo en el cual la abundancia de una especie se reduce más rápido, cuando es abundante hasta llegar a un punto en el cual la población se reduce a cierto tamaño y los cambios de abundancia se vuelven más lentos. Para todas las especies, menos la cachema, la reducción de abundancia ya ha superado el punto de inflexión.

5.2. Factores sobre el consenso

El consenso dentro de las comunidades para las diferentes especies fue alto, sin embargo, como se ha indicado hubo grupos en los cuales el consenso dentro de una comunidad fue relativamente mayor o menor que el promedio. Por ejemplo, el consenso en Los Órganos respecto a la cabrilla fue el más bajo, que se podría explicar por los diferentes artes de pesca que utilizan para capturar a dicho recurso (redes de cortina y pinta). Asimismo, en Los Órganos el grupo de entrevistados tuvo la menor edad promedio, y el menor promedio de años de experiencia. Además de acuerdo a lo reportado por los entrevistados Los Órganos es una de las comunidades pesqueras artesanales que tuvo una mayor migración de pescadores, las cuales pueden explicar una mayor variabilidad debido a diferentes prácticas pesqueras. Por

ejemplo, varios pescadores de Los Órganos mencionaron que en la localidad hay una fuerte influencia de pescadores de la zona de Lobitos, que además fueron los que llevaron las redes de cortina como un nuevo método de pesca. De la misma manera, al tratarse de una de las localidades con una fecha fundacional más recientes, y habiendo pescadores más jóvenes es posible que sus respuestas tengan una mayor variabilidad ya que perciben las reducciones de abundancia más rápido por el *shifting baseline syndrome*. En general, hubo diferencias entre las edades y años de experiencia entre las cinco comunidades (Prueba de Kruskal-Wallis $p > 0.05$). En ese sentido, esta diferencia entre las comunidades también puede ser un factor que influya en la percepción de la abundancia.

En el caso del suco, se reportó que las redes de cortina fueron el principal aparejo de pesca utilizado, sin embargo, el tamaño de malla que se utiliza suele variar ampliamente desde 2 a 4.5 pulgadas, lo cual además genera una gran variabilidad en las tallas de captura que se ha reportado pueden oscilar entre 15 a 51 cm, y con niveles de hasta 99.7% de capturas de juveniles durante algunos años (Salazar et al., 2014; Atoche et al., 2020). No se llegó a obtener información consistente sobre los tamaños de malla que utilizaban los pescadores, aunque reportaron que los utilizan según su experiencia y según lo que les resulta más efectivo. Asimismo, en la región de Lambayeque se ha reportado prácticas prohibidas como el uso del “zumbador”⁸ que podrían haber sido utilizadas por algunos pescadores de la zona, la cual puede incrementar las capturas con redes de cortina (Ganoza et al., 2014). Por ello, si bien la mayoría de los pescadores utilizan redes de cortina puede haber

⁸ La práctica de usar el zumbador consiste en golpear con fuerza la superficie del mar con un palo luego de haber tendido una red, con la intención de alterar a los peces que se encuentren en la zona y que puedan quedar enmallados al tratar de escapar.

muchas diferencias en el tamaño de malla y el uso de prácticas que incrementen los niveles de captura, lo cual haya generado una mayor variabilidad en las percepciones de los pescadores sobre la abundancia.

Por otro lado, en el caso del jurel y el bonito en Cabo Blanco el nivel de consenso fue mayor que en el resto de las especies evaluadas. En dicha localidad el rango de edades de los entrevistados fue el mayor, sin embargo, los niveles de experiencia que tuvieron fueron los que tuvieron la menor variabilidad. Asimismo, Cabo Blanco es una localidad con una baja proporción de pescadores migrantes, existen prácticas pesqueras reconocidas por el gobierno que son trasladadas entre generaciones (RVM N° 117-2018-VMPCIC-MC, 2018), utilizan principalmente un aparejo de pesca que no tendría mayor variabilidad a comparación de una red de cortina, y además tienen similares visiones sobre los problemas que afectan los cambios de abundancia como la contaminación y el petróleo. Existiendo dichos elementos y características en Cabo Blanco es posible que haya menos factores que incorporen variabilidad en las percepciones de los pescadores.

En los casos en los cuales había diferencias en el nivel de consenso intercomunitario pesquero (Los Órganos-El Ñuro respecto a la merluza, La Tortuga- San José respecto al suco, y El Ñuro-Cabo Blanco respecto al peje), no significa que una u otra comunidad percibe las abundancias correctas o incorrectas, sino que hay factores subyacentes que han hecho que haya esas diferencias, como distintos aparejos de pesca, zonas de pesca, esfuerzo pesquero, y en general una amplia variabilidad que existe en la pesca (Estrella & Swartzman, 2010). Por ejemplo, en el caso de Los Órganos y El Ñuro respecto a la merluza, a pesar de que se tratan de comunidades pesqueras artesanales que se encuentran a menos de 10 km de

distancia, se utilizan diferentes aparejos de pesca para su captura. En Los Órganos utilizan principalmente redes de cortina, mientras que en El Ñuro principalmente utilizan espinel. Las capturas que provienen de ambas artes de pesca son diferentes tanto en volumen como en tallas, lo cual puede influenciar en la manera que los pescadores perciben la abundancia (Alvarez, 2019).

Asimismo, hubo falta de consenso para el caso del suco entre San José y La Tortuga, posiblemente por el mismo motivo ya que en la primera comunidad pesquera artesanal utilizan principalmente redes de cortina, mientras que en la segunda hay un uso variado entre pinta y redes de cortina. Además, en este caso son comunidades que se encuentran alejadas una de la otra. En el caso de La Tortuga se encuentra cerca a la confluencia de la corriente de Humboldt y las aguas cálidas del norte, mientras que San José se encuentra principalmente influenciado por la corriente de Humboldt. En ese sentido, la distribución espacial de las zonas de pesca (y su potencial variación en el tiempo) puede haber sido un factor determinante sobre como los pescadores perciben los cambios en abundancia del suco. Asimismo, en el caso de Piura en donde hay una pesca industrial de merluza, suele haber captura incidental de suco y peje dado que comparten similares hábitats. En dicho caso, podría también haber diferencias entre las percepciones de su abundancia en comparación con Lambayeque para el caso del suco, o incluso para el peje si hubiera diferencias entre las zonas de pesca entre El Ñuro y Cabo Blanco, y además alguna coincidiera con las zonas de pesca del sector industrial. Por último, a nivel geográfico también puede haber habido variaciones para los casos de los pescadores que ocasionalmente visitan el Banco de Máncora, el cual mencionan es más

abundante. Dicha zona se encuentra hacia el norte de Los Órganos, y por consiguiente se encuentra más accesible mientras menor es la distancia.

Una situación similar ha sido evaluada por Hallwass et al. (2013) que entrevistaron a pescadores de nueve comunidades ubicadas en un área de 100 km cercanas al río Tocantins en Brasil, en donde encontraron que había similares patrones en la distribución en las comunidades. De la misma manera, pero a una mayor escala Léopold et al. (2014) reconstruyó niveles de esfuerzo pesquero, capturas y CPUE para ciertas especies en toda la costa de Nueva Caledonia, extrapolando los datos de los pescadores a la escala de la pesquería y sugieren que una metodología generalizada para mapear el CET pesquero a lo largo de la costa.

En algunos casos podría tratarse de unidades poblacionales individuales como microstocks o metapoblaciones, y una discordancia entre la unidad de manejo y la unidad biológica puede generar percepciones erradas sobre la resiliencia de un stock. Por ejemplo, Kerr *et al.* (2014) compararon un modelo con la unidad biológica y un modelo con la unidad de manejo para el bacalao de Nueva Inglaterra y encontraron que en el segundo caso se podía subestimar la resiliencia de la especie. Asimismo, esta situación también fue notada por Ouréns *et al.* (2015) en la hallaron que para el pepino de mar en Galicia hay una incompatibilidad entre la escala de manejo, gobernanza y biología dado de que se tratan de microstocks. Sin embargo, para esta investigación, a nivel espacial, se ha considerado que las especies investigadas pertenecen a una misma unidad poblacional según lo indicado por Chirichigno y Cornejo (2001), y además se ha considerado que las zonas de pesca no han variado de manera considerable con el tiempo.

Esta problemática espacial, que se evidencia mayormente en pesquerías de artesanales o de pequeña escala fue denominada como la “tiranía de las escalas” por Prince (2005) al haber constantes discrepancias a nivel espacial entre las unidades biológicas y las unidades de manejo. Ante ello, Prince (2010) también plantea que en estos casos es necesario modificar la resolución en la cual se aplican las evaluaciones y el manejo de los recursos, y recomienda tomar un enfoque pragmático con profesionales con un sentido de “ecologistas de a pie” que puedan trabajar tanto en las dimensiones sociales como ecológicas a nivel comunitario con el fin de empoderar a las comunidades pesqueras, mejorar la colecta de datos, y finalmente poder diseñar e implementar simples medidas de manejo para preservar a los recursos.

Justamente este es el enfoque que se ha tomado en este trabajo, para poder identificar una alternativa para tomar datos a nivel local. Por ejemplo, en el Mar del Norte de manera práctica se aplicaron encuestas anuales sobre las percepciones de las abundancias de los pescadores y posteriormente tras ocho años al ser comparados con las evaluaciones de stock del *International Council for the Exploration of the Sea* (ICES) había una alta correlación (Johannesen, 2010). Enfoques como el de ICES basados en entrevistas pueden también resultar costo-efectivos en lo que respecta a la colecta de información, aunque también se pueden desarrollar mecanismos de colecta de información más elaborados con GPS económicos que también generen información espacial (Pita et al., 2016). Asimismo, el CET pesquero puede complementar información científica al momento de realizar modelos ecosistémicos, que además suelen ser más pertinentes para pesquerías de pequeña escala multiespecíficas (Cisneros-Montemayor *et al.*,

2020). Estas estrategias podrían ser adoptadas por el IMARPE, o inclusive por las universidades costeras y se podría generar información anual sobre abundancia y tendencias a lo largo del tiempo, siguiendo los lineamientos para la colecta y utilización de CET pesquero para el desarrollo de políticas planteados por Cowie et al. (2020). Dichos lineamientos consideran desde el establecimiento de objetivos, elaboración de cuestionarios y su aplicación, hasta la integración bajo diferentes enfoques en el desarrollo de políticas pesqueras.

5.3. Abundancia y capturas

Los resultados demuestran que se puede generar series de tiempo de abundancia, así como también reconstruir valores máximos de capturas. En algunos casos, estas series de tiempo podrían incluso expandirse hasta periodos en los que no se tenga información, o en ubicaciones específicas en las cuales no se ha podido realizar monitoreos pesqueros, como una alternativa para complementar la información pesquera. Es así, que varios de los entrevistados de mayor edad rememoraban épocas en las cuales el pescado era tan abundante que se encontraba en la costa y llegaba a incluso varar. Sin embargo, a pesar de existir abundantes registros en tiempos pasados, para todas las especies se evidencia que existen disminuciones en la abundancia, tendencia que también se observa en indicadores a través de otras fuentes, pero de series de tiempo más cortas, reportadas por el IMARPE (IMARPE, 2008; IMARPE, 2009).

A pesar de ello, no hay una serie de tiempo de esfuerzo pesquero o abundancia continua que se extienda al mismo periodo de esta investigación (1950-2010) para las especies evaluadas (y otras). Sin embargo, existe información histórica sobre el

número de pescadores y embarcaciones que han existido para cuatro periodos de tiempo (1995-96, 2004-05, 2012, y 2015) lo cual indica la capacidad de pesca existente y el potencial esfuerzo pesquero que había en esos momentos específicos (FAO, 2002). Justamente con esos datos se ha podido reconstruir una serie de tiempo de los niveles de esfuerzo pesquero y CPUE por tipo de flota desde 1950 hasta el 2010, en los cuales para los anzuelos y redes de cortina (aparejos de pesca más reportados por los entrevistados) tienen las mayores reducciones entre ambos años con 90% y 97% respectivamente (De la Puente *et al.*, 2020). Esos porcentajes de reducción son mucho mayores a los encontrados en las estimaciones de abundancia de las especies estudiadas, lo cual podría significar que otras especies han sido todavía más afectadas. De esta manera, estos resultados complementan el conocimiento previo con el que se contaba y lo amplía.

En el Perú los primeros datos de desembarques oficiales disponibles y públicos datan de 1950 (IMARPE, 1995), los cuales además en un inicio se encontraban incompletos (Caillaux, 2011). Los desembarques oficiales registrados para las especies evaluadas muestran que para algunas especies al inicio de las series de tiempo hubo un máximo (cabrilla, bonito y atún), mientras que en las otras pesquerías las capturas iniciaron con volúmenes bajos y fueron aumentando hasta llegar a un pico y actualmente se encuentran en descenso (cachema y jurel). En general, los valores de los desembarques presentan una variabilidad teniendo momentos en los cuales se incrementan o se reducen, sin embargo, los pescadores perciben que la abundancia a lo largo de todo el periodo siempre ha tenido una tendencia a la reducción. Esto puede deberse a que la pesca artesanal es multi específica, y un pescador puede ir variando en su captura objetivo según le sea

favorable. Asimismo, es posible que las oscilaciones en los valores de los desembarques también hayan sido influenciadas por una mayor abundancia de los recursos por El Niño o La Niña (Espino & Yamashiro, 2012). De la misma manera, podría también haber una influencia de la variabilidad climática a mayor escala, por cambios de régimen entre fases frías y cálidas que modifican la estructura y las relaciones tróficas del ecosistema (Alheit & Ñiquen, 2004, Salvatecci et al., 2018).

Por otro lado, llama la atención que para el caso de la pesquería de jurel recién se cuenta con información de desembarques desde mediados de 1960, aunque, los pescadores artesanales reportaban con anterioridad altas capturas y abundancias de la especie. Justamente Csirke (2013) menciona que a partir de 1964 las capturas de jurel dejan de ocupar los últimos lugares teniendo un crecimiento progresivo, y discute la importancia de esta especie en los años previos. En ese sentido, a través del CET pesquero de los pescadores de Los Órganos, El Ñuro y Cabo Blanco y sus importantes registros de abundancia de jurel en entre 1950 y 1970 se cuestiona y fortalece la idea de que antes de 1964 el jurel habría sustentado una importante pesquería para algunas comunidades del norte del Perú. Por ejemplo, en este caso particular a través del CET pesquero de los pescadores es que se podría complementar dicha información de desembarques, y además rescatar otra información como las tallas de los ejemplares que en su momento denominaban “margarito⁹” por su gran tamaño. Una similar situación se encontró en el caso de la cachema en Lambayeque, en donde se halló una correlación negativa entre la

⁹ Maragarito Machaguay fue, en vida, la persona más alta del Perú, y de acuerdo a la lingüista Martha Hildebrant el nombre *margarito* (en forma de sustantivo común) es usado coloquialmente para referirse a las botellas de cerveza de más de un litro de capacidad. En ese sentido, los pescadores usan también el nombre *margarito* para hacer referencia a un jurel de gran tamaño.

abundancia y las capturas, del mismo modo que ocurrió con el jurel. Intuitivamente esto podría resultar contradictorio, ya que los resultados indicarían que para el caso del jurel en Piura y la cachema en Lambayeque se ha hallado que las capturas han sido mayores cuando la abundancia ha sido menor. En el caso del atún, bonito, cachema y cabrilla en Piura se encontró una correlación positiva entre las capturas y la abundancia, aunque en algunos casos las relaciones fueron más altas que en otras.

Hay bastantes discusiones sobre si las capturas reflejan la abundancia (Branch et al., 2011; Kleisner et al., 2013; Pauly et al., 2013), en donde los principales argumentos son que se pueden usar los datos de capturas de manera cauta cuando es lo único con lo que se cuenta, aunque por otro lado se argumenta que hay diversos factores que pueden condicionar las capturas y que no siempre están íntimamente ligados con la abundancia. Por ejemplo, factores externos como el precio del combustible, la demanda global de productos marinos, problemas políticos o hasta incluso una guerra civil pueden afectar los volúmenes de captura. Asimismo, pueden ser factores internos del mismo recurso o la pesquería como migraciones, éxito de la reproducción, el régimen de pesca y las medidas de manejo, o los niveles de esfuerzo pesquero.

Este último factor es importante ya que puede relacionar la abundancia con las capturas de manera proporcional (Gulland, 1969). Sin embargo, una de las limitaciones de la investigación fue que no se pudo caracterizar los niveles de esfuerzo pesquero utilizado, es decir como a lo largo del tiempo fueron fluctuando tanto las embarcaciones como los aparejos de pesca utilizados. Esto resulta relevante, ya que un pescador al iniciar su carrera podría haber utilizado una simple

línea de anzuelo, y con el tiempo podría haber cambiado de aparejo de pesca por una red de cortina que tiene distintos niveles de captura por mejoras tecnológicas (como se ha mencionado previamente). La relación que existe entre las capturas y la abundancia no es constante, ya que existe un parámetro en la relación conocido como lo es el factor de capturabilidad¹⁰ que puede haber ido fluctuando en el tiempo. Dicho factor podría tener un comportamiento potencial con parámetros que pueden tender a una hiperestabilidad o un hiperagotamiento de la abundancia (Harley *et al.*, 2001). Asimismo, otra limitante del estudio fue que la información de las abundancias no está asociada a una zona de pesca, o varias zonas de pesca que pueden haber variado en el tiempo. Para también tratar de evitar estimaciones de abundancia con fenómenos de hiperestabilidad o hiperagotamiento, Walters (2003) plantea que con información espacial de las zonas en las que se ha estado pescando y también en aquellas que no ha habido actividad pesquera se puede compensar la ocurrencia de estos fenómenos.

A pesar de ello, en todos los casos ha habido una alta variabilidad interanual de las capturas registradas. En ese sentido, si el indicador de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) ha venido reduciéndose y las capturas han ido aumentando se podría intuir que los niveles de esfuerzo pesquero han ido aumentando en el tiempo. Por ejemplo, IMARPE (2008, 2009) también había identificado una capacidad de pesca sobredimensionada para el sector pesquero artesanal, y también reducciones en las capturas de especies costeras y la misma tendencia a la baja en el CPUE de

¹⁰ Arreguín-Sánchez (1996) define como el concepto de capturabilidad como el reflejo de la eficiencia de una pesquería, relacionando la abundancia de la biomasa y las capturas en relación a cinco elementos: tamaño del pescado, estructura de la población, diferencias entre la flota pesquera y sus operaciones, densidad poblacional, y cantidades capturadas

especies como la cabrilla, cachema y suco. Además, identificaron cambios en otros indicadores, como la reducción de las tallas media de captura: la cabrilla de 33.5cm en 1969 a 23 cm en el 2007, y el suco de 34cm a 28cm en el mismo plazo. Debido a la presión pesquera y extracción de individuos de mayor tamaño, dichas especies también han reducido su talla de desove en más de 10 cm (IMARPE, 2008). Ambas reducciones son indicadores directos de que la mortalidad por pesca ha tenido un crecimiento continuo. Sin embargo, para el indicador de abundancia es importante notar que no logró capturar la variabilidad interanual que por ejemplo podían notarse de manera intensa con un Fenómeno El Niño. Como la información de abundancias del CET pesquero fue tomada en escalas decadales el indicador de abundancia de especies no logra percibir cambios a escalas temporales menores de 10 años como la variabilidad interanual y estacional. Esto se trató de controlar al correlacionar los registros de desembarques con una media móvil de 10 años, aunque también se puede haber perdido información de la variabilidad ambiental de menor plazo.

Por otro lado, al evaluar las capturas máximas de atún, cabrilla, cachema y merluza hubo diferentes comportamientos en los niveles de captura máxima tanto en relación con el año y la experiencia de los pescadores. Por ejemplo, en el caso del atún se encontró que con el tiempo las capturas máximas se han venido reduciendo, así como los pescadores más experimentados han sido los que registraron las capturas máximas más altas. Los pescadores entrevistados reportaron utilizar anzuelos a la pinta para la captura de atún, sin embargo, en otras localidades ha primado el uso de redes de cerco o cortinas que, junto a la mayor demanda del

recurso, y el incremento del esfuerzo podrían estar reduciendo los niveles de abundancia (Guevara-Carrasco & Bertrand, 2017).

En el caso de la cabrilla, las capturas máximas también se han reducido de manera progresiva, lo cual ya había sido identificado desde hace más de 20 años (IMARPE, 2008; 2009). La cantidad de embarcaciones también ha continuado creciendo y como también fue identificado por los pescadores cada vez hay más barcos y menos pescado para cada uno. Por otro lado, respecto a la experiencia se pudo observar que los pescadores más experimentados no son los que han realizado las mayores capturas, sino los pescadores con entre 30 y 40 años de experiencia lo cual puede deberse a un mayor nivel de tecnificación que incrementó el esfuerzo pesquero. Inicialmente los pescadores entrevistados reportaron utilizar balsillas que podían tener una limitada autonomía, y posteriormente sus hijos adquirieron botes en los cuales es posible que hayan navegado hasta otras zonas de pesca posiblemente más abundante y bajo condiciones de trabajo más productivas. Estas prácticas, en parte fueron transmitidas a las siguientes generaciones, pero no se lograron alcanzar los mismos niveles de capturas máximas, y además todavía sigue habiendo pescadores que utilizan balsillas como un medio de pesca tradicional.

Las capturas máximas de merluza han fluctuado en el tiempo, llegando a un pico hacia fines de los años 2000 y posteriormente con una tendencia hacia la reducción. En este caso, se trata de una pesquería que también es capturada por la flota industrial cuyo stock ha atravesado varios momentos críticos, hasta un cierre de la pesquería para evitar un colapso. Posterior a dicho cierre en el 2002 la pesquería se ha ido recuperando paulatinamente, pero los niveles de captura han sido mucho menores a los niveles históricos (Alvarez, 2019). Justamente, las reducciones en los

niveles de captura máxima se empiezan a reducir cerca a esos años. Asimismo, los niveles de captura máximo estimados fueron mayores para los pescadores más experimentados, es decir con el tiempo, a pesar de las tecnificaciones en los métodos de pesca que se pueden haber desarrollado ha habido reducciones en los niveles de capturas máximas. En este caso, si bien puede haber habido un efecto de incremento de eficiencia y esfuerzo pesquero por el *technological creep* (Palomares & Pauly, 2019), no se ha visto evidenciado en un incremento en los niveles de captura máximo.

Por último, para el caso de la cachema, según lo reportado, es solamente en la última década que se presentan las mayores capturas máximas, para lo cual los entrevistados reportaron usar aparejos de pesca con diferentes poderes de pesca (redes de cerco vs. redes de cortina). Según Guevara-Carrasco & Bertrand (2017), las redes de cerco para la captura de cachema predominan sobre las redes de cortina desde 1997. Asimismo, su precio se ha casi cuadruplicado entre 1997 y el 2012. En este caso, el *technological creep* resulta más evidente al haber un cambio en el arte de pesca utilizado, por uno que resulta ampliamente más productivo. Sin embargo, son solamente tres respuestas las cuales generan este incremento en las estimaciones de las capturas máximas de cachema. Asimismo, es posible que los resultados de las entrevistas no representen la estructura de la flota dedicada a la cachema. En ese sentido, si solamente se consideran las capturas de cachema realizadas con redes de cortina (**Figura 25**), la estimación de las capturas máximas

es mucho menor, pero igual se puede observar que en los últimos 10 años igual ha habido un incremento.

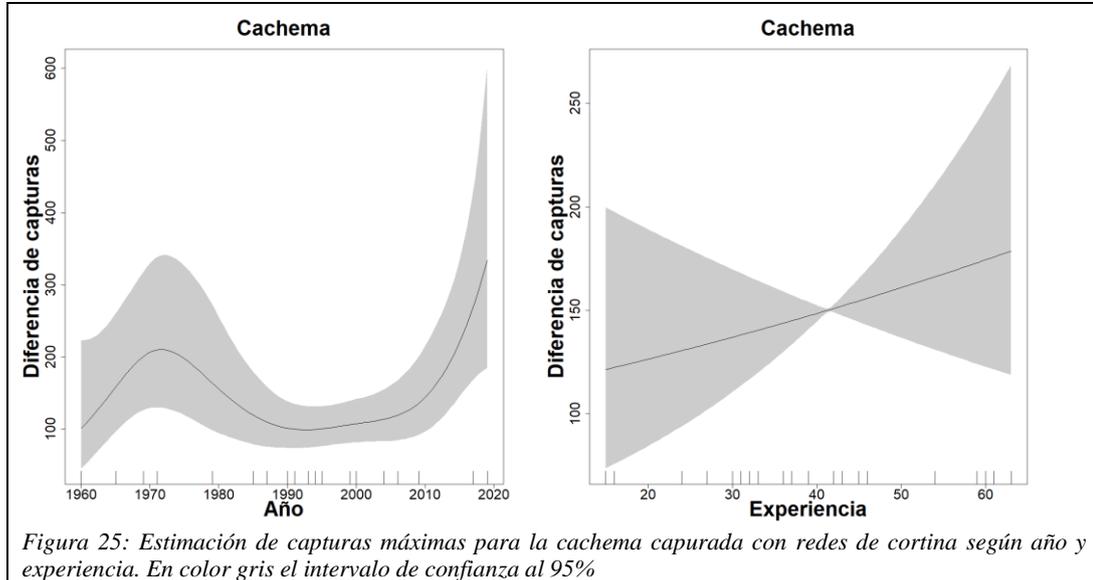


Figura 25: Estimación de capturas máximas para la cachema capturada con redes de cortina según año y experiencia. En color gris el intervalo de confianza al 95%

En general, resulta relevante poder también conocer estas tendencias ya que, como se ha mencionado las capturas no reflejan la abundancia en su totalidad (Pauly *et al.*, 2013), pero pueden ser complementados con tendencias de abundancia o niveles máximos de captura. Así como lo plantea Sáenz-Arroyo & Revollo-Fernández (2006) a nivel colectivo también se pueden evidenciar tendencias en los niveles de capturas por unidad de esfuerzo (mejor captura diaria).

Estos resultados de indicadores de abundancia y capturas máxima son de utilidad, dada la limitación de datos que existen para varias pesquerías artesanales, y potenciales sesgos en cuanto a los puntos de referencia que se conocen, por lo cual esta investigación representa un nuevo enfoque para poder generar más datos e información, así como poder contar con puntos de referencia de los recursos. Por ejemplo, con un índice de abundancia generado bajo este enfoque, con la información de los desembarques (o capturas), y una estimación de los parámetros

de capturabilidad, se podría estimar el nivel de esfuerzo pesquero que se ha estado ejerciendo a lo largo de una serie de tiempo, así como también aplicar una evaluación de stocks sencilla, por ejemplo, con un modelo de biomasa dinámica de Gordon-Schaeffer (Seijo *et al.*, 1997).

Para las metodologías de evaluación de pesquerías con pocos datos los resultados de esta investigación son de utilidad. Ahora los datos de capturas se pueden complementar con los resultados de la estimación de los índices de abundancia (o CPUE) y se podría estimar los niveles de esfuerzo (f) con los desembarques/capturas conocidas, de manera que se pueda tener un mejor entendimiento de la dinámica de la flota para un mejor manejo. Esto resulta especialmente importante y urgente dado el aumento reciente de embarcaciones que se ha mencionado anteriormente. Por ejemplo, Carruthers *et al.* (2014) identificaron que datos sobre el esfuerzo pesquero histórico son de los más útiles para evaluar pesquerías de datos limitados. De esta manera, en base a los índices generados a través del CET pesquero se puede ampliar la oferta de investigaciones que se realizan sobre los recursos marinos. Asimismo, los resultados de esta investigación han mostrado que en todas las especies hay reducciones tanto en la abundancia, como en los niveles de capturas máximas, las cuales serían mayores a las previamente identificadas por el IMARPE. En ese sentido, los resultados refuerzan la complementariedad que existe entre la información científica y el CET pesquero que puede ser relevante, de utilidad y en este caso evidenciar urgencia para evaluar más a fondo el estado actual de estos recursos y evaluar si es necesario implementar medidas de manejo como cuotas globales, o limitaciones de esfuerzo para proteger a dichos recursos.

5.4. Sesgos y percepciones

Más allá de las percepciones de los usuarios, es importante notar que existen posibles fuentes de sesgo en las percepciones de las tendencias de abundancia de especies por las tasas de captura. En ese sentido, Daw (2010) planteó que los sesgos que podrían suscitarse se pueden clasificar en tres tipos, según su afectación: (i) captura por unidad de esfuerzo pesquero, (ii) percepciones científicas¹¹, y (iii) percepciones de pescadores individuales. Estos sesgos pueden aplicar tanto al CET pesquero como al conocimiento científico, por ejemplo, en investigaciones científicas que se basen en entrevistas con pescadores y su CET pesquero, o al momento de elaborar una línea bases sin contar con un punto de referencia y se pueda estar subestimado un estado previo del ecosistema en el cual las abundancias eran mayores. Es en estos casos, en los cuales referencias del CET pesquero pueden complementar y fortalecer investigaciones científicas de manera sinérgica.

Por ejemplo, Palomares & Pauly (2019) estimaron que se estarían dando aumentos en la eficiencia (*technological/expertise creep*) a una tasa anual de 2-4% en algunos casos, lo cual podría tener un efecto de aumento sobre las capturas por unidad de esfuerzo. Estos aumentos de eficiencia pueden ser de dos clases: mejoras en el aparejo de pesca, diseño, capacidad de búsqueda de pescado que puedan aumentar los esfuerzos del esfuerzo pesquera en una determinada flota, y (ii) o cambios en la habilidad de la tripulación para aplicar nuevas tecnologías o información (Marchal

¹¹ Daw (2008) indica que las percepciones científicas comúnmente son denominadas conocimiento científico, sin embargo, busca hacer la diferenciación dado que las percepciones de los pescadores podrían estar implícitamente devaluando al sugerir que es más subjetivo y menos válido que el conocimiento científico

et al., 2016). En ambos casos, se puede también estimar dichos aumentos de eficiencia de pesca para contar con un indicador estandarizado a lo largo del tiempo.

Entre los pescadores entrevistados se encontraron casos de pescadores que iniciaron sus labores en una balsilla de madera utilizando solo unos cuantos cordeles, y con el transcurso del tiempo pudieron adquirir un bote y redes de pesca, o en otros casos redes de cerco (**Anexo 1**). Asimismo, se mencionaron casos en el cual pescadores migrantes les enseñaban nuevas técnicas y conocimientos. Esto podría, por un lado, estar generando incrementos en los niveles de eficiencia, pero también generar diferencias entre el poder de pesca de diferentes artes de pesca. En este caso, durante las entrevistas se les preguntó a los pescadores sobre su nivel de esfuerzo pesquero (por ejemplo, embarcaciones usadas, los tipos de artes de pesca, horas y días de pesca) para poder realizar un análisis más preciso, sin embargo, los datos que se obtuvieron no tuvieron la consistencia necesaria para ser utilizados. Por otro lado, el solo hecho de preguntar sobre sus embarcaciones u otras circunstancias memorables a lo largo de su trayectoria, puede haber ayudado a provocar recuerdos más precisos sobre sus capturas, mejor viaje de pesca, captura más grande, entre otros (Bradburn *et al.*, 1987).

Entre las respuestas obtenidas, no debería sorprender que los pescadores más experimentados al iniciar su carrera hayan percibido altos niveles de abundancia de todas las especies, la cual con el transcurso de los años se fue reduciendo. Sin embargo, esto también se notó en pescadores más jóvenes, que también tuvieron la percepción de que al iniciar su trayectoria en la pesca la abundancia de especies era muy alta. En ese sentido, es posible que al recordar en su memoria los entrevistados hayan respondido sobre su percepción personal de aquello que es “abundante”, o se

esté experimentando un sesgo por el *shifting baseline syndrome*. Esto también puede ocurrir con las percepciones científicas, que pueden verse afectadas según el punto de referencia que se toma como base, que usualmente es el inicio de la serie de tiempo de datos. Este sesgo puede afectar la percepción de lo que significa un ecosistema saludable, y por tanto afectando las decisiones de manejo y conservación que se tomen. Es así, que se puede generar una situación en la cual podría no llegarse a obtener los resultados esperados por los tomadores de decisión por partir de una línea base inadecuada (Soga & Gaston, 2018). Por ello, es importante que se pueda recuperar el CET pesquero de los pescadores más experimentados ya que llevan consigo información valiosa que nos podría permitir tener una mejor comprensión del ecosistema y corregir sesgos en las líneas base.

Por otro lado, Papworth *et al.* (2009) también describe dos formas en las que se da el *shifting baseline syndrome* por afectaciones sobre las percepciones individuales. Por un lado, describe que puede ocurrir una “amnesia generacional” en la cual los individuos establecen sus percepciones en función a sus propios puntos de referencia, debido a que no se transmiten las experiencias de manera intergeneracional. Por ejemplo, se observa que la probabilidad de que la abundancia de especies se clasifique como “baja”, aumentó con la edad, mientras que la probabilidad de abundancia sea clasificada “alta”, disminuyó con la edad, y que la probabilidad de abundancia “baja” aumentó desde la década de 1970 hasta la década de 2010, mientras que la probabilidad de abundancia alta disminuyó a lo largo de décadas durante todos los grupos de edad encuestados (**Figura 20**). Este mismo comportamiento se encontró en Beaudreau *et al.* (2014), y podría estar mostrando que ha habido una amnesia generacional que podría inducir en un *shifting baseline*

syndrome. Con el pasar del tiempo esta afectación se podría estar volviendo más intensa, y la distorsión generacional podría estar aumentando. Como ha planteado Jones et al. (2020) hay un periodo de traslape entre generaciones, en el cual puede darse la transmisión intergeneracional de CET pesquero y si bien es posible que se transmita cierta información en cuanto a prácticas y técnicas pareciera que no hay una transmisión efectiva de las abundancias de las especies. En los tiempos recientes la educación formal y las redes sociales han restado espacio a la transmisión oral del CET entre generaciones, y cada vez hay menos oportunidades para que los niños y jóvenes pasen tiempo con sus padres o abuelos (Marrie, 2019). La falta de transmisión intergeneracional del CET pesquero puede tornarse en un problema para las nuevas generaciones, al tener una falsa noción de seguridad sobre el estado de los recursos, y no noten los dramáticos cambios que están ocurriendo en el ecosistema. Esto últimamente puede conllevar a que no se perciba la urgencia de proteger a los recursos, o incluso a oponerse a la implementación de medidas de manejo o que estas tengan un bajo nivel de cumplimiento.

En cuanto a la “amnesia personal”, Papworth *et al.* (2009) describe como un individuo puede actualizar su punto de referencia y cambiar su percepción de las condiciones pasadas y presentes, de manera que puede olvidar y confundir las condiciones experimentadas en el pasado con las del presente. En ese sentido, a través del consenso entre las respuestas de los entrevistados se buscó evaluar que las percepciones a nivel individual siguen el patrón de las respuestas de la comunidad y van cambiando en el tiempo. En la mayoría de los casos se encontró que el nivel de consenso entre las respuestas obtenidas dentro de una comunidad era alto (**Tabla 9**), lo cual indica que los individuos logran guardar una percepción

personal en el tiempo que coincide con la memoria colectiva respecto a las percepciones de abundancia. En ese sentido, estos resultados refuerzan el hecho de que hay CET pesquero compartido que coincide tanto dentro y fuera de las comunidades pesqueras, pero también queda claro que en algunos casos hay un menor grado de coincidencia.

Al momento de realizar investigaciones o plantear medidas de manejo para los recursos marinos es importante tener en cuenta estos sesgos y las percepciones de los pescadores, ya que su éxito depende de la legitimidad que puedan tener por parte de los pescadores. Una investigación que no considera el CET pesquero puede no tener credibilidad por parte de los pescadores. Por ejemplo, como ha descrito Johannes et al. (2000) un estudio sobre la carnada del barrilete subestimó los resultados al no considerar las migraciones del recurso. De la misma manera, Schumann (2007) también describe como en el caso de las áreas de manejo chilenas, en algunas situaciones ha habido disputas entre pescadores e investigadores, y el conocimiento que ambos tenían, lo cual podía afectar la confianza de los resultados y el posterior cumplimiento de las medidas de manejo que se planteaban. Sin embargo, se resalta que bajo esquemas de cooperación que generen mayor conciencia sobre la conservación de los recursos a los pescadores puede haber una mezcla de conocimientos “teóricos” (de los investigadores) y “prácticos” (de los pescadores) que ayuden a aplicar esquemas de co-manejo.

En ese sentido, también es importante evaluar cuales han sido los motivos de los cambios en la abundancia según las percepciones de los pescadores. Entre las respuestas obtenidas se tuvieron factores externos e internos que fueron reportados por los pescadores para explicar los cambios. Los factores externos fueron más

importantes, lo cual indica que los pescadores consideran que sus acciones, tanto a nivel individual como colectivo, no afectan o afectan en un menor grado la abundancia de especies. Por ello, las principales respuestas obtenidas fueron que la pesca de bolicheras o embarcaciones arrastreras son el motivo de las reducciones de abundancia, y se le podría restar importancia y urgencia a factores que los mismos pescadores artesanales son responsables. En menor medida se reportó como un factor que afecta la abundancia de recursos marinos al incremento de esfuerzo pesquero, las redes de cortina y la depredación que esto ocasiona. Algunos pescadores respondieron incluyéndose como parte del problema, en otros casos podría considerarse de manera implícita, pero también hubo algunos pescadores que indicaron que eran otros los que estaban construyendo más embarcaciones y no se consideraron parte del problema. Esta información a nivel local resulta importante para poder evaluar diferentes estrategias para abordar a los grupos de pescadores y plantear mecanismos de colaboración, por ejemplo, con aquellos que han identificado la urgencia de actuar, con aquellos que se requiere sensibilizar, y con aquellos que se debe consensuar puntos en común. Esto resulta importante, dado que en la actualidad la mayor parte de la pesca artesanal, que tiene características heterogéneas a lo largo de la costa, es regulada de manera homogénea.

Justamente, varios autores resaltan que investigaciones colaborativas en las cuales se involucra a los pescadores ayudan a generar confianza entre las partes lo cual a la larga es beneficioso para los proyectos e investigaciones, y también brindan legitimidad a las medidas de manejo y su mejoran sus niveles de cumplimiento (Ames, 2007; Küyük *et al.*, 2007; Stanley & Rice, 2007; Williams & Bax, 2007;

Mathew, 2011; Heyman & Granados-Diesseldorf, 2012). De esta manera se puede construir una base hacia un co-manejo entre los usuarios y los tomadores de decisión, lo cual resulta especialmente relevante para pesquerías de pocos datos (Kaplan & McBay, 2004; Chuenpagdee & Jentoft, 2007).

6. Conclusiones

- Las principales causas para los cambios de abundancia por parte de los pescadores fueron factores externos a ellos como la pesca de bolicheras y embarcaciones arrastreras.
- Según las percepciones de los pescadores se ha reducido significativamente la abundancia de atún, cachema, bonito, cabrilla y jurel en 57%, 45%, 51%, 54% y 80% respectivamente entre 1950 y 2010.
- Hubo una correlación positiva significativa entre la abundancia y capturas de las especies evaluadas, excepto para el caso del jurel en Piura y la cachema en Lambayeque que tuvieron una correlación negativa. Los pescadores más longevos reportaron altos niveles de abundancia de dichas especies en periodos en que los datos oficiales no registraron capturas.
- Hubo consenso entre las comunidades respecto a las abundancias del atún, cachema, bonito, cabrilla y jurel. Para la merluza, el peje y el suco no hubo consenso debido a diferencias en los artes de pesca, los niveles de esfuerzo pesquero, y la distribución geográfica.
- Según las percepciones de los pescadores se estimaron los niveles máximos de capturas para el atún, merluza, cachema y cabrilla, los cuales han variado a lo largo de la serie de tiempo, principalmente por cambios en los aparejos de pesca y niveles de esfuerzo pesquero.
- Los índices de abundancia y niveles máximos de captura estimados a partir del CET pesquero pueden complementar metodologías de evaluación de pesquerías con datos limitados para evaluar tendencias, establecer puntos de referencia, evaluar medidas de manejo y su efectividad, entre otros.

- No está ocurriendo una transferencia intergeneracional de conocimiento sobre los niveles de abundancia, ya que los pescadores más experimentados tienen más probabilidades de responder que la abundancia fue alta en el pasado, y más baja en el presente, en comparación con los pescadores más jóvenes.

7. Recomendaciones

- En futuras investigaciones relacionadas se debería tratar de estandarizar la unidad de esfuerzo pesquero indagando más acerca de las embarcaciones, aparejos de pesca y técnicas usadas por los pescadores a fin de tener indicadores más precisos. De esta manera, se podría tener indicadores que puedan ser directamente comparables, a pesar de que en diferentes comunidades pueden utilizar diferentes técnicas de pesca y niveles de esfuerzo pesquero (por ejemplo, redes de cortina y anzuelos). Asimismo, se sugiere evaluar si las zonas de pesca se mantienen o han cambiado en el tiempo.
- En el caso de pesquerías con datos limitados, se plantea que se podría obtener indicadores de utilidad para la investigación y manejo, por lo cual se recomienda replicar y escalar esta metodología bajo un monitoreo participativo de bajo costo a más pesquerías y comunidades para generar datos para el manejo pesquero. En ese sentido se podría contar con el apoyo de personal de campo, como los observadores de campo de IMARPE, o los extensionistas de PRODUCE. Dicho personal interactúa regularmente con pescadores artesanales, los cuales siguiendo criterios y protocolos estandarizados podrían reconstruir información sobre la pesca artesanal, que además ayude a entender mejor y mitigar el *shifting baseline syndrome*.
- En esta investigación se planteó obtener la información en periodos decadales, los cuales no logran capturar una variabilidad interanual. Por ello, en otras investigaciones se podría indagar sobre momentos concretos, como años Niño o Niña, que los pescadores recuerden y hayan experimentado cambios en la diversidad de especies, abundancia o distribución. Esta información de eventos

anómalos puede tener una mayor recordación en la memoria de los pescadores, dado que se presentan de manera excepcional, y pueden ayudar a complementar series de datos existentes o brindar mayor precisión a las escalas temporales o espaciales.

8. Referencias bibliográficas

Abreu, J. S., Domit, C., & Zappes, C. A. (2017). Is there dialogue between researchers and traditional community members? The importance of integration between traditional knowledge and scientific knowledge to coastal management. *Ocean and Coastal Management*, 141, 10–19.

<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.03.003>

Alder, J. & Pauly, D. (2008) Aggregate performance of countries in managing their EEZ. P.3-12 In: Alder, J. and Pauly, D. (eds). A comparative assessment of biodiversity, fisheries and aquaculture in 53 countries Exclusive Economic Zones. *Fisheries Centre Research Reports 16(7)*, Fisheries Centre, University of British Columbia

Alheit, J., & Niquen, M. (2004). Regime shifts in the Humboldt Current ecosystem. *Progress in Oceanography*, 60(2–4), 201–222.

<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2004.02.006>

Alvarez, J. (2019). *Selectividad de la red de cortina y el espinel utilizado por la pesquería artesanal de merluza (Merluccius gayi peruanus) en la provincia de Talara, Piura*. Tesis para optar el título de Ingeniero Pesquero. Universidad Nacional Agraria La Molina.

Ames, T. (2007). Putting fishers' knowledge to work Reconstructing the Gulf of Maine cod spawning grounds on the basis of local ecological knowledge. *In Fishers' Knowledge in Fisheries Science and Management*. N. Haggan, B. Neis and I. G. Baird, Eds. Paris, UNESCO

Apel, A. M., Fujita, R. and Karr, K. (2013). *Science-Based Management of Data-Limited Fisheries: A Supplement to the Catch Share Design Manual*. Environmental Defense Fund.

Arias-Schreiber, M, & Halliday, A. (2013). Uncommon among the commons? Disentangling the sustainability of the Peruvian anchovy fishery. *Ecology and Society*, 18(2).

Arias-Schreiber, M. (2012). The evolution of legal instruments and the sustainability of the Peruvian anchovy fishery. *Marine Policy*, 36(1), 78–89. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2011.03.010>

Arreguín-Sánchez, F. (1996). Catchability: a key parameter for fish stock assessment. *Reviews in fish biology and fisheries*, 6(2), 221-242.

Atoche D, Buitrón B, Paredes J. (2020). Incidencia de juveniles de *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758, *Paralanchurus peruanus* (Steindachner, 1875) y *Sciaena deliciosa* (Tschudi, 1846), en la Región La Libertad, 2010-2017. *Bol Inst Mar Perú*. 35(1): 106-115

Ayala, L., Ortiz, M., & Gelcich, S. (2019). Exploring the role of fishers' knowledge in assessing marine megafauna bycatch: insights from the Peruvian longline artisanal fishery. *Animal Conservation*, 22(3), 251-261.

Baigún, C. (2015). Guidelines for Use of Fishers' Ecological Knowledge in the Context of the Fisheries Ecosystem Approach Applied to Small-Scale Fisheries in South America. In *Fishers' Knowledge and the Ecosystem Approach to Fisheries*:

Applications, Experiences and Lessons in Latin America, edited by J. Fischer, J. Jorgensen, H. Josupeit, D. Kalikoski, and C. M. Lucas, pp. 63–83. Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 591, FAO, Rome.

Bakun, A., & Weeks, S. J. (2008). The marine ecosystem off Peru: What are the secrets of its fishery productivity and what might its future hold? *Progress in Oceanography*, 79(2-4), 290-299. Elsevier Ltd. doi: <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2008.10.027>

Ban, N. C., Picard, C. R., & Vincent, A. C. J. (2009). Comparing and integrating community-based and science-based approaches to prioritizing marine areas for protection. *Conservation Biology*, 23(4), 899–910. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01185.x>

Barton, K. (2020). *MuMIn: Multi-Model Inference*. R package version 1.43.17. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>

Beaudreau, A. H., & Levin, P. S. (2014). Advancing the use of local ecological knowledge for assessing data-poor species in coastal ecosystems. *Ecological Application: A Publication of the Ecological Society of America*, 24(2), 244–256. <https://doi.org/10.1890/13-0817.1>

Bennett, N. J. (2019). Marine Social Science for the Peopled Seas. *Coastal Management*, 47(2), 244–252. <https://doi.org/10.1080/08920753.2019.1564958>

Berkes, F. (1993) Traditional ecological knowledge in perspective. In Inglis, J. (ed) *Traditional Ecological Knowledge: Concept and Cases*, pp 1–9. Ottawa,

Canada: International Program on Traditional Ecological Knowledge and
International Development Research Centre

Berkes, F. (2006). From community-based resource management to complex systems: the scale issue and marine commons. *Ecology and Society*, 11(1).

Berkes, F., Colding, J., & Folke, C. (2000). Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as Adaptive Management. *Ecological Applications*, 10(5), 1251–1262.
<https://doi.org/10.1890/1051-0761>

Bernard, H. R. (2006). *Research methods in anthropology: qualitative and quantitative approaches*. Fourth edition. AltaMira Press, Lanham, Maryland, USA.

Bertaux, D. (1981). From the life-history approach to the transformation of sociological practice. In Daniel Bertaux (Ed.), *Biography and society: The life history approach in the social sciences* (pp.29-45). London: Sage.

Beverton, R. J. H. & Holt, S. J. (1957). *On the Dynamics of Exploited Fish Populations*. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, HMSO, Londres

Bevilacqua, A. H. V., Carvalho, A. R., Angelini, R., and Christensen, V. (2016). More than anecdotes: fishers' ecological knowledge can fill gaps for ecosystem modeling. *PLoS One* 11, e0155655.

Boyd, C.O. (2001). Phenomenology the method. In P.L. Munhall (Ed.), *Nursing research: A qualitative perspective* (3rd. ed., pp. 93-122). Sudbury, MA: Jones and Bartlett.

Bradburn, N. M., L. J. Rips, and S. K. Shevell. (1987). Answering autobiographical questions: the impact of memory and inference on surveys. *Science* 236:157-161.

<http://dx.doi.org/10.1126/science.3563494>

Branch, T. A., Jensen, O. P., Ricard, D., Ye, Y., & Hilborn, R. (2011). Contrasting Global Trends in Marine Fishery Status Obtained from Catches and from Stock Assessments. *Conservation Biology*, 25(4), 777–786.

<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01687.x>

Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach (2nd ed). In *Ecological Modelling* (Vol. 172). <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.11.004>

Caddy, J. F., & Mahon, R. (1996). *Puntos de referencia para la ordenación pesquera*. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 347. Roma, FAO. 1996. 109p.

Caillaux, M. (2011). *Efecto de la pesquería en la estructura del ecosistema de afloramiento peruano*. Tesis para optar al Título de Ingeniero Pesquero, Universidad Nacional Agraria La Molina, Facultad de Pesquería, Peru. 85 p.

Carmack, E., and Macdonald, R. (2008). Water and ice-related phenomena in the coastal region of the Beaufort Sea: some parallels between native experience and western science. *Arctic* 61, 265–280.

Carruthers, T. R., Punt, A. E., Walters, C. J., Maccall, A., Mcallister, M. K., Dick, E. J., & Cope, J. (2014). Evaluating methods for setting catch limits in data-limited

fisheries & *Fisheries Research*, 153, 48–68.

<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.12.014>

Carvalho, A. R., Williams, S., January, M., & Sowman, M. (2009). Reliability of community-based data monitoring in the Olifants River estuary (South Africa).

Fisheries Research, 96(2–3), 119–128.

<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.08.017>

Castillo, G., Fernández, J., Medina, A., & Guevara-Carrasco, R. (2018). Tercera Encuesta Estructural de la Pesquería Artesanal en el Litoral Peruano. Resultados Generales. *Inf. Inst. Mar del Perú* 45(3): 390.

Charmaz, Kathy (2006). *Constructing grounded theory: A practical guide through qualitative analysis*. Thousand Oaks, CA: Sage.

Chavez F., Bertrand, A., Guevara-Carrasco, R., Soler, P. & Csirke, J. (2008). The northern Humboldt Current System: Brief history, present status and a view towards the future. *Progress in Oceanography* 79: 95-105.

Chirichigno, N. & Cornejo, R. (2001). Catálogo comentado de los peces marinos del Perú. Instituto del Mar del Perú, IMARPE, *Publicación especial*. Callao, Perú. 314 p.

Christensen, V., De la Puente, S., Sueiro, J. C., Steenbeek, J., & Majluf, P. (2014). Valuing seafood: The Peruvian fisheries sector. *Marine Policy*, 44, 302–311.

<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.09.022>

Chuenpagdee, R., & Jentoft, S. (2007). Step zero for fisheries co-management: what precedes implementation. *Marine policy*, 31(6), 657-668.

Cisneros-Montemayor, A. M., Zetina-Rejón, M. J., Espinosa-Romero, M. J., Cisneros-Mata, M. A., Singh, G. G., & Melo, F. F. R. (2020). Evaluating ecosystem impacts of data-limited artisanal fisheries through ecosystem modelling and traditional fisher knowledge. *Ocean & Coastal Management*, 195, 105291.

Cohen, P. J., Allison, E. H., Andrew, N. L., Cinner, J., Evans, L. S., Fabinyi, M., Garces, L. R., Hall, S. J., Hicks, C. C., Hughes, T. P., Jentoft, S., Mills, D. J., Masu, R., & Ratner, B. D. (2019). Securing a just space for small-scale fisheries in the blue economy. *Frontiers in Marine Science*, 6(MAR), 1–8.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00171>

Cowie, W., Al Dhaheri, S., Al Hashmi, A., Solis–Rivera, V., Baigun, C., Chang, K., Cooney, R., Kamaka‘ala, S., Lindeman, K., Louwa, C., Roe, D., Walker–Painemilla, K., Al Baharna, R., Al Ameri, M., Al Hameli, S., Al Jaberi, K., Alzahlawi, N, Binkulaib, R., Al Kharusi, Y. (2020). *IUCN Guidelines for gathering of fishers’ knowledge for policy development and applied use*. IUCN, Gland, Switzerland; and Environment Agency – Abu Dhabi, United Arab Emirates.
<https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2020.11.en>

Csirke, J. (1980). *Introducción a la dinámica de poblaciones de peces*. FAO, Doc. Téc. Pesca, (192):82 p.

Csirke, J. (2013). El Jurel *Trachurus murphy* en el Perú. *Revista Peruana de Biología*, 20(1), 5-8. Recuperado en 21 de julio de 2020, de

http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727-99332013000100002&lng=es&tlng=es.

Cochrane, K. L. & García, S. M. (2009). *A fishery manager's guidebook*. Second edition. FAO & Wiley-Blackwell, Oxford, UK. 518p

Coker R.E. (1910). The fisheries and the guano industry of Peru. In: *Proceedings of the fourth international fishery congress held at Washington, USA, September 22– 26, 1908; 1910*. p. 333–65. Plates XII–XVII

Costello, C., Ovando, D., Hilborn, R., Gaines, S. D., Deschenes, O., & Lester, S. E. (2012). Status and solutions for the world's unassessed fisheries. *Science*, 338(6106), 517–520. <https://doi.org/10.1126/science.1223389>

Daw, T. (2008). *How fishers count. Engaging with fishers' knowledge in fisheries science and management*. Tesis para optar el grado de Doctor en Filosofía. Universidad de Newcastle. Newcastle upon Tyne.

Daw, T. (2010). Shifting baselines and memory illusions: What should we worry about when inferring trends from resource user interviews? *Animal Conservation*, 13(6), 534–535. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00418.x>

De la Puente, S., López De La Lama, R., Benavente, S., Sueiro, J. C., & Pauly, D. (2020). Growing Into Poverty: Reconstructing Peruvian Small-Scale Fishing Effort Between 1950 and 2018. *Frontiers in Marine Science*, 7, 681.

De la Puente, S., Sueiro, J.C., Huaytalla, P., Paredes, C.E., & Cansino, K. (2013). Thematic Report: Module IV. – Socioeconomic aspects of the Humboldt Current

Large Marine Ecosystem – Extended Summary – Consultancy developed for the TDA-SAP process of the GEF-UNDP project: *Towards ecosystem-based management of the Humboldt Current Large Marine Ecosystem*. Lima, Peru. 21p.

De Melo Alves Damasio, L., Lopes, P. F. M., Guariento, R. D., & Carvalho, A. R. (2015). Matching Fishers' knowledge and landing data to overcome data missing in small-scale fisheries. *PLoS ONE*, *10*(7), 1–13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133122>

Decreto Ley N° 25977. (1992). *Aprueban Ley General de Pesca*. Diario El Peruano. 7 de diciembre de 1992

Drew, J. A. (2005). Use of traditional ecological knowledge in marine conservation. *Conservation Biology*, *19*(4), 1286–1293. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00158.x>

DS N° 017-92-PE. (1992). *Prohíben la pesca con el uso de métodos que modifiquen las condiciones bioecológicas del medio marino en la zona adyacente a la costa, comprendida entre las cero y cinco millas marinas*. Diario El Peruano. 18 de septiembre de 1992.

DS N° 012-2001-PE. (2001). *Aprueban el Reglamento de la Ley General de Pesca*. Diario El Peruano. 14 de marzo de 2011

DS N° 002-2017-PRODUCE. (2017). *Decreto Supremo que aprueba el Reglamento de Organización y Funciones del Ministerio de la Producción*. Diario El Peruano. 1 de febrero del 2017

Eddy, T. D., Gardner, J. P. A., & Pérez-Matus, A. (2010). Applying Fishers' Ecological Knowledge to Construct Past and Future Lobster Stocks in the Juan Fernandez Archipelago, Chile. *PLoS ONE*, 5(11). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013670>

Espino, M. & Yamashiro, C. (2012). La variabilidad climática y las pesquerías en el Pacífico suroriental. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(SpecIssue), 705-721. <https://dx.doi.org/103856/vol40-issue3-fulltext-18>

Estrella C. & Swartzman G. (2010). The Peruvian artisanal fishery: Changes in patterns and distribution over time. *Fisheries Research* 101: 133–145. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2009.08.007>.

FAO. (1995). *Código de Conducta para la Pesca*. Roma

FAO. (2000). *Fisheries management. 1. Conservation and management of sharks*. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 4, Suppl. 1. Rome, FAO. 37p.

FAO. (2002). *Informe sobre la Consulta Técnica sobre la medición de la capacidad pesquera*. Informe de Pesca de la FAO No. 615. Roma

FAO. (2020a). *Proceedings of the International Symposium on Fisheries Sustainability: strengthening the science-policy nexus*. FAO Headquarters, 18–21 November 2019. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 65. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9165en>

FAO. (2020b). GLOBEFISH Highlights July 2020 issue, with Jan. - Mar. 2020 Statistics – A quarterly update on world seafood markets. *Globefish Highlights No. 3–2020*. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb1125en>

Fischer, J., Jorgensen, J., Josupeit, H., & Kalikoski, D. (2015). *Fishers' knowledge and the ecosystem approach to fisheries*. Informe técnico de pesca y acuicultura 591. Roma.

Flaaten O, Wallis P. *Fisheries Management Costs: Concepts and Studies*. 2001.

Flores-Galindo, A. (1981). La pesca y los pescadores en la costa central (s. XVIII). *Histórica*, 5(2), 159-165. Obtenido en <http://revistas.pucp.edu.pe/index.php/historica/article/view/7979>

Francis, J. J., Johnston, M., Robertson, C., Glidewell, L., Entwistle, V., Eccles, M. P., & Grimshaw, J. M. (2010). What is an adequate sample size? Operationalizing data saturation for theory-based interview studies. *Psychology and health*, 25(10), 1229-1245.

Froese, R., & Pauly, D. (Eds.). (2000). *FishBase 2000: concepts designs and data sources* (Vol. 1594). WorldFish.

Fulton, E. A., Smith, A. D. M., Smith, D. C., & Van Putten, I. E. (2011). Human behaviour: The key source of uncertainty in fisheries management. *Fish and Fisheries*, 12(1), 2–17. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2010.00371.x>

Ganoza F, Cornejo R, Salazar C, Gonzáles A, Campos M. (2014). Nivel de ruido y efectos en el ecosistema por uso del zumbador en la pesca de suco *Paralonchurus peruanus*, Pacasmayo. *Inf Inst Mar Perú*. 41(1-4): 162-178

Glaser, B. & Strauss, A. (1967). *The discovery of grounded theory*. Chicago: Aldine Press.

Grant, S., & Berkes, F. (2007). Fisher knowledge as expert system: A case from the longline fishery of Grenada, the Eastern Caribbean. *Fisheries Research*, 84(2), 162–170. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.10.012>

Grillo, J. (2016). *Estudio socioeconómico y cultural de las caletas de Canoas de Punta Sal, Los Órganos, El Ñuro, Cabo Blanco, La Isilla y La Tortuga*. Informe para Naturaleza y Cultura Internacional

Guest, G., Bunce, A., & Johnson, L. (2006). How many interviews are enough? An experiment with data saturation and variability. *Field Methods*, 18(1), 24. <https://doi.org/10.1177/1525822X05279903>

Guevara-Carrasco R., Bertrand A. (Eds.). (2017). *Atlas de la pesca artesanal del mar del Perú*. Edición IMARPE-IRD, Lima, Perú, 183 pp.

Gulland, J. A. (1969). Manual of methods for fish stock assessment. Part 1. Fish population analysis. *FAO Man. Fish. Sci.*, (4): 154 pp

Gutiérrez, N. L., Hilborn, R., & Defeo, O. (2011). Leadership, social capital and incentives promote successful fisheries. *Nature*, 470(7334), 386-389.

Haggan, N., & Neis, B. (2007). The changing face of fisheries science and management. *In Fishers' Knowledge in Fisheries Science and Management*. N. Haggan, B. Neis and I. G. Baird, Eds. Paris, UNESCO

Haggan, N., Neis, B. & Baird, I. G. (2007) *Fishers' Knowledge in Fisheries Science and Management*. Paris, UNESCO. 437 pp. Hallwass, G., Lopes, P. F., Juras, A.

A., & Silvano, R. A. M. (2013). Fishers' knowledge identifies environmental changes and fish abundance trends in impounded tropical rivers. *Ecological Applications*, 23(2), 392–407. <https://doi.org/10.1890/12-0429.1>

Harley, S. J., Myers, R. A., & Dunn, A. (2001). Is catch-per-unit-effort proportional to abundance?. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(9), 1760-1772.

Hennink, M. M., Kaiser, B. N., & Marconi, V. C. (2017). Code saturation versus meaning saturation: how many interviews are enough? *Qualitative health research*, 27(4), 591-608.

Heyman, W. D., & Granados-Dieseldorff, P. (2012). The voice of the fishermen of the Gulf of Honduras: improving regional fisheries management through fisher participation. *Fisheries Research*, 125, 129-148.

Hilborn, R., Branch, T. A., Ernst, B., Magnusson, A., Minte-Vera, C. V., Scheuerell, M. D., & Valero, J. L. (2003). State of the world's fisheries. *Annual review of Environment and Resources*, 28(1), 359-399.

Hilborn, R., Amoroso, R. O., Anderson, C. M., Baum, J. K., Branch, T. A., Costello, C., de Moor, C. L., Faraj, A., Hively, D., Jensen, O. P., Kurota, H., Little, L. R., Mace, P., McClanahan, T., Melnychuk, M. C., Minto, C., Osio, G. C., Parma, A. M., Pons, M., Segurado, S., Szuwalski, C. S., Wilson, J. R., & Ye, Y. (2020). Effective fisheries management instrumental in improving fish stock status. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. <https://doi.org/10.1073/pnas.1909726116>Hind, E. J. (2012). *Last of the hunters or the next scientists? Arguments for and against the inclusion of fishers and their knowledge in mainstream fisheries management*. Tesis para optar al Título de Doctor en Filosofía. Universidad Nacional de Irlanda.

Hind, E. J. (2014). A review of the past, the present, and the future of fishers' knowledge research: A challenge to established fisheries science. *ICES Journal of Marine Science*, 72(2), 341–358. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu169>

Honey, K. T., Moxley, J. H., & Fujita, R. M. (2010). From Rags to Fishes: Data-Poor Methods for Fishery Managers In: *Managing Data-Poor Fisheries Workshop: Case Studies, Models and Solutions*. *California Sea Grant College Program*. ISBN:978-1-888691-23-8, 1(978), 159–184.

IMARPE. (1995). *Información biológico-pesquera de los principales recursos demersales en el Perú*. Informe N° 106. Callao, Perú

IMARPE. (2008). *Informe sobre la tendencia en los desembarques y la capacidad de bodega en la flota artesanal*. Callao, Perú

IMARPE. (2009). *Disponibilidad de los recursos hidrobiológicos costeros provenientes de la pesquería artesanal*. Callao, Perú

IMARPE-PRODUCE. (2019). *Report on the fishing activities of the Peruvian fleet in the area of application of the Convention of the South Pacific Regional Fisheries Management Organisation (SPRFMO), January 2018 – June 2019*. La Havana, Cuba. Obtenido en <https://www.sprfmo.int/assets/2019-SC7/Meeting-Docs/SC7-Doc33-Perus-Annual-report-2019-SPRFMO-Area.pdf>

INEI. (2010). *Perú: Anuario de Estadísticas Ambientales 2010*. Instituto Nacional de Estadística e Informática, Dirección Técnica de Demografía e Indicadores Sociales. Lima-Perú. 523 p.

INFOPE. (2020). *Compilado de la información disponible biológica, pesquera, comercial y de manejo de las principales especies comerciales de la costa peruana*. Disponible en: <http://tumi.lamolina.edu.pe/infopes/>

Jentoft, S. (1989). Fisheries co-management: delegating government responsibility to fishermen's organizations. *Marine policy*, 13(2), 137-154. [https://doi.org/10.1016/0308-597X\(89\)90004-3](https://doi.org/10.1016/0308-597X(89)90004-3)

Jentoft, S. (2006). Beyond fisheries management: The Phronetic dimension. *Marine Policy*, 30(6), 671-680.

Johannes, R. E. (1998). The case for data less marine resource management: examples from tropical nearshore fisheries. *Trends in Ecology and Evolution*, 13(98), 243–246. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01384-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01384-6)

Johannes, R. E., Freeman, M. M. R., & Hamilton, R. J. (2000). Ignore fishers' knowledge and miss the boat. *Fish and Fisheries*, 1(3), 257–271. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2000.00019.x>

Johannesen, E. (2010). Can we agree to agree? Fishers and scientists seeing eye to eye. *ICES Insight*, 47: 28–31

Jones, L. P., Turvey, S. T., Massimino, D., & Papworth, S. K. (2020). Investigating the implications of shifting baseline syndrome on conservation. *People and Nature*, (December 2019), 1–14. <https://doi.org/10.1002/pan3.10140>

Kaplan, I. M., & McCay, B. J. (2004). Cooperative research, co-management and the social dimension of fisheries science and management. *Marine policy*, 28(3), 257-258. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2003.08.003>

Kerr, L. A., Cadrin, S. X., & Kovach, A. I. (2014). Consequences of a mismatch between biological and management units on our perception of Atlantic cod off New England. *ICES Journal of Marine Science*, 71(6), 1366-1381.

Kleisner, K., Zeller, D., Froese, R., & Pauly, D. (2013). Using global catch data for inferences on the world's marine fisheries. *Fish and Fisheries*, 14(3), 293–311. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2012.00469.x>

Küyük, K., Nichols, W. & Tambiah, C. (2007). The value of local knowledge in sea turtle conservation A case from Baja California, Mexico. *In Fishers' Knowledge in Fisheries Science and Management*. N. Haggan, B. Neis and I. G. Baird, Eds. Paris, UNESCO

Lavallée, D., Julien, M., Béarez, P., Bolaños, A., Carré, M., Chevalier, A., Delabarde, T., Fontugne, M., Rodríguez-Loredo, C., Klaric, L., Usselman, P., & Vanhaeren, M. (2011). Quebrada de los burros: Los primeros pescadores del litoral pacífico en el extremo sur peruano. *Chungará (Arica)*, 43(especial), 333-351. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-73562011000300002>

Le Fur, J., Guilavogui, A., Teitelbaum, A., & Rochet, M.-J. (2011). Contribution of local fishermen to improving knowledge of the marine ecosystem and resources in the Republic of Guinea, West Africa. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(8), 1454–1469. <https://doi.org/10.1139/f2011-061>

Léopold, M., Guillemot, N., Rocklin, D., & Chen, C. (2014). A framework for mapping small-scale coastal fisheries using fishers' knowledge. *ICES Journal of Marine Science*, 71(7), 1781-1792.

López de la Lama, R., Puente, S., Sueiro, J. C., & Chan, K. M. A. (2020). Reconnecting with the past and anticipating the future: A review of fisheries-derived cultural ecosystem services in pre-Hispanic Peru. *People and Nature*, (May), 1–19. <https://doi.org/10.1002/pan3.10153>

Mahon, R. (1997). Does fisheries science serve the needs of managers of small stocks in developing countries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(9), 2207–2213. <https://doi.org/10.1139/f97-112>

Mangin, T., Costello, C., Anderson, J., Arnason, R., Elliott, M., Gaines, S. D., Hilborn, R., Peterson, E., & Sumaila, R. (2018). Are fishery management upgrades worth the cost?. *PloS one*, 13(9), e0204258.

Manzan, M. F., & Lopes, P. F. M. (2015). Fishers' knowledge as a source of information about the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*, van Bénédén, 1864). *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(1), 4096. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4096-8>

Marchal, P., B. Andersen, D. Bromley, A. Iriondo, S. Mahévas, F. Quirijns, B. Rackham, M. Santurtún, N. Tien, and C. Ulrich. (2006). Improving the definition of fishing effort for important European fleets by accounting for the skipper effect. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63(3):510-533. <https://doi.org/10.1139/f05-238>

Marín, A., Serna, J., Robles, C., Ramírez, B., Reyes-Flores, L. E., Zelada-Mázmela, E., Sotil, G., & Alfaro, R. (2018). A glimpse into the genetic diversity of the Peruvian seafood sector: Unveiling species substitution, mislabeling and trade of threatened species. In *PLoS ONE* (Vol. 13). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206596>

Marrie, H. (2019). Emerging trends in the generation, transmission and protection of Traditional Knowledge. *Indigenous Policy Journal*, Vol. 30(1), 449–467.

Martins, I. M., Medeiros, R. P., Di Domenico, M., & Hanazaki, N. (2018). What fishers' local ecological knowledge can reveal about the changes in exploited fish catches. *Fisheries Research*, 198(October 2017), 109–116. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.10.008>

Mason, J. G., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J. C., Brodie, S., Bograd, S. J., Crowder, L. B., & Hazen, E. L. (2019). Convergence of fishers' knowledge with a species

distribution model in a Peruvian shark fishery. *Conservation Science and Practice*, 1(4), e13.

Mason, M. (2010). Sample size and saturation in PhD studies using qualitative interviews. In *Forum qualitative Sozialforschung/Forum: qualitative social research* (Vol. 11, No. 3).

Mazzocchi, F. (2006). Western science and traditional knowledge: Despite their variations, different forms of knowledge can learn from each other. *EMBO reports*, 7(5), 463-466.

Mathew, S. (2011). Fishery-dependent information and the ecosystem approach: what role can fishers and their knowledge play in developing countries?. *ICES Journal of Marine Science*, 68(8), 1805-1808.

McPhaden, M. J., Timmermann, A., Widlansky, M. J., Balmaseda, M. A., & Stockdale, T. N. (2015). The curious case of the El Niño that never happened: a perspective from 40 years of progress in climate research and forecasting. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 96(10), 1647-1665.

Mendo, J. & Wosnitza-Mendo, C. (2014). *Reconstruction of Total Marine Fisheries Catch for Peru: 1950-2010*. Fisheries Centre Working Paper #2014-21

Mondoux, S., Pitcher, T., & Pauly, D. (2008) Ranking maritime countries by the sustainability of their fisheries. P.13-27 In: Alder, J. and Pauly, D. (eds). *Fisheries Centre Research Reports 16(7)*, Fisheries Centre, University of British Columbia

Morgan, A. C., and Burgess, G. H. (2005). *Fishery-dependent sampling: total catch, effort and catch composition*. In Management Techniques for Elasmobranch Fisheries, pp. 182–200. Ed. by J. Musick, and R. Bonfil. FAO Fisheries Technical Papers, 474. FAO, Rome, Italy. 251 pp.

Nakandakari, A., Caillaux, M., Zavala, J., Gelcich, S., & Ghersi, F. (2017). The importance of understanding self-governance efforts in coastal fisheries in Peru: Insights from La Isllilla and Ilo. *Bulletin of Marine Science*, 93(1), 199–216.
<https://doi.org/10.5343/bms.2015.1087>

Nalau, J., Becken, S., Schliephack, J., Parsons, M., Brown, C., & Mackey, B. (2018). The role of indigenous and traditional knowledge in ecosystem-based adaptation: A review of the literature and case studies from the Pacific Islands. *Weather, Climate, and Society*, 10(4), 851-865.

Niquen, M. (2015). *Panorama general de las investigaciones del perico (Coryphaena hippurus) en Perú con énfasis en el periodo 2014 - 2015*. Presentación. IMARPE. Lima, Perú. Obtenido en https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2015/DOR-02/pdfs/presentations/_Spanish/DOR-02-PRES_Investigaciones-del-Perico-en-Peru.pdf

Ouréns, R., Naya, I., & Freire, J. (2015). Mismatch between biological, exploitation, and governance scales and ineffective management of sea urchin (*Paracentrotus lividus*) fisheries in Galicia. *Marine Policy*, 51, 13-20.

Oyanedel, R., Gelcich, S., & Milner-Gulland, E. J. (2020). Motivations for (non-)compliance with conservation rules by small-scale resource users. *Conservation Letters*, 13(5), 1–9. <https://doi.org/10.1111/conl.12725>

Papworth, S. K., Rist, J., Coad, L., & Milner-Gulland, E. J. (2009). Evidence for shifting baseline syndrome in conservation. *Conservation Letters*, 2(2), 93-100.

Pauly, D. (1995). Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in ecology & evolution*, 10(10), 430.

Pauly, D., Hilborn, R., & Branch, T. A. (2013). Fisheries: Does catch reflect abundance?. *Nature*, 494(7437), 303-306.

Pauly D., Zeller D., Palomares M.L.D. (Editors), 2020. *Sea Around Us Concepts, Design and Data* (searoundus.org).

Philippsen, J. S., Minte-Vera, C. V., Okada, E. K., Carvalho, A. R., & Angelini, R. (2017). Fishers' and scientific histories: an example of consensus from an inland fishery. *Marine and Freshwater Research*, 68(5), 980-992.

Pita, P., Fernández-Vidal, D., García-Galdo, J., & Muíño, R. (2016). The use of the traditional ecological knowledge of fishermen, cost-effective tools and participatory models in artisanal fisheries: Towards the co-management of common octopus in Galicia (NW Spain). *Fisheries Research*, 178, 4–12. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.07.021>

Prince, J. (2005). Combating the tyranny of scale for haliotids: micro-management for microstocks. *Bulletin of Marine Science*, 76(2), 557-578.

Prince, J. (2010). Rescaling fisheries assessment and management: a generic approach, access rights, change agents, and toolboxes. *Bulletin of Marine Science*, 86(2), 197-219.

Poizat, G., & Baran, E. (1997). Fishermen's knowledge as background information in tropical fish ecology: A quantitative comparison with fish sampling results. *Environmental Biology of Fishes*, 50(4), 435–449. <https://doi.org/10.1023/A:1007317423165>

PRODUCE. (2012). *Resultados del Primer Censo Nacional de la Pesca Artesanal en el Ámbito Marítimo (I-CENPAR) realizado en marzo del 2012*.

PRODUCE. (2020a). *Anuario Estadístico Pesquero y Acuícola 2018*. Lima, Perú

PRODUCE. (2020b). *Boletín del Sector Pesquero: Desarrollo Productivo de la Actividad Pesquera - Diciembre 2019*. Lima, Perú

PROMPERU. (2019). *Boletín Mensual del Departamento de Productos Pesqueros: Diciembre 2019*. Lima, Perú. Disponible en <http://www.siicex.gob.pe/siicex/resources/sectoresproductivos/sector-pesca-boletin-diciembre-2019.pdf>

Punt, A. E., Butterworth, D. S., de Moor, C. L., De Oliveira, J. A. A., & Haddon, M. (2016). Management strategy evaluation: Best practices. *Fish and Fisheries*, 17(2), 303–334. <https://doi.org/10.1111/faf.12104>

R Core Team (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rago, P. J. (2005). 12. Fishery independent sampling: survey techniques and data analyses. *Management techniques for elasmobranch fisheries*, 201.

Reid, A. J., Eckert, L. E., Lane, J. F., Young, N., Hinch, S. G., Darimont, C. T., Cooke, S. J., Ban, N. C., & Marshall, A. (2020). “Two-Eyed Seeing”: An Indigenous framework to transform fisheries research and management. *Fish and Fisheries*, (August), 1–19. <https://doi.org/10.1111/faf.12516>

Reyes-García, V., Vadez, V., Tanner, S., McDade, T., Huanca, T., & Leonard, W. R. (2006). Evaluating indices of traditional ecological knowledge: A methodological contribution. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 2, 1–9. <https://doi.org/10.1186/1746-4269-2-21>

Riedlinger, D., & Berkes, F. (2001). Contributions of traditional knowledge to understanding climate change in the Canadian Arctic. *Polar record*, 37(203), 315-328.

RM N° 345-2012-PRODUCE. (2012). *Aprueban relación de tallas mínimas de captura y tolerancia máxima de ejemplares juveniles de principales peces marinos e invertebrados*. Diario El Peruano. 26 de junio del 2001.

RM N° 345-2012-PRODUCE. (2012). *Aprueban el Reglamento de Organización y Funciones del Instituto del Mar del Perú - IMARPE*. Diario El Peruano. 23 de julio del 2012.

RVM N° 117-2018-VMPCIC-MC. (2018). *Declarar Patrimonio Cultural de la Nación a los Conocimientos, saberes y prácticas asociadas a la navegación y pesca tradicional con veleros artesanales en las caletas de Cabo Blanco y El Ñuro en la provincia de Talara, departamento de Piura, por tratarse de recursos culturales, sociales y económicos de vital importancia para el estilo de vida y la identidad de las familias de pescadores de estas localidades, las que han sabido adaptarlas a lo largo de un cambiante panorama histórico y diversas condiciones ambientales, dándoles sostenibilidad y continuidad a lo largo del tiempo*. Diario El Peruano. 31 de julio del 2018

Rochet, M. J., Prigent, M., Bertrand, J. A., Carpentier, A., Coppin, F., Delpech, J. P., Fontenelle, G., Foucher, E., Mahé, K., Rostiaux, E., & Trenkel, V. M. (2008). Ecosystem trends: Evidence for agreement between fishers' perceptions and scientific information. *ICES Journal of Marine Science*, 65(6), 1057–1068. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn062>

Rosa, R., Carvalho, A. R., & Angelini, R. (2014). Integrating fishermen knowledge and scientific analysis to assess changes in fish diversity and food web structure. *Ocean and Coastal Management*, 102(PA), 258–268. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.10.004>

Ryan, G. W., & Bernard, R. H. (2006). Testing an ethnographic decision tree model on a national sample: Recycling beverage cans. *Human Organization*, 65, 103-114.

<https://doi.org/10.17730/humo.65.1.884p8d1a2hxxnk79>

Sáenz-Arroyo, A., & Revollo-Fernández, D. (2016). Local ecological knowledge concurs with fishing statistics: An example from the abalone fishery in Baja California, Mexico. *Marine Policy*, 71(October 2018), 217–221.

<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.06.006>

Salas, S., Chuenpagdee, R., Seijo, J. C., & Charles, A. (2007). Challenges in the assessment and management of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean. *Fisheries Research*, 87(1), 5–16.

<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.06.015>

Salazar M, Chacón G, Ganoza F, Alarcón J, Marín W. (2014). *Evaluación del tamaño de malla en las redes de enmalle (cortina) de las principales pesquerías costeras del litoral peruano*. Informe Interno. 12 p. <https://doi.org/10.13140/2.1.2427.0723>

Salvatteci, R., Field, D., Gutiérrez, D., Baumgartner, T., Ferreira, V., Ortlieb, L., Sifeddine, A., Grados, D., & Bertrand, A. (2018). Multifarious anchovy and sardine regimes in the Humboldt Current System during the last 150 years. *Global change biology*, 24(3), 1055-1068.

Seidman, I. (2006). *Interviewing as qualitative research: A guide for researchers in education and the social sciences*. Teachers college press.

Seijo, J.C.; Defeo, O.; Salas, S. (1997). *Bioeconomía pesquera. Teoría, modelación y manejo*. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 368. Roma. 176p

Silvano, R. A. M., & Valbo-Jørgensen, J. (2008). Beyond fishermen's tales: Contributions of fishers' local ecological knowledge to fish ecology and fisheries management. *Environment, Development and Sustainability*, 10(5), 657–675. <https://doi.org/10.1007/s10668-008-9149-0>

Soga, M. & K.J. Gaston. (2018). Shifting baseline syndrome: causes, consequences, and implications. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(4): 222-230. <https://doi.org/10.1002/fee.1794>

Spiess, A. (2018). *propagate: Propagation of Uncertainty*. R package version 1.0-6. <https://CRAN.R-project.org/package=propagate>

Stanley, R. & Rice, J. (2007). Fishers' knowledge? Why not add their scientific skills while you're at it? *In Fishers' Knowledge in Fisheries Science and Management*. N. Haggan, B. Neis and I. G. Baird, Eds. Paris, UNESCO

Strauss, A., & Corbin, J. (1994). Grounded theory methodology. *Handbook of qualitative research*, 17(1), 273-285.

Stephenson, R. L., Paul, S., Pastoors, M. A., Kraan, M., Holm, P., Wiber, M., Mackinson, S., Dankel, D. J., Brooks, K., & Benson, A. (2016). Integrating fishers' knowledge research in science and management. *ICES Journal of Marine Science: Journal Du Conseil*, 73(6), 1459–1465. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw025>

Studley, J. (1998). Dominant knowledge systems and local knowledge. In *Mountain Forum: A global network for mountain communities, environment and sustainable development*.

Takahashi, K., & Martínez, A. G. (2017). The very strong coastal El Niño in 1925 in the far-eastern Pacific. *Climate Dynamics*, 52(12), 7389-7415.

Tengö, M., Brondizio, E. S., Elmqvist, T., Malmer, P., & Spierenburg, M. (2014). Connecting diverse knowledge systems for enhanced ecosystem governance: The multiple evidence base approach. *Ambio*, 43(5), 579–591. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0501-3>

Thornton, T. F., & Scheer, A. M. (2012). Collaborative engagement of local and traditional knowledge and science in marine environments: A review. *Ecology and Society*, 17(3). <https://doi.org/10.5751/ES-04714-170308>

Usher, P. J. (2000). Traditional ecological knowledge in environmental assessment and management. *Arctic*, 183-193.

Vasileiou, K., Barnett, J., Thorpe, S., & Young, T. (2018). Characterising and justifying sample size sufficiency in interview-based studies: systematic analysis of qualitative health research over a 15-year period. *BMC medical research methodology*, 18(1), 148.

Venables, W. N. & Ripley, B. D. (2002) *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0

Wallner-Hahn, S., & de la Torre-Castro, M. (2017). Early steps for successful management in small-scale fisheries: An analysis of fishers', managers' and scientists' opinions preceding implementation. *Marine Pollution Bulletin*, March, 0–1. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.058>

Walters, C. (2003). Folly and fantasy in the analysis of spatial catch rate data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(12), 1433–1436. <https://doi.org/10.1139/f03-152>

Williams, A & Bax, N. (2007). Integrating fishers' knowledge with survey data to understand the structure, ecology and use of a seascape off south-eastern Australia. *In Fishers' Knowledge in Fisheries Science and Management*. N. Haggan, B. Neis and I. G. Baird, Eds. Paris, UNESCO

Wood, S.N. (2017). *Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition)*. Chapman and Hall/CRC.

Wood, S.N. (2020). *mgcv*. R package version 1.8-33. <https://CRAN.R-project.org/package=mgcv>

World Bank. (1998). *Indigenous knowledge for development: a framework for action (English)*. Washington, DC: World Bank. <http://documents.worldbank.org/curated/en/388381468741607213/Indigenous-knowledge-for-development-a-framework-for-action>

WWF. (2015). *Principles for a Sustainable Blue Economy*.

Young, D. S., & Casey, E. A. (2019). An examination of the sufficiency of small qualitative samples. *Social Work Research*, 43(1), 53-58.

Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev, and G. M. Smith. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York: Springer.

Anexos

Anexo 1: Tipos de embarcaciones artesanales



Anexo 3: Nombre común y científico de especies y cantidad de menciones

Especie	Cantidad de menciones	Nombre científico
Cabrilla	96	<i>Paralabrax sp</i>
Cachema	64	<i>Cynoscion analis</i>
Merluza	62	<i>Merluccius gayi peruanus</i>
Jurel	54	<i>Trachurus murphyi</i>
Atun	47	<i>Thunnus sp</i>
Tollo	37	*
Suco	36	<i>Paralonchurus peruanus</i>
Bonito	35	<i>Sarda sarda chilensis</i>
Caballa	28	<i>Scomer japonicus</i>
Peje	28	<i>Caulolatilus affinis</i>
Lisa	27	<i>Mugil cephalus</i>
Mero	25	*
Pota	23	<i>Dosidicus gigas</i>
Raya	16	*
Doncella	14	<i>Hemanthias peruanus</i>
Cojinova	12	<i>Seriolella violacea</i>
Ojo de uva	12	<i>Hemilutianus macrophthatmus</i>
Perico	10	<i>Coryphaena hippurus</i>
Espada	9	<i>Xiphias gladius</i>
Pampano	9	<i>Trachinotus paitensis</i>
Cherela	7	<i>Cynoscion phoxocephalus</i>
Fortuno	7	<i>Seriola peruana</i>
Sardina	7	<i>Sardinops sagax sagax</i>
Sierra	7	<i>Scomberomorus sierra</i>
Robalo	6	<i>Centropomus nigrescens</i>
Langosta	5	*
Lenguado	5	<i>Paralichthys adspersus</i>
Lorna	5	<i>Scianea deliciosa</i>
Mero Murique	5	<i>Mycteroperca xenarcha</i>
Congrio	4	<i>Genypterus maculatus</i>
Pluma	4	<i>Cratinus agassizi</i>
Anchoveta	3	<i>Engraulis ringens</i>
Cagalo	3	<i>Paralabrax sp</i>
Loro	3	<i>Scarus perrico</i>
Angelote	2	<i>Squatina sp</i>
Batea	2	<i>Myliobatis sp</i>
Cherlo	2	<i>Acanthistius pictus</i>
Chita	2	<i>Anisotremus scapularis</i>
Merlin	2	<i>Makaira sp</i>
Tramboyo	2	<i>Labrisomus philippi</i>

Bereche	1	<i>Larimus pacificus</i>
Calamar	1	<i>Loligo gahi</i>
Caracol	1	*
Chiri	1	<i>Prepilus medius</i>
Congrio gato	1	<i>Lepophidium negropinna</i>
Congrio rojo	1	<i>Brotula clarkae</i>
Corvina	1	<i>Cilus gilberti</i>
Espejo	1	<i>Selene peruviana</i>
Mero rojo	1	<i>Epinephelus acanthistius</i>
Pardo	1	<i>Chloroscombrus orqueta</i>
Perela	1	<i>Paralabrax sp</i>
Pintadilla	1	<i>Cheilodactylus variegatus</i>
Pulpo	1	<i>Octopus mimus</i>
Vela	1	<i>Istiophorus platypterus</i>
Vieja	1	<i>Lophiodes caulinaris</i>

En los casos que se indica un asterisco (*) no se pudo identificar a nivel de especie ya que representan un nombre genérico que incluye a múltiples especies, y no se pudo clarificar con los entrevistados. En el caso de la cabrilla, cágaló y perela entre las diferentes comunidades utilizaban diferentes nombres comunes, por lo que no se pudo llegar a identificar claramente con la fotoidentificación a qué especie hacían referencia. En ese sentido, para el análisis solamente se han considerado los datos reportados como cabrilla.

Anexo 4: Resultados de pruebas de comparación de valores e índice de consenso comunitario por especie y comunidad

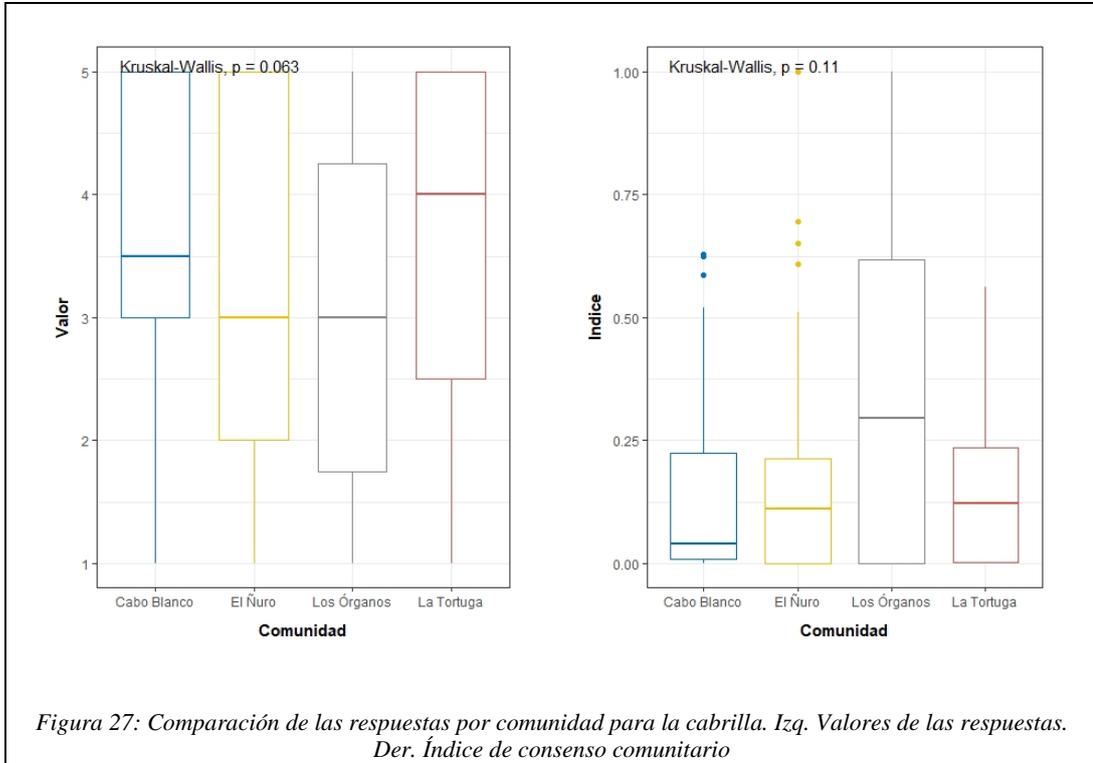


Figura 27: Comparación de las respuestas por comunidad para la cabrilla. Izq. Valores de las respuestas. Der. Índice de consenso comunitario

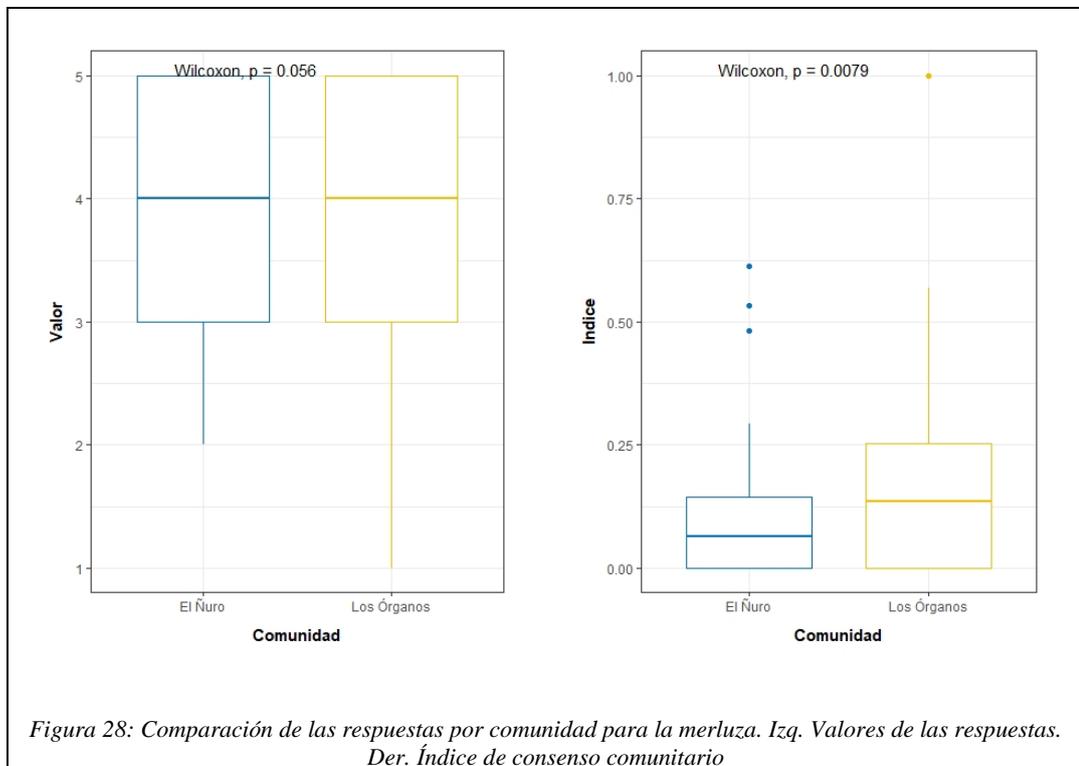


Figura 28: Comparación de las respuestas por comunidad para la merluza. Izq. Valores de las respuestas. Der. Índice de consenso comunitario

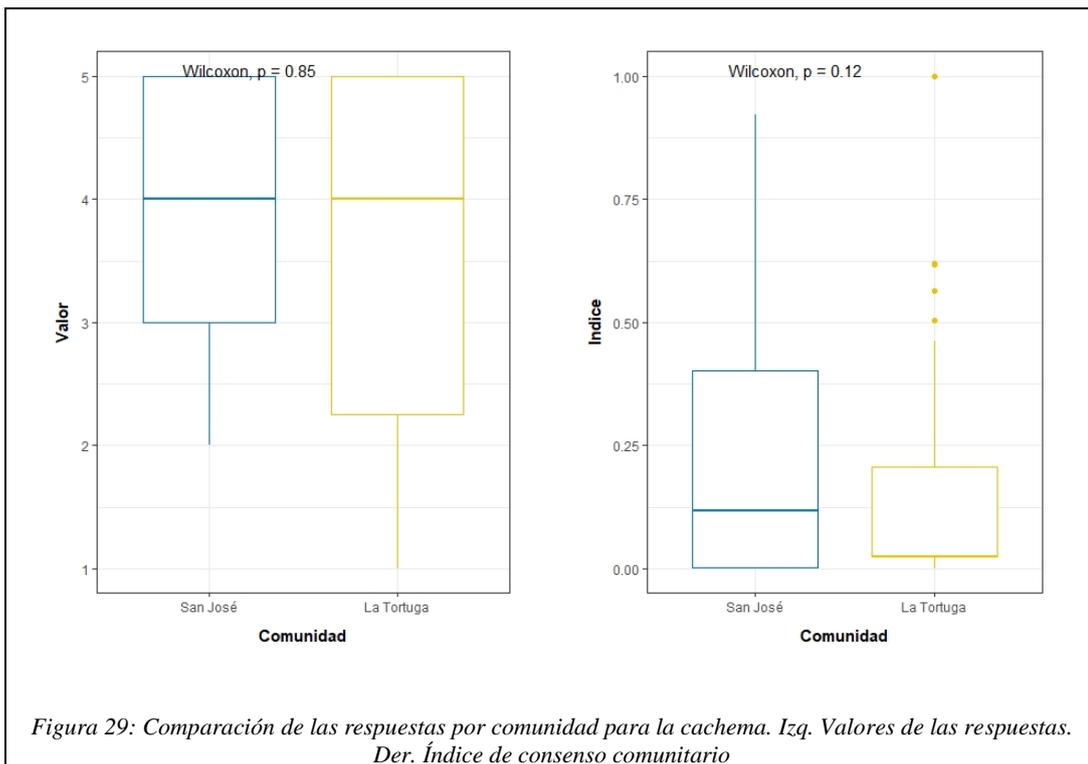


Figura 29: Comparación de las respuestas por comunidad para la cachema. Izq. Valores de las respuestas. Der. Índice de consenso comunitario

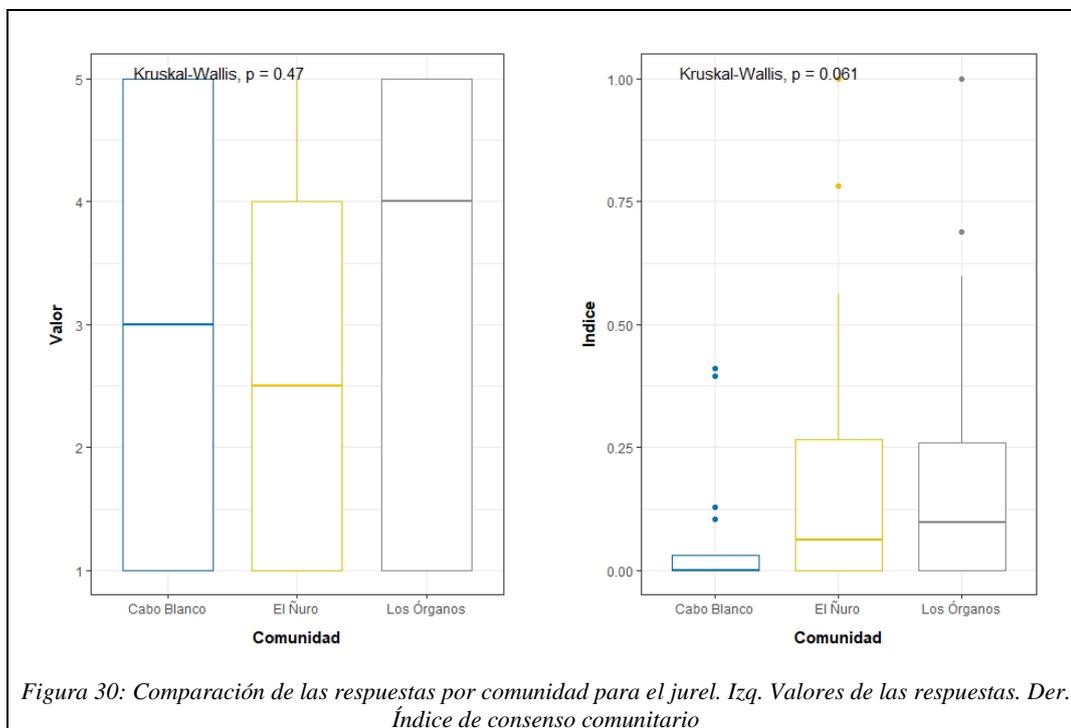


Figura 30: Comparación de las respuestas por comunidad para el juel. Izq. Valores de las respuestas. Der. Índice de consenso comunitario

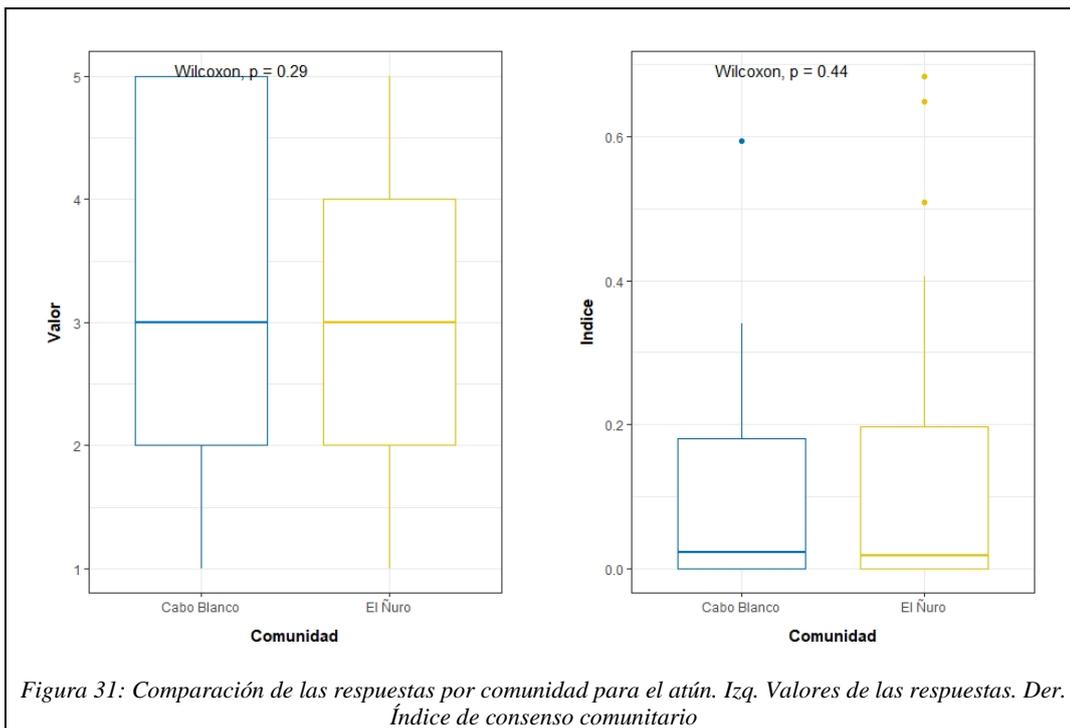


Figura 31: Comparación de las respuestas por comunidad para el atún. Izq. Valores de las respuestas. Der. Índice de consenso comunitario

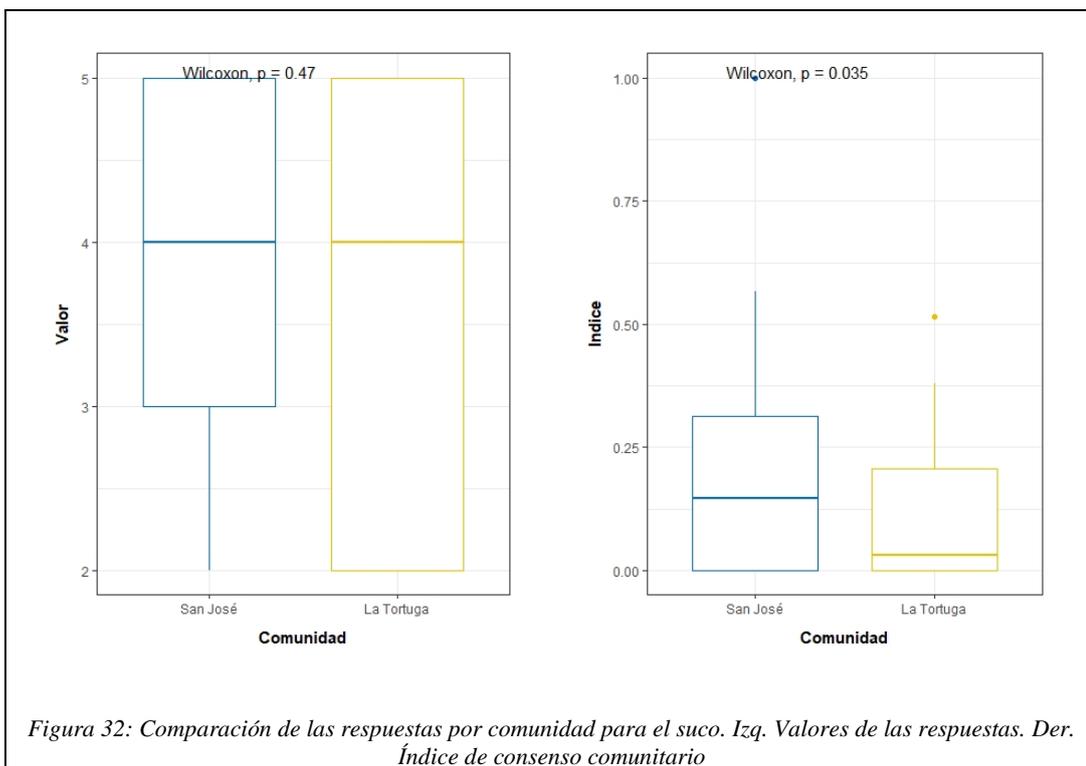


Figura 32: Comparación de las respuestas por comunidad para el suco. Izq. Valores de las respuestas. Der. Índice de consenso comunitario

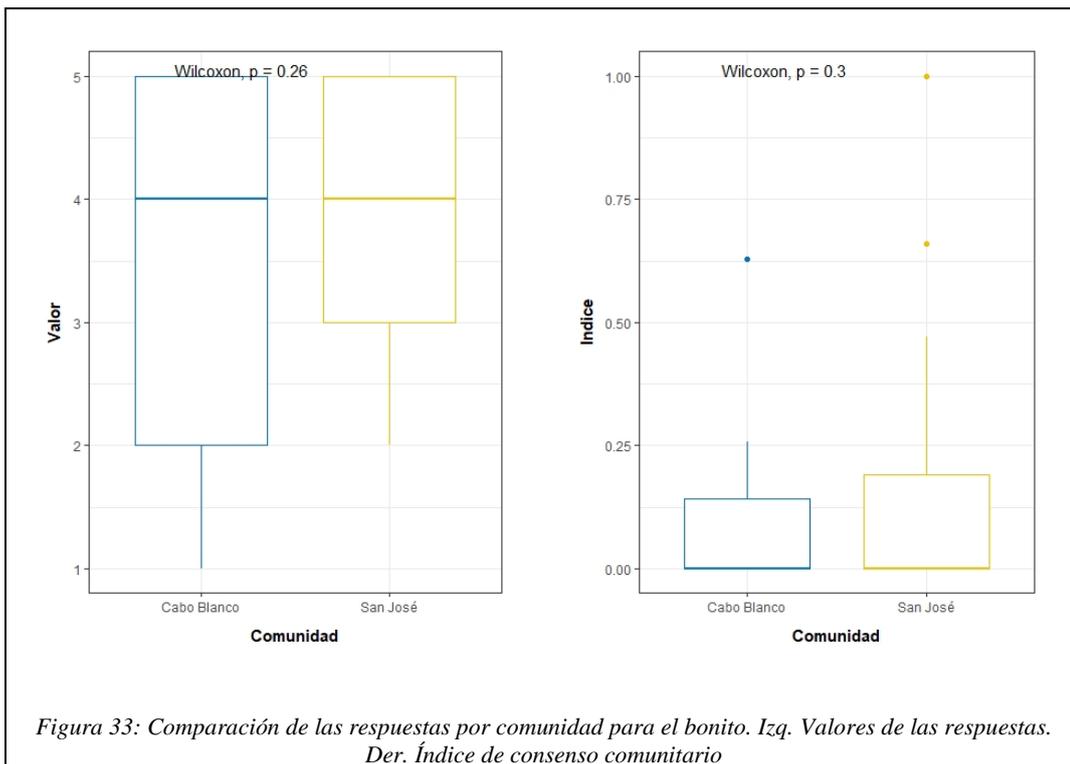


Figura 33: Comparación de las respuestas por comunidad para el bonito. Izq. Valores de las respuestas. Der. Índice de consenso comunitario

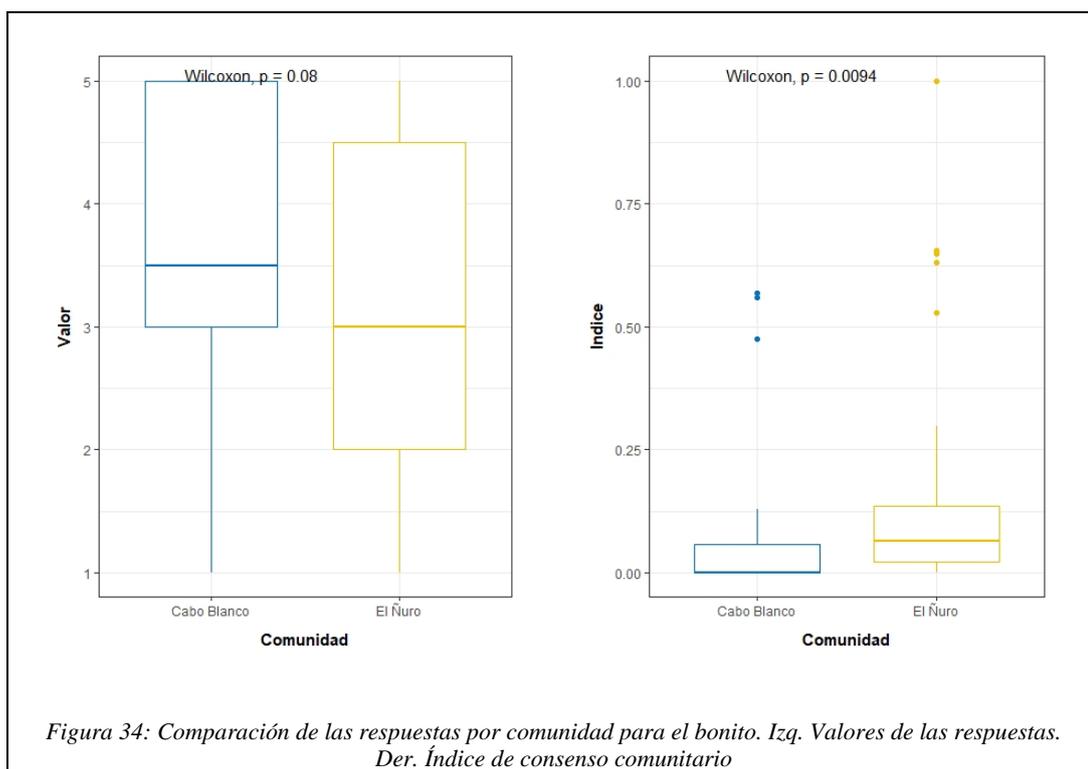


Figura 34: Comparación de las respuestas por comunidad para el bonito. Izq. Valores de las respuestas. Der. Índice de consenso comunitario

Anexo 5: Modelos ajustados para estimar las mejores capturas y diferencia entre capturas para las especies objetivo

Espece objetivo	Modelo	Familia	df	logLik	AICc	Sobre dispersión
Merluza	s(año)	Binomial negativa	4	-339.76	689.9	1.13
Cabrilla	s(exp)	Binomial negativa	4	-205.71	421.6	1.4
Cachema	s(año)	Binomial negativa	5	-169.37	354.3	1.93
Atún	s(exp)	Binomial negativa	3	-151.946	311.3	1.06