

Tesis defendida por

Edgar Josymar Torrejón Magallanes

y aprobada por el siguiente Comité

Dra. Ma. Elena Solana Arellano
Codirector del Comité

Dr. Michel Jules Dreyfus León
Codirector del Comité

Dr. Oscar Sosa Nishizaki
Miembro del Comité

Dr. Luis Zavala Sansón
Miembro del Comité

M.C. Carlos Eduardo Cabrera Ramos
Miembro del Comité

Dra. María Lucila del Carmen Lares Reyes
*Coordinador del programa de
posgrado en Ecología Marina*

Dr. Jesús Favela Varas
Director de Estudios de Posgrado

Agosto, 2014

CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y DE EDUCACIÓN
SUPERIOR DE ENSENADA, BAJA CALIFORNIA



PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS
EN ECOLOGÍA MARINA

Estimación del descarte y captura incidental en la pesquería
industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana
(*Engraulis ringens*)

Tesis

para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de

Maestro en Ciencias

Presenta:

Edgar Josymar Torrejón Magallanes

Ensenada, Baja California, México.

2014

Resumen de la tesis de **Edgar Josymar Torrejón Magallanes**, presentada como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ecología Marina.

Estimación del descarte y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*)

Resumen aprobado por:

Dra. Ma. Elena Solana Arellano

Codirector de Tesis

Dr. Michel Jules Dreyfus León

Codirector de Tesis

Este estudio presenta la validación de las observaciones que realizó el programa de observación pesquera llamado Programa Bitácoras de Pesca (PBP) durante el periodo 2005 - 2011 en el área de distribución donde operan las embarcaciones industriales de cerco dedicadas a la pesca del stock norte-centro de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*). Además, durante ese mismo periodo y área de distribución, se estimó la magnitud del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y la captura incidental de dicha pesquería. Se observaron 3 768 viajes de un total de 302 859, representando un porcentaje de 1.2%. Los datos del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental registrados en los viajes observados, se caracterizaron por presentar un alta proporción de ceros.

Para la validación de las observaciones, se realizó un estudio de simulación basado en la metodología de Monte Carlo usando un modelo de distribución binomial negativo. Esta permite inferir sobre el nivel de cobertura óptima y conocer si la información obtenida en el programa de observación es confiable. De este análisis, se concluye que los niveles de observación actual se deberán incrementar hasta tener un nivel de cobertura de al menos el 10% del total de viajes que realicen en el año las embarcaciones industriales de cerco dedicadas a la pesca del stock norte-centro de la anchoveta peruana.

La estimación del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental se realizó mediante tres metodologías: Bootstrap, Modelo General Lineal (GLM) y Modelo Delta. Cada metodología estimó distintas magnitudes con tendencias similares. Las magnitudes estimadas fueron comparadas usando un ANOVA Bayesiano, la cual muestra que hubo escasa evidencia que las magnitudes estimadas del descarte por exceso de captura por metodología sean diferentes, lo mismo se presentó para el caso de la captura incidental, mientras que para el descarte de juveniles mostró que hubieron diferencias sustanciales de ser diferentes. La metodología que cumplió los supuestos y explicó la mayor variabilidad de las variables modeladas fue el Modelo Delta, el cual parece ser una mejor alternativa para la estimación, debido a la alta proporción de ceros en los datos. Las estimaciones promedio del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental aplicando el Modelo Delta, fueron 252 580, 41 772, 44 823 toneladas respectivamente, que en conjunto representaron el 5.74% de los desembarques. Además, con la magnitud de la estimación del descarte de juveniles, se realizó un ejercicio de proyección de biomasa bajo el escenario hipotético de no mortalidad por pesca y que los individuos juveniles descartados sólo presentaron tallas de 8 y 11 cm., en la cual se obtuvo que la biomasa que no estará disponible a la pesca está entre los 52 mil y 93 mil toneladas.

Palabras clave: **Anchoveta peruana, descarte por exceso de captura, descarte de juveniles, captura incidental, Monte Carlo, bootstrap, GLM, Modelo delta.**

Abstract of the thesis presented by **Edgar Josymar Torrejón Magallanes**, as a partial requirement to obtain the Master in Science in Marine Ecology.

Discard and incidental catch estimation in the industrial purse seine fisheries of the north-center stock of the Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*)

Abstract approved by:

Dra. Ma. Elena Solana Arellano

Codirector de Tesis

Dr. Michel Jules Dreyfus León

Codirector de Tesis

This study presents the validation of the observations made by the fisheries observation program called Programa Bitácoras de Pesca (PBP) for the period 2005 - 2011 in the distribution area where the industrial purse seine vessels dedicated to fishing the north-center stock of the peruvian anchovy (*Engraulis ringens*) operate. Further, during the same period and distribution area, the magnitude of excess catch discard, discard of juveniles and incidental catch of this fishery were estimated. 3 768 trips of 302 859 were observed, which represents a 1.2%. Excess catch discard, discard of juveniles and incidental catch data recorded in the observed trips, were characterized by a high proportion of zero-data.

To validate the observations, the study relies on Monte Carlo Simulation technique using the negative binomial distribution model. This method allows inferring about the optimal coverage level and knowing if the information obtained by the observation program is reliable. From this analysis, it is concluded that current observation levels must be increased to 10% of all trips made for all the industrial purse seine vessels that catch the north-center stock of the peruvian anchovy.

The excess catch discard, discard of juveniles and incidental catch were estimated using three methodologies: Bootstrap, General Linear Model (GLM), Delta Model. Each methodology estimated different magnitudes with similar trends. The estimates magnitudes were compared using a Bayesian ANOVA, the results showed little evidence that the estimates of excess catch discard by methodology were different, similar situation with the incidental catch, meanwhile the discard of juveniles showed substantial evidence that differ in magnitude. The Delta Model fulfill all the assumptions and explained a great variability of the modeled variables, therefore this model appear to be an improved method for estimating discards. The average estimates of excess catch discard, discard of juveniles and incidental catch were, 252 580, 41 772, 44 823 tons respectively, which together account for 5.74% of landings. Also, with the estimates of discard of juveniles, a projection of biomass was carried out under the hypothetical scenario of no fishing mortality and that the juveniles discarded only had a length of 8 and 11 cm, this result show that, the biomass that will not be available for fishing is about 52 000 and 93 000 tons.

Keywords: Peruvian anchovy, excess catch discard, discard of juveniles, incidental catch, Monte Carlo, bootstrap, GLM, Delta model.

Dedicatoria

*A toda mi familia, en especial
a mis padres, Charo y Edgar
por su apoyo incondicional.*

Agradecimientos

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), por la oportunidad brindada para realizar mis estudios de maestría.

Al Conacyt, por el apoyo económico otorgado a través del programa de becas de maestría.

Al Instituto del Mar del Perú (IMARPE) y a las personas que integran la Unidad de Investigaciones en Dinámica Poblacional de recursos pelágicos, por proporcionarme los datos con los cuales fue posible realizar esta tesis. También, a las personas dedicadas al sacrificado trabajo de las observaciones a bordo de embarcaciones que pescan anchoveta.

A mis Codirectores: Dra. Elena Solana, gracias por apoyarme, estar al pendiente siempre de este trabajo y por la amistad que me brindó durante mi estancia en el Laboratorio de Ecología Matemática. Además, por darme la confianza de poder colaborar con usted dando clases de Estadística (Use R!). Al Dr. Michel Dreyfus por sus valiosas sugerencias y por orientarme generosamente en todo momento con mucha amabilidad y paciencia.

Al Dr. Oscar Sosa, Dr. Luis Zavala y M.C. Carlos Cabrera por sus valiosos comentarios para mejorar la tesis. Y a todos los profesores que ayudaron en mi formación académica.

A las personas que hicieron que mi estancia en esta ciudad sea más agradable: Melissa y Rosmery (y al Motis), mi primera pequeña familia en Ensenada. Los *Ecólogos buenavibra*, por los días de estudio, de deporte (Tim's team), viajes, fiestas, comidas, etc. Al estar yo lejos de casa por dos años, han sido como una familia ¡internacional!. Espero poder verlos nuevamente en algún lugar del tiempo. Se les va a extrañar.

“Saber mucho de algo no sirve de nada si no compartes el conocimiento”

Tabla de contenido

	Página
Resumen en español	ii
Resumen en inglés	iii
Dedicatoria	iv
Agradecimientos	v
Lista de figuras	viii
Lista de tablas	xi
1. Introducción	1
1.1. El mar peruano y la anchoveta (<i>Engraulis ringens</i>)	1
1.2. Conceptos relacionados y significado de los descartes	5
1.3. Manejo de los descartes	8
1.4. Programas de observación	9
1.4.1. Programa Bitácoras de Pesca	12
1.5. Antecedentes	14
2. Justificación	16
2.1. Hipótesis	19
2.2. Objetivos	19
3. Metodología	20
3.1. Fuente de Información	20
3.2. Validación de las observaciones a bordo	22
3.3. Estimación del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental	25
3.3.1. Bootstrap	26
3.3.2. Modelo General Lineal	28
3.3.3. Modelo Delta	31
3.3.4. Proyección de Biomasa	36
4. Resultados	38
4.1. Validación de las observaciones a bordo	38
4.2. Estimación de los descartes y captura incidental	43
4.2.1. Bootstrap	43
4.2.2. Modelo General Lineal	48
4.2.3. Modelo Delta	56
4.3. Comparación de las estimaciones del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental	67
4.4. Proyección de biomasa	69

Tabla de contenido (continuación)

	Página
5. Discusiones	70
5.1. Validación de observaciones	70
5.2. Estimación del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental	72
5.3. Proyección de biomasa	78
6. Conclusiones	80
7. Recomendaciones	82
Lista de referencias	83

Lista de figuras

Figura	Página
1. Anchoqueta peruana (<i>Engraulis ringens</i>).	1
2. Distribución del stock norte-centro de la anchoqueta peruana (área en gris). Tomado de Fréon <i>et al.</i> (2008).	2
3. Arte de pesca utilizada para la captura de anchoqueta peruana.	3
4. Desembarque histórico de anchoqueta peruana.	4
5. Distribución del personal del Programa Bitacora de Pesca. Fuente (IMARPE)	13
6. Actividades que realiza una embarcación de cerco en la pesca de anchoqueta peruana. Fuente (IMARPE)	20
7. Zona de distribución de las embarcaciones que pescan el stock norte-centro de la anchoqueta peruana.	21
8. Histograma de frecuencia para el descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoqueta peruana, durante el periodo 2005 - 2011.	23
9. Método bootstrap para la estimación del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental. D: Descarte observado, NV: Número de viajes, D_{pond} : Descarte ponderado.	27
10. Porcentaje de valores ceros y positivos en los valores observados de descarte por exceso de captura por año en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoqueta peruana (Comportamiento similar presentan el descarte de juveniles y la captura incidental).	31
11. Histograma de frecuencia para valores positivos del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoqueta peruana durante el periodo 2005 - 2011.	32
12. Histograma del Descarte por exceso de captura Observado vs Teórico asumiendo una distribución binomial negativa.	40
13. Probabilidad de éxito al 90 % de confianza en función del número de viajes observados.	41
14. Probabilidad de éxito al 95 % de confianza en función del número de viajes observados.	42

Lista de figuras (continuación)

Figura	Página
15. Estimación del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante bootstrap.	44
16. Histograma de los valores estimados del descarte por exceso de captura en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante bootstrap.	46
17. Histograma de los valores estimados del descarte de juveniles en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante bootstrap.	47
18. Histograma de los valores estimados de la captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante bootstrap.	47
19. Estimaciones del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana mediante el GLM con diferentes valores de la constante c .	52
20. Gráficas de los residuales contra los valores predichos del descarte por exceso de captura (dex) con diferentes valores de la constante c	53
21. Gráficas de los residuales contra los valores predichos del descarte de juveniles (dej) con diferentes valores de la constante c	54
22. Gráficas de los residuales contra los valores predichos de la captura incidental (dci) con diferentes valores de la constante c	55
23. Análisis gráfico de los valores observados de las variables respuesta.	57
24. Análisis gráfico de los valores transformados de las variables respuesta.	58
25. Predictor lineal (pl) estimado por el modelo contra la variable dependiente transformada ($bc(dex)$, $bc(dej)$, $bc(dci)$).	59
26. Paneles superiores: Gráficas de los residuales contra los valores predichos ($bc(dex)$, $bc(dej)$, $bc(dci)$). Paneles inferiores: QQplot de los residuales para evaluar normalidad.	62
27. Estimación del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante el Modelo Delta.	65

Lista de figuras (continuación)

Figura	Página
28. Captura estimada (Desembarque + Descarte por exceso de captura + Descarte de juveniles + Captura incidental) y el Descarte total (Descarte por exceso de captura + Descarte de juveniles + Captura incidental) de la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana.	66
29. Comparación de las estimaciones por el método Bootstrap, GLM y modelo Delta del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles, captura incidental (panel inferior derecho).	68
30. Proyección de biomasa y de número de individuos a partir de individuos de 8 cm de longitud (panel izquierdo) y de 11 cm. (panel derecho) hasta llegar alcanzar la talla adulta (> 12 cm.)	69

Lista de tablas

Tabla		Página
1.	Viajes totales y Viajes muestreados por el PBP en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana (2005 - 2011).	22
2.	Valores comunmente usados de t de Student.	24
3.	Tabla con el valor del Factor de Bayes de acuerdo al criterio de Jeffreys.	25
4.	Distribución de frecuencias de descarte por exceso de captura con el respectivo número de viajes.	38
5.	Parámetros m y k para la distribución binomial negativa.	39
6.	Número de viajes óptimos (V_{opt}) y Nivel de Cobertura Óptimo (NCO) al 90 y 95 % de confianza.	39
7.	Estimación del Descarte por exceso de captura en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante bootstrap.	44
8.	Estimación del Descarte de juveniles en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante bootstrap.	45
9.	Estimación de Captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante bootstrap.	45
10.	Análisis de la devianza para los ajustes mediante el GLM delta para cada categoría de descarte aplicando la conversión $\log(X + 1)$	49
11.	Análisis de la devianza para los ajustes mediante el GLM para cada categoría de descarte aplicando la conversión $\log(X + 5)$	50
12.	Análisis de la devianza para los ajustes mediante el GLM para cada categoría de descarte aplicando la conversión $\log(X + 10)$	51
13.	Estimación anual del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante el GLM con diferentes valores de la constante c usadas en la transformación logarítmica.	52
14.	Valores estadísticos de pruebas de homocedasticidad (F) y normalidad (D) de los residuales.	60
15.	Análisis de la devianza para los ajustes mediante el modelo delta para cada categoría de descarte.	63

Lista de tablas (continuación)

Tabla	Página
16. Estimación anual del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana mediante el Modelo Delta.	64
17. Estimaciones de los tres tipos de descarte mediante el modelo delta, Captura estimada ($Captura_{est}$) calculada como la suma del desembarque y los tres tipos de descarte, las tasas de descarte (%) con respecto a la Captura estimada.	66
18. Tabla comparativa del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental estimados mediante bootstrap, GLM y el Modelo delta.	67
19. Talla, Número de individuos, Biomasa inicial y final del proceso de proyección de biomasa.	69

Capítulo 1

Introducción

1.1. El mar peruano y la anchoveta (*Engraulis ringens*)

Perú tiene aproximadamente 3 100 kilómetros de línea costera (Durand y Seminario, 2009), se encuentra ubicado en el área de afloramientos más importante del mundo, con niveles de productividad no superados por ningún otro ecosistema marino, los cuales son la base de una inmensa cadena trófica que favorece el desarrollo de grandes volúmenes de recursos pesqueros (Agüero, 2007; Bakun y Weeks, 2008). Entre estos recursos se encuentra la anchoveta peruana *Engraulis ringens* (Fig. 1), la cual cumple un rol ecológico fundamental pues canaliza la productividad primaria - secundaria hacia niveles tróficos superiores (Jahncke *et al.*, 2004), es alimento de muchos organismos y además sustenta la industria pesquera más importante del Perú con desembarques que representan aproximadamente el 95 % del total de recursos hidrobiológicos de este país (Bouchon *et al.*, 2000) y una de las principales del mundo conformando el 7 % de los desembarques globales.

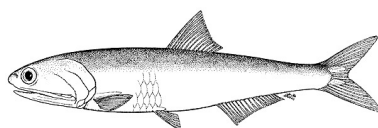


Figura 1. Anchoveta peruana (*Engraulis ringens*).

La anchoveta es una especie pelágica adaptada a las condiciones altamente variables del mar peruano, es típicamente costera, encontrada principalmente dentro de las 50 millas y bajo la influencia de la fría Corriente de Humboldt (13°- 19°C). En esta región se diferencian dos stocks o unidades poblacionales: 1) norte - centro desde Zoritos (04°30'S) hasta los 16°00' en el Perú (aunque principalmente hasta los 14°, (Fig. 2); y 2) la que se comparte con el norte de Chile (16°01' - 24°00'S) (Chirichigno y Vélez, 1998; Jordán, 1971).

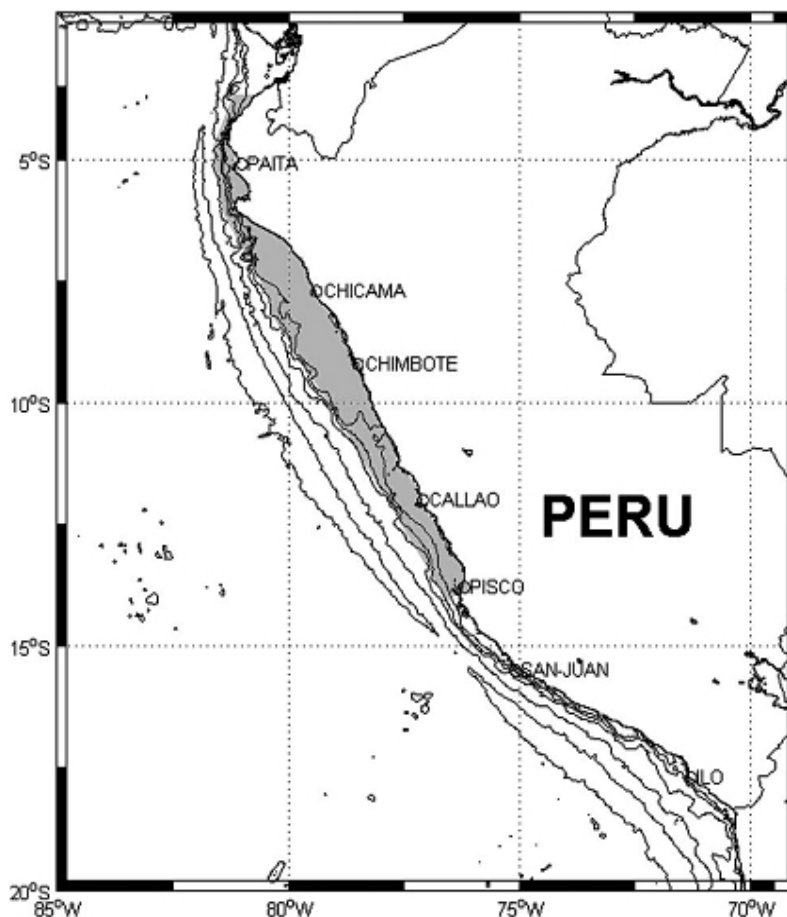


Figura 2. Distribución del stock norte-centro de la anchoveta peruana (área en gris). Tomado de Fréon *et al.* (2008).

Es referida comúnmente como una especie de estrategia tipo r , ya que presenta una tasa de crecimiento y tiempo de madurez rápida (1 año) y una esperanza de vida corta (alrededor de 4 años). Estas características permiten a la anchoveta tener una alta resistencia a la presión que ejerce la pesca y responder rápidamente a los cambios ambientales como el fenómeno El Niño o La Niña (Bertrand *et al.*, 2008).

La anchoveta alcanza una longitud de 18 cm. Los individuos menores a 12 cm. son considerados juveniles y la pesca de estos no debe pasar el 10% de los desembarques realizados por todas las flotas (Durand y Seminario, 2009). Con la finalidad de evitar la captura de juveniles,

la legislación pesquera peruana ordena un tamaño mínimo de malla de 13 mm. Sumado a esto, los desembarques realizados por la pesquería industrial son monitoreados para asegurar que el máximo del 10 % permitido no sea sobrepasado. Esto último es importante para el futuro potencial reproductivo de la población, dado que si se capturan individuos menores a 12 cm de longitud, estos aún no han alcanzado la madurez sexual y no dejarán descendencia haciendo que la población disminuya con el tiempo.

La extracción de la anchoveta en el mar peruano se lleva a cabo a escala artesanal e industrial utilizando la red de cerco (Fig. 3). La pesca industrial es realizada por embarcaciones de acero o madera, las cuales poseen la mayor capacidad de bodega y tecnología capturando en conjunto aproximadamente el 99 % del total de la cuota anual. La pesca artesanal es realizada por aquellas embarcaciones con capacidad de bodega menor a 33m³. Ambos destinan la mayor parte de lo capturado a la transformación de harina y/o aceite de pescado y sólo una pequeña fracción es destinada para el consumo humano directo (Fréon *et al.*, 2010).

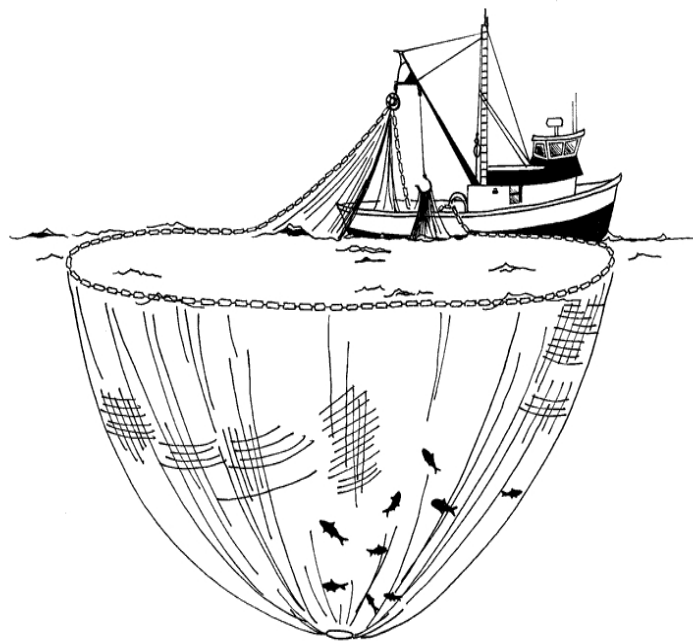


Figura 3. Arte de pesca utilizada para la captura de anchoveta peruana.

Aproximadamente 263 millones de toneladas de anchoveta fueron desembarcados en el Perú entre 1959 y 2010 con una tasa-promedio de 5.07 millones de toneladas por año (IMARPE, datos no publicados). Estos desembarques mostraron un dramático aumento en sus capturas (1960 - 1971) debido al incremento del número de embarcaciones que se dedicaban a la pesca de anchoveta, llegando a capturar en un momento hasta 12.27 millones de toneladas (1971). Esta presión pesquera ejercida durante ese periodo llevó a la anchoveta a una fase de sobreexplotación. Luego las capturas decaen significativamente (1972 - 1991) debido a la interacción de tres factores: regímenes climáticos interdecadales (Chávez *et al.*, 2003; Gutiérrez *et al.*, 2007), cambios en la diversidad biológica de las comunidades del plancton debido al fenómeno ENSO (El Niño Southern Oscillation) (Ayón *et al.*, 2008) en los años 1972, 1982-1983 y la continua presión pesquera (Alheit y Niquen, 2004; Gutiérrez *et al.*, 2007). Desde 1992 hasta la actualidad la anchoveta se encuentra en fase de recuperación, con desembarques promedio de 6 millones de toneladas.

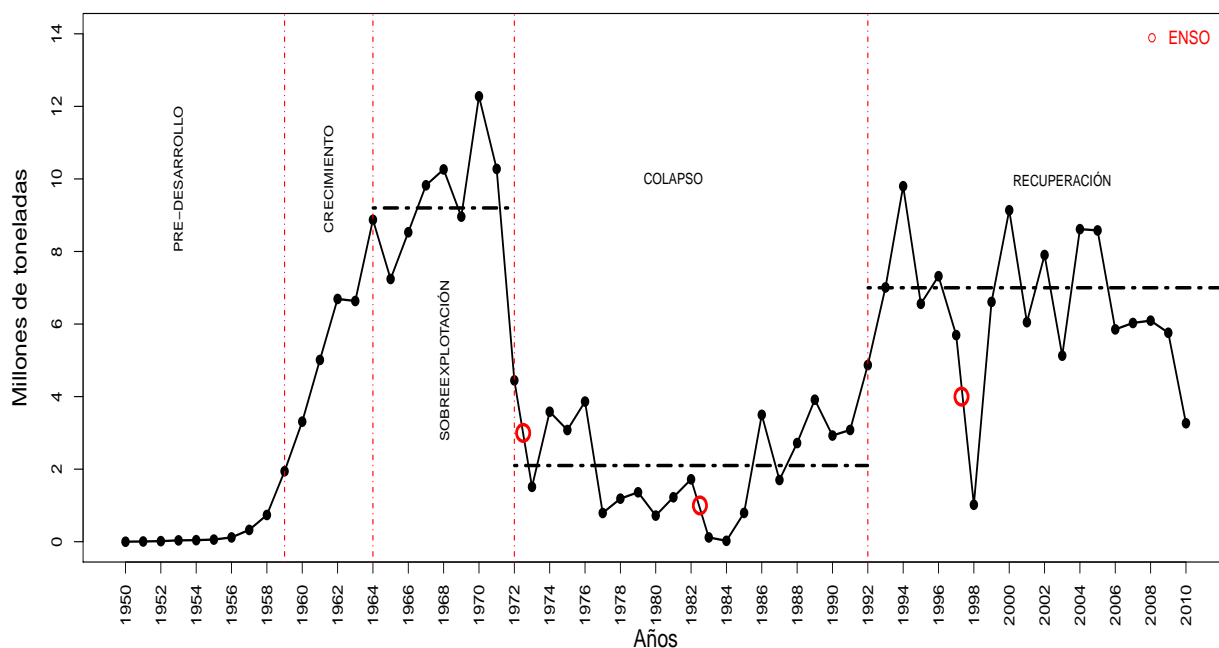


Figura 4. Desembarque histórico de anchoveta peruana.

1.2. Conceptos relacionados y significado de los descartes

En pesquerías, la captura incluye todo tipo de material biológico vivo el cual generalmente está representado por la parte que es desembarcada (denominada en esta tesis desembarques) y lo que no es retenido en la pesca. Los desembarques son la porción de la captura que es llevada a puerto. Lo que no es retenido en la pesca es retornado al mar, la cual se compone principalmente de la especie objetivo de pesca y además puede contener a especies no objetivo, conociéndose a estos como descartes y captura incidental respectivamente.

El término *descartes* ha resultado en frecuente confusión con la *captura incidental*, así Kelleher (2005) hace una revisión de los diferentes términos acuñados para ambos por diferentes instituciones dedicadas a la pesca, así tenemos. El taller del Consejo de Ministros Nórdicos en 2003 definió descarte como:

“La proporción de la captura que es llevada a la superficie por la embarcación y que posteriormente es devuelta al mar, muerta o muriendo, o que es probable que muera”.

En contraste, el Acta Magnuson-Stevens (MSA) de los Estados Unidos de América define captura incidental como:

Los peces que son capturados en una pesquería, pero que no son vendidos o retenidos para uso personal e incluye descartes económicos y descartes reglamentarios. Dicho término no incluye los peces liberados vivos bajo un programa de manejo de pesca recreativa de captura y liberación.

La Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) se refiere a descartes sólo como *especies de atún comercialmente importante* (p.ej. aleta amarilla, listado, patudo, aleta azul y albacora) *que son desechadas muertas al mar*, mientras que se considera captura incidental a *los peces y otros animales diferentes a los atunes comercialmente importantes que son desechados muertos al mar*.

La definición que usaremos en la presente tesis para el término de descartes es la proporcionada por Alverson (1994) quien señala que **el descarte es la porción de captura de la especie objetivo que es devuelta al mar por motivos económicos, legales o personales**, mientras que la **captura incidental se definirá como la captura de especies no objetivo que no son retenidas**. Estas definiciones son las que mejor se ajustan para el caso de la pesquería de anchoveta peruana.

Tanto el descarte como la captura incidental son una práctica común en la mayoría de las pesquerías mundiales (Ortiz *et al.*, 2000) y constituyen un serio riesgo ecológico, ya que la tasa de sobrevivencia de las especies que se arrojan al mar es baja, aproximándose a una mortalidad del 100 % (Alverson, 1994). Además, conducen a dos problemas fundamentales desde el punto de vista pesquero: una merma en el crecimiento y reclutamiento, resultando en la reducción de los niveles poblacionales de las especies objetivo y no objetivo, ya que las magnitudes del descarte y la captura incidental dan cuenta de una proporción significativa de mortalidad por pesca (Borges *et al.*, 2004).

Entre los impactos biológicos-ecológicos de los descartes y captura incidental, incluye el decremento en la biodiversidad local (Kelleher, 2005), alteraciones en la relación predador-presa (Votier *et al.*, 2004), incremento de alimento para los carroñeros y cambios en la estructura de la comunidad béntica (Brown *et al.*, 2005). El impacto económico está determinado principalmente por los costos asociados con el acto de desecharlos (p. ej: pérdida de captura que puede ser valiosa y el tiempo dedicado a la clasificación) y los costos ligados a los objetivos de la vigilancia o la prevención de los descartes (Viana *et al.*, 2011). Existen estudios donde señalan que no todos los impactos biológicos, ecológicos e incluso económicos derivados de los descartes se consideran negativos. Por ejemplo Hill y Wassenberg (1990), Votier *et al.* (2004) y Brown *et al.* (2005) discuten que los descartes producidos por la pesca de arrastre

transfieren grandes cantidades de material biológico desde el fondo hacia la superficie, permitiendo que animales carroñeros como las aves tengan alimento accesible. Además, en muchos casos, las prácticas de descartes permiten mantener los costos efectivos de pesca, ya que si las especies que son arrojadas al mar llegaran a ser desembarcadas tendrían un bajo valor o incluso los que realicen estas prácticas podrían ser amonestados económicamente, es por ello que sólo especies de gran valor comercial son desembarcadas (Clucas, 1997). Sin embargo son necesarios más estudios para evaluar adecuadamente los verdaderos costos y beneficios de los descartes y los planes de mitigación.

Muchos países dedicados a la pesca están actualmente evaluando los pro y contra de diferentes legislaciones y planes de mitigación incluyendo entre estos la prohibición de los descartes. Una prohibición total de los descartes significa que todos los organismos capturados, independiente de las especies, tamaño o condición de los organismos, deben ser desembarcados. Esto parece ir en contra de las legislaciones que profesan la conservación de recursos (Clucas, 1997). Sin embargo, el descarte es un requerimiento legal en muchos países con la finalidad de proteger organismos jóvenes y evitar la sobrepesca de ciertas especies (Kelleher, 2005), aunque, dependiendo del tipo de pesquería, muchos de esos organismos que ya han sido capturados al ser liberados mediante la acción del descarte tienen una alta tasa de mortalidad (Alverson, 1994). Así, el descarte y captura incidental son vistos como una pérdida de recursos, por lo tanto las demandas sociales para reducir los descartes y otros impactos asociados con la pesca están tomando mucha relevancia, lo que aumenta la presión sobre los responsables políticos, pescadores y científicos para encontrar herramientas de mitigación y resolver estos problemas.

1.3. Manejo de los descartes

El descarte es reconocido como uno de los principales problemas relacionados con el manejo pesquero. Como tal, el objetivo principal de un investigador dedicado a la evaluación y manejo pesquero, es crear un plan que satisfaga múltiples objetivos, limitando al máximo o impidiendo el descarte (Hall *et al.*, 2000). Sin embargo la mayoría de las estrategias de manejo están destinadas sólo a proteger a la especie objetivo de pesca, lo cual puede incrementar el descarte de otras especies (Kelleher, 2005).

Otro de los puntos dentro del manejo, el cual está relacionado con los descartes y captura incidental, es tomar en cuenta **las propiedades selectivas de las artes de pesca**, las cuales se ajustan únicamente al tamaño de la especie objetivo (p. ej: el tamaño de malla conservará los individuos por encima de su tamaño mínimo de pesca y permitirá que los individuos más pequeños puedan escapar). En este tema se han hecho algunos trabajos para entender y mejorar la selectividad de las artes (Catchpole *et al.*, 2005; Graham *et al.*, 2007), sin embargo, estos estudios no han sido suficientes para reducir los descartes a un nivel aceptable. Por ello, el objetivo principal en los planes de reducción de descartes ahora está enfocado a **las embarcaciones con altas tasas de descarte y captura incidental asociados con un gran esfuerzo pesquero**; ya es conocido que éstas tasas de descarte varían dependiendo del tipo de pesca que se realice. Las tasas de descartes más altas en relación a la captura total se encuentran entre 60% en la pesca de arrastre profundo, 40% en pesquerías de palangre (Clarke *et al.*, 2005), siendo las más bajas las relacionadas a la pesca de cerco de pequeños pelágicos con alrededor de 1% (Kelleher, 2005). Esto último debido a que en la pesquería pelágica de cerco los descartes son más esporádicos que en la pesquería demersal por su comportamiento, en la que los barcos persiguen cardúmenes de peces, y toman capturas con una baja diversidad de especies y tamaños (Borges *et al.*, 2008). Por lo tanto, estudios que describan, caractericen las causas - efectos y estimen los descartes y captura incidental son

esenciales para entender como evaluar y manejarlos mientras se mantienen las pesquerías en un estado sustentable.

1.4. Programas de observación

Los programas de observación a bordo de embarcaciones pesqueras están ampliamente reconocidos como la mejor manera de obtener información confiable acerca de las actividades pesqueras (Babcock *et al.*, 2003). Sin embargo existe una escasez de datos sobre descartes y captura incidental en las pesquerías mundiales (Clucas, 1997; Pikitch *et al.*, 2004) y se ha demostrado que estimaciones confiables de estos, sólo pueden ser obtenidos a partir de los datos que se colectan en estos programas (Rochet *et al.*, 2002).

Los observadores para estos programas son reclutados con base en su formación y experiencia y pueden ser contratados directamente por un ministerio de pesca o a través de un tercero. Las responsabilidades del observador en la toma de datos científicos pueden variar en función de la pesquería y tipo de buque. La serie de datos obtenidos por el observador se considera un importante complemento a los datos proporcionados por campañas de investigación y a los datos de muestreo en puertos, ya que proporciona una fuente de información por área, época y especies no cubiertas a menudo. Datos de talla, peso, edad, sexo de las especies capturadas, tasas de descarte, captura incidental y captura por unidad de esfuerzo, todos ellos obtenidos por observadores, son usados hoy en día regularmente en estudios de evaluación de stocks (Van Helvoort, 1988).

La cantidad de observadores que puede tener un programa está siempre restringida a la cantidad de dinero y otros recursos disponibles para su desarrollo (Babcock *et al.*, 2003). El nivel y la escala de esos programas varían ampliamente y son influenciados por el área geográfica abarcada, características de la pesquería, costos, logística y una metodología específica y

estandarizada. Además la mayoría de los programas no alcanzan una cobertura del 100 %, siendo observada solo una parte de la pesquería.

Por lo anterior, el punto crucial de este tipo de programas es el nivel de cobertura de observación¹ y siempre surge la pregunta de qué nivel es necesario cubrir, para que la información obtenida en estos programas sea la más confiable. Desafortunadamente hay muy poca orientación sobre la manera de llevar a cabo el muestreo de descartes y captura incidental con el fin de alcanzar la precisión requerida en los estimados (Borges, 2005). Existen pocos programas en donde se tiene un nivel de cobertura del 100 %, este es el caso de la pesquería de cerco del atún del Pacífico Oriental, en la cual la Comisión Inter-Americana del Atún Tropical requirió cuantificar la mortalidad de delfines, por ello era necesario un nivel de cobertura del un 100 % para evitar un error en la estimación.

Si no se logra tener un nivel de cobertura del 100 %, el nivel elegido deberá garantizar que la estimación total de los descartes y captura incidental sea lo suficientemente precisa para los propósitos de evaluación y manejo, ya que se sabe que si la cobertura es menor que 100 %, las estimaciones de descartes y captura incidental total presentarían un error significativo (Babcock *et al.*, 2003), por lo tanto los datos recolectados por estos programas deben ser tratados con métodos estadísticos robustos para representar a la población, es decir a toda la pesquería (Borges *et al.*, 2005b). Por ejemplo, Hall (1999) realizó simulaciones y demostró que el error en las estimaciones de la captura incidental del delfín tornillo (*Stenella longirostris*) en la pesquería de cerco en el Pacífico oriental tropical aumentaban conforme se disminuía el nivel de cobertura, además comprobó que si se tiene un nivel de cobertura menor al 10 o 20 % el error es ligeramente alto, sin embargo la corrección del error mediante el método del bootstrap mejoró las estimaciones.

¹Fracción del esfuerzo de pesca (por ejemplo, número de viajes) en la cual se recolecta diferente tipo de información, la cual está relacionada con el objetivo del programa de observación.

Además del nivel de cobertura, existen otras causas que pueden provocar que las estimaciones del descarte y captura incidental presenten errores significativos. Babcock *et al.* (2003) hizo un revisión de varios trabajos relacionados a la estimación de la captura incidental y menciona que si las áreas observadas no son representativas de la pesquería en su totalidad, el error puede ser introducido cuando los estimados de la captura incidental, a partir de los datos de los observadores, son extrapolados al resto de la pesquería para estimar el bycatch total.

Otros problemas que provocarían que la muestra de observadores no sea representativa y como consecuencia habrá un error en las estimaciones del descarte, por ejemplo:

1. **Las tasas de cambio en el descarte cuando un observador está a bordo**, ya que la presencia de este en una embarcación puede causar que la tripulación cambie las decisiones sobre dónde pescar, qué pescar, cómo configurar el arte de pesca y cual especies descartar (Hall, 1999), esto es conocido como el *efecto del observador*.
2. Si los **observadores no tienen una distribución aleatoria** para observar las actividades pesqueras. En cualquier programa de observación científica, las muestras deben tomarse aleatoriamente de manera que sean independientes entre sí, esto es necesario para estimar correctamente diversos parámetros de la población (Mazu, 2002).
3. **Limitaciones logísticas** pueden dificultar el muestreo a bordo las que conducirían a estimaciones sesgadas del descarte.
4. **Registro inexacto de los datos por parte de los observadores**, esto sucede cuando algunos observadores deliberadamente reportan cantidades menores a las reales del descarte y captura incidental debido a la amistad con los tripulantes de la embarcación, intimidación u otros motivos.

Siempre se requiere que las estimaciones de los descartes y otros componentes que se estiman a partir de los programas de observación tengan una alta precisión, pero ¿cuán preciso deberían ser estos estimados? Si se asume que, el nivel de cobertura es el óptimo, no hay error debido al efecto del observador y que hay una distribución aleatoria de los observadores, entonces el nivel de precisión va a depender del tipo de pesquerías y de la utilización que se le dará a estas estimaciones. Por ejemplo, si estamos tratando de estimar el descarte o la captura incidental de especies que son muy raras que aparezcan en las capturas, se encuentran en peligro de extinción o se conoce que la mortalidad debido al descarte y/o captura incidental es muy alta, son necesarios altos niveles de precisión en las estimaciones.

1.4.1. Programa Bitácoras de Pesca

El Programa Bitácoras de Pesca (PBP) es un programa de observación pesquera que el Instituto del Mar del Perú (IMARPE) viene ejecutando desde 1996. Este programa forma parte de la Evaluación indirecta² de los principales recursos pesqueros, el cual tiene como objetivos:

1. Realizar estudios permanentes de diferentes medidas de esfuerzo pesquero que permitan una adecuada estimación de la abundancia relativa de los principales recursos pelágicos.
2. Determinar las variaciones espacio-temporales de los componentes biológicos de los principales recursos pelágicos (densidad, tallas, profundidad, entre otras).
3. Aportar al entendimiento de la dinámica de la flota de cerco.
4. Provee una rápida información sobre descartes (por exceso de captura³ y juveniles) y captura incidental.

²Evaluación indirecta: Se utiliza información proveniente de la actividad pesquera y del conocimiento biológico de la población, para conocer en qué estado se encuentra el recurso (sub-explotado, plenamente explotado, sobre-explotado).

³Descarte por exceso de captura: Cuando se captura más de lo que el barco puede almacenar, el exceso es arrojado al mar.

Este programa cuenta con aproximadamente 20 observadores, estratégicamente localizados en los principales puertos de desembarque de recursos pelágicos a lo largo del litoral peruano (Fig. 5). El personal se instala de manera aleatoria a bordo de una muestra de embarcaciones de la flota industrial de cerco y colecta la información biológica-pesquera resultante de las actividades que realizan dichas embarcaciones durante un viaje de pesca⁴.



Figura 5. Distribución del personal del Programa Bitácora de Pesca. Fuente (IMARPE)

⁴Viaje de pesca: Actividad en la cual una embarcación sale de un puerto para realizar la faena de pesca y regresa para desembarcar

La información es anotada en las denominadas *bitácoras de pesca*, esta información posteriormente es digitada y almacenada en una base de datos para su procesamiento y análisis. Una bitácora de pesca es un formulario que consta básicamente de dos partes: la primera donde se colecta información de todas las actividades que realiza una embarcación desde el momento de la salida hasta el arribo, además se consignan los datos de la embarcación (tamaño, material, equipamiento) y la tripulación (número, edad promedio), la segunda, que es elaborada para cada lance u operación de pesca, se ahonda en la información biológica y ecosistémica como las mediciones de especies, composición por especies de la captura, profundidad del cardumen, descartes, captura incidental, interacción con depredadores superiores, entre otros.

La base de datos, recolectada por los observadores es finalmente elaborada y constituye una fuente de información muy valiosa, debido a la observación *in situ* de muchas variables biológicas, pesqueras y oceanográficas, las cuales fortalecen muchos objetivos de investigación.

1.5. Antecedentes

La mayoría de los trabajos de estimación de descartes y captura incidental surgieron de la actividad de pesca de camarón en el mundo (Grantham, 1980; Allsopp, 1981; Slavin, 1981; Caddy, 1982). La primera evaluación global de descartes fue realizada por Saila (1983) quien estimó una cantidad de 7 millones de toneladas descartadas anualmente de las capturas. En 1994 la FAO publicó una estimación global de los descartes indicando que 27 millones de toneladas, o aproximadamente 35 % de las capturas globales eran descartadas por año (Alverson, 1994) y en 1998 actualizó esta cifra en 20 millones. Posteriormente Kelleher (2005) reportó que la tasa ponderada de los descartes se estima en 8 % (proporción de la captura descartada sobre la captura total). De acuerdo con esta tasa de descartes, en el período 1992-2001, el promedio anual de los descartes se estimó en 7.3 millones de toneladas, sin embargo

al ser diferente el método usado para su estimación, esta no es comparable directamente con las estimaciones previas de 27 y 20 millones. Son pocos los trabajos que estiman la magnitud de los descartes de especies pelágicas que se producen en las pesquerías del tipo pelágica y demersal. Borges *et al.* (2005a) reportó estimados de descarte de especies pelágicas entre 3 - 7 % de la captura total en peso provenientes de la pesquería demersal de arrastre de Irlanda. Para la pesquería pelágica de arrastre se han reportado porcentajes de descarte de 2 - 11 % (Pierce *et al.*, 2002; Pálsson, 2005). Kelleher (2005) hace una estimación total de la tasa de descartes de pequeños pelágicos en la pesquería de cerco del Pacífico Sudeste de alrededor de 1 %.

En el Perú, el primer intento por estimar el porcentaje de anchoveta (*Engraulis ringens*) capturada que no fue reportada en las estadísticas oficiales de captura, fue realizado por Vásquez y Lam (1977) quienes obtuvieron un valor del 12 % con respecto a los desembarques. Castillo y Mendo (1987) realizaron una reevaluación del trabajo anterior y basándose en encuestas, hicieron una descripción y cuantificación de los descartes para la pesquería del stock norte-centro de la anchoveta peruana, en donde señalan que existen diferentes fuentes: el **descarte por exceso de captura**, la **pérdida de fluidos** en forma de líquidos sanguinolentos, el **descarte de juveniles** por efectos de regulación, la **pesca negra** (desembarque no declarado) y **pesaje fraudulento**, siendo el **descarte por exceso de captura** la fuente principal oscilando entre 5 - 15 % y con un promedio de 9.13 % de los desembarques totales.

Capítulo 2

Justificación

El mayor impacto de las pesquerías sobre el ecosistema marino es sin duda la remoción de individuos, es decir el acto de capturar. Esto incrementa la tasa de mortalidad de las especies objetivo y de algunas no objetivo y puede poner en riesgo la biodiversidad, productividad, función y estructura del ecosistema marino (Pikitch *et al.*, 2004). Debido a esto, el Enfoque Ecosistémico al Manejo de las Pesquerías ha sido estudiado y algunas organizaciones la están tomando en cuenta, con la finalidad de mantener ecosistemas saludables y pesquerías sustentables (Botsford *et al.*, 1997; Bianchi y Skjoldal, 2008; Guevara-Carrasco *et al.*, 2010). Esto quiere decir, que en cualquier plan de evaluación y manejo de los impactos por parte de las actividades pesqueras sobre el ecosistema, no sólo se debe tomar en cuenta a la especie o especies objetivo, sino además a sus predadores, presas y competidores. **Como tal, la mejor medida disponible para conocer los impactos de la pesca sobre el ecosistema marino está en las capturas que se componen de los desembarques y lo que no es retenido en la pesca** (Rochet y Trenkel, 2003).

Bellido *et al.* (2011) señalan que la clave para el éxito de un manejo pesquero basado en el enfoque ecosistémico, las evaluaciones deben estar orientadas no sólo a una especie, sino a múltiples especies además de la inclusión de los descartes pesqueros. Esto último ha sido ampliamente reconocido para la gestión sostenible del ecosistema (Clucas, 1997; Pikitch *et al.*, 2004). Rochet *et al.* (2002) señalan que no sólo hay una escasez de datos sobre descartes y captura incidental en todo el mundo, sino también han demostrado que las estimaciones exactas de los descartes sólo pueden ser obtenidos de los programas de muestreo.

Aún cuando existen trabajos de hace 50 años en donde destacan la importancia de cuantificar

los descartes (p. ej. Jean (1963)), la estimación del volumen de descarte de embarcaciones comerciales se ha convertido en un tema relevante en años recientes, ya que la mortalidad derivada del descarte de especies objetivo y no objetivo puede causar una reducción del rendimiento pesquero (crecimiento y reclutamiento) en predicciones a medio y largo plazo (Lema *et al.*, 2006) y son esenciales para evaluar el impacto de la pesca sobre las poblaciones de peces y el ecosistema en el que operan. Sin embargo, sus magnitudes no siempre son tomadas en consideración en los procesos de evaluación de stocks, aun cuando éstas dan cuenta de una gran parte de la mortalidad por pesca (F), sobre todo en las edades más jóvenes, lo que puede conducir a estimaciones de biomasa irrealmente optimistas (Borges *et al.*, 2004). En la mayoría de los casos, la razón de la no incorporación de los descartes en las evaluaciones se debe a la falta de un muestreo sistemático y los bajos niveles de precisión asociados (ICES, 2003), esto hace referencia principalmente al nivel de cobertura de las observaciones.

La ciencia pesquera generalmente supone que mientras más se captura más se descarta (Borges *et al.*, 2004). Si esa suposición es cierta, entonces esta variable se pueden utilizar para ponderar los descartes de la muestra al nivel de la pesca total. Por ello, los desembarques y el esfuerzo pesquero han sido las variables auxiliares usadas por la mayoría de los estudios para la estimación del descarte (Rochet *et al.*, 2002; Allain *et al.*, 2003). Desafortunadamente, existe evidencia que estas variables podrían no ser proporcionales a los descartes (Tamsett y Janacek, 1999), sin embargo podrían relacionarse de forma no lineal con los descartes pudiendo tener mejores estimaciones a partir de este supuesto (Trenkel *et al.*, 2001). Además, se podrían utilizar Modelos Generales Lineales (GLMs) y/o estadística Bayesiana para obtener parámetros de estimación más robustos (Ortiz *et al.*, 2000; Perkins y Edwards, 1996; Babcock y McAllister, 2002; Nichols, 2004; Viana *et al.*, 2011). Otro problema en la estimación de los descartes es la elección de la unidad de muestreo o nivel a ser considerada (lances, viajes, barcos), Borges *et al.* (2005b) demostró que el nivel de viaje fue la mejor unidad de muestreo para estimar los descartes a nivel de la pesca total.

La anchoveta (*E. ringens*) sustenta la pesquería mono-específica más grande del mundo (FAO, 2009) y ha sido catalogada como una de las pesquerías mejor manejadas (Alder y Pauly, 2008), con una flota de alrededor de 1200 embarcaciones cerqueras (Aranda, 2009; Fréon *et al.*, 2008). En el Perú provee más del 90 % del Producto Bruto Interno (PBI) pesquero y se ha estimado que esta actividad proporciona trabajo directo e indirecto a aproximadamente al 2 % de la Población Económicamente Activa (PEA) del país (24 mil puestos de trabajo).

Actualmente se tiene un limitado conocimiento en lo concerniente a la magnitud de los descartes y captura incidental en la pesquería de anchoveta. Sólo se tiene información de la estimación del descarte por exceso de captura y juveniles realizada por Castillo y Mendo (1987), quienes se basaron en encuestas. Sin embargo estas estimaciones no han sido tomadas en cuenta en los procesos de evaluación y manejo, ya que el número de muestras (entrevistas) fue muy pequeño ($n=40$) y no se abarcó todo el área de distribución de anchoveta, lo cual podría conllevar a error en las estimaciones. La información que se desprenda de los descartes de juveniles será fundamental desde el punto de vista de la sostenibilidad del recurso, ya que mediante la estimación de su magnitud descartada se puede conocer mediante modelos de proyección basados en tallas, cuánta biomasa se pierde para el futuro stock adulto. Sobre la captura incidental se presenta la misma situación, no se han cuatificado y descrito las especies que la conforman. Además, Wosnitza-Mendo *et al.* (2010) catalogaron a los descartes y a la captura incidental para el mar peruano como un problema de impacto severo, de alta probabilidad de ocurrencia y de riesgo alto a extremo.

En este sentido, tomando en cuenta el manejo de enfoque ecosistémico hacia el cual se dirige la pesquería actualmente, es importante la incorporación de información que usualmente no se toma en cuenta, como son los descartes (por exceso y juveniles) y captura incidental, los cuales permitirán evaluar los niveles de abundancia del stock y hacer proyecciones más confiables y útiles para su manejo y a la definición de políticas que garanticen su sostenibilidad.

2.1. Hipótesis

- El número viajes observados por el Programa Bitácoras de Pesca es representativo del total de viajes realizados por las embarcaciones industriales de cerco dedicadas a la pesca del stock norte-centro de la anchoveta peruana (*E. ringens*).
- La magnitud del descarte por exceso, juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco de anchoveta peruana (*E. ringens*) en conjunto es menor a las estimaciones realizadas por Castillo y Mendo (1989).

2.2. Objetivos

Objetivo General

Validar el número de observaciones a bordo de las embarcaciones de cerco que operan en la pesquería del stock norte-centro de la anchoveta peruana (*E. ringens*) utilizando el método de Monte Carlo y estimar la magnitud de descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y la captura incidental, mediante diversas metodologías.

Objetivos Específicos

- Calcular el nivel óptimo de cobertura que permitirá obtener estimaciones consistentes de los descartes por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental.
- Proponer una metodología para estimar los descartes y captura incidental a partir de información de observaciones a bordo.

Capítulo 3

Metodología

3.1. Fuente de Información

Los datos de descartes (por exceso de captura y juveniles) y captura incidental provienen del Programa Bitácoras de Pesca (PBP) que viene ejecutando el Instituto del Mar del Perú (IMARPE) desde 1996 y también del Área de Seguimiento de pesquerías del mismo instituto. Los observadores, llamados *bitacoreros*, están ubicados en los principales puertos del litoral peruano, siendo los puertos que abarcan la zona de distribución del stock norte-centro de la anchoveta peruana: Paita, Chicama, Chimbote, Huarney, Huacho, Callao, Pisco (Fig. 5). Los observadores recopilan información por viaje de pesca de una muestra de embarcaciones de la flota industrial de cerco, cuyas características principales son el material de hierro o madera y capacidad de bodega mayores a 30 toneladas.

En un viaje de pesca (Fig. 6) se toma información de la embarcación y de las actividades que ésta realiza desde la salida del puerto hasta su regreso. Durante el viaje se pueden realizar más de un lance o cala.



Figura 6. Actividades que realiza una embarcación de cerco en la pesca de anchoveta peruana. Fuente (IMARPE)

Las variables que toman los observadores a bordo de las embarcaciones son las siguientes:

- **Variable cuantitativa:** Captura, desembarque, descarte por exceso de captura, descarte de juveniles, captura incidental, capacidad de bodega del barco, Mediciones en longitud de la especie objetivo y de las no objetivo.

- **Variable espacial:** Puerto de salida, Zona de pesca (Longitud, Latitud).

- **Variable temporal:** Año, Mes, Tiempo de búsqueda del recurso.

Además se registra si existe interacción con depredadores superiores como aves, tortugas, lobos marinos. Toda la información se encuentra georeferenciada.

El periodo de estudio para el presente trabajo consta de 7 años (2005 - 2011) y abarca la zona de distribución del stock norte-centro de la anchoveta peruana entre los 4°S y 11°S (Fig. 7), en donde se encuentra aproximadamente el 89 % de la biomasa total con un desembarque anual del 87 % y opera el 90 % de la flota (Fréon *et al.*, 2008).

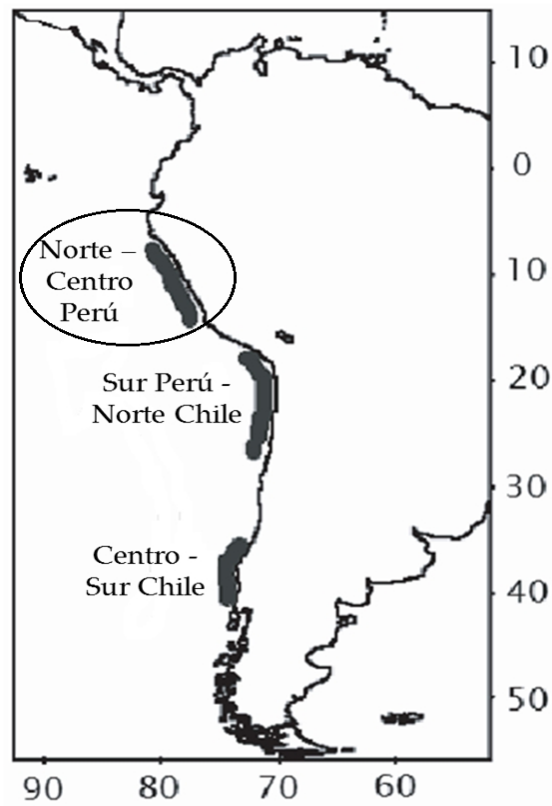


Figura 7. Zona de distribución de las embarcaciones que pescan el stock norte-centro de la anchoveta peruana.

Durante el tiempo de estudio en esta área de distribución se observaron 3 768 viajes de un total de 302 859 (Tabla 1). El mayor esfuerzo de muestreo, el cual se refiere al número de viajes observados, ocurrió en los años 2005, 2006 y 2008, decayendo en los demás años, especialmente en el 2010 donde se registra el menor número de viajes, esto se debió a que algunas empresas dueñas de embarcaciones no permitieron tener un observador a bordo, así como al bajo presupuesto asignado al programa ese año (*com.pers.* Bouchon, 2014).

Tabla 1. Viajes totales y Viajes muestreados por el PBP en la pesquería industrial de cerco del stock nortecentro de la anchoveta peruana (2005 - 2011).

Año	Viajes totales	Viajes observados	Porcentaje (%)
2005	70 875	1 036	1.46
2006	41 049	731	1.78
2007	45 246	440	0.97
2008	43 505	708	1.63
2009	40 973	458	1.12
2010	23 335	78	0.33
2011	37 876	317	0.84

3.2. Validación de las observaciones a bordo

En los programas de observación pesqueros, una de las objetivos más importantes consiste en determinar el nivel de cobertura de observación óptima para obtener datos estadísticamente significativos. Se han utilizado las simulaciones de Monte Carlo para responder a esta situación. Esta simulación requiere de la especificación de una función de distribución de probabilidad (p. ej. una distribución binomial negativa), evidentemente, siendo conocidos sus parámetros o, en algún caso, estimados (Solanas y Sierra, 1992).

Siguiendo a Hilborn y Mangel (1997), un modelo binomial negativo puede ser utilizado para el caso en el que un valor grande para el descarte es poco probable. Es decir, que los no-descartes son una ocurrencia común y los altos niveles de descartes son ocurrencias poco probables, esto último se comprueba en la Figura 8 donde los datos siguen dicho patrón.

Para comprobar la distribución de los datos, una prueba de bondad de ajuste chi-cuadrada con un nivel de significancia del 95 % fue aplicada para probar que, para un año particular j , la probabilidad $p(c)$ del descarte C_{ij} en la cual se obtiene un valor particular c puede ser ajustado mediante la versión m_j, k_j de la distribución binomial negativa (Hoel *et al.*, 1971):

$$Pr\{C_{ij} = c\} = p(c) = \frac{\Gamma(k_j + c)}{\Gamma(k_j) * \Gamma(c + 1)} \left(\frac{k_j}{k_j + m_j}\right)^{k_j} \left(\frac{m_j}{m_j + k_j}\right)^c \quad (1)$$

Donde: Γ es la función Gamma, j el año e i los viajes.

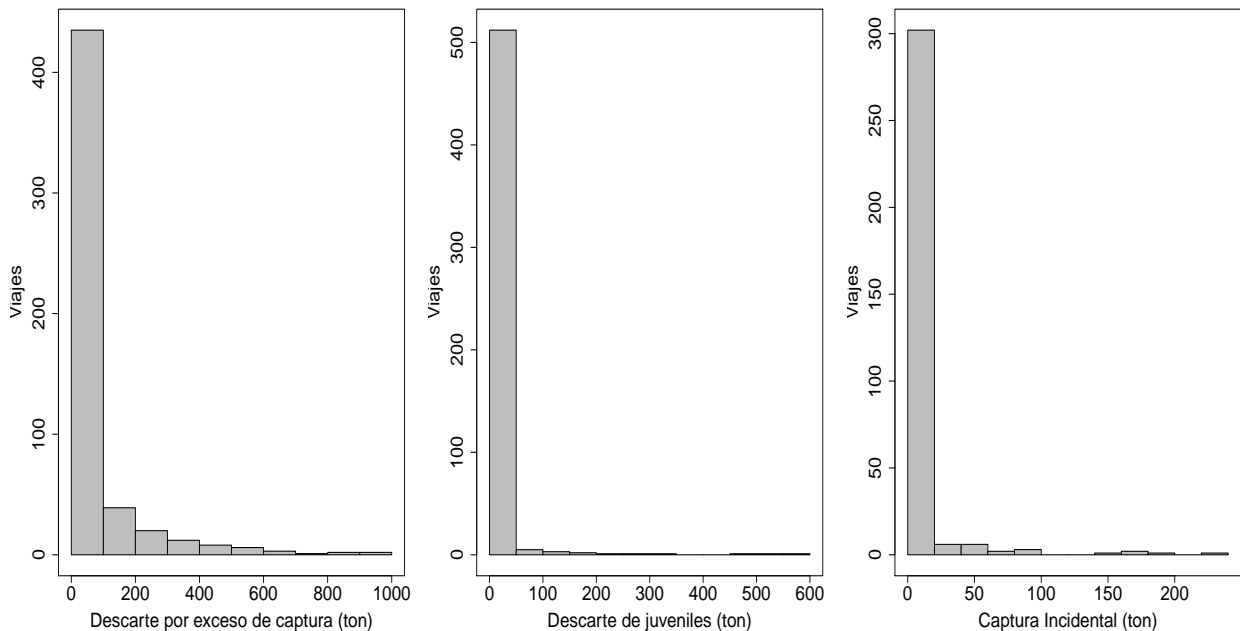


Figura 8. Histograma de frecuencia para el descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana, durante el periodo 2005 - 2011.

Los parámetros m_j y k_j , que para este caso tendrán unidades de toneladas, pueden ser estimados usando nuestra muestra mediante el método de momentos (Hoel *et al.*, 1971), así:

$$E\{C_{ij}\} = m_j \quad (2)$$

$$VAR\{C_{ij}\} = m_j + \frac{m_j^2}{k_j} \quad (3)$$

Para la simulación de Monte Carlo se tomará el viaje como nivel de observación:

1. Especificamos el nivel de cobertura de los observadores, N_{viajes} por simulación, y el número total de simulaciones N_{sim} , y los parámetros de la binomial negativa m y k . Estos son estimados a partir de los datos, además se especifica el error tolerable de la media, d , y el valor de t_q (Tabla 2).

$$Error\ tolerable\ de\ la\ media = d = \frac{s'}{\sqrt{N_{viajes}}} t_q. \quad (4)$$

Tabla 2. Valores comunmente usados de t de Student.

Nivel de confianza	valor t (t_q)
90 %	1.645
95 %	1.960
99 %	2.576
99.9 %	3.291

2. Sobre la j^{th} iteración de la simulación, para el i^{th} viaje simulado, generar un nivel de descartes C_{ij}^{th} usando la *ecuación 1*. Para hacer esto, primero generar la probabilidad de n toneladas descartadas por viaje, y calcular la probabilidad acumulativa de n toneladas contenidos en los descartes. Repetir esto para todos los viajes (N_{viajes}).
3. Calcular la media

$$m_j = \frac{1}{N_{viajes}} \sum_{i=1}^{N_{viajes}} C_{ij} \quad (5)$$

y la varianza

$$s_j^2 = \frac{1}{N_{viajes} - 1} \sum_{i=1}^{N_{viajes}} (C_{ij} - m_j)^2 \quad (6)$$

en la j^{th} iteración de la simulación.

4. Calcular el rango o amplitud del intervalo de confianza de la siguiente manera:

$$(Rango)_j = 2 \frac{s_j}{\sqrt{N_{viajes}}} t_q. \quad (7)$$

5. Repetir los pasos del 2-4 para $j = 1$ a N_{sim} . Estimar el N_{viajes} viajes que deben ser observados, dividiendo el numero total de éxitos por N_{sim} .

3.3. Estimación del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental

Para la estimación del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental se utilizan tres metodologías: Boostrap, Modelo General Lineal y el Modelo Delta.

Se comprueban los supuestos para saber cual metodología se adapta a los datos y realiza mejores estimaciones. Además, se aplica un ANOVA Bayesiano, utilizando la paquetería **BayesFactor** (Morey y Rouder, 2014) del software R.3.0.1 (R Core Team, 2013) y tomando en consideración el criterio de Jeffreys (Jeffreys (1998), Tabla 3), para comprobar si las magnitudes del descarte por exceso de captura estimados por cada metodología son diferentes estadísticamente. Lo mismo se aplicará para el descarte de juveniles y la captura incidental .

Tabla 3. Tabla con el valor del Factor de Bayes de acuerdo al criterio de Jeffreys.

Rango de valores	Fuerza de la evidencia en la diferencia
1 - 3	Escasa
3 - 10	Sustancial
10 - 30	Fuerte
30 - 100	Muy Fuerte
> 100	Decisiva

3.3.1. Bootstrap

El bootstrap (o bootstrapping) es un método de remuestreo propuesto por Bradley y Efron (1979). Este método permite aproximar la distribución de muestreo de un estadístico mediante un procedimiento muy simple: Crear un gran número de muestras con reposición a partir de los datos observados, cada uno de estos grupos creados tendrá el mismo tamaño que la muestra original, esto nos va permitir determinar la distribución de el o los estadísticos que utilizaremos en la estimación de parámetros poblacionales (Flores, 2005).

La *ventaja* de los procedimientos bootstrap yace en que es posible prescindir de la distribución teórica a priori de los datos (Flores, 2005) ya que generan un gran número de sub-muestras que sirven de base para estimar inductivamente la forma de la distribución muestral de los estadísticos. Efron y Tibshirani (1994) señalan que mediante esta técnica pueden analizarse datos provenientes de distribuciones desconocidas o incluso abordarse problemas complejos, frente a los cuales no hay solución analítica. Además, el bootstrap es *más general* en su formulación, resulta *más accesible, simple de comprender* y es *menos restrictivo* que los métodos clásicos (Ledesma, 2008). Sin embargo, como todo método también presenta sus *desventajas*, por ejemplo, uno de los supuestos es que los datos de la muestra deben ser independientes e idénticamente distribuidos a la población, las muestras deben ser lo “suficientemente” grandes. Además, que no es confiable para estimaciones de estadísticos como la mediana y si presentan datos extremos puede haber cierto sesgo en la estimación del estadístico.

En la presente tesis **tomaremos la media como parámetro para hacer inferencia** acerca de la estimación del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental, teniendo en cuenta el teorema del límite central el cual señala que la distribución muestral de la media es normal $N(\mu, \sigma/\sqrt{n})$ cuando el tamaño muestral tiende a infinito.

La forma en la cual se realiza el remuestreo por bootstrap se presenta en la Figura 9 y se

sintetiza en los siguientes pasos:

- Seleccionar un estadístico de interés, en este caso sea $\hat{\Theta}$ la media del descarte por año.
- A partir de la muestra original $\{X_1, X_2, \dots, X_n\}$, se extrae una nueva muestra $\{X_1^*, X_2^*, \dots, X_n^*\}$, por medio de un muestreo con reposición.
- Para la muestra obtenida se calcula el valor del determinado estadístico $\hat{\Theta}$ (media) que se utiliza como estimador del parámetro poblacional μ .
- Repetimos los incisos a) y b) (simulaciones = 2 000) hasta obtener un número elevado de estimaciones de $\hat{\Theta}^*$.
- Una vez generadas las distintas muestras bootstrap, se obtendrán tantos valores de $\hat{\Theta}^*$ como simulaciones se planteó en el modelo (2 000 para este caso). Después de esto se construye la distribución empírica del estadístico $\hat{\Theta}^*$, la cual representa una buena aproximación a la verdadera distribución de probabilidad para ese estadístico.
- Finalmente para obtener el descarte por exceso de captura, juveniles y captura incidental ponderados por año, estos estadísticos generados (2 000) son multiplicados por el número de viajes totales realizados en ese año, y de estos se obtendrá una media por año.

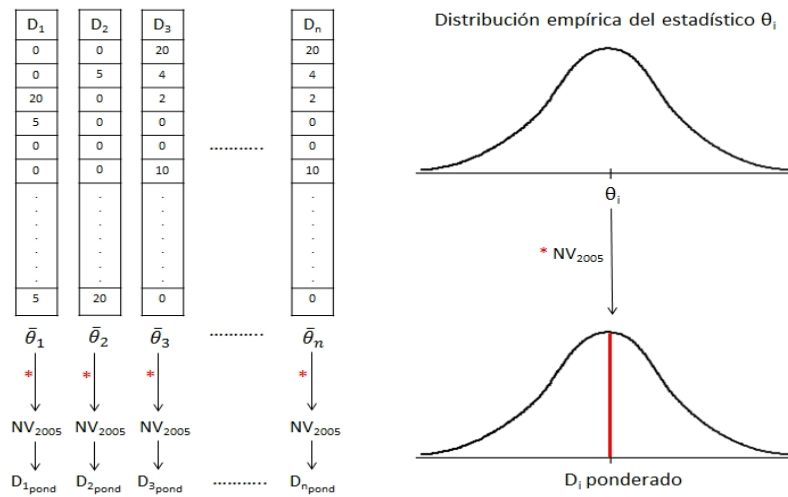


Figura 9. Método bootstrap para la estimación del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental. D: Descarte observado, NV: Número de viajes, D_{pond} : Descarte ponderado.

3.3.2. Modelo General Lineal

Para la estimación del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental, se utilizará un Modelo General Lineal (GLM), el cual es una extensión de los modelos lineales, como la regresión y ANOVA (O'Hara, 2009), los cuales se basan en los supuestos de normalidad y varianza constante de los errores. Sin embargo, en muchas ocasiones, nos encontramos con que uno o varios de estos supuestos no se cumplen por la naturaleza de los datos. Estos problemas se pueden llegar a solucionar mediante la transformación de la variable de respuesta (p. ej. tomando logaritmos), aunque estas transformaciones no siempre consiguen corregir la falta de normalidad, varianza no constante o la no linealidad en nuestros datos. Una alternativa a la transformación de la variable de respuesta y a la falta de normalidad, es el uso de los GLM, los cuales permiten utilizar distribuciones no normales de los errores (binomiales, Poisson, gamma, etc) y varianzas no constantes (McCullagh, 1984; McCullagh y Nelder, 1989). La idea principal del GLM es que el valor esperado en un punto es modelado como la suma de los diferentes términos (parámetros) estimados en el modelo.

Nuestras variables de respuesta para la modelación, las cuales tienen una resolución¹ por viaje, serán el descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y la captura incidental, estas serán una función lineal del año, mes, zona, capacidad de bodega (cb) y número de viajes (NV). Además a las variables de respuesta se les aplicará la transformación logaritmo base 10 y se le sumará una constante positiva c , esto para evitar problemas de resultados indefinidos al momento de aplicar logaritmos a datos que son ceros y para mantener o alcanzar la normalidad en los datos transformados (Berry, 1987).

Se describe el procedimiento para la estimación del descarte por exceso de captura (dex), el cual se repetirá para la estimación del descarte de juveniles (dej) y captura incidental (dci), así tenemos:

¹Nivel al cual se hace la observación y se registran los datos (p.ej. viajes, lances, barcos, dias, etc).

$$\log_{10}(dex + c)_{ijkl} = media + año_i + mes_j + zona_k + cb_l + NV + \varepsilon_{ijkl} \quad (8)$$

Donde,

media: la media total,

ε : el error, el cual se asume aleatorio, independiente y normalmente distribuido.

El *dex* predicho para cada estrato (i, j, k, l) es luego estimado utilizando la inversa del logaritmo base 10. Además si los supuestos sobre la distribución del error son correctos, ocurre un error sistemático el cual puede compensarse usando el factor de corrección 1.1513 (Alder, 1980),

$$\widehat{dex}_{ijkl} = 10^{(\widehat{Y}_{ijkl} + 1,1513 \times CME)} - c \quad (9)$$

Donde, \widehat{Y}_{ijkl} : $\log_{10}(dex + c)$ predicho por el GLM para los estratos i, j, k, l , y *CME*: cuadrado medio del error estimado por el GLM.

El *dex* predicho en cada estrato es luego multiplicado por el esfuerzo correspondiente en dicho estrato, el cual está dado en número de viajes realizados por la flota industrial de cerco dedicada a la pesca de anchoveta peruana. El *dex* total estimado por año se calcula como la suma del *dex* en todos los estratos para el año (i) , así :

$$dex_i \text{ total} = \sum_{jkl} \widehat{dex}_{ijkl} \times f_{ijkl} \quad (10)$$

Donde, f_{jkl} : el esfuerzo total es el número de viajes totales realizado por toda la flota dedicada a la pesca de anchoveta para el año i , mes j , zona k y cb l .

Para las estimaciones de descarte, la costa peruana fue dividida en 7 zonas de pesca; Zona 1: Bayovar - Paita - Parachique, Zona 2: Chicama - Salaverry, Zona 3: Casma - Coishco -

Chimbote, Zona 4: Huarney, Zona 5: Chancay - Huacho - Supe, Zona 6: Callao, Zona 7: Pisco - Tambo de Mora.

Además la capacidad de bodega de los barcos fue dividida en 6 grupos; $CB_1 \leq 100$ tm., $100 < CB_2 \leq 200$ tm., $200 < CB_3 \leq 300$ tm., $300 < CB_4 \leq 400$ tm., $400 < CB_5 \leq 500$ tm., $CB_6 > 501$ tm.

3.3.3. Modelo Delta

Los datos de descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental provenientes del PBP presentan una alta proporción de ceros (Fig. 10). Además la distribución de sus valores positivos es sesgada (Fig. 11). Para este tipo de distribución generalmente se usan transformaciones con la finalidad de que los datos cumplan con los supuestos de normalidad, ya que en casos en los cuales la proporción de ceros es muy alta, los estimadores de tendencia central resultan estar sesgados, con baja precisión y con una varianza sobreestimada (Pennington, 1996).

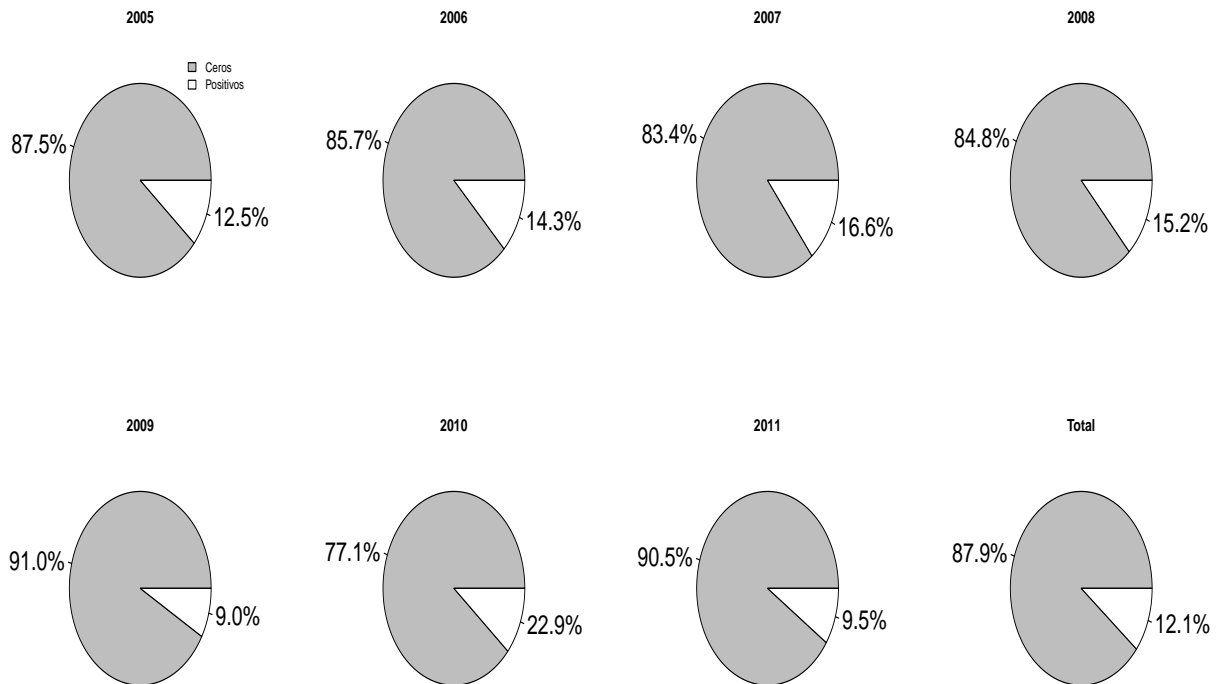


Figura 10. Porcentaje de valores ceros y positivos en los valores observados de descarte por exceso de captura por año en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana (Comportamiento similar presentan el descarte de juveniles y la captura incidental).

Los modelos Delta son usados particularmente cuando se tienen observaciones con muchos ceros (Lo *et al.*, 1992; Pennington, 1983).

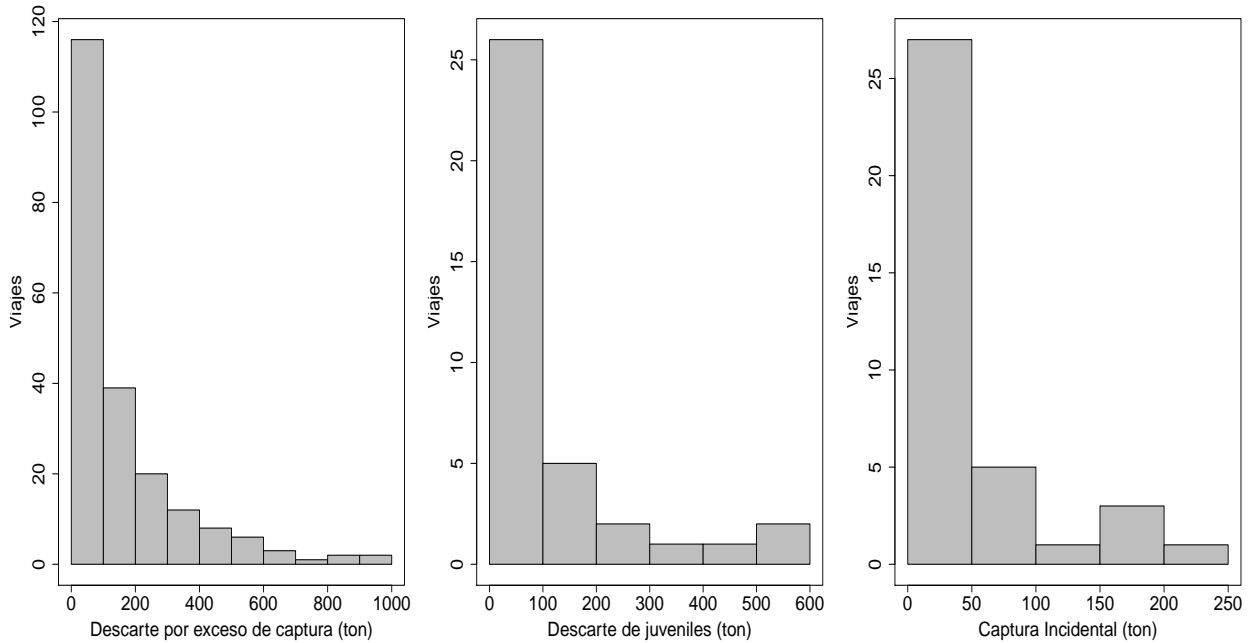


Figura 11. Histograma de frecuencia para valores positivos del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana durante el periodo 2005 - 2011.

En un modelo delta, los valores estimados son el producto de dos componentes independientes o sub-modelos: a) La probabilidad de observaciones de valores positivos y ceros en conjunto y b) la probabilidad de valores positivos (Ortiz *et al.*, 2000). El primer sub-modelo asume una distribución binomial de los errores, mientras que el segundo puede ser basado en diferentes distribuciones de error como lognormal, gamma, poisson, entre otros (Ortiz y Arocha, 2004).

La ventaja de su formulación radica en que cada componente del modelo delta puede ser expresado en términos de un Modelo Lineal Generalizado (GLM) (McCullagh, 1984). Para esta sección utilizaremos un Modelo General Lineal del tipo Bayesiano (GLMB) el cual da una evaluación más precisa de la incertidumbre en los resultados en comparación al de los modelos GLM convencionales (Babcock y McAllister, 2002), además la ventaja de utilizar métodos bayesianos está en su flexibilidad que permite la combinación de diferentes metodologías para describir mejor los procesos de interés (Viana, 2012).

El modelo delta nos generará estimaciones anuales de los descartes. Estas estimaciones se obtendrán mediante el producto de tres componentes: 1) la proporción de viajes con descarte positivos p , 2) la tasa media de descarte si es que existió la actividad del descarte, en este último se tomará como variable respuesta el descarte, el cual presenta una resolución por viaje (\widehat{dex}_v) y 3) el esfuerzo expresado en número de viajes. Los dos primeros componentes del modelo delta se estimarán mediante un GLMB usando la paquetería **arm** (Gelman y Su, 2014) del software R.3.0.1 (R Core Team, 2013).

Proporción de viajes con descarte positivo

Para hacer esta estimación se creó un vector booleano para los descartes, es decir se clasificó a los viajes sin descarte como 0 y a los que presentaron descarte positivo como 1, con lo que tendríamos una distribución del tipo binomial, la cual estará definida en términos de la proporción (y) de los viajes con descarte positivo (r) con respecto al total (n), y la función de densidad $f(y)$ y la función de varianza asociada $Var(y)$ está dada por:

$$y = \frac{r}{n}, f(r) = \binom{n}{r} \mu^r (1 - \mu)^{n-r}, \text{ donde: } r = 1, 2, 3, \dots, n \quad (11)$$

$$Var(y) = \mu(1 - \mu)/n, \text{ donde: } \mu = \text{media de } y. \quad (12)$$

El predictor lineal de la proporción de los descartes será una función lineal de las variables explicativas año, mes, zona, capacidad de bodega (cb), así:

$$\psi = \beta_0 + \beta_1 \times NV + \beta_2 \times CB + \beta_3 \times zona + \beta_4 \times año + \beta_5 \times mes \quad (13)$$

Donde β_i son los parámetros a ser estimados, cb es la capacidad de bodega y NV el número de viajes.

Tasa media de descarte

Para esta parte de la estimación sólo se consideró aquellos viajes con descarte mayor a 0 toneladas (positivos). Se utilizará como variable respuesta el descarte por exceso de captura (dex) el cual tiene una resolución por viaje. La media del dex dado un descarte positivo fue estimado siguiendo un GLMB, entonces nuestra variable a explicar deberá seguir una distribución normal, así también los residuales que se obtengan.

Para la normalización de nuestra variable dependiente que llamaremos ahora $bc(dex)$, se utilizó la familia de transformaciones Box - Cox. Este procedimiento planteado por (Box y Cox, 1964) donde lambda (λ) es un parámetro a estimar, ha sido utilizado en muchos trabajos para resolver los problemas de falta de normalidad y de homocedasticidad (Guerrero y Johnson, 1982; Spitzer, 1982; Sakia, 1992). La transformación Box-Cox consiste en transformar cualquier variable con distribución desconocida a una distribución normal mediante la función:

$$Y^{(\lambda)} = \begin{cases} \frac{Y^\lambda - 1}{\lambda}; & \lambda \neq 0, \\ \log Y; & \lambda = 0. \end{cases}$$

Donde:

Y: es la variable con distribución desconocida, y λ : es el *parámetro normalizador*.

Para estimar el valor de λ se utiliza el comando `powerTransform` de la paquetería “**car**” (Companion to Applied Regression) (Fox y Weisberg, 2011) en el software R.3.0.1 (R Core Team, 2013). Para el análisis de normalidad de nuestra variable explicada se hace uso del test de Kolmogorov-Smirnov, además se hacen uso de análisis gráficos, para observar simetría en nuestra variable transformada, presencia de datos extremos y de probabilidad normal.

Luego el modelo de regresión queda definido como:

$$bc(dex) = \beta_0 + \beta_1 \times NV + \beta_2 \times CB + \beta_3 \times zona + \beta_4 \times año + \beta_5 \times mes \quad (14)$$

donde dex = descarte por exceso de captura para los viajes con descarte mayor a 0 toneladas, a la cual se le hizo una transformación Box-Cox (bc) y

β_i = parámetros a ser estimados, NV es el número de viajes y CB es la capacidad de bodega.

Finalmente el descarte estimado por año (j) es calculado como el producto de la proporción de viajes con descarte positivo (\hat{p}_{jklm}), la tasa media de descarte (\widehat{dex}_{jklm}) y por el esfuerzo correspondiente (f_{jklm}) que en la presente tesis es el número de viajes totales realizado por toda la flota industrial de cerco dedicada a la pesca del stock norte-centro de la anchoveta.

$$Descarte_j = \sum_{klm} \hat{p}_{jklm} \times \widehat{dex}_{jklm} \times f_{jklm} \quad (15)$$

Este mismo procedimiento se aplicará para estimar el descarte de juveniles (dej) y captura incidental (dci).

3.3.4. Proyección de Biomasa

Se realizan 2 escenarios hipotéticos de proyección mensual de biomasa basándonos en la magnitud del descarte de juveniles (< 12 cm.). El primer escenario plantea que todos los individuos descartados presentaron una talla de 8 cm. de longitud y el segundo de 11 cm. Estas longitudes se proyectarán hasta el momento que el individuo alcance los 12 cm. de longitud en la cual ya es considerada adulta. Esto nos permitirá saber cuánta biomasa, que potencialmente se pudo convertir en adulta, se perdió en la actividad del descarte.

Para calcular el crecimiento de tallas de anchoveta a un paso de un mes se utilizó la ecuación de crecimiento de Ford Wallford:

$$L_{t+1} = L_{\infty} - (L_{\infty} - L_t) \times e^{-\frac{k}{12} \times (t)} \quad (16)$$

Donde:

L_t = Longitud en un tiempo t .

L_{t+1} = Longitud en un tiempo $t + 1$.

L_{∞} = Longitud media que los peces podrían alcanzar en caso de crecer hasta una edad muy avanzada (Pauly, 1983).

k = Constante de crecimiento o parámetro de curvatura. Se le divide por 12 ya que se trabajará a resolución mensual.

t = tiempo (en meses).

El número de sobrevivientes se calculó mediante la ecuación de Extinción exponencial. Para poder hacer la proyección, se asume, la presión de pesca sobre los individuos juveniles no existió, **por tanto la mortalidad por pesca (F) es cero**, teniendo entonces como única causalidad de muerte la que se da por mortalidad natural (M):

$$N_t = N_{t-1} * e^{-\frac{M}{12}} \quad (17)$$

Donde:

N_t = Número de sobrevivientes.

N_{t-1} = Número de sobrevivientes en un tiempo anterior.

M = Tasa de Mortalidad natural anual.

Para convertir el número de sobrevivientes N_{t_i} a Biomasa se utilizó la relación peso - longitud:

$$P_{(i)} = a * L_i^b * N_{t_i} \quad (18)$$

Donde:

P_i = Peso de todos los individuos del grupo i (Biomasa).

L_i = Longitud de un individuo del grupo i (cm).

a = Constante de proporcionalidad.

b = Parámetro que indica forma de crecimiento (Isométrico, alométrico).

N_{t_i} = Número de sobrevivientes del grupo i al mes t .

Se utilizaron los parámetros de Mortalidad natural ($M = 0.8/\text{año}$) para la estimación del número de sobrevivientes, a y b de la relación peso - longitud para convertir el número en biomasa ($P = 0.00294 * L^{3.33}$), $L_\infty = 19.35$ cm y $k=0.96$ reportados por Salvattecí y Mendo (2005) para el stock norte-centro de la anchoveta peruana.

Capítulo 4

Resultados

4.1. Validación de las observaciones a bordo

Se agruparon los datos de descartes para cada año tomando en cuenta el viaje como nivel de observación. Para esta parte se agruparon los datos observados de descartes por exceso de captura, estas observaciones engloban a las observaciones hechas para el descarte de juveniles y captura incidental.

Tabla 4. Distribución de frecuencias de descarte por exceso de captura con el respectivo número de viajes.

Toneladas descartadas	Número de viajes 2005	Número de viajes 2006	Número de viajes 2007	Número de viajes 2008	Número de viajes 2009	Número de viajes 2010	Número de viajes 2011	Viajes totales
0 - 19	981	637	382	624	431	62	288	3405
20 - 39	17	28	15	33	7	3	10	113
40 - 59	12	10	16	19	6	4	3	70
60 - 79	0	12	4	13	4	1	6	40
80 - 99	4	7	3	5	1	1	1	22
100 - 119	5	13	7	5	2	2	4	38
120 - 139	3	0	1	1	0	0	0	5
140 - 159	6	0	0	0	1	0	1	8
160 - 179	0	6	4	2	1	0	0	13
180 - 199	1	1	1	0	0	0	0	3
200 - 219	4	5	2	2	1	5	2	21
220 - 239	0	0	1	1	0	-	0	2
240 - 259	0	0	0	1	0	-	0	1
260 - 279	0	0	1	0	1	-	1	3
280 - 299	0	1	0	1	1	-	0	3
300 - +	3	11	3	1	2	-	1	21

Los parámetros m y k por año utilizando el método de momento (Hoel *et al.*, 1971) se muestran en la Tabla 5, los cuales se utilizaron para simular la distribución teórica del Descarte por exceso de captura (Fig. 12). Se comprobó mediante una prueba chi-cuadrado que los datos se ajustan a una distribución binomial negativa ($p > 0.05$).

Una vez conocida el tipo de distribución de los datos usamos la técnica de simulación de Monte

Carlo utilizando como parámetros de entrada los valores de m y k . Este procedimiento de simulación se realizó utilizando el nivel de confianza del 90 y 95 %. Las probabilidades de éxito de estas simulaciones para cada año en relación al número de viajes observados que se deben realizar para obtener datos estadísticamente significativos (V_{opt}) y los porcentajes de nivel de cobertura se muestran en la Tabla 6 y en las Figuras 13 y 14, las cuales indicaron que para todos los años los viajes observados y su nivel de cobertura son menores con respecto a los valores simulados tanto al 90 como al 95 % cuando estos alcanzaron una probabilidad de éxito de 1.

Tabla 5. Parámetros m y k para la distribución binomial negativa.

Año	m	k
2005	5.1	0.046
2006	12.7	0.273
2007	10.5	0.121
2008	7.0	0.076
2009	5.6	0.030
2010	29.0	0.273
2011	7.1	0.035

Tabla 6. Número de viajes óptimos (V_{opt}) y Nivel de Cobertura Óptimo (NCO) al 90 y 95 % de confianza.

Año	Viajes totales	Viajes Observados	Nivel de cobertura observada (%)	V_{opt} al 90 %	NCO al 90 %	V_{opt} al 95 %	NCO al 95 %
2005	70 875	1 036	1.5	5 600	7.9	7 600	10.7
2006	41 049	731	1.8	1 000	2.4	1 300	3.2
2007	45 246	440	0.9	2 200	4.9	2 900	6.4
2008	43 505	708	1.6	3 500	8.1	4 700	10.8
2009	40 973	458	1.1	8 300	20.3	11 300	27.6
2010	23 335	78	0.3	1 000	4.3	1 300	5.6
2011	37 876	317	0.8	7 400	19.5	9 900	26.1
Prom.			1.2		9.6		12.9

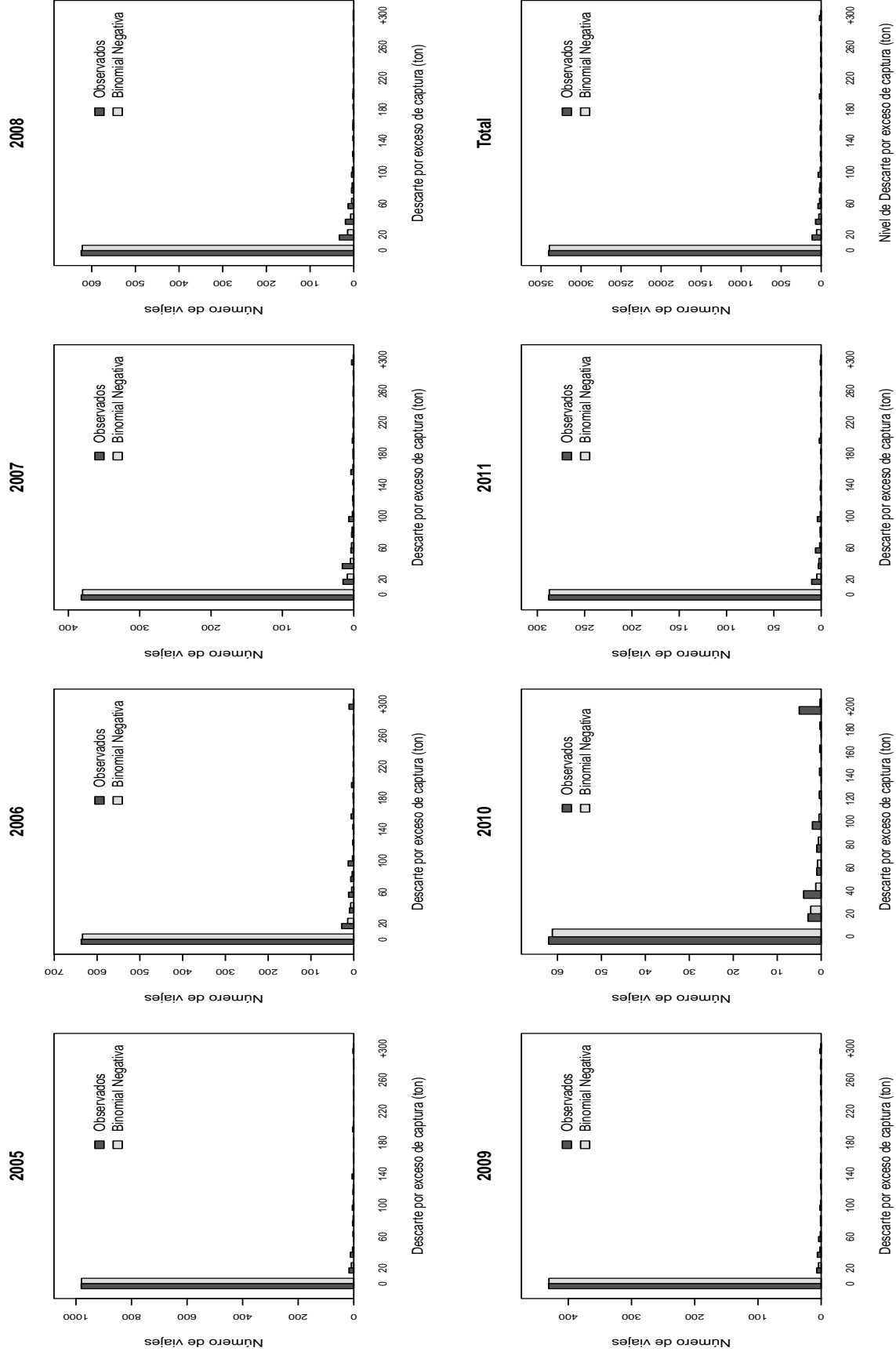
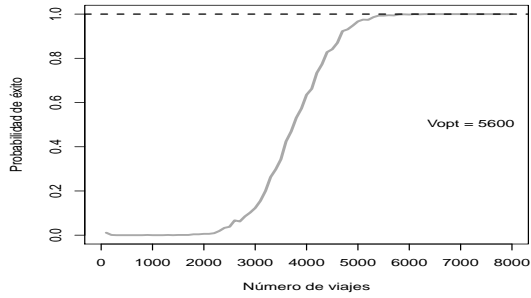
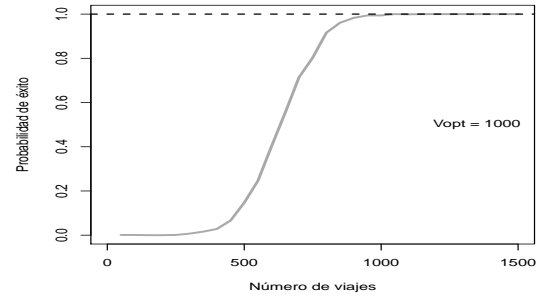


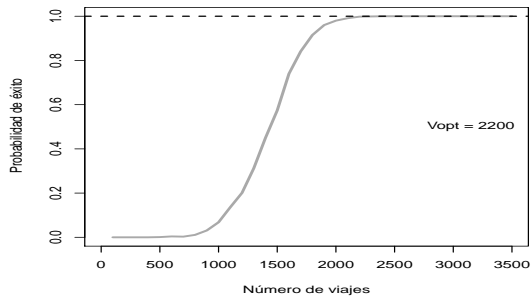
Figura 12. Histograma del Descarte por exceso de captura Observado vs Teórico asumiendo una distribución binomial negativa.



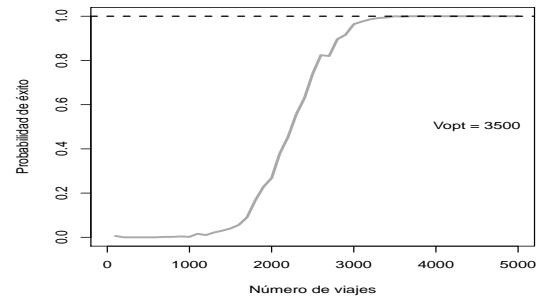
(a) 2005



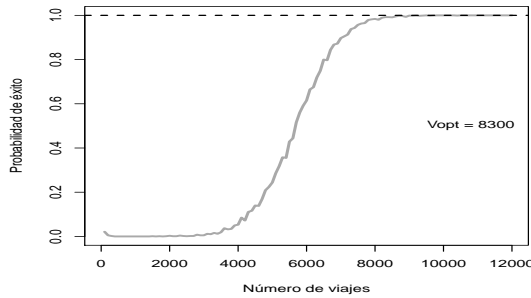
(b) 2006



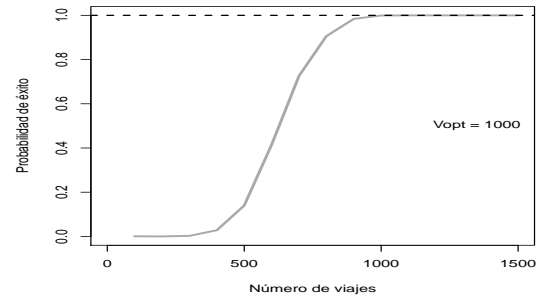
(c) 2007



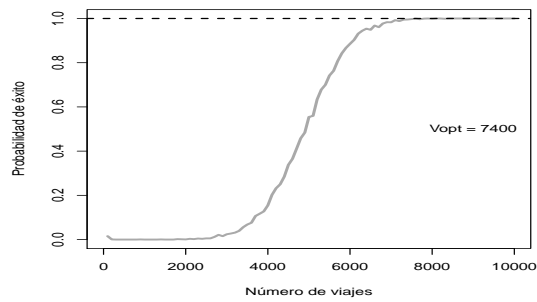
(d) 2008



(e) 2009

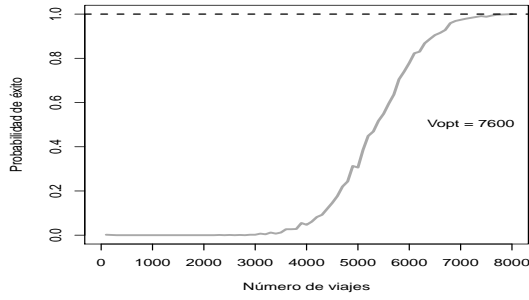


(f) 2010

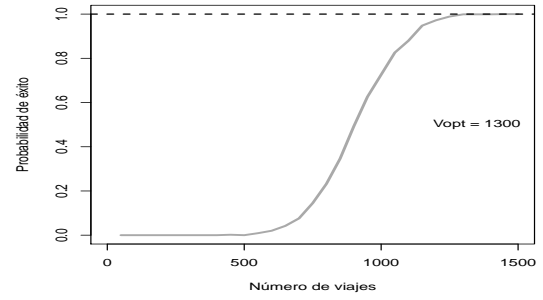


(g) 2011

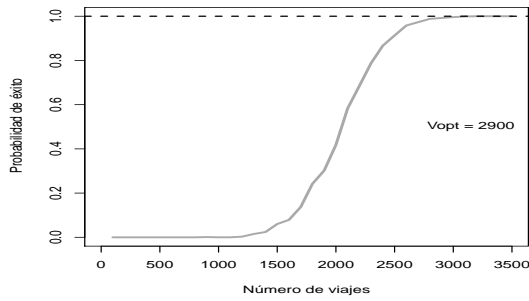
Figura 13. Probabilidad de éxito al 90% de confianza en función del número de viajes observados.



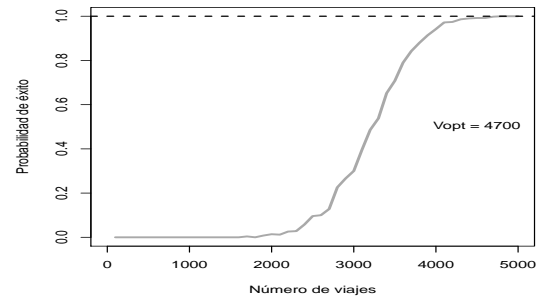
(a) 2005



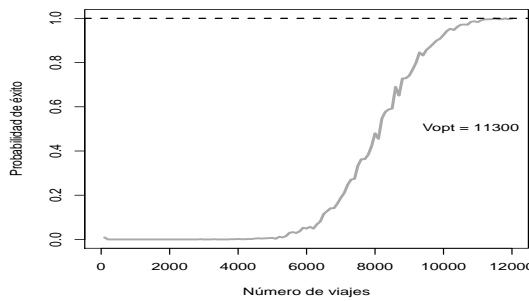
(b) 2006



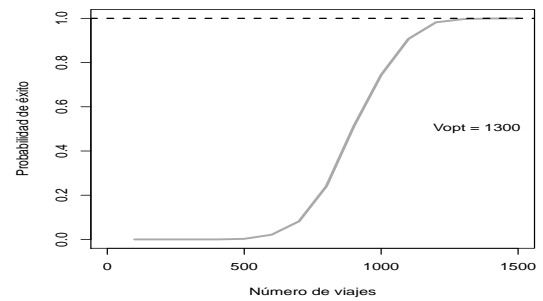
(c) 2007



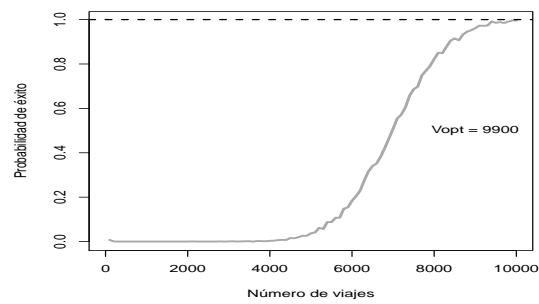
(d) 2008



(e) 2009



(f) 2010



(g) 2011

Figura 14. Probabilidad de éxito al 95% de confianza en función del número de viajes observados.

4.2. Estimación de los descartes y captura incidental

4.2.1. Bootstrap

Los valores promedio por año estimados del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental, sus intervalos de confianza y desviación estándar se muestran en las Tablas 7 - 9 respectivamente. Los valores de Viajes Totales por año, las cuales son cantidades conocidas y no requiere ser estimadas, se multiplicaron por el Descarte Medio el cual se obtuvo mediante bootstrap ($\text{Descarte Medio}_{boot}$) para así obtener el correspondiente estimado de descarte.

Las estimaciones por año del descarte por exceso de captura oscilaron entre 213 241 y 683 447 ton. con un promedio de 398 403 ton., para el descarte de juveniles entre 48 146 y 118 995 ton. con un promedio de 70 345 ton y la captura incidental entre 37 363 y 75 097 ton con un promedio de 61 867 ton. Para estos tres elementos de descarte se encontró el valor máximo el 2010 y el valor mínimo el 2009, excepto para el descarte de juveniles cuyo valor mínimo fue el 2008 (Fig. 15).

Los histogramas del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental estimados mostraron que para la mayoría de los años estos tienden a la normalidad, excepto para el 2010 en el cual presenta una distribución asimétrica positiva. (Fig 16, 17 y 18).

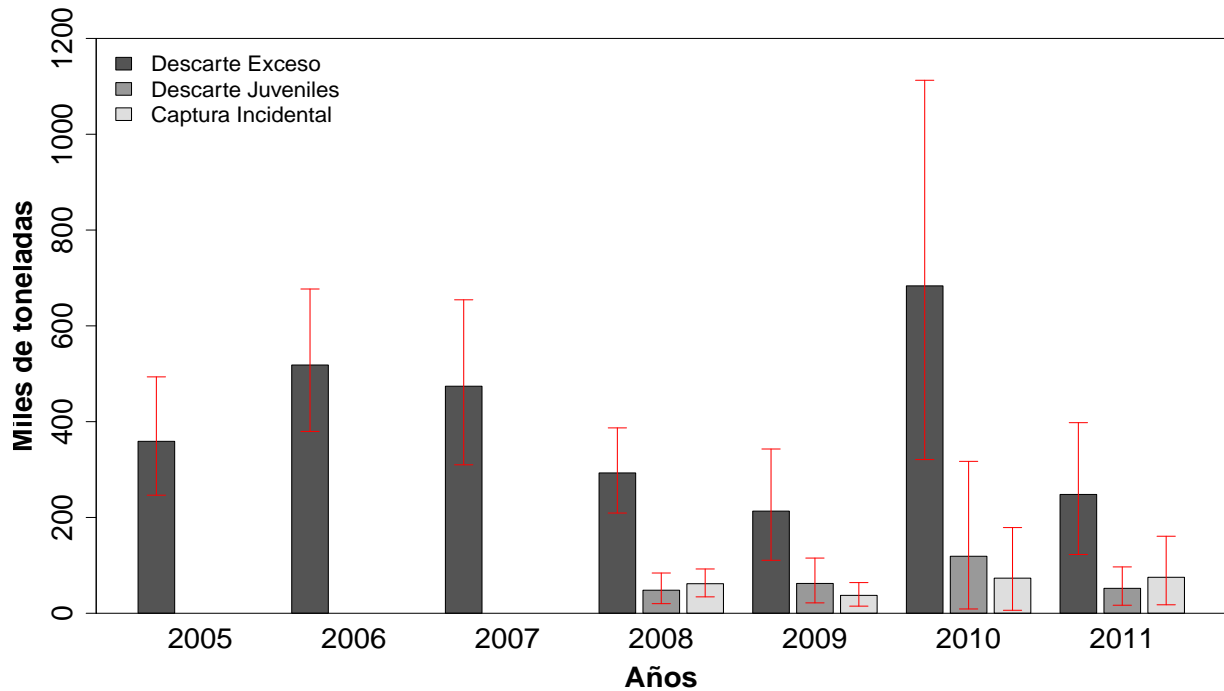


Figura 15. Estimación del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante bootstrap.

Tabla 7. Estimación del Descarte por exceso de captura en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante bootstrap.

Año	Viajes Totales	Descarte Medio _{obs} exceso (ton)	Descarte Medio _{boot} exceso (ton)	Descarte Exceso de captura (ton)	Intervalo (95 %)	Desviación Estándar
2005	70 875	5.07	5.06	358 921	246 489 - 493 491	± 62 422
2006	41 049	12.60	12.63	518 275	379 577 - 676 915	± 75 794
2007	45 246	10.45	10.48	473 970	309 935 - 654 370	± 87 429
2008	43 505	6.72	6.73	292 930	209 211 - 387 004	± 45 089
2009	40 973	5.27	5.20	213 241	110 573 - 342 903	± 59 291
2010	23 335	29.32	29.29	683 447	320 856 - 1 112 662	± 199 681
2011	37 876	6.51	6.55	248 037	122 677 - 397 878	± 69 031
Prom.	-	-	-	398 403	-	-

Tabla 8. Estimación del Descarte de juveniles en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante bootstrap.

Año	Viajes Totales	Descarte Medio _{obs} juveniles (ton)	Descarte Medio _{boot} juveniles (ton)	Descarte de juveniles (ton)	Intervalo (95%)	Desviación Estándar
2008	43 505	1.10	1.11	48 146	20 065 - 84 034	± 16 807
2009	40 973	1.54	1.52	62 230	21 694 - 115 225	± 23 410
2010	23 335	5.27	5.10	118 995	8 975 - 317 117	± 90 568
2011	37 876	1.38	1.37	52 010	16 781 - 96 788	± 20 487
Prom.	-			70 345	-	

Tabla 9. Estimación de Captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante bootstrap.

Año	Viajes Totales	Descarte Medio _{obs} incidental (ton)	Descarte Medio _{boot} incidental (ton)	Captura Incidental (ton)	Intervalo (95%)	Desviación Estándar
2008	43 505	1.41	1.42	61 706	34 270 - 92 471	± 14 767
2009	40 973	0.91	0.91	37 363	14 850 - 64 054	± 12 561
2010	23 335	3.09	3.14	73 302	622 - 178 902	± 47 271
2011	37 876	1.94	1.98	75 097	17 700 - 160 787	± 35 846
Prom.	-			61 867	-	

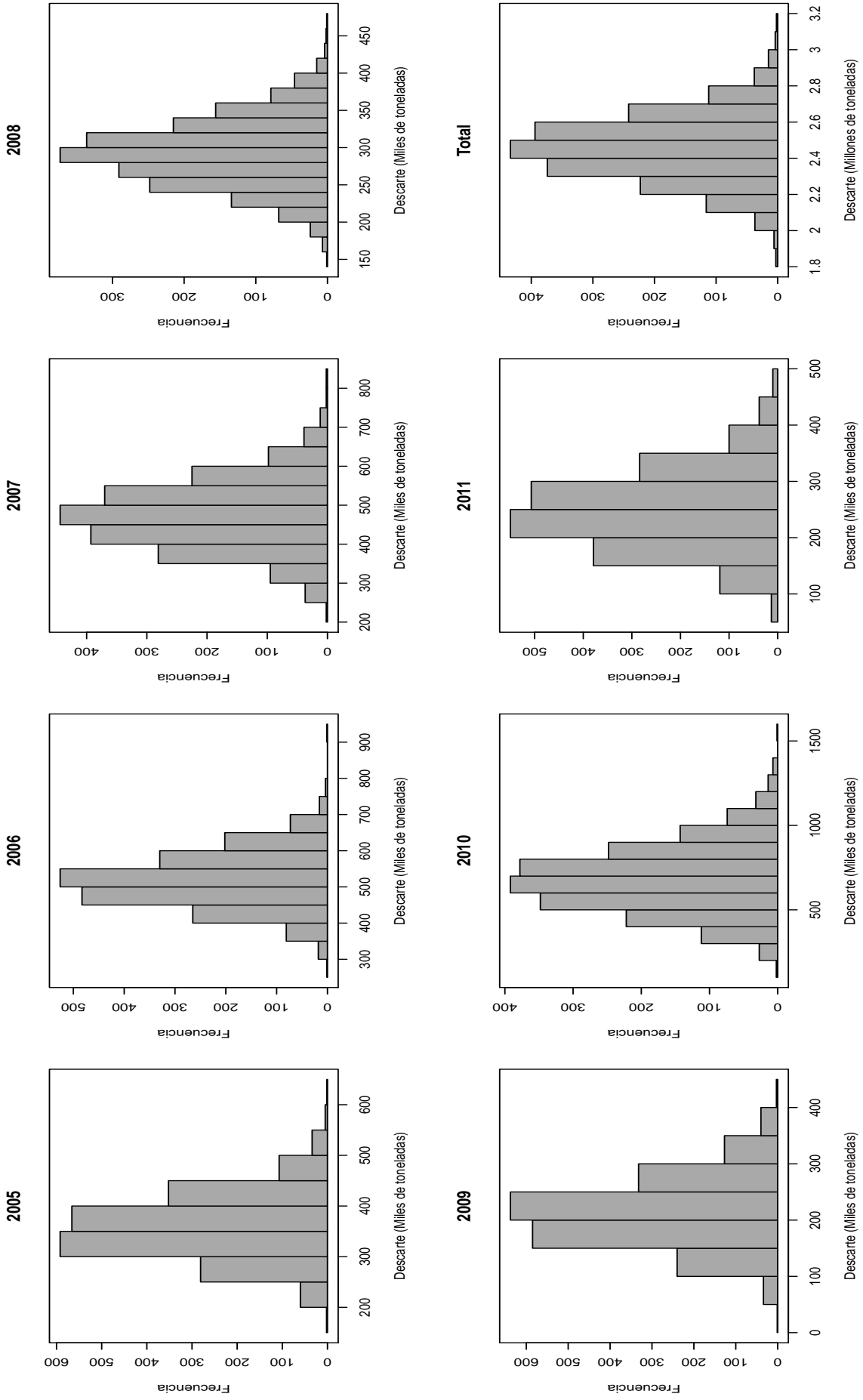


Figura 16. Histograma de los valores estimados del descarte por exceso de captura en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante bootstrap.

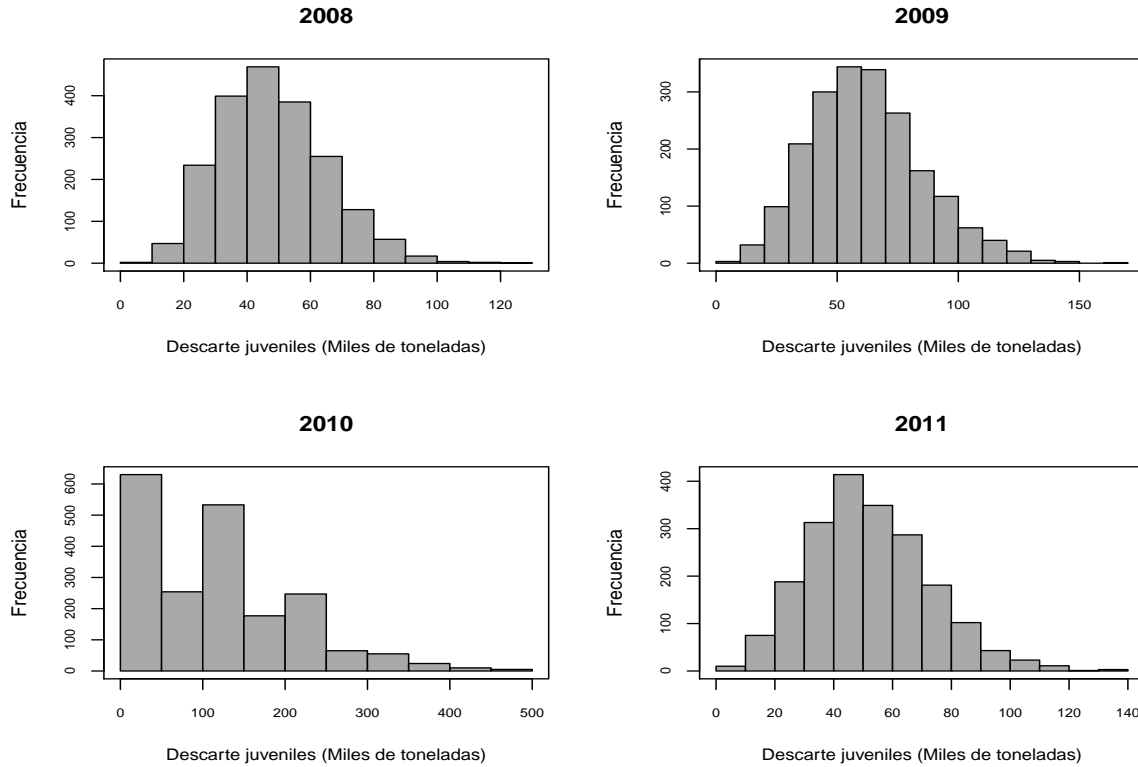


Figura 17. Histograma de los valores estimados del descarte de juveniles en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante bootstrap.

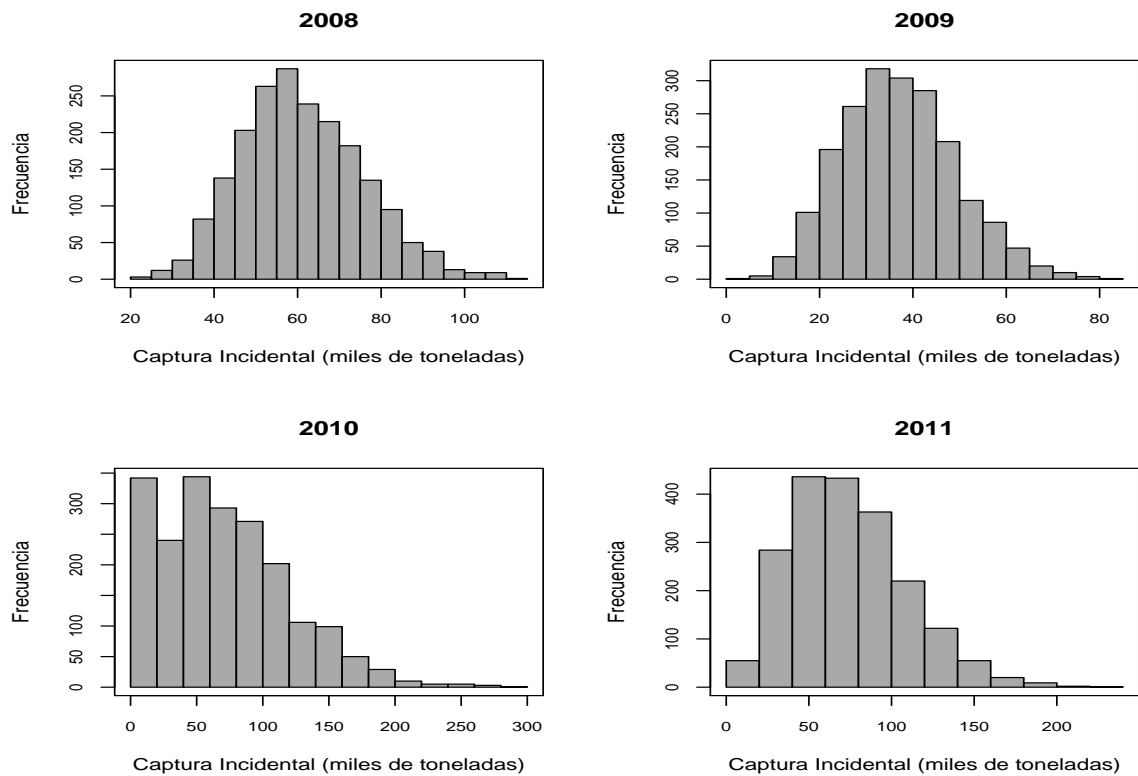


Figura 18. Histograma de los valores estimados de la captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante bootstrap.

4.2.2. Modelo General Lineal

En la mayoría de casos para evitar problemas de logaritmos indefinidos, debido a la presencia de ceros en las bases de datos, la constante $c = 1$ es sumada a todos los datos observados (Ec. 9). Sin embargo cualquier otra constante puede ser agregada. Es así que se presentan 3 casos para estimar los descartes mediante el GLM y ver el efecto sobre la estimación al usar diferentes valores de la constante c . Las constantes elegidas fueron 1, 5, y 10.

Para ver cuánto explica cada modelo, nos basamos en el **porcentaje de cambio de la devianza**, la cual es el equivalente al R^2 (Stefánsson, 1996). Las variables explicatorias para cada categoría de descarte son las mismas para propósitos de consistencia y comparación.

El mayor porcentaje de variación explicada por el modelo está dada para la estimación del descarte por exceso de captura (18.6, 16.3 y 15.2%), y el menor para el descarte de juveniles (7.1, 6.1 y 5.6%) (Tablas 10, 11 y 12).

En cuanto a la estimación anual de los descartes los resultados mostraron una variación en la magnitud dependiendo del valor de la constante c que es sumada, sin embargo las tendencias son las mismas (Fig. 19). Los estimados promedio para el descarte por exceso de captura para cada caso fueron de 382 139, 456 082 y 503 019 ton., para el descarte de juveniles 32 793, 55 710 y 65 286 ton., y para la captura incidental 34 363, 55 807 y 65 930 ton. (Tabla 13).

Se muestra el análisis gráfico de casa caso para evaluar el comportamiento de la varianza en los residuales (Fig. 20, 21, 20, paneles superiores), en la cual se observa que existe una tendencia en el valor de los residuales con respecto a los valores predichos. También se muestra el análisis de normalidad en los residuales (Fig. 20, 21, 20, paneles inferiores), en las cuales se observa que no se ajustan a la línea punteada en rojo.

Tabla 10. Análisis de la devianza para los ajustes mediante el GLM delta para cada categoría de descarte aplicando la conversión $\log(X + 1)$.

Factor	Df	Devianza Residual	Cambio en devianza	% total de devianza	<i>p</i>
Descarte por Exceso de captura					
1		205.09			
NV	1	201.73	3.360	1.638	<0.05
CB	5	188.58	13.150	8.050	<0.05
Zona	6	182.83	5.750	10.854	<0.05
Año	6	175.64	7.190	14.360	<0.05
Mes	7	166.88	8.760	18.631	<0.05
Descarte de juveniles					
1		34.611			
NV	1	33.228	1.383	3.996	0.07
CB	5	32.702	0.526	5.516	0.35
Año	3	32.505	0.197	6.085	<0.05
Mes	7	32.151	0.354	7.108	0.30
Captura Incidental					
1		25.822			
NV	1	25.770	0.005	0.201	0.41
CB	5	24.329	1.441	5.782	<0.05
Año	3	23.292	1.037	9.798	0.47
Mes	7	23.026	0.266	10.828	0.06

Tabla 11. Análisis de la devianza para los ajustes mediante el GLM para cada categoría de descarte aplicando la conversión $\log(X + 5)$.

Factor	Df	Devianza Residual	Cambio en devianza	% total de devianza	<i>p</i>
Descarte por Exceso de captura					
1		68.598			
NV	1	68.133	0.465	0.678	<0.05
CB	5	64.474	3.659	6.012	<0.05
Zona	6	62.855	1.619	8.372	<0.05
Año	6	60.494	2.361	12.814	<0.05
Mes	7	57.446	3.048	16.257	<0.05
Descarte de juveniles					
1		9.881			
NV	1	9.533	0.348	3.520	0.18
CB	5	9.425	0.108	4.616	0.31
Año	3	9.392	0.033	4.947	<0.05
Mes	7	9.283	0.109	6.050	0.55
Captura Incidental					
1		7.116			
NV	1	7.117	0.001	0.004	0.90
CB	5	6.716	0.400	5.624	<0.05
Año	3	6.417	0.300	9.834	0.50
Mes	7	6.347	0.070	10.813	<0.05

Tabla 12. Análisis de la devianza para los ajustes mediante el GLM para cada categoría de descarte aplicando la conversión $\log(X + 10)$.

Factor	Df	Devianza Residual	Cambio en devianza	% total de devianza	<i>p</i>
Descarte por Exceso de captura					
1		37.321			
NV	1	37.180	0.141	0.378	0.14
CB	5	35.408	1.772	5.126	<0.05
Zona	6	34.597	0.811	7.299	<0.05
Año	6	33.334	1.263	10.683	<0.05
Mes	7	31.666	1.668	15.152	<0.05
Descarte de juveniles					
1		4.966			
NV	1	4.805	0.161	3.246	0.25
CB	5	4.758	0.047	4.188	0.29
Año	3	4.746	0.012	4.432	<0.05
Mes	7	4.689	0.057	5.572	0.65
Captura Incidental					
1		3.544			
NV	1	3.544	0.001	0.003	0.89
CB	5	3.349	0.195	5.499	<0.05
Año	3	3.199	0.150	9.734	0.51
Mes	7	3.165	0.034	10.690	<0.05

Tabla 13. Estimación anual del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante el GLM con diferentes valores de la constante c usadas en la transformación logarítmica.

Año	Descarte por exceso			Descarte de juveniles			Captura incidental		
	$c = 1$	$c = 5$	$c = 10$	$c = 1$	$c = 5$	$c = 10$	$c = 1$	$c = 5$	$c = 10$
2005	316 390	374 160	397 529	-	-	-	-	-	-
2006	493 582	595 196	668 464	-	-	-	-	-	-
2007	536 059	589 827	636 328	-	-	-	-	-	-
2008	399 260	435 630	460 447	17 122	20 003	17 260	21 413	26 989	26 888
2009	344 402	439 833	490 118	41 200	77 118	95 227	39 863	66 175	79 781
2010	248 245	325 562	397 118	42 293	88 893	108 475	30 654	53 320	65 469
2011	332 029	432 370	489 114	23 555	36 825	40 182	45 522	76 743	91 582
Prom.	382 139	456 082	503 019	32 793	55 710	65 286	34 363	55 807	65 930

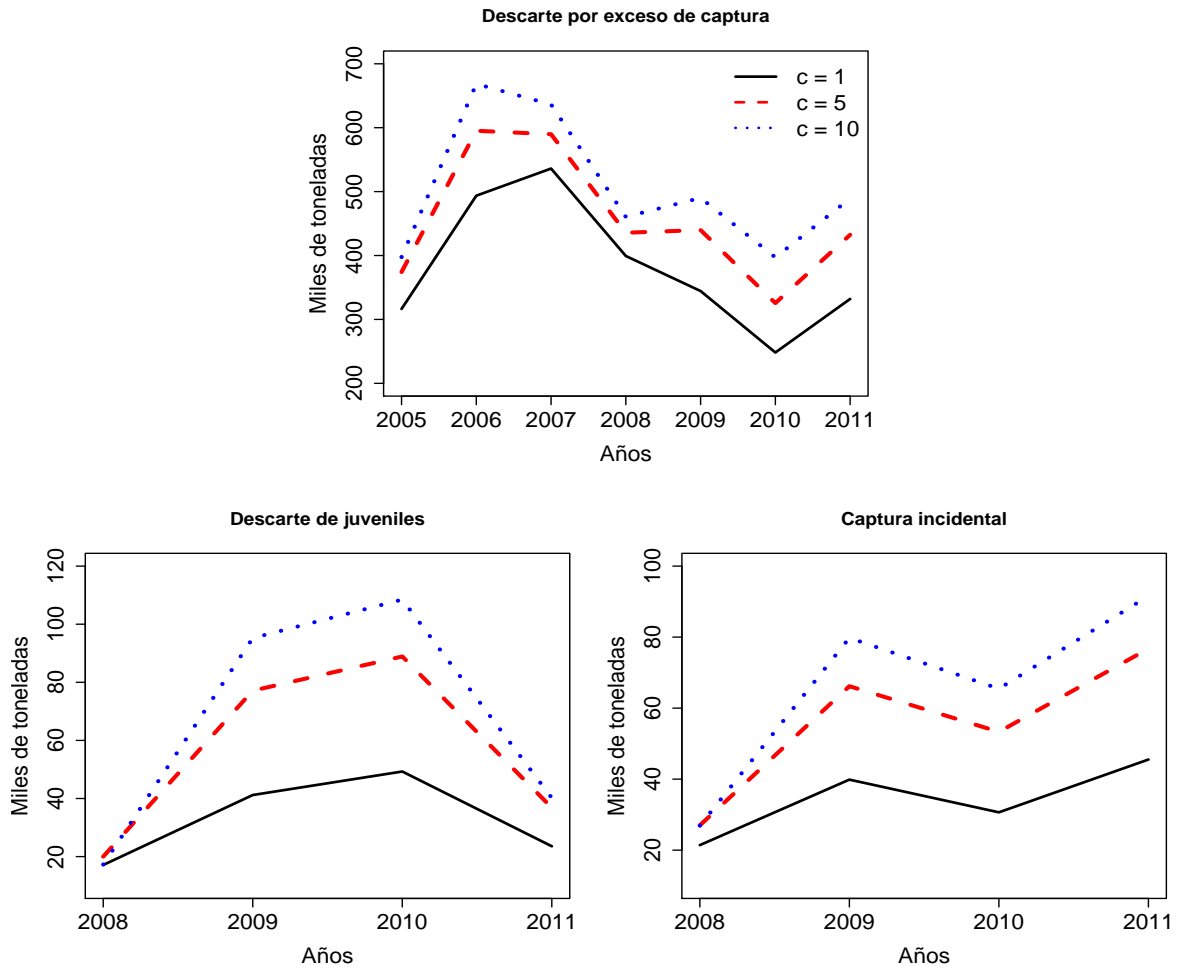


Figura 19. Estimaciones del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana mediante el GLM con diferentes valores de la constante c .

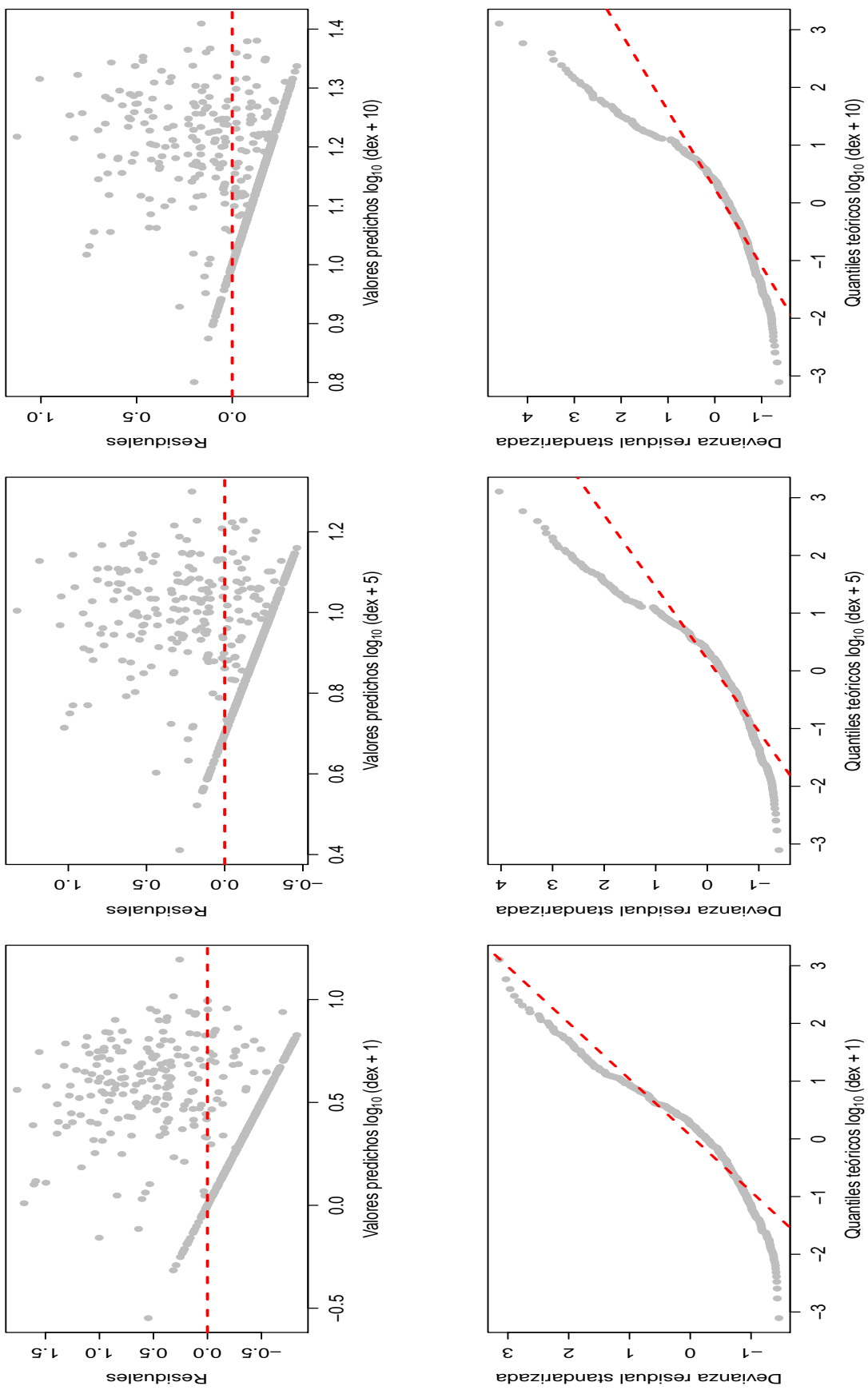


Figura 20. Gráficas de los residuales contra los valores predichos del descarte por exceso de captura (d_{ex}) con diferentes valores de la constante c .

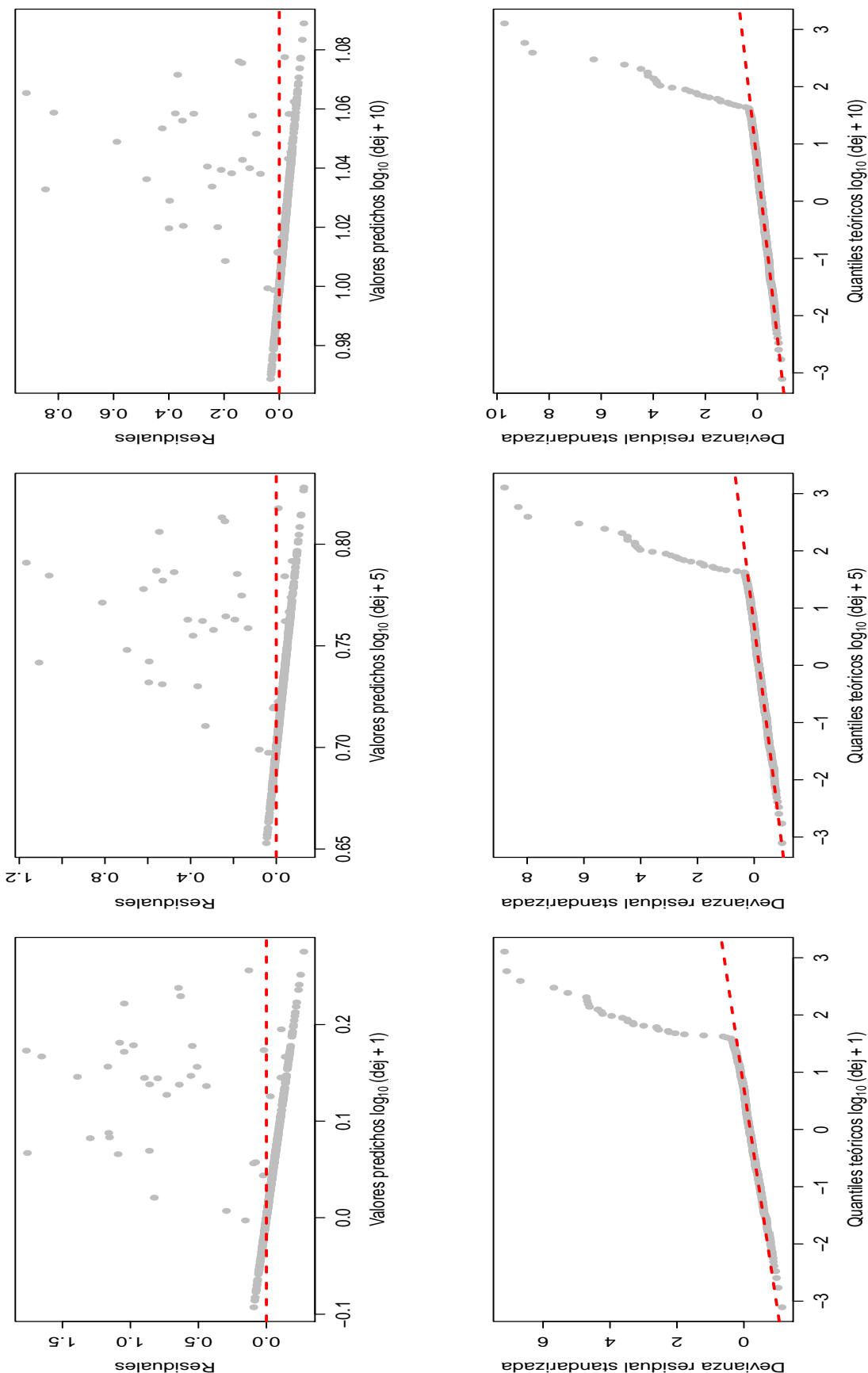


Figura 21. Gráficas de los residuos contra los valores predichos del descarte de juveniles (dej) con diferentes valores de la constante c .

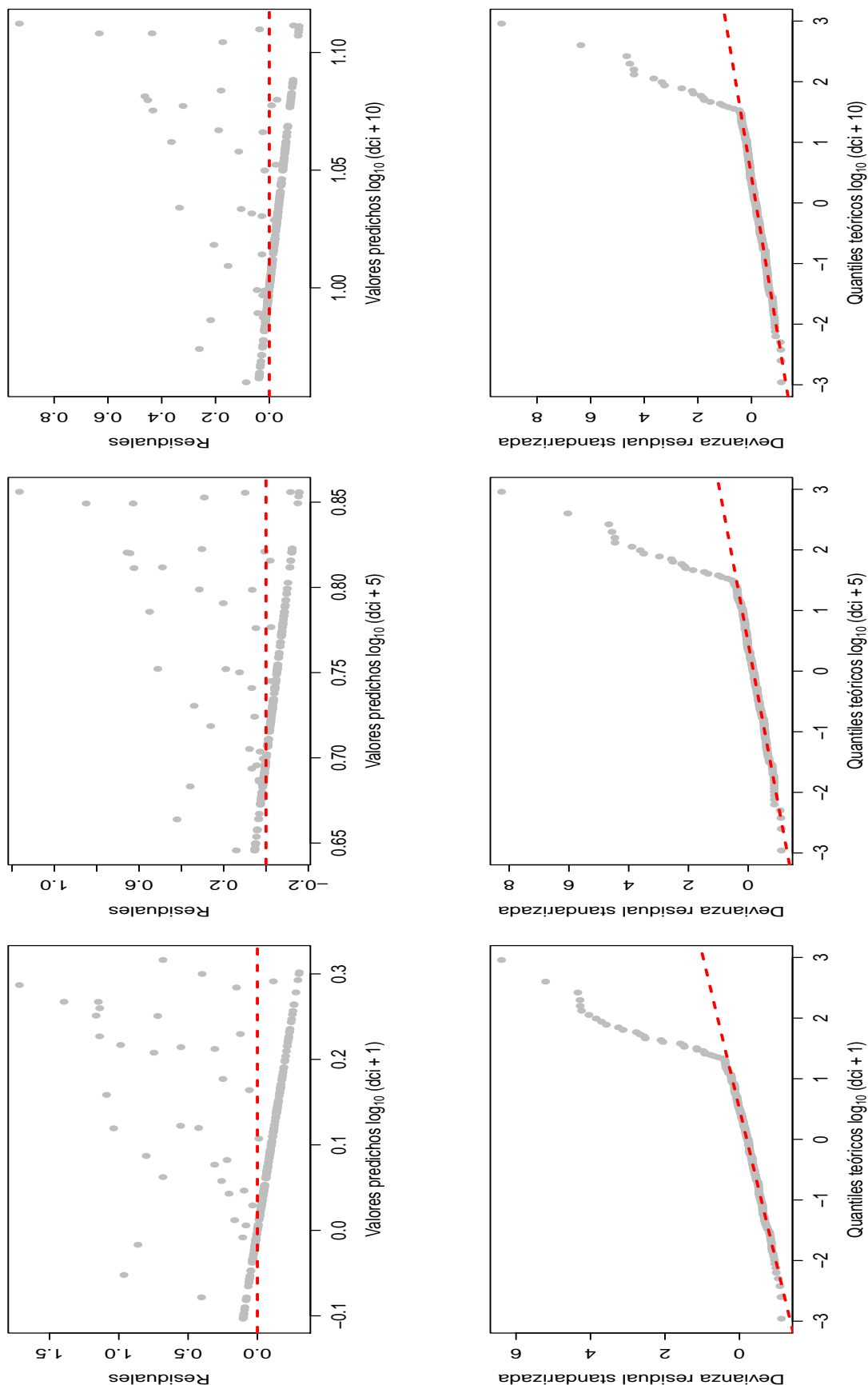


Figura 22. Gráficas de los residuales contra los valores predichos de la captura incidental (dci) con diferentes valores de la constante c .

4.2.3. Modelo Delta

Empezaremos esta sección analizando el comportamiento de nuestras variables respuesta (descarte por exceso de captura: dex , descarte de juveniles: dej , captura incidental: dci) antes y después de aplicarse la transformación Box - Cox.

Como se puede observar, los valores observados de las variables de respuestas no poseen una distribución normal, además presentan algunos valores extremos. En los gráficos de probabilidad normal, los valores no se ajustan perfectamente a la recta, observándose que los extremos se separan significativamente, con lo cual se podría decir que la distribución de nuestras variables respuesta poseen colas más gruesas que el de la distribución normal (Fig 23).

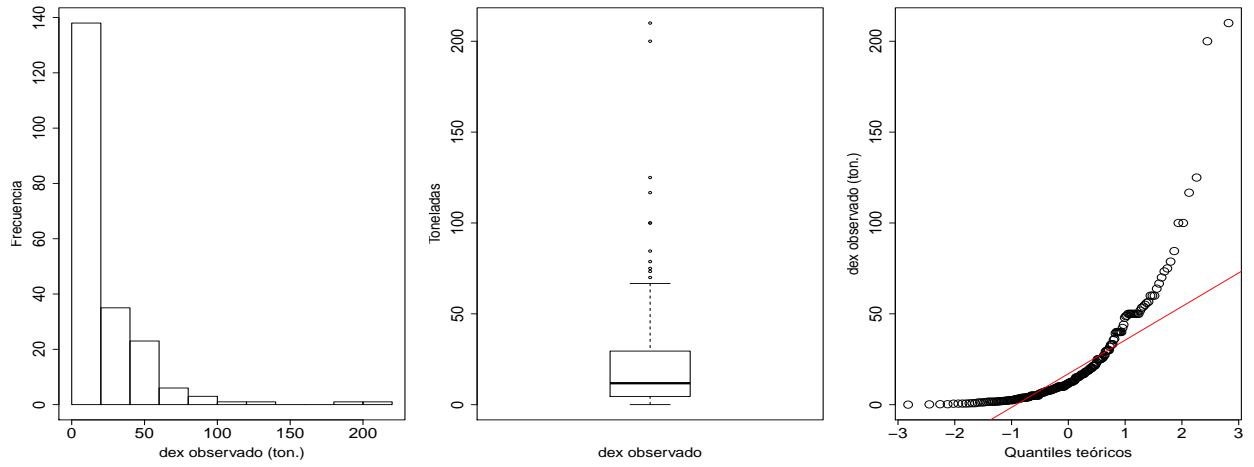
Al aplicar la transformación Box-Cox, el parámetro lambda (λ) obtenido para dex , dej y dci fueron 0.152, 0.154 y -0.009, por lo que las nuevas variables resultaron de aplicar la siguiente ecuación:

$$bc(dex_i) = \frac{dex_i^{0,152} - 1}{0,152}$$

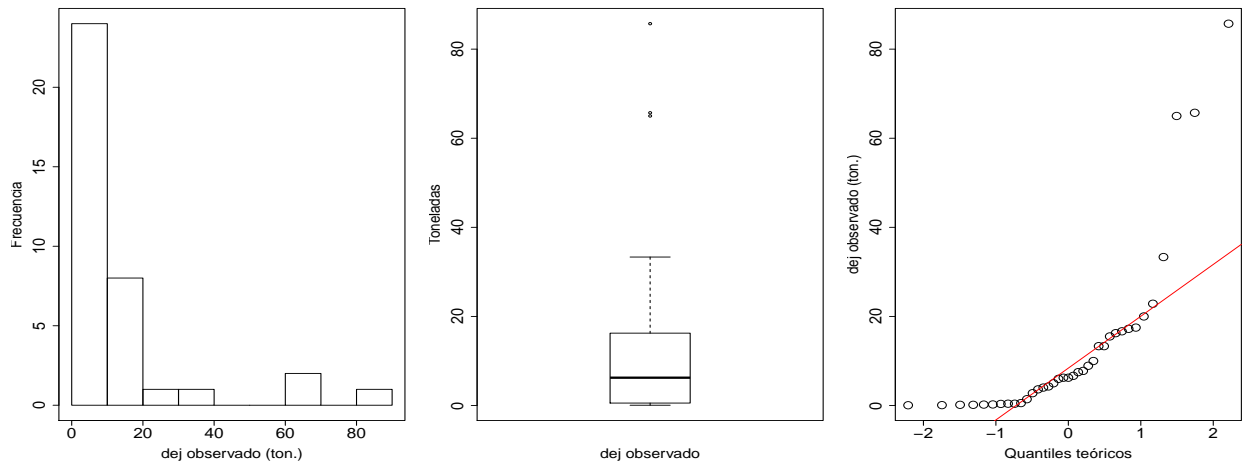
$$bc(dej_i) = \frac{dej_i^{0,154} - 1}{0,154}$$

$$bc(dci_i) = \frac{dci_i^{-0,009} - 1}{-0,009}$$

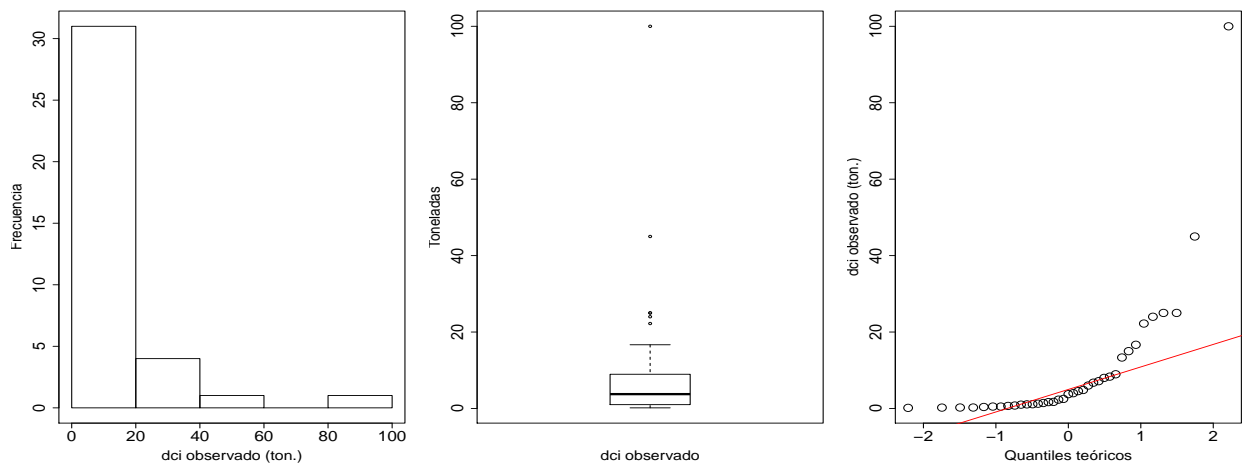
Al aplicar la prueba de Komorogov - Smirnov, las variables transformadas presentaron distribución normal ($p > 0.05$), además se observa una simetría en los datos, minimización de datos extremos y un ajuste lineal en los gráficos de probabilidad normal (Fig. 24).



(a) Descarte por exceso de captura observada

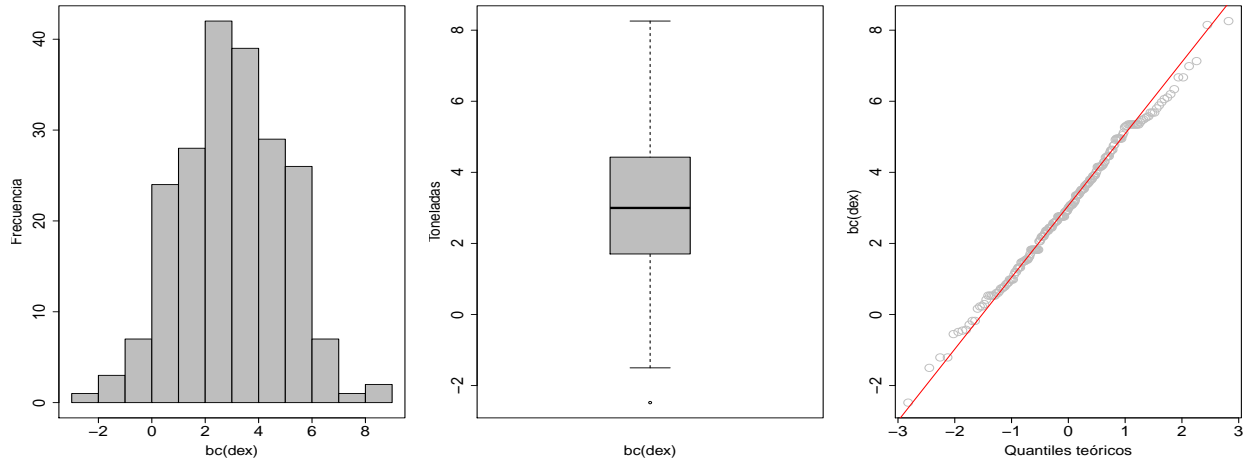


(b) Descarte de juveniles observada

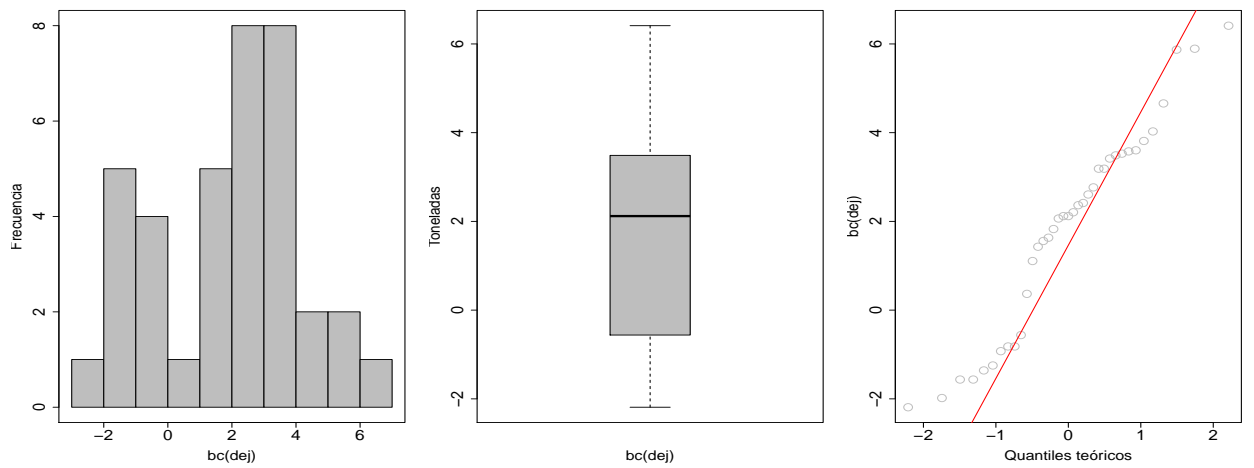


(c) Captura incidental observada

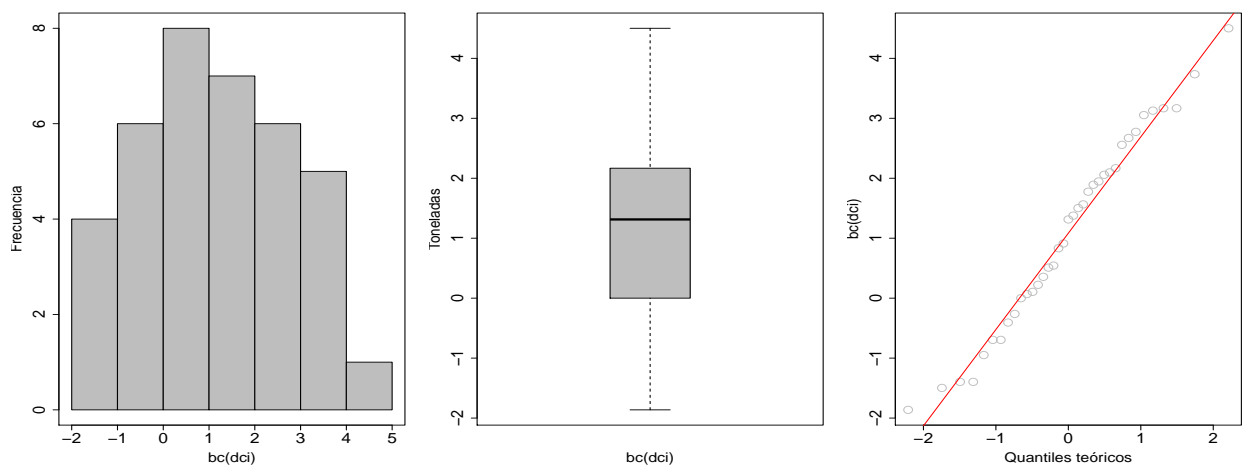
Figura 23. Análisis gráfico de los valores observados de las variables respuesta.



(a) Descarte por exceso de captura transformada



(b) Descarte de juveniles transformada

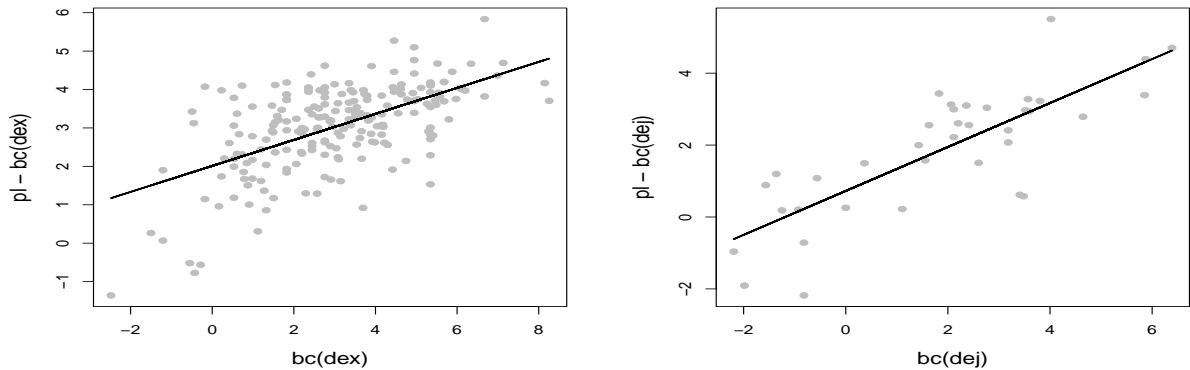


(c) Captura incidental transformada

Figura 24. Análisis gráfico de los valores transformados de las variables respuesta.

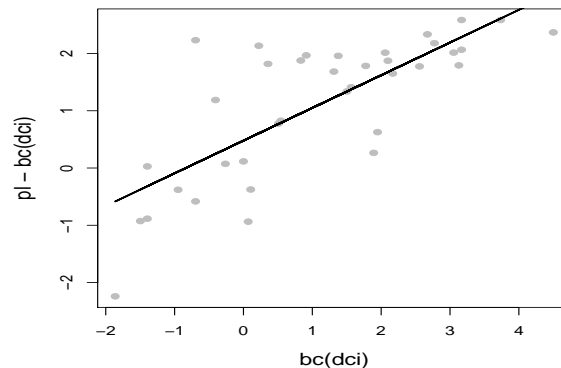
Para evaluar el componente tasa media de descarte, se utilizaron pruebas gráficas como la precisión de la función de enlace¹, precisión de varianza de residuales y su normalidad.

El graficar la variable dependiente ajustada $bc(dex)$, $bc(dej)$ y $bc(dci)$ contra el predictor lineal estimado nos permite evaluar la función de enlace. En la Figura 25 se muestran las gráficas del predictor lineal (pl) contra la variable dependiente ajustada (bc) para el descarte por exceso de captura (dex), descarte de juveniles (dej) y captura incidental (dci), las cuales fueron significativas ($p < 0.05$) y con un coeficiente de determinación (R^2) de 0.34, 0.65 y 0.58 respectivamente.



(a) Descarte por exceso de captura

(b) Descarte de juveniles



(c) Captura incidental

Figura 25. Predictor lineal (pl) estimado por el modelo contra la variable dependiente transformada ($bc(dex)$, $bc(dej)$, $bc(dci)$).

¹Función que describe como la media, $E(Y_i) = \mu_i$ depende del predictor lineal estimado por el modelo.

El comportamiento de la varianza de los residuales fue evaluado usando un gráfico de residuales contra los valores predichos por el modelo, en la cual se espera que la dispersión de los residuales sea constante e independiente de los valores predichos. Es decir los residuales deben estar distribuidos alrededor del cero y no presentar una tendencia marcada con respecto a los valores ajustados. Una tendencia positiva (pendiente > 0) indica que la función de varianza asumida aumenta conforme aumenta la media y viceversa (McCullagh, 1984). Los resultados muestran que los residuales no presentan ninguna tendencia, por lo tanto son constantes e independientes con respecto a los valores ajustados (Fig. 26 (a)-(c)). Del mismo modo una gráfica de probabilidad de residuales es usada para evaluar la normalidad en los residuales, en la cual se espera que exista una línea recta, especialmente cerca del centro; los resultados confirman la distribución normal de los residuales (Fig. 26 (d)-(f)).

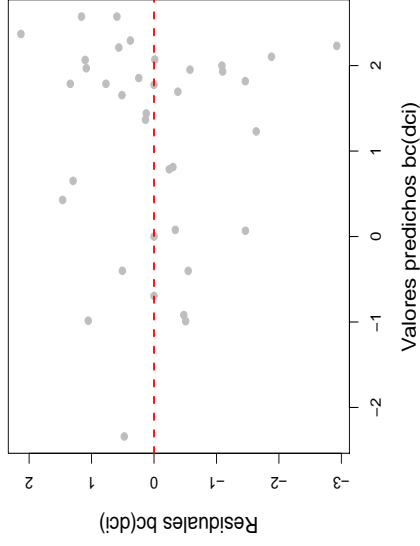
Estas pruebas gráficas se acompañaron de pruebas estadísticas, en las cuales se comprobó la homocedasticidad de residuales usando la prueba de Levene y la normalidad de los mismos mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov, cuyos resultados indican que los residuales son homocedásticos ($p > 0.05$) y normales ($p > 0.05$) (Tabla 14)

Tabla 14. Valores estadísticos de pruebas de homocedasticidad (F) y normalidad (D) de los residuales.

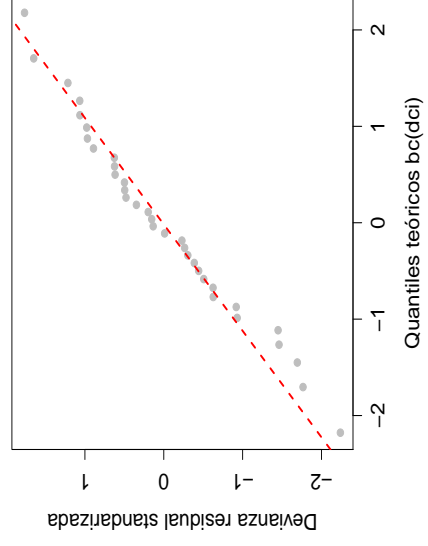
Item	Levene (F)	p-valor (F)	Kolmogorov (D)	p-valor (D)
<i>Resid_{dex}</i>	0.005	0.942	0.026	0.977
<i>Resid_{dej}</i>	0.836	0.367	0.088	0.664
<i>Resid_{dci}</i>	0.664	0.421	0.104	0.399

Posteriormente se realizó un análisis por pasos para evaluar la importancia de los factores seleccionados. Nos basamos en el **porcentaje de cambio total de la devianza** cuando cada factor es agregado al modelo, la cual es el equivalente al coeficiente de determinación R^2 (Stefánsson, 1996). En la Tabla 15 se muestra el R^2 , la devianza residual, grados de libertad

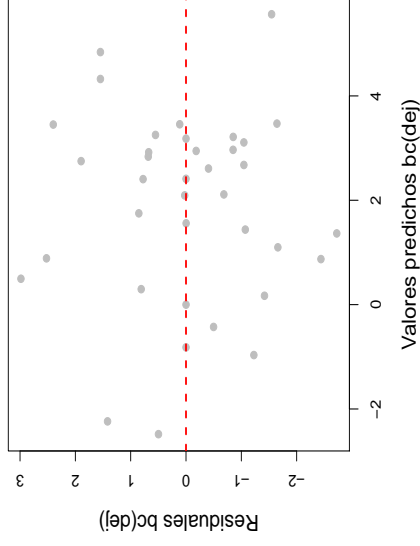
de los factores, y el p valor. Para el descarte por exceso de captura el se observa que todas las variables fueron significativas, sin embargo en el análisis del descarte de juveniles y captura incidental los factores año y mes no resultaron significativas. Estos modelos explicaron entre el 34 % (descarte por exceso) al 65 % (Descarte de juveniles) de la variación total de los descartes.



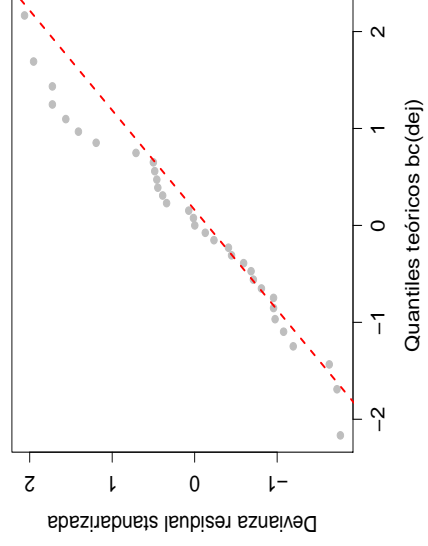
(c) Captura Incidental



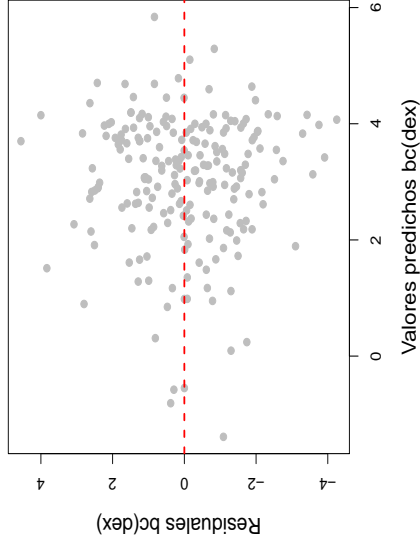
(f) Normalidad



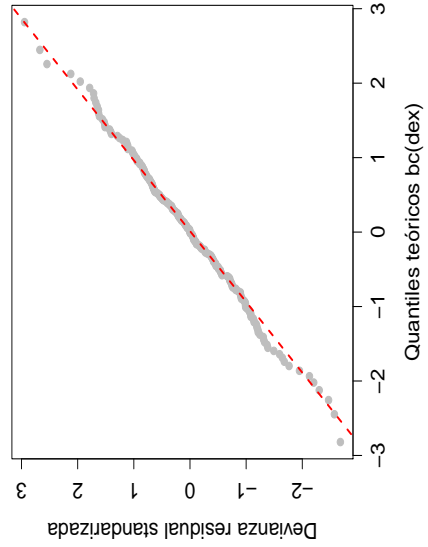
(b) Descarte de juveniles



(e) Normalidad



(a) Descarte por exceso de captura



(d) Normalidad

Figura 26. Paneles superiores: Gráficas de los residuales contra los valores predichos ($bc(dex)$, $bc(dej)$, $bc(dci)$). Paneles inferiores: QQplot de los residuales para evaluar normalidad.

Tabla 15. Análisis de la devianza para los ajustes mediante el modelo delta para cada categoría de descarte.

Factor	Df	Devianza Residual	Cambio en devianza	% total de devianza	<i>p</i>
Descarte por Exceso de captura					
1		764.03			
NV	1	680.76	83.270	10.899	<0.05
CB	5	615.97	64.790	19.379	<0.05
Zona	6	596.92	19.050	21.872	<0.05
Año	6	561.66	35.260	26.487	<0.05
Mes	7	502.31	59.350	34.255	<0.05
Descarte de juveniles					
1		185.660			
NV	1	154.629	31.031	16.714	<0.05
CB	5	109.901	44.728	40.805	<0.05
Año	3	88.834	21.067	52.152	0.051
Mes	7	65.333	23.501	64.810	0.055
Captura Incidental					
1		95.848			
NV	1	83.797	12.051	12.501	<0.05
CB	5	49.945	33.852	47.891	<0.05
Año	3	40.745	9.200	57.490	0.065
Mes	7	40.233	0.512	58.024	0.073

La estimación anual para el descarte por exceso de captura tuvo un máximo en el 2006 con 378 639 ton. y un mínimo el 2008 con 196 521 ton. con un promedio de 252 580 ton., para el descarte de juveniles el máximo fue en el 2010 con 65 500 ton. y el mínimo en el 2008 con 9 199 ton. con un promedio de 41 772 ton. y para la captura incidental el máximo fue el 2011 con 77 842 ton. y el mínimo en el 2009 con 22 844 ton. con un promedio de 44 823 ton, además se presentan los intervalos de confianza (Fig. 27, Tabla 16).

Además, con estos valores estimados por año, se calculó la **captura estimada**, la cual consistió en sumar los desembarques y los “*descartes totales*” (descarte por exceso de captura + descarte de juveniles + captura incidental). Se relacionó la captura estimada y el “descarte total” para comprobar si existe una proporcionalidad, es decir si a mayor captura hay mayor descarte o viceversa, sin embargo no se encontró un patrón claro.

Tabla 16. Estimación anual del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana mediante el Modelo Delta.

Año	Descarte exceso de captura (ton.)	IC 95 %	Descarte juveniles (ton.)	IC 95 %	Captura incidental (ton.)	IC 95 %
2005	196 136	179 037 - 213 235	-	-	-	-
2006	378 639	344 759 - 412 519	-	-	-	-
2007	345 398	315 795 - 375 001	-	-	-	-
2008	195 521	179 263 - 211 779	9 199	4 583 - 21 006	37 442	33 010 - 41 874
2009	226 572	206 196 - 246 948	56 575	47 055 - 97 733	22 844	19 388 - 26 300
2010	220 386	202 268 - 238 504	65 500	50 961 - 121 370	41 166	18011 - 65211
2011	205 406	190 664 - 220 148	35 811	29 255 - 61850	77 842	59 879 - 95 805
Prom.	252 580	-	41 772	-	44 823	-

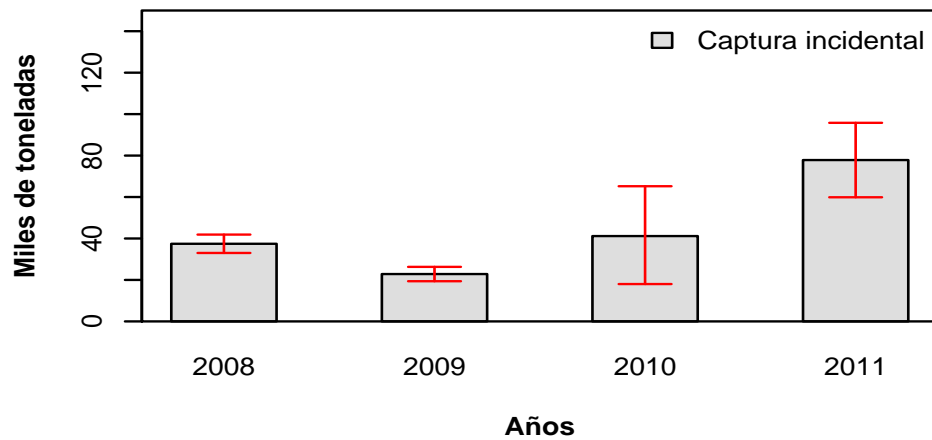
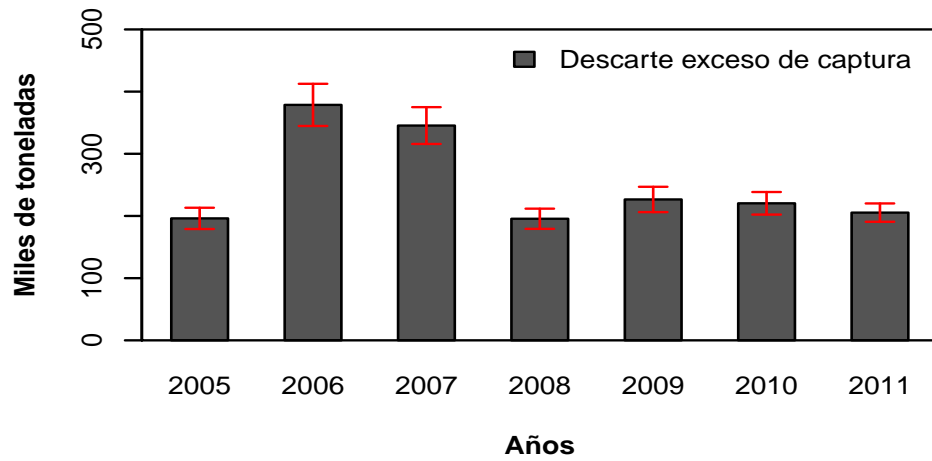


Figura 27. Estimación del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana obtenidos mediante el Modelo Delta.

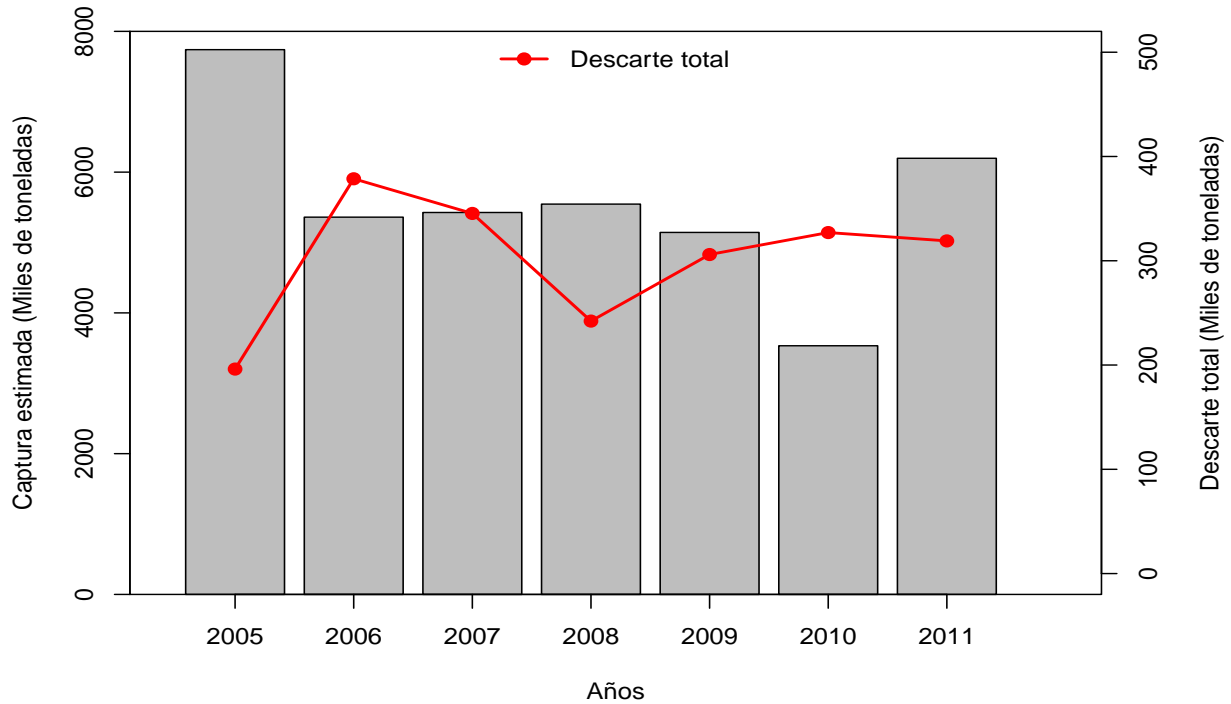


Figura 28. Captura estimada (Desembarque + Descarte por exceso de captura + Descarte de juveniles + Captura incidental) y el Descarte total (Descarte por exceso de captura + Descarte de juveniles + Captura incidental) de la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana.

Tabla 17. Estimaciones de los tres tipos de descarte mediante el modelo delta, Captura estimada ($Captura_{est}$) calculada como la suma del desembarque y los tres tipos de descarte, las tasas de descarte (%) con respecto a la Captura estimada.

Año	Descarte exceso (ton.)	Descarte juveniles (ton.)	Captura incidental (ton.)	Desembarque (ton.)	Captura _{est} (ton.)	Descarte exceso (%)	Descarte juveniles (%)	Captura incidental (%)
2005	196 136	-	-	7 544 064	7 740 200	2.53	-	-
2006	378 639	-	-	4 981 576	5 360 215	7.06	-	-
2007	345 398	-	-	5 081 303	5 426 701	6.36	-	-
2008	195 521	9 199	37 442	5 303 406	5 545 568	3.53	0.17	0.68
2009	226 572	56 575	22 844	4 837 391	5 143 382	4.41	1.10	0.44
2010	220 386	65 500	41 166	3 206 046	3 533 098	6.24	1.85	1.17
2011	205 406	35 811	77 842	5 877 646	6 196 705	3.31	0.58	1.26
Prom.	252 580	41 772	44 823			4.78	0.92	0.88

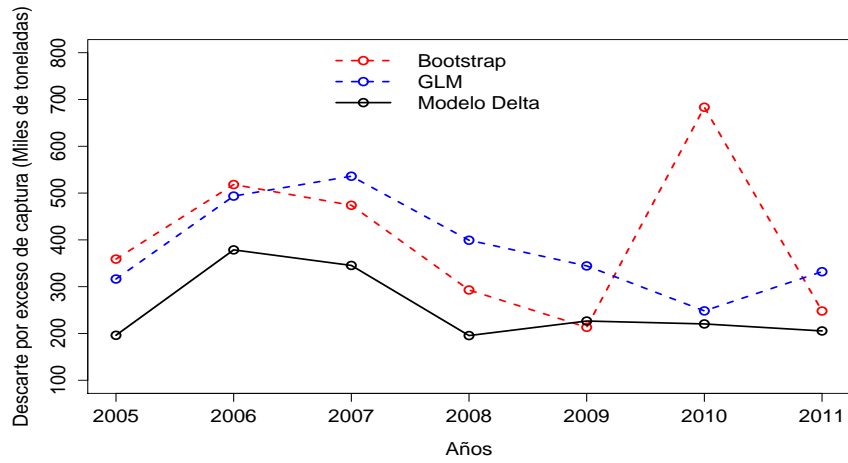
4.3. Comparación de las estimaciones del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental

Cada una de estas metodologías estimó distintas magnitudes pero con tendencias similares. Las magnitudes promedio estimadas del descarte por exceso de captura mediante el bootstrap exceden a las del GLM y Modelo delta en 4 % y 37 % respectivamente, para el descarte de juveniles en 56 % y 41 % y la captura incidental en 45 % y 28 % (Tabla 18, Fig. 29).

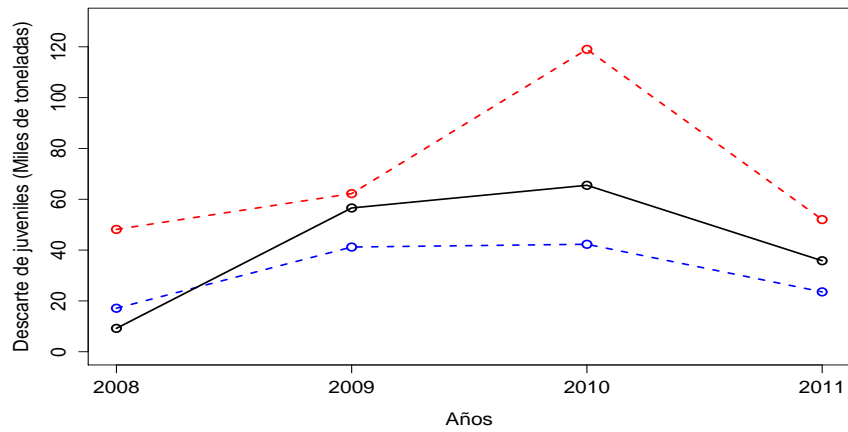
Los resultados de la comparación de las magnitudes estimadas por cada metodología utilizando el ANOVA Bayesiano, tomando el criterio de Jeffreys (Jeffreys (1998)), muestra que para el descarte por exceso de captura y la captura incidental hay evidencias escasas de que las estimaciones son diferentes ($2.76 \pm 0.34 \%$, $2.08 \pm 1.36 \%$ respectivamente), mientras que para el descarte de juveniles hay evidencias sustanciales de que las estimaciones son diferentes ($3.92 \pm 0.85 \%$). Sin embargo, si los resultados muestran que existe evidencia escasa que las estimaciones son diferentes, como es el caso del descarte por exceso de captura y la captura incidental, éstos no serán decisivos al momento de elegir una metodología, ya que se necesita verificar los supuestos y evaluar el comportamiento de cada metodología con respecto al tipo de datos.

Tabla 18. Tabla comparativa del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental estimados mediante bootstrap, GLM y el Modelo delta.

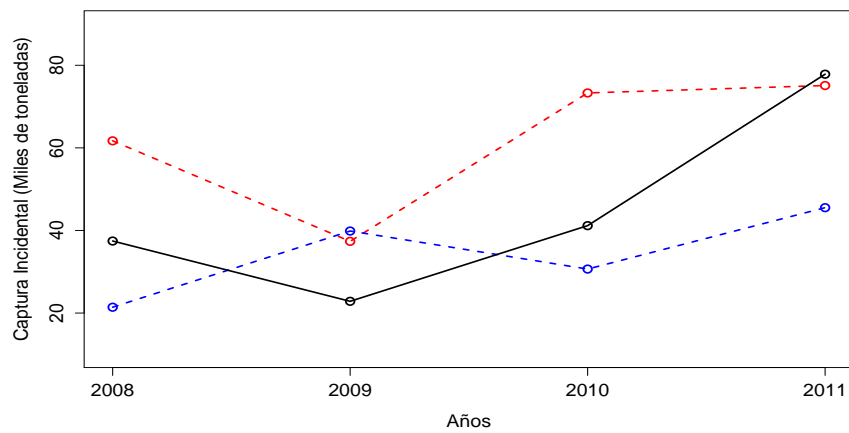
Año	Descarte por exceso (ton.)			Descarte de juveniles (ton.)			Captura incidental (ton.)		
	Bootstrap	GLM	Delta	Bootstrap	GLM	Delta	Bootstrap	GLM	Delta
2005	358 921	316 390	196 136	-	-	-	-	-	-
2006	518 275	493 582	378 639	-	-	-	-	-	-
2007	473 970	536 059	345 398	-	-	-	-	-	-
2008	292 930	399 260	195 521	48 146	17 122	9 199	61 706	21 413	37 442
2009	213 241	344 402	226 572	62 230	41 200	56 575	37 363	39 863	22 844
2010	683 447	248 245	220 386	118 995	42 293	65 500	73 302	30 654	41 166
2011	248 037	332 029	205 406	52 010	23 555	35 811	75 097	45 522	77 842
Prom.	398 403	382 139	252 580	70 345	32 793	41 772	61 867	34 363	44 823



(a) Descarte por exceso de captura



(b) Descarte de juveniles



(c) Captura Incidental

Figura 29. Comparación de las estimaciones por el método Bootstrap, GLM y modelo Delta del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles, captura incidental (panel inferior derecho).

4.4. Proyección de biomasa

Para realizar la proyección se utilizó una biomasa inicial de juveniles de 41 772 toneladas, esta biomasa es un estimado del descarte de juveniles la cual fue calculada mediante el Modelo Delta.

Los resultados de la proyección de biomasa se muestran en la Tabla 19. Bajo el escenario en el cual todos los individuos descartados fueron de 8.0 cm de longitud total muestran, que pasados 6 meses los individuos alcanzaron la talla adulta (>12 cm.) y la biomasa final duplicó (+ 53.3%) a la biomasa inicial pasado ese tiempo, mientras que en el escenario en el cual todos los individuos descartados fueron de 11.0 cm muestra que pasado 2 meses se alcanzó la talla adulta (Fig. 30) y que la biomasa final fue mayor en 20% con respecto a la biomasa inicial.

Tabla 19. Talla, Número de individuos, Biomasa inicial y final del proceso de proyección de biomasa.

$T_{inicial}$ (cm)	$N_{inicial}$ (10^6)	Biomasa $_{inicial}$ (ton.)	T_{final} (cm)	N_{final} (10^6)	Biomasa $_{final}$ (ton.)
8.0	16 889	41 772	12.3	7 401	93 367
11.0	4 838	41 772	12.2	4 234	52 097

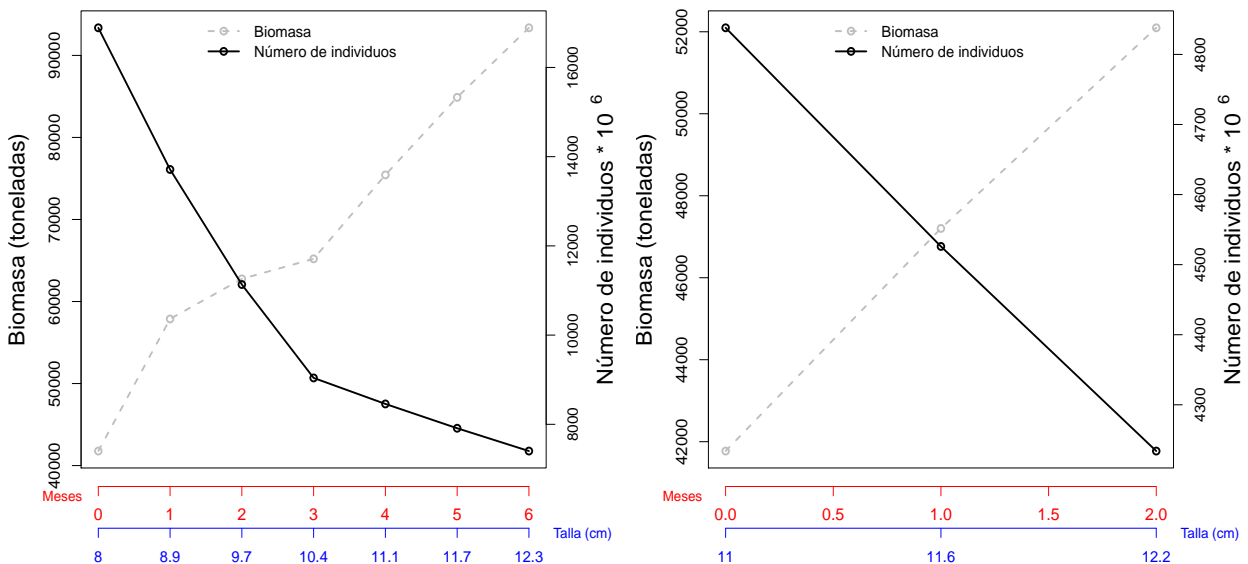


Figura 30. Proyección de biomasa y de número de individuos a partir de individuos de 8 cm de longitud (panel izquierdo) y de 11 cm. (panel derecho) hasta llegar alcanzar la talla adulta (> 12 cm.)

Capítulo 5

Discusiones

5.1. Validación de observaciones

En la presente tesis se utilizó el método de simulación de Monte Carlo para saber si el nivel de cobertura de observación realizado por el PBP era el suficiente para obtener estimados confiables de descartes y captura incidental. El análisis para obtener el nivel de cobertura óptimo por año, el cual está expresado como el porcentaje de viajes que deben ser observados, se realizó con dos niveles de confianza, 90 % y al 95 %. Esto permite proponer una reducción del número de viajes observados con una buena probabilidad de éxito, siempre y cuando el nivel de cobertura observado sea mayor que el nivel de cobertura óptimo calculado utilizando ambos niveles de confianza.

Los resultados indican que para todos los años el nivel de cobertura óptimo no fue el suficiente con una probabilidad de éxito del 100 % (Fig. 13 y 14, Tabla 6), debido a que los viajes observados fueron menores al número de viajes óptimos calculados (V_{opt}). Esto sugiere que el nivel de cobertura de observación óptimo debe ser mayor a los niveles que actualmente se tienen (0.3 - 1.8 %, promedio: 1.2 %). Entonces, se quiere conocer cuál es el nivel de cobertura necesaria para obtener estimados precisos de los descartes y captura incidental. En la mayoría de trabajos utilizan procesos de simulación para responder a esta pregunta (Hall, 1999; Karp y McElderry, 1999; Echevarría-Heras *et al.*, 2000; Rochet *et al.*, 2002; Amandè *et al.*, 2012), en las cuales proponen que el nivel de cobertura de observación debería estar entre el 10 % y 50 %. Estos niveles dependerán de los objetivos deseados por el programa y del tipo de pesquerías a evaluar, siendo los niveles más altos de cobertura (30 % - 50 %) cuando se desea estimar principalmente el descarte o captura incidental de especies cuya presencia es muy baja, o de aquellas que se encuentran en peligro de extinción.

Los niveles de cobertura calculados, oscilaron entre 2.4 y 20.3% con un promedio de 9.6% para el nivel de confianza de 90% y entre 3.2% y 27.6% con un promedio de 12.9% a un nivel de confianza del 95% (Tabla 6), estos valores promedio están dentro de los niveles de cobertura óptimos reportados por los trabajos antes mencionados. La explicación de la variabilidad anual de estos niveles de observación óptimos calculados mediante la simulación de Monte Carlo podría deberse a que en algunos años (2009, 2011) los valores positivos de los descartes eran eventos muy raros (menores a 10%, Fig. 10), esto condicionaría a que se deba aumentar la intensidad de muestreo, es decir aumentar el nivel de cobertura para obtener resultados confiables en las estimaciones.

Por lo tanto la precisión en las estimaciones de los descartes dependerá directamente de los niveles de cobertura de observación. Sin embargo hay que recalcar que este nivel va a depender de los propósitos de evaluación y manejo que se quiera sobre el o los recursos objetivo (Babcock *et al.*, 2003), de las características de la pesquería, de logística y costos asociados. Por otro lado, además de precisar el nivel de cobertura de observación óptimo, existen otros efectos que podrían conllevar a que las estimaciones no sean precisas, los cuales no están considerados en esta tesis. Por ejemplo, el sesgo¹ podría ser introducido por cambios en la práctica de pesca cuando un observador está a bordo de una embarcación pesquera (Volstad y Michael, 2006), así Benoît y Allard (2009) en la pesquería del Golfo de St. Lawrence determinaron el efecto de la presencia del observador debido a una subestimación de los descartes entre el 16 y 9% con respecto al valor real. Otro efecto podría ser la inexperiencia, negligencia o malas prácticas de algunos observadores (Amandè *et al.*, 2012), esto último fue reportado por Walsh *et al.* (2005) en la pesquería de palangre del marlin azul en Hawaii, quienes encontraron que la captura era inferior a la real en un 23.9%. Con base en lo anterior, el sesgo, cuando este existe, es una característica inherente de los datos y son difíciles de remover

¹Error que se detecta en los resultados de un estudio y que se debe a factores en la recolección, análisis, interpretación o revisión de los datos

durante el análisis y serían fáciles de evitar teniendo una fase de planificación y ejecución de los programas de observación.

En resumen, la principal consideración que surge de este análisis, es que la muestra no es siempre representativa de la población. Además, es importante tener en cuenta la calidad de la información obtenida de los programas de observación, pues como ya explicamos antes, existen otros factores que podrían introducir sesgo en las estimaciones. Entonces, la precisión en las estimaciones bajo estas circunstancias **podrían ser mejoradas utilizando métodos basados en modelos inferenciales** (Procesos de simulación, modelos lineales generales, inferencias bayesianas, etc.), pero no evitarán que las estimaciones presenten aún cierto sesgo.

5.2. Estimación del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental

Las estimaciones promedio mediante bootstrap fueron mayores con respecto al GLM y al Modelo Delta. Esto es debido al valor de las estimaciones calculadas para el 2010, la cual incrementa el promedio del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental. Esto podría deberse a que para ese año el número de viajes observados fue menor en comparación con los otros, es decir el número de muestras era pequeño. Estudios como el de Hesterberg *et al.* (2003) quienes realizaron un análisis bootstrap basado en pequeñas muestras, concluyen que el resultado de bootstrap, puede ser muy variable y no estimar con precisión la forma y dispersión de la distribución muestral y del parámetro. Esto también fue demostrado por Young y Daniels (1990) quienes mediante un estudio de simulación concluyeron que el bootstrap es sesgado para muestras pequeñas ($n=20$). Por otro lado, si se presentan valores extremos en los datos puede haber cierto sesgo en la estimación. En nuestro caso el número de viajes para ese año fue de 78, que es mucho menor en comparación con los otros años (> 310 viajes), esto estaría explicando porqué en el 2010 las estimaciones de los des-

cartes por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental mostraron un valor más alto con respecto a los otros años. Sin embargo, esto también se estaría dando debido a que el valor del Descarte Medio estimado mediante bootstrap para ese año fue mayor en relación a los otros (Tabla 7 - 9), es decir hubo menos cantidad de ceros y mayor cantidad de valores positivos de descarte por la poca cantidad de observaciones que se realizaron, lo que hace que el promedio aumente.

Al calcular la **media de las estimaciones por año mediante bootstrap, el cual llamamos Descarte Medio** (Tabla 7 - 9), éstos resultan ser similares en magnitud al **Descarte Medio de los valores observados**, esto debido, a que el bootstrap estima los descartes a partir de la media de las muestras mediante iteraciones y a diferencia de los otros dos métodos, se basa sólo en los valores de la magnitud del descarte por viaje para realizar las estimaciones y no considera qué factores pudieran estar afectando a los descartes (año, mes, zona de pesca, etc.). Esto indicaría que las estimaciones del bootstrap estarían llevando consigo el sesgo inherente a los datos recopilados por el PBP, ya que el nivel de cobertura de dicho programa no ha sido el óptimo durante los años analizados, por lo tanto las estimaciones estarían sesgadas.

En cuanto a las estimaciones del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental mediante el uso del GLM los resultados muestran diferentes magnitudes de acuerdo de que constante c se le sume. Entonces, las estimaciones que deriven de este método, van a depender de la elección la constante, la cual se le sumará a la variable dependiente previo a la transformación logarítmica (Ec. 8). Los resultados muestran que mientras mayor sea el valor de la constante sumada, mayor será el valor de la estimación, sin embargo no siempre sucede este comportamiento. Ortiz *et al.* (2000) en un análisis para la estimación del bycatch en la pesquería de arrastre de camarón en el Golfo de México, utilizaron diferentes valores para la constante c (0.5, 1, 10 y el valor mínimo de CPUE²) en la transformación

²Captura por Unidad de Esfuerzo

logarítmica de la variable de respuesta (CPUE) y demostraron que al usar el menor valor de la constante c , podría hacer que las estimaciones del bycatch sean mayores en comparación a cuando se usa una constante mayor. Sin embargo en este mismo trabajo presentan casos en los cuales al aumentar la constante c las estimaciones del bycatch resultan ser mayores, lo que coincide con los resultados presentados en esta tesis. Estos cambios en la magnitud de los descartes, que dependen de la constante, estarían surgiendo debido a que los datos de descartes no cumplen con los supuestos asociados con el GLM, pues las variables de respuesta no presentan distribución lognormal debido a la gran proporción significativa de ceros. Además, el valor de c deberá ser seleccionado independientemente para cada tipo de descarte (por exceso de captura, de juveniles, captura incidental), esto debido a que si bien estos 3 tipos de descarte presentan el mismo tipo de distribución estadística, la cantidad de valores ceros varía en cada uno de ellos. Por lo tanto un mismo valor de c podría no ser apropiado y se deberá evaluar que valor ha de ser agregado.

Al analizar la devianza del GLM para todos los casos ($c = 1$, $c = 5$, $c = 10$) se obtuvieron bajos valores del coeficiente de determinación ($R^2 < 20\%$), indicando que una porción significativa de la variabilidad no está siendo explicada por el modelo. Por otro lado, se evaluaron las estimaciones del GLM, a través de los supuestos que debe presentar la distribución de los residuales. El patrón esperado es una distribución de residuales con media cero y varianza constante. Las salidas del GLM se alejan totalmente del patrón esperado, la tendencia es claramente afectada por la presencia significativa de los ceros en los valores de descarte (paneles superiores Fig. 20 - 22) presentando una tendencia negativa. Esto indica que la varianza de esa distribución de error no toma en cuenta la disminución de la variabilidad observada, particularmente para los valores altos del descarte por exceso observado. Además, se observa que los residuos positivos presentan valores mayores con respecto a los negativos, especialmente en el descarte por exceso de captura, estas razones podrían hacer que los descartes estén sobreestimados en algunos años.

En cuanto al Modelo delta, se cumplieron todas las especificaciones de este modelo. En consecuencia un análisis de devianza fue hecho para evaluar la importancia de los factores seleccionados en el modelo delta. Para el descarte por exceso de captura, las variables número de viajes (NV), Capacidad de bodega (CB), Zona de pesca (Zona), año y mes fueron significativas en la explicación de la variabilidad general del modelo. Para los casos del descarte de juveniles y captura incidental no se tomó en cuenta la variable Zona ya que no aportaba al modelo e introducía ruido al momento de hacer la evaluación de los residuales. Las variables año y mes no resultaron ser significativas al 95 % de confianza, aunque ambas se encuentran cerca del área de aceptación. La variabilidad total explicada por el modelo delta fue mayor que la del GLM, se obtuvo desde un 34 % (descarte por exceso de captura) hasta un 65 % (descarte de juveniles).

El promedio del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental durante el periodo 2005 - 2011 se estimaron en 252 580, 41 772 y 44 823 toneladas respectivamente, estos promedios representan una tasa de descarte del 4.78 %, 0.92 % y 0.88 % en relación a la captura estimada. Estos porcentajes estimados se asemejan a lo reportado por Vásquez y Lam (1977) quienes estiman un porcentaje de 5 % para el descarte por exceso de captura en la pesquería de anchoveta y del 0.5 % para el descarte de juveniles con respecto al desembarque. Sin embargo años después del trabajo reportado por Vazquez y Lam, Castillo y Mendo (1987) reportaron diferentes valores a los estimados en este trabajo, estimaron que el descarte por exceso de captura fue de 9.13 % mientras que el descarte de juveniles fue de 4.35 %. Ambos trabajos no presentan estimación de la captura incidental y además utilizan metodologías diferentes que talvez hace que los resultados no puedan ser comparados, sobretudo con lo reportado por Castillo y Mendo (1987) quienes basaron su metodología en encuestas a pescadores (n=40) y el área de estudio no abarcó toda la distribución del stock norte-centro de la anchoveta peruana.

Los valores estimados del descarte por exceso de captura resultan ser mayores en relación al descarte de juveniles y a la captura incidental, esto se podría deber al comportamiento que presenta el cardumen³ de anchoveta las cuales suelen agruparse de acuerdo a una misma talla y estar principalmente formados por una sola especie. Esta agrupación se hace visible en superficie durante el día, fenómeno que es conocido y utilizado por los pescadores (Villanueva *et al.*, 1969). Entonces al momento de hacer los lances la **especie predominante será la anchoveta** y si se ha capturado más cantidad de lo que puede almacenar la bodega de la embarcación, entonces se descartará el exceso de pesca, práctica que se da siempre en el último lance. A pesar de que la mayoría de embarcaciones industriales dedicadas a la pesca de anchoveta cuentan con una ecosonda que les permite hallar las agregaciones de anchoveta, éstas aún no tienen la suficiente resolución para discriminar entre individuos adultos y juveniles o inclusive si ese cardumen está formado por otras especies aparte de anchoveta. Sin embargo mediante múltiples cruceros acústicos que ha venido realizando el IMARPE, ha permitido hacer una discriminación de zonas en las cuales se encontrará anchoveta adulta y/o juvenil (Fablet *et al.*, 2012) (aunque estas zonas pueden ir variando debido a la alta variabilidad del ecosistema marino de la corriente de Humboldt en el mar peruano), lo cual ayudará a que se tenga el criterio sobre qué zonas pescar y así evitar la presencia de individuos que no son objetivo de pesca. Es por ello que las estimaciones del descarte de juveniles y captura incidental resultan ser menores a los del descarte por exceso de captura en promedio debido al comportamiento que está teniendo la flota al momento de dirigirse a las zonas de pesca.

En cuanto a la variación anual de los descartes, se quiso relacionar ésta con las magnitudes capturadas por año, así Borges *et al.* (2004) señalan que mientras más se captura más se descarta, sin embargo nuestros resultados muestran que este comportamiento no se está reflejando de manera clara, por lo tanto, se podría decir que en esta pesquería no existe una

³Cardumen: Agrupamiento temporal de individuos, generalmente de la misma especie y de aproximadamente la misma talla.

proporcionalidad de las capturas con las magnitudes descartadas coincidiendo con lo reportado por Tamsett y Janacek (1999) y Trenkel *et al.* (2001).

Se presentan además los intervalos de confianza de los estimados de los descartes por año, que en comparación con las estimaciones del bootstrap resultan tener menor amplitud. Es conocido que en las evaluaciones de stocks pesqueros se usan con mayor frecuencia las estimaciones puntuales que arroja un modelo. La ventaja que se tendría de los intervalos de confianza es que permitirán a los encargados del manejo y evaluación de la pesquería de anchoveta tener un enfoque preventivo en relación con los descartes, ya que si en un futuro se encuentran niveles bajos de la población de anchoveta o si una especie no objetivo está apareciendo con mayor frecuencia en las capturas, se podría recomendar que dentro de la cuota de pesca asignada se incluya el mayor valor que arroja dicho intervalo de confianza. Con ello la cuota de pesca tendría que reducirse, evitando así un aumento del descarte y captura incidental.

Entonces, por lo explicado anteriormente acerca de los supuestos y de la variabilidad total explicada, el modelo delta parece ser una mejor alternativa, en comparación con bootstrap y el GLM, para estimar el descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y la captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte - centro de anchoveta peruana, ya que como es típico, los datos en estos casos tienen una gran proporción de observaciones que son ceros, lo cual dificulta el aplicar métodos tradicionales de estandarización para transformar los datos y que éstos cumplan con la normalidad y varianza constante requeridas. Trabajos como los de Lo *et al.* (1992), Pennington (1996), Stefánsson (1996), Ortiz *et al.* (2000) y Ortiz y Arocha (2004) demostraron que ese tipo de modelos son más consistentes con datos que tienen una gran proporción de ceros en las capturas.

Sin embargo, hay que tener cuidado al momento de aplicar el modelo delta, ya que si no se

cumplen los supuestos del modelo, éste reduce grandemente su eficiencia en las estimaciones, particularmente cuando se tiene un bajo número de observaciones positivas ($n \leq 40$) o si la variable de respuesta (con o sin transformación) no presenta distribución normal (Myers y Pepin, 1990). Otro asunto a considerar en el modelo delta, es que el tipo de transformación generalmente usada para que la variable de respuesta presente distribución normal es el uso de logaritmos, lo cual podría causar que se obtengan números negativos si los valores a los cuales se les aplica dicha transformación están muy cercanos a cero. Para nuestro caso, el número de datos con valores positivos de los descartes por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental por viaje superaron las 40 observaciones, presentaron distribución normal luego de aplicarles la transformación Box-Cox (además que en dicha transformación para esos datos positivos se evita el problema de la elección de una constante c como sucedió en el modelo GLM) y los valores positivos observados no estuvieron tan cerca del cero (valores positivos ≥ 0.5 ton).

5.3. Proyección de biomasa

Los resultados en los dos escenarios hipotéticos propuestos, muestran que cuando se descartan individuos de 8 cm de longitud, la biomasa proyectada al alcanzar la talla adulta (12 cm.) se duplicó, mientras que cuando se descartaron individuos de 11 cm. la biomasa proyectada aumento en un 20 % (Tabla 19 - Fig. 30), cuyo **rango estimado de la pérdida de biomasa está entre las 52 mil y 93 mil toneladas**, mostrando que existe un mayor efecto en la pérdida futura de biomasa cuando se descartan individuos de menor tamaño. Es decir, que si existiese mortalidad por pesca (F) sobre individuos juveniles, el efecto que tendría éste sobre individuos de tamaño pequeño, es mayor que cuando se aplica sobre individuos de tamaño más grande. En este caso hipotético sólo presentan dos escenarios, lo cual es muy difícil que se presente en la realidad, es decir que sólo se descarten individuos de 8 u 11 cm., **es por ello que se estima un rango de pérdida de biomasa**, ya que debido a la poca

selectividad del arte de pesca (la cual se está tratando de mejorar) puede afectar un espectro de tamaños más amplio, así esta aproximación nos da una idea de qué cantidad de población adulta (biomasa y número) no estaría disponible a la pesca.

Por otro lado, de acuerdo a los datos disponibles no fue posible evaluar el impacto de la captura incidental. Sin embargo, se conoce que las especies que conforman esta captura incidental, tienen poblaciones mucho más pequeñas en biomasa que las de anchoveta, por lo tanto el impacto negativo sería muy grande.

Otro alcance que se podría desprender de este trabajo es que se debería seguir incrementando los esfuerzos por mejorar la **selectividad** del arte de pesca, ya que es la que va determinar el éxito en la minimización del descarte de juveniles y posiblemente de otras especies. Además de considerar este factor, se debería también tomar en cuenta la incidencia de efectos que modifiquen las condiciones del mar, como el ENSO, los cuales hacen que disminuya producción de nutrientes, el cual es al principal fuente de sustento de la población de anchoveta, lo que se traduce en una importante disminución de los niveles de reclutamiento⁴ debido al incremento de la mortalidad natural (M), a lo que se tendría que agregar la mortalidad por pesca (F) en tallas menores, lo cual conduciría a una importante reducción de la futura población adulta.

⁴Proceso según el cual los peces jóvenes entran en el área explotada y tienen la posibilidad de entrar en contacto con los artes de pesca (Gulland, 1971).

Capítulo 6

Conclusiones

1. El número de observaciones que realizó el Programa Bitacoras de Pesca (PBP) no tuvo el nivel de cobertura suficiente para poder obtener datos estadísticamente significativos, con lo que se propone aumentar a un 10 % o 12 % la cobertura total de viajes observados que realizan por año las embarcaciones industriales de cerco dedicadas a la pesca del stock norte-centro de la anchoveta peruana.
2. Las estimaciones de los descartes mediante Bootstrap, GLM y Modelo delta difieren en magnitud pero presentan similares tendencias.
3. Las estimaciones de la media del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental utilizando el método bootstrap resultan ser similares a la media de sus valores observados, lo que indica que el proceso de estimación bootstrap estaría llevando consigo el sesgo inherente a los datos recopilados por el PBP.
4. La metodología GLM resulta ser muy sensible, teniendo que, mientras mayor sea la constante sumada, mayor será la estimación, esto debido a que los datos presentaron una gran proporción de ceros.
5. El modelo delta parece ser una mejor metodología para la estimación, debido al tipo de datos los cuales están sesgados por la gran proporción observada de ceros, permitiendo modelar independientemente: la tasa media de descarte dada las observaciones positivas y la probabilidad de que el descarte no sea cero (modelo binomial).
6. Las estimaciones promedio del descarte por exceso de captura, descarte de juveniles y captura incidental en la pesquería industrial de cerco del stock norte-centro de la anchoveta peruana durante el periodo 2005 - 2011, mediante el modelo delta, fueron

252 580, 41 772 y 44 823 toneladas respectivamente, las cuales en conjunto representan el 5.74 % de los desembarques.

7. La pérdida de biomasa futura, bajo el escenario hipotético de no mortalidad por pesca y que los individuos proyectados sólo presentan tallas de 8 y 11 cm, está entre las 52 mil y 93 mil toneladas.

Capítulo 7

Recomendaciones

1. Continuar con el Programa de Observadores a Bordo PBP, la cual brinda valiosa información e incrementar el número de observadores, con la finalidad de muestrear al menos el 10 % del total de viajes que realicen en un año las embarcaciones industriales dedicadas a la pesca del stock norte-centro de la anchoveta peruana.
2. Si los datos de descartes presentan una alta proporción de ceros, utilizar el modelo delta para su estimación. En caso de que la proporción de ceros sea baja se podría utilizar el GLM, con los cuales se puede hacer una comparación, siempre y cuando se cumplan con los supuestos requeridos por el modelo.
3. Incluir dentro de la cuota de captura del stock norte-centro de la anchoveta peruana la estimación promedio de los descartes por el modelo delta, lo cual ayudará a tener un enfoque preventivo en relación con los descartes.
4. Incluir los descartes en los procesos de evaluación y manejo del stock norte-centro de la anchoveta peruana.
5. Considerar otras variables explicativas como por ejemplo la temperatura, fuerza de vientos, producción primaria, concentración de cardumen, eficiencia de flota, etc las cuales podrían mejorar la eficiencia del modelo delta.
6. La metodología aplicada para la proyección de biomasa a partir de individuos juveniles, se mejorará considerando una estructura de tallas real y la mortalidad por pesca que afecta a estos individuos.

Lista de referencias

- Agüero, M. (2007). *Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe*, v. 461. Food & Agriculture Org.
- Alder, D. (1980). Estimación del volumen forestal y predicción del rendimiento: con referencia especial a los trópicos-vol. 2-predicción del rendimiento. *Estudio FAO: Montes*, **22**(2).
- Alder, J. y Pauly, D. (2008). Aggregate performance of countries in managing their EEZs. *The Fisheries Center: A Comparative Assessment of Biodiversity, Fisheries and Aquaculture in 53 Countries\Exclusive Economic Zones*, **16**(7).
- Alheit, J. y Niquen, M. (2004). Regime shifts in the Humboldt Current ecosystem. *Progress in Oceanography*, **60**(2): 201–222.
- Allain, V., Biseau, A., y Kergoat, B. (2003). Preliminary estimates of French deepwater fishery discards in the Northeast Atlantic Ocean. *Fisheries Research*, **60**(1): 185–192.
- Allsopp, W. (1981). Use of fish by-catch from shrimp trawling: future development. *Technical Consultation on Shrimp By-Catch Utilization, Georgetown (Guyana) 27-30 Oct 1981*.
- Alverson, D. L. (1994). *Global assessment of fisheries bycatch and discards*, v. 339. Food & Agriculture Org.
- Amandè, M. J., Chassot, E., Chavance, P., Murua, H., de Molina, A. D., y Bez, N. (2012). Precision in bycatch estimates: the case of tuna purse-seine fisheries in the Indian Ocean. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, p. fss106.
- Aranda, M. (2009). Developments on fisheries management in Peru: The new individual vessel quota system for the anchoveta fishery. *Fisheries Research*, **96**(2): 308–312.
- Ayón, P., Swartzman, G., Bertrand, A., Gutiérrez, M., y Bertrand, S. (2008). Zooplankton and forage fish species off Peru: large-scale bottom-up forcing and local-scale depletion. *Progress in Oceanography*, **79**(2): 208–214.
- Babcock, E. A. y McAllister, M. (2002). Bayesian generalized linear models for standardizing catch rate indices of abundance. *Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, **54**(5): 1641–1670.
- Babcock, E. A., Pikitch, E. K., y Hudson, C. G. (2003). How much observer coverage is enough to adequately estimate bycatch. *Oceana, Washington, DC*.
- Bakun, A. y 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): 290–299.
- Bellido, J. M., Santos, M. B., Pennino, M. G., Valeiras, X., y Pierce, G. J. (2011). Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia*, **670**(1): 317–333.

- Benoît, H. P. y Allard, J. (2009). Can the data from at-sea observer surveys be used to make general inferences about catch composition and discards? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **66**(12): 2025–2039.
- Berry, D. A. (1987). Logarithmic transformations in ANOVA. *Biometrics*, pp. 439–456.
- Bertrand, A., Gerlotto, F., Bertrand, S., Gutiérrez, M., Alza, L., Chipollini, A., Díaz, E., Espinoza, P., Ledesma, J., Quesquén, R., *et al.* (2008). Schooling behaviour and environmental forcing in relation to anchoveta distribution: An analysis across multiple spatial scales. *Progress in Oceanography*, **79**(2): 264–277.
- Bianchi, G. y Skjoldal, H. R. (2008). *The ecosystem approach to fisheries*. CABI.
- Borges, L., Zuur, A. F., Rogan, E., y Officer, R. (2004). Optimum sampling levels in discard sampling programs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **61**(10): 1918–1928.
- Borges, L., Rogan, E., y Officer, R. (2005a). Discarding by the demersal fishery in the waters around Ireland. *Fisheries Research*, **76**(1): 1–13.
- Borges, L., Zuur, A., Rogan, E., y Officer, R. (2005b). Choosing the best sampling unit and auxiliary variable for discards estimations. *Fisheries Research*, **75**(1): 29–39.
- Borges, L., van Keeken, O. A., van Helmond, A. T., Couperus, B., y Dickey-Collas, M. (2008). What do pelagic freezer-trawlers discard? *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **65**(4): 605–611.
- Borges, L. M. P. C. (2005). *Methodologies, quantification and modelling*. Tesis de doctorado, Universidad Nacional de Irlanda.
- Botsford, L. W., Castilla, J. C., y Peterson, C. H. (1997). The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, **277**(5325): 509–515.
- Bouchon, M., Cahuin, S., Díaz, E., y Ñiquen, M. (2000). Captura y esfuerzo pesquero de la pesquería de anchoveta peruana (*Engraulis ringens*).
- Box, G. E. y Cox, D. R. (1964). An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society, Series B*, **26**(2): 211–252.
- Brown, E. J., Finney, B., Dommissse, M., y Hills, S. (2005). Effects of commercial otter trawling on the physical environment of the southeastern Bering Sea. *Continental shelf research*, **25**(10): 1281–1301.
- Caddy, J. (1982). Management of shrimp fisheries. En *Technical Consultation on Shrimp By-Catch Utilization, Georgetown (Guyana), 27-30 Oct 1981*.
- Castillo, S. y Mendo, J. (1987). Estimation of unregistered Peruvian anchoveta (*Engraulis ringens*) in official catch statistics, 1951-1982. *The Peruvian Anchoveta and Its Upwelling Ecosystem: Three Decades of Change*, pp. 109–116.
- Catchpole, T., Frid, C., y Gray, T. (2005). Discards in North Sea fisheries: causes, consequences and solutions. *Marine Policy*, **29**(5): 421–430.

- Chávez, F. P., Ryan, J., Lluch-Cota, S. E., y Ñiquen, M. (2003). From anchovies to sardines and back: multidecadal change in the Pacific Ocean. *Science*, **299**(5604): 217–221.
- Chirichigno, N. y Vélez, J. (1998). Clave para identificar los peces marinos del Perú (Segunda edición, revisada y actualizada). *Publicación Especial, Instituto del Mar del Perú, Callao*.
- Clarke, M., Borges, L., y Officer, R. (2005). Comparisons of trawl and longline catches of deepwater elasmobranchs west and north of Ireland. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science*, **35**: 429–442.
- Clucas, I. (1997). A study of the options for utilization of bycatch and discards from marine capture fisheries. *FAO fisheries circular*.
- Durand, N. S. y Seminario, M. G. (2009). Status of and trends in the use of small pelagic fish species for reduction fisheries and for human consumption in Peru. *Fish as feed inputs for aquaculture*, p. 325.
- Echevarría-Heras, H., Solana-Arellano, E., Dreyfus-León, M., y Compeán-Jiménez, G. (2000). On the reliability and optimal coverage of the observers program for the mexican tuna fishery in the Eastern Tropical Pacific Ocean. *Oceanography of the Eastern Pacific*, pp. 47 – 58.
- Efron, B. y Tibshirani, R. J. (1994). *An introduction to the bootstrap*, v. 57. CRC press.
- Fablet, R., Gay, P., Peraltilla, S., Peña, C., Castillo, R., y Bertrand, A. (2012). Discriminación de zonas de anchoveta juvenil y adulta: ¿qué podemos esperar de los cruceros acústicos? [Internet; descargado 09-julio-2014].
- FAO (2009). *The State of World Fisheries and Aquaculture: 2008*.
- Flores, J. G. (2005). Aplicación del método Bootstrap al contraste de hipótesis en la investigación educativa. *Revista de Educación*, (336): 251–265.
- Fox, J. y Weisberg, S. (2011). *An R Companion to Applied Regression*. Sage, Thousand Oaks CA, segunda edición.
- Fréon, P., Bouchon, M., Mullon, C., García, C., y Ñiquen, M. (2008). Interdecadal variability of anchoveta abundance and overcapacity of the fishery in Peru. *Progress in Oceanography*, **79**(2): 401–412.
- Fréon, P., Bouchon, M., y Estrella, C. (2010). Comparación de los impactos ambientales y aspectos socioeconómicos de las cadenas de producción de anchoveta. *Instituto del Mar del Perú*, **25**(1): 63–71.
- Gelman, A. y Su, Y.-S. (2014). *arm: Data Analysis Using Regression and Multilevel/Hierarchical Models*. R package version 1.7-03.
- Graham, N., Ferro, R. S., Karp, W. A., y MacMullen, P. (2007). Fishing practice, gear design, and the ecosystem approach—three case studies demonstrating the effect of management strategy on gear selectivity and discards. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **64**(4): 744–750.

- Grantham, G. (1980). *The prospects for by-catch utilization in the Gulf Area*. Food & Agriculture Org.
- Guerrero, V. M. y Johnson, R. A. (1982). Use of the Box-Cox transformation with binary response models. *Biometrika*, **69**(2): 309–314.
- Guevara-Carrasco, R., Wosnitza-Mendo, C., y Ñiquen, M. (2010). V panel internacional de expertos en evaluación de la Anchoveta Peruana (*Engraulis ringens Jenyns*).
- Gulland, J. A. (1971). *Manual de métodos para la evaluación de las poblaciones de peces*. Zaragoza: Acribia.
- Gutiérrez, M., Swartzman, G., Bertrand, A., y Bertrand, S. (2007). Anchovy (*Engraulis ringens*) and sardine (*Sardinops sagax*) spatial dynamics and aggregation patterns in the Humboldt Current ecosystem, Peru, from 1983–2003. *Fisheries Oceanography*, **16**(2): 155–168.
- Hall, M. A. (1999). Estimating the ecological impacts of fisheries: what data are needed to estimate bycatches. En *Proceedings of the International Conference on Integrated Fisheries Monitoring*, pp. 175–184.
- Hall, M. A., Alverson, D. L., y Metuzals, K. I. (2000). By-catch: problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, **41**(1): 204–219.
- Hesterberg, T., Monaghan, S., Moore, D., Clipson, A., y Epstein, R. (2003). Bootstrap methods and permutation tests: Companion chapter 18 to the practice of business statistics. *Bootstrap methods and permutation tests: companion chapter 18 to the practice of business statistics*.
- Hilborn, R. y Mangel, M. (1997). *The ecological detective: confronting models with data*, v. 28. Princeton University Press.
- Hill, B. y Wassenberg, T. (1990). Fate of discards from prawn trawlers in Torres Strait. *Marine and Freshwater Research*, **41**(1): 53–64.
- Hoel, P. G., Port, S. C., y Stone, C. J. (1971). *Introduction to probability theory*, v. 12. Houghton Mifflin Boston.
- ICES (2003). Report of the Working Group on the assessment of the northern shelf demersal stocks. Reporte técnico, International Council for the Exploration of the Sea.
- Jahncke, J., Checkley, D., y Hunt, G. (2004). Trends in carbon flux to seabirds in the Peruvian upwelling system: effects of wind and fisheries on population regulation. *Fisheries Oceanography*, **13**(3): 208–223.
- Jean, Y. (1963). Discards of fish at sea by northern New Brunswick draggers. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, **20**(2): 497–524.
- Jeffreys, H. (1998). *The theory of probability*. Oxford University Press.
- Jordán, R. (1971). Distribution of anchoveta (*Engraulis ringens J.*) in relation to the environment. *Invest. Pesq*, **35**: 113–126.

- Karp, W. A. y McElderry, H. (1999). Catch monitoring by fisheries observers in the United States and Canada. En *Proceedings of the international conference on integrated fisheries monitoring*. Food and Agriculture Organization, Rome, v. 64, pp. 261–284.
- Kelleher, K. (2005). *Discards in the world's marine fisheries: an update*. Food & Agriculture Org.
- Ledesma, R. (2008). Introducción al bootstrap. Desarrollo de un ejemplo acompañado de software de aplicación. *Tutorials in Quantitative Methods for Psychology*, 4(2): 51–60.
- Lema, L., Pérez, N., y Araujo, H. (2006). Discards of Spanish trawler fleets operating in the Bay of Biscay in 2000. *Scientia Marina*, 70(S1): 173–181.
- Lo, N. C.-h., Jacobson, L. D., y Squire, J. L. (1992). Indices of Relative Abundance from Fish Spotter Data based on Delta-Lognormal Models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(12): 2515–2526.
- Mazu, M. J. (2002). Sampling Methodologies With Applications. *Technometrics*, 44(4): 398–399.
- McCullagh, P. (1984). Generalized linear models. *European Journal of Operational Research*, 16(3): 285–292.
- McCullagh, P. y Nelder, J. A. (1989). Generalized linear models.
- Morey, R. D. y Rouder, J. N. (2014). *BayesFactor: Computation of Bayes factors for common designs*. R package version 0.9.7.
- Myers, R. y Pepin, P. (1990). The robustness of lognormal-based estimators of abundance. *Biometrics*, pp. 1185–1192.
- Nichols, S. (2004). Some Bayesian approaches to estimation of shrimp fleet bycatch. *Gulf of Mexico Fishery Management Council, The Commons at Rivergate, Tampa, Florida*.
- O'Hara, R. B. (2009). How to make models add up—a primer on GLMMs. *Annales Zoologici Fennici*, 46(2): 124–137.
- Ortiz, M. y Arocha, F. (2004). Alternative error distribution models for standardization of catch rates of non-target species from a pelagic longline fishery: billfish species in the Venezuelan tuna longline fishery. *Fisheries Research*, 70(2): 275–297.
- Ortiz, M., Legault, C., Ehrhardt, N., *et al.* (2000). An alternative method for estimating bycatch from the US shrimp trawl fishery in the Gulf of Mexico, 1972-1995. *Fishery Bulletin*, 98(3).
- Pálsson, Ó. K. (2005). An analysis of by-catch in the Icelandic blue whiting fishery. *Fisheries research*, 73(1): 135–146.
- Pauly, D. (1983). *Algunos métodos simples para la evaluación de recursos pesqueros tropicales*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

- Pennington, M. (1983). Efficient estimators of abundance, for fish and plankton surveys. *Biometrics*, pp. 281–286.
- Pennington, M. (1996). Estimating the mean and variance from highly skewed marine data. *Fishery Bulletin*, **94**(3): 498–505.
- Perkins, P. y Edwards, E. (1996). A mixture model for estimating discarded bycatch from data with many zero observations: tuna discards in the eastern tropical Pacific Ocean. *Fishery Bulletin-National Oceanic and Atmospheric Administration*, **94**: 330–340.
- Pierce, G. J., Dyson, J., Kelly, E., Eggleton, J. D., Whomersley, P., Young, I. A., Begona Santos, M., Wang, J., y Spencer, N. J. (2002). Results of a short study on by-catches and discards in pelagic fisheries in Scotland (UK). *Aquatic living resources*, **15**(06): 327–334.
- Pikitch, E., Santora, E., Babcock, A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D., Dayton, P., others, Doukakis, P., Fluharty, D., Heheman, B., *et al.* (2004). Ecosystem-based fishery management. *Science*, **305**(Weekly): 346–347.
- R Core Team (2013). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rochet, M.-J. y Trenkel, V. M. (2003). Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **60**(1): 86–99.
- Rochet, M.-J., Péronnet, I., y Trenkel, V. M. (2002). An analysis of discards from the French trawler fleet in the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **59**(3): 538–552.
- Saila, S. B. (1983). Importance and assessment of discards in commercial fisheries. *FAO Fisheries Circular N°*. 765.
- Sakia, R. (1992). The Box-Cox transformation technique: a review. *The statistician*, pp. 169–178.
- Salvatteci, R. y Mendo, J. (2005). Estimación de las pérdidas bio-económicas causadas por la captura de juveniles de anchoveta (*Engraulis ringens*, J.) en la costa peruana. *Ecología Aplicada*, **4**(1-2): 113–120.
- Slavin, J. (1981). Utilization of the shrimp by-catch. *Fish By-Catch... Bonus From The Sea, report of a technical consultation on shrimp by-catch utilization held in Georgetown, Guyana*.
- Solanas, A. y Sierra, V. (1992). Bootstrap: fundamentos e introducción. *Anuario de Psicología*, (55): 143–154.
- Spitzer, J. J. (1982). A primer on Box-Cox estimation. *The Review of Economics and Statistics*, pp. 307–313.
- Stefánsson, G. (1996). Analysis of groundfish survey abundance data: combining the GLM and delta approaches. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **53**(3): 577–588.

- Tamsett, D. y Janacek, G. (1999). Sampling trips for measuring discards in commercial fishing based on multilevel modelling of measurements in the North Sea from NE England. *Fisheries Research*, **42**(1): 103–115.
- Trenkel, V. M., Rochet, M.-J., y Joelle, M. (2001). Towards a theory for discarding behaviour. *ICES CM*, **3**: 10.
- Van Helvoort, G. (1988). *Manual de operaciones de un programa de observación*. FAO.
- Viana, M. (2012). *Temporal and Spatial Dynamics of Fisheries Discards from Irish Waters*.
- Viana, M., Graham, N., Wilson, J. G., y Jackson, A. L. (2011). Fishery discards in the Irish Sea exhibit temporal oscillations and trends reflecting underlying processes at an annual scale. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **68**(1): 221–227.
- Villanueva, R., Jordán, R., y Burd, A. B. (1969). Informe sobre el estudio de comportamiento de cardúmenes de anchoveta. Reporte técnico, Instituto del Mar del Perú.
- Volstad, J. H. y Michael, F. (2006). Report on the National Observer Program Vessel Selection Bias Workshop Woods Hole, May 17-19, 2006. Reporte técnico, NOAA Fisheries, NFSC, Woods Hole.
- Votier, S. C., Furness, R. W., Bearhop, S., Crane, J. E., Caldow, R. W., Catry, P., Ensor, K., Hamer, K. C., Hudson, A. V., Kalmbach, E., *et al.* (2004). Changes in fisheries discard rates and seabird communities. *Nature*, **427**(6976): 727–730.
- Vásquez, I. y Lam, R. (1977). Criterios considerados para estimar la cantidad de anchoveta capturada y que no ha sido registrada en las estadísticas oficiales. Reporte técnico, Instituto del Mar del Perú.
- Walsh, W. A., Ito, R. Y., Kawamoto, K. E., y McCracken, M. (2005). Analysis of logbook accuracy for blue marlin (*Makaira nigricans*) in the Hawaii-based longline fishery with a generalized additive model and commercial sales data. *Fisheries Research*, **75**(1): 175–192.
- Wosnitza-Mendo, C., Jarre, A., Ñiquen, M., y Guevara-Carrasco, R. (2010). Evaluación de riesgo ecológico. *Instituto del Mar del Perú*.
- Young, G. y Daniels, H. (1990). Bootstrap bias. *Biometrika*, pp. 179–185.