UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
(Universidad del Perú, Decana de América)
ESCUELA DE POSGRADO
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
UNIDAD DE POSGRADO

IMPACTO DE DIFERENTES ESTRATEGIAS DE EXPLOTACIÓN SOBRE EL ESTADO INMEDIATO DEL STOCK NORTE-CENTRO DE LA ANCHOVETA PERUANA (*Engraulis ringens*)

TESIS PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE MAGÍSTER EN RECURSOS ACUÁTICOS CON MENCIÓN EN EVALUACIÓN Y MANEJO DE RECURSOS PESQUEROS

Bach. ERICH ENRIQUE DÍAZ ACUÑA

LIMA - PERÚ

2017

“A Micaela, Magaly y Doria, las estrellas que guían mi camino”

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer al Instituto del Mar del Perú – IMARPE, en las personas de sus autoridades, por darme todas las facilidades para la elaboración y presentación de este trabajo y por ser el lugar que me alberga como persona y profesional desde hace ya 18 años (salvo una pequeña aventura de 8 meses).

Al Doctor Marco Espino por su conducción en la elaboración de la tesis y a los Doctores Sophie Bertrand y Ricardo Oliveros por su valiosa opinión. Del mismo modo, extiendo mi agradecimiento a todos los miembros del Jurado Revisor.

A mis colegas Imarpinos, por los sacrificios y los riesgos durante la recolección, en muelles y barcos, de la información para este y todos los trabajos, y a Enrique Ramos por los millones de lances simulados.

A mis jefes, por su apoyo y comprensión, y a los amigos de la oficina por las tertulias, científicas y no.

Y por sobre todas las cosas a mi familia, por su motivación y empuje para la culminación de este trabajo.

A todos ustedes, muchas gracias.

“Los peces nacen, crecen, se reproducen y mueren, ya sea por causas naturales o por la pesca. Eso es todo. Los científicos solo usan matemática complicada (o a veces no tan complicada) para resolver los detalles”

A. Cooper

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN……...1
2. ANTECEDENTES……..6
2.1. Sobre el manejo de las pesquerías…….....6
2.1.1. Definición, meta y objetivos……...6
2.1.2. Aspectos legales e institucionales del manejo……7
2.1.3. Tareas asociadas al manejo……10
2.1.4. El manejo de las pesquerías y la incertidumbre……14
2.1.5. Enfoques y herramientas de manejo utilizados para enfrentar la incertidumbre……15
2.1.6. Medidas de manejo e incertidumbre asociada a su implementación-Estrategias de explotación……..18
2.2. Sobre la anchoveta peruana……...21
2.2.1. El ecosistema de la anchoveta……21
2.2.2. Biología y ecología de la anchoveta……..27
2.2.3. La pesquería de la anchoveta……32
2.3. Sobre el manejo de la pesquería de la anchoveta peruana……..39
2.3.1. Meta y objetivos……39
2.3.2. Aspectos legales e institucionales……..39
2.3.3. Tareas asociadas al manejo……43
2.3.4. El manejo de la pesquería y la incertidumbre……53
2.3.5. Medidas de manejo e incertidumbre asociada a su implementación-Estrategias de explotación……..55
3. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS……58
4. MATERIALES Y MÉTODOS……..59
4.1. Impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa del stock……59
4.2. Impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos sobre la biomasa desovante del stock……71
4.3. Impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles sobre la abundancia de este componente del stock……..78
5. RESULTADOS……84
5.1. Impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa del stock……84
5.2. Impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos sobre la biomasa desovante del stock……92
5.3. Impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles sobre la abundancia de este componente del stock…..100
6. DISCUSIÓN……107
7. CONCLUSIONES……..117
8. RECOMENDACIONES……119
9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS……...120

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribución espacial de los tres stocks de la anchoveta que habitan el Gran Ecosistema de la Corriente de Humboldt……31

Figura 2. Series anuales (1950-2014) de las variables usadas para describir la historia de la pesquería de la anchoveta. Las líneas negras hacen referencia a los desembarques, la línea roja a la capacidad de bodega acumulada y las barras al número de embarcaciones que componen la flota. Las distintas fases de desarrollo de la pesquería (F1 a F5, ver texto) son separadas por las líneas verticales discontinuas……...38

Figura 3. Representación gráfica de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero (para un valor dado de F) propuestas. En el presente trabajo se estimó el impacto de cada una de ellas sobre la biomasa del stock……60

Figura 4. Información utilizada para estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa del stock: a) biomasa del Stock Norte-Centro de la anchoveta estimada de manera determinística para el verano de 2015 (círculo negro) y distribución de los valores de biomasa estimados de manera probabilística para el mismo periodo (barras); y b) valores de biomasa del stock estimados de manera determinística para los veranos de 1994 a 2015……61

Figura 5. Representación gráfica del calendario pesquero y reproductivo del Stock Norte-Centro de la anchoveta……..62

Figura 6. Información utilizada para estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa del stock: a) abundancia por tallas del Stock Norte-Centro de la anchoveta estimada de manera determinística para el verano de 2015 (línea negra) y réplicas de la abundancia del stock estimadas de manera probabilística para el mismo periodo (líneas grises); y b) abundancia por tallas del stock estimada de manera determinística para los veranos de 1994 a 2015.63

Figura 7. Curvas que representan: a) la mortalidad natural en función a las tallas de la anchoveta, y b) el crecimiento (en talla) en función a la edad. En ambos casos se presentan las ecuaciones y los valores de los parámetros utilizados para producir las curvas……69

Figura 8. Curvas que representan: a) la selectividad de las redes de pesca en función a las tallas de la anchoveta, y b) el crecimiento (en peso) en función a la talla. En ambos casos se presentan las ecuaciones y los valores de los parámetros utilizados para producir las curvas……...70

Figura 9. Representación gráfica de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos (para un valor dado de F) propuestas. En el presente trabajo se estimó el impacto de cada una de ellas sobre la biomasa desovante del stock……...72

Figura 10. Información utilizada para estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos sobre la biomasa desovante del stock: a) biomasa del Stock Norte-Centro de la anchoveta estimada de

manera determinística para el mes de julio de 2015 (círculo negro) y distribución de los valores de biomasa estimados de manera probabilística para el mismo periodo (barras); y b) valores de biomasa del stock estimados de manera determinística para los meses de julio de 1994 a 2015……73

Figura 11. Información utilizada para estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa del stock: a) abundancia por tallas del Stock Norte-Centro de la anchoveta estimada de manera determinística para el mes de julio de 2015 (línea negra) y réplicas de la abundancia del stock estimadas de manera probabilística para el mismo periodo (líneas grises); y b) abundancia por tallas del stock estimada de manera determinística para los meses de julio de 1994 a 2015……74

Figura 12. Curva que representa la madurez sexual de la anchoveta en función a las tallas. En la figura también se presenta la ecuación y los valores de los parámetros utilizados para producir las curvas……..76

Figura 13. Representación gráfica de las diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles (para un valor dado de F) propuestas. En el presente trabajo se estimó el impacto de cada una de ellas sobre la abundancia de este componente del stock……79

Figura 14. Evolución de la abundancia por tallas del stock (paneles de la izquierda) y biomasa del stock (paneles de la izquierda) durante el horizonte de proyección a-b) sin explotación; c-d) bajo la estrategia de explotación que combinó una $F = 1$ y $D = 1\ día$; e-f) bajo la estrategia de explotación que combinó una $F = 1$ y $D = 60\ días$; y g-h) bajo la estrategia de explotación que combinó una $F = 1$ y $D = 120\ días$……88

Figura 15. Impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa del stock: a) impacto de las diferentes estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y $D = 1, \ldots, 120\ días$ a pasos de $1\ día$ sobre la biomasa del stock estimada de manera determinística para el verano de 2015 (línea discontinua), se resalta además el impacto ocasionado por las estrategias que combinaron $F = 1$ y $D = 1{,}60\ y\ 120\ días$ (círculos negros); y b) impacto de todas las probables estrategias de explotación planteadas en esta primera parte del trabajo sobre la biomasa del stock estimada de manera determinística para el verano de 2015……..89

Figura 16. Impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa del stock: a) i impacto de las diferentes estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y $D = 1, \ldots, 120\ días$ a pasos de $1\ día$ sobre la biomasa del stock estimada de manera probabilística para el verano de 2015 (área gris); b) riesgo de que implementada la estrategia de explotación $F = 1, D$ el impacto sobre la biomasa del stock sobrepase el PBR; y c) riesgo asociado a la implementación de todas las probables estrategias de explotación planteadas en esta primera parte del trabajo……..90

Figura 17. Abundancia por tallas del stock estimadas de manera determinística para los veranos desde 1994 a 2015 (paneles de la izquierda) e impacto sobre la correspondiente biomasa del stock como resultado de la implementación de estrategias que combinaron

una $F = 1$ y $D = 1, \ldots, 120\ días$ a pasos de $1\ día$ (paneles de la derecha). Los resultados de impacto son presentados de acuerdo al nivel de vulnerabilidad del stock a la implementación de las estrategias mencionadas: a-b) baja vulnerabilidad; c-d) media vulnerabilidad; y e-f) alta vulnerabilidad……..91

Figura 18. Evolución de la abundancia por tallas del stock (paneles de la izquierda) y biomasa desovante del stock (paneles de la derecha) durante el horizonte de proyección: a-b) sin explotación; c-d) bajo la estrategia que combinó un $F = 1$ y $DR = 1$ (explotación en los 20 primeros días del proceso reproductivo); e-f) un $F = 1$ y $DR = 2$ (explotación en los 40 primeros días); y g-h) un $F = 1$ y $DR = 3$ (explotación en los 60 días del proceso)……95

Figura 19. Evolución de la abundancia por tallas del stock (paneles de la izquierda) y biomasa desovante del stock (paneles de la derecha) durante el horizonte de proyección: a-b) bajo la estrategia que combinó un $F = 1$ y $DR = 4$ (explotación en los 20 primeros y 20 últimos días del proceso reproductivo); c-d) un $F = 1$ y $DR = 5$ (explotación en los 20 días centrales); e-f) un $F = 1$ y $DR = 6$ (explotación en los 40 últimos días); y g-h) un $F = 1$ y $DR = 7$ (explotación en los 20 últimos días)……96

Figura 20. Impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos sobre la biomasa desovante del stock: a) impacto de las diferentes estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y $DR = 1\ a\ 7$ sobre la biomasa desovante del stock estimada de manera determinística al verano de 2015 (línea discontinua); y b) impacto de todas las probables estrategias de explotación planteadas en esta segunda parte del trabajo sobre la biomasa desovante del stock estimada de manera determinística para el mes de julio de 2015……..97

Figura 21. Impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos sobre la biomasa desovante del stock: a) impacto de las diferentes estrategias que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y todas las DR sobre la biomasa desovante del stock estimada de manera probabilística para julio de 2015 (área gris); b) riesgo de que implementada la estrategia $F = 1, DR$ el impacto sobre la biomasa desovante sobrepase el PBR; y c) riesgo asociado a la implementación de todas las probables estrategias de explotación planteadas en esta segunda parte del trabajo…….98

Figura 22. Abundancia por tallas del stock estimadas de manera determinística para los meses de julio desde 1994 a 2015 (paneles de la izquierda) e impacto sobre la correspondiente biomasa desovante del stock como resultado de la implementación de estrategias que combinaron una $F = 1$ y todas las DR (paneles de la derecha). Los resultados de impacto son presentados de acuerdo al nivel de vulnerabilidad del stock a la implementación de las estrategias mencionadas: a-b) baja vulnerabilidad; y c-d) media vulnerabilidad……..99

Figura 23. Impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles sobre la abundancia de este componente del stock: a) evolución de la captura total de juveniles y sus componentes (captura descartada y retenida) como resultado de la implementación de las estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y $Tol = 0, \ldots, 100\%$ a pasos de 1% (verano 2015); y b) evolución del impacto sobre la abundancia de juveniles del stock como resultado de la implementación de las estrategias antes mencionadas……103

Figura 24. Impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles sobre la abundancia de este componente del stock: a) impacto de las diferentes estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y $Tol = 0, \ldots, 100\%$ a pasos de 1% sobre la abundancia de juveniles del stock estimada de manera determinística al verano de 2015 (línea discontinua); y b) impacto de todas las probables estrategias de explotación planteadas en esta tercera parte del trabajo sobre la abundancia de juveniles del stock stock estimada de manera determinística al verano de 2015……104

Figura 25. Impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles sobre la abundancia de este componente del stock: a) impacto de las estrategias que combinaron una $F = 1$ y $Tol = 0, \ldots, 100\%$ a pasos de 1% sobre la abundancia de juveniles estimada de manera probabilística al verano de 2015 (área gris); b) riesgo de que implementada la estrategia de explotación $F = 1, Tol$ el impacto sobre la abundancia de juveniles sobrepase el PBR; y c) riesgo asociado a la implementación de todas las probables estrategias de explotación planteadas en esta tercera parte del trabajo……105

Figura 26. Abundancia por tallas del stock estimadas de manera determinística para los veranos de 1994 a 2015 (paneles de la izquierda) e impacto sobre la correspondiente abundancia de juveniles como resultado de la implementación de estrategias que combinaron una $F = 1$ y $Tol = 0, \ldots, 100\%$ a pasos de 1% (paneles de la derecha). Los resultados de impacto son presentados de acuerdo al nivel de vulnerabilidad del stock a la implementación de las estrategias mencionadas: a-b) baja; c-d) media; e-f) alta; y g-h) sin resultados……..106

LISTA DE VARIABLES Y PARÁMETROS

a: Parámetro de la relación longitud-peso.

b: Parámetro de la relación longitud-peso.

B^L: Biomasa de individuos de la talla L.

B_{MRS}: Biomasa para el Máximo Rendimiento Sostenible.

$\overline{BDE}_{F,DR}$: Biomasa desovante que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección como resultado de la implementación de la estrategia que combina valores específicos de F y DR.

$\overline{BDV}$: Biomasa desovante que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección sin considerar explotación.

$\overline{BE}_{F,D}$: Biomasa que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección como resultado de la implementación de la estrategia que combina valores específicos de F y D.

$\overline{BV}$: Biomasa que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección sin considerar explotación.

BV_t: Biomasa del stock sin explotación en el instante t.

c: Parámetro de la ojiva de madurez sexual.

C^L: Número de individuos de la talla L capturados.

d: Parámetro de la ojiva de madurez sexual.

D: Subíndice relacionado a una estrategia de explotación que denota el número de días utilizados por la flota para extraer una cuota de captura.

DR: Subíndice relacionado a una estrategia de explotación que denota el momento dentro de un proceso reproductivo para tomar una cuota de captura.

dt: Subíndice que denota el intervalo de tiempo de las proyecciones.

F: Tasa instantánea de mortalidad por pesca.

F^L: Tasa instantánea de mortalidad por pesca asociada a los individuos de la talla L.

F_t^L: Tasa instantánea de mortalidad por pesca asociada a los individuos de la talla L en el instante t.

$I_{F,D}$: Impacto de la estrategia de explotación que combina valores específicos de F y D.

$I_{F,DR}$: Impacto de la estrategia de explotación que combina valores específicos de F y DR.

$I_{F,Tol}$: Impacto de la estrategia de explotación que combina valores específicos de F y Tol.

K: Constante de crecimiento de la anchoveta.

L: Marca de talla de la anchoveta.

L_t: Marca de talla L en el instante t.

L_{t+dt}: Marca de talla L en el instante $t + dt$.

$L\infty$: Longitud asintótica de la anchoveta.

L_{50}: Talla a la que el 50% de los individuos son retenidos por las redes de pesca.

L_{75}: Talla a la que el 75% de los individuos son retenidos por las redes de pesca.

M: Tasa instantánea de mortalidad natural.

M^L: Tasa instantánea de mortalidad natural asociada a los individuos de la talla L.

Mad^L: Madurez sexual relativizada a 1 de los individuos de la marca de talla L.

n_i: Abundancia por tallas del cardumen simulado durante la iteración i.

n_i^L: Número de individuos de la talla L del cardumen correspondiente a la iteración i.

N^L: Número de individuos de la talla L.

N_t^L: Número de individuos de la talla L en el instante t.

N_{t+dt}^L: Número de individuos de la talla L en el instante $t + dt$.

N_{i+1}^L: Número de individuos de la talla L del stock durante la iteración $\mathrm{i} + 1$.

ND_t^L: Número de individuos desovantes de la talla L en el instante t.

NJ: Abundancia de juveniles.

$\overline{NJ}_{F,Tol}$: Abundancia de juveniles que en promedio estuvo disponible durante un mes dado como resultado de la implementación de la estrategia que combina valores específicos de F y Tol.

$\overline{NJV}$: Abundancia de juveniles que en promedio estuvo disponible durante un mes dado sin considerar explotación.

p^L: Probabilidad de ocurrencia de un cardumen con talla media L.

PBR: Punto Biológico de Referencia.

Q: Cuota de captura.

$R_{F,D}$: Riesgo de que implementada la estrategia de explotación que combina valores específicos de F y D la biomasa del stock sea menor al PBR.

$R_{F,DR}$: Riesgo de que implementada la estrategia de explotación que combina valores específicos de F y DR la biomasa desovante del stock sea menor al PBR.

$R_{F,Tol}$: Riesgo de que implementada la estrategia de explotación que combina valores específicos de F y Tol la abundancia de juveniles del stock sea menor al PBR.

S_L: Selectividad asociada a la talla L.

S_i^L: Selectividad de los individuos de la talla L del cardumen correspondiente a la iteración i.

S_1: Parámetro de la selectividad.

S_2: Parámetro de la selectividad.

t: Subíndice que denota cualquier instante dentro de las proyecciones.

T: Horizonte de proyección.

Tol: Subíndice relacionado a una estrategia de explotación que denota el porcentaje de individuos que pueden formar parte de las capturas (deducido del número total de individuos capturados) sin que ello se constituya en falta.

Z^L: Tasa instantánea de mortalidad total asociada a los individuos de la talla L.

RESUMEN

Con más de 60 años de historia (1950 a la actualidad), la pesquería de la anchoveta peruana ha transitado por diferentes fases de desarrollo, desde un explosivo crecimiento y completo desarrollo (décadas de 1950 y 1960), pasando por un colapso (décadas de 1970 y 1980), hasta una fase de importante recuperación (décadas de 1990 y 2000). Durante la mayor parte de este tiempo, el manejo de esta pesquería ha contado con los elementos necesarios para un adecuado desempeño. En la actualidad, el procedimiento contempla el establecimiento de cuotas de captura dirigidas a mantener la biomasa desovante en un nivel capaz de renovar el stock, el establecimiento de vedas dirigidas a asegurar el éxito de los procesos reproductivos y el establecimiento de restricciones a la captura de juveniles dirigidas a asegurar su protección. Sin embargo, también ha habido ocasiones en que reacciones propias del comportamiento humano (denominadas en este trabajo estrategias de explotación) han generado discrepancias entre los impactos planeados del manejo y los observados en la realidad. En algunos casos estos impactos han sido evidentes y en otros no. En ese sentido, y con el propósito de mejorar el entendimiento del probable impacto de diferentes estrategias de explotación sobre el estado inmediato del Stock Norte-Centro de la anchoveta peruana, en el presente trabajo se plantearon como objetivos específicos: 1) estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa de la anchoveta; 2) estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos sobre la biomasa desovante de la anchoveta; y 3) estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles sobre la abundancia de este componente del stock. El material utilizado para resolver los objetivos provino de los Cruceros de Evaluación Acústica de Recursos Pelágicos desarrollados por el IMARPE (1994 a 2015) y el método consistió en: 1) la formulación de todas las posibles reacciones de los actores de la pesquería a la implementación de un conjunto de medidas de manejo (estrategias de explotación); 2) la cuantificación del impacto de cada estrategia sobre el estado inmediato del stock; y 3) la estimación de la probabilidad de ocurrencia de impactos no deseados. El impacto de las diferentes estrategias de explotación fue cuantificado como la razón entre la biomasa (o abundancia) resultante de la explotación y la biomasa (o abundancia) sin explotación, mientas que la probabilidad de ocurrencia de eventos no deseados fue cuantificada en relación a Puntos Biológicos de Referencia. Los resultados demuestran que: 1) las estrategias de explotación que implican el uso de pocos días para tomar una cuota de captura generan un mayor impacto sobre la biomasa del stock que aquellas que implican el uso de varios días; 2) las estrategias que implican la pesca durante los primeros días del proceso reproductivo de la anchoveta generan un mayor impacto sobre la biomasa desovante del stock que aquellas que implican la pesca durante los últimos días del proceso reproductivo; y 3) las estrategias que implican el establecimiento de un bajo nivel de tolerancia de juveniles en las capturas generan un mayor impacto sobre la abundancia de este componente del stock que aquellas que implican el establecimiento de un alto nivel de tolerancia. Se espera que los resultados del presente trabajo sirvan de sustento numérico para mejorar la formulación de medidas de manejo en la pesquería de la anchoveta peruana y para enfrentar y reducir la incertidumbre asociada al proceso de implementación de medidas de manejo.

Palabras clave: Abundancia, anchoveta peruana, biomasa, biomasa desovante, estrategias de explotación, juveniles.

ABSTRACT

With over 60 years of history (1950 to present), the Peruvian anchovy fishery has gone through different phases of development, from explosive growth and full development (decades of 1950 and 1960), passing through a collapse (1970 and 1980 decades), to a phase of important recovery (decades of 1990 and 2000). During most of this time, the management of this fishery has had the necessary elements for a proper performance. At present, the procedure contemplates the establishment of quotas to keep the spawning biomass at a level capable of renewing the stock, the establishment of closed seasons aimed at ensuring the success of spawning seasons and the establishment of restrictions on the capture of juveniles aimed at ensuring their protection. However, there have been occasions in which reactions associated to human behavior (called here fishing strategies) have generated discrepancies between the planned impacts of management and those observed in reality. In some cases these impacts have been evident and in others not. In this sense, and in order to improve the understanding of the likely impact of different fishing strategies on the immediate state of the North-Central Stock of the Peruvian anchovy, in this work were proposed as specific objectives: 1) to estimate the impact of different fishing strategies related to the control of fishing effort on the anchovy biomass; (2) to estimate the impact of different fishing strategies related to respect for the spawning seasons on the spawning biomass; and (3) to estimate the impact of different fishing strategies related to the protection of juveniles on their abundance. Material used to meet the goals came from the Acoustic Surveys for the Assessment of Pelagic Fish carried out by IMARPE (1994 to 2015) and the method consisted of: 1) the formulation of all the possible reactions from stakeholders to the implementation of a set of management measures (fishing strategies), 2) the quantification of the impact of each strategy on the immediate state of the stock; and 3) the estimation of the probability of occurrence of undesirable impacts. The impact of different fishing strategies was quantified as the ratio of biomass (or abundance) resulting from the exploitation and biomass (or abundance) without exploitation, while the probability of occurrence of undesirable events was quantified in relation to Biological Reference Points. The results show that: 1) fishing strategies that involve the use of a few days to take a quota generate a greater impact on the biomass of the stock than those that involve the use of several days; (2) the strategies involving the fishing during the early days of the spawning season generate a greater impact on the spawning biomass than those involving fishing during the last days of the season; and (3) the strategies that involve the establishment of a low level of tolerance of juveniles in catches generate a greater impact on the abundance of this component of the stock than those that involve the establishment of a high level of tolerance. It is expected that the results of this study serve as numerical support to improve the formulation of management measures in the Peruvian anchovy fishery and to face and reduce the uncertainty associated with the process of implementation of management measures.

Key words: abundance, biomass, fishing strategies, juveniles, Peruvian anchovy, spawning biomass.

1. INTRODUCCIÓN

El manejo de las pesquerías es un mecanismo dirigido a asegurar que estas operen de tal manera que satisfagan las necesidades inmediatas de las sociedades sin afectar excesiva o irreversiblemente a los stocks explotados y ecosistemas, permitiendo además que las futuras generaciones se sigan beneficiando de toda la gama de bienes y servicios que ambos proveen (Cochrane and García 2009).

Idealmente, el esquema de manejo de una pesquería debe contar con una meta, objetivos generales y operacionales claramente definidos, con una base institucional, legal y científica adecuada, con un sistema de recolección y análisis de la información sobre el recurso, su pesquería y el ecosistema, debe ser viable a partir de la implementación de un conjunto de medidas de manejo que permitan cumplir con los objetivos planteados y debe contar con un sistema de monitoreo y supervisión del cumplimiento de las medidas implementadas (García et al. 2003, Hindson et al. 2005, Cochrane and García 2009).

A pesar de la claridad del concepto, casi la tercera parte de los stocks evaluados a nivel global se encuentra actualmente en condición de sobreexplotados (FAO 2014a). Las razones esgrimidas para explicar esta situación son: la existencia de incentivos inapropiados, la alta demanda de recursos que son limitados, la ausencia de empleos alternativos, la complejidad de los sistemas pesqueros (y la alta incertidumbre asociada a ellos), la ausencia de gobernanza y las interacciones del sector pesquero con otros sectores y el ambiente (Gréboval 2002).

Las pesquerías son sistemas complejos, con fuertes interdependencias biofísicas, ecológicas y socio-económicas que son desconocidas o pobremente entendidas. Este desconocimiento o pobre entendimiento se denomina incertidumbre y tiene un considerable impacto sobre el manejo de las pesquerías. La incertidumbre limita la capacidad del manejo de contar con información adecuada para los análisis, de conocer el verdadero estado de los componentes del sistema y de implementar medidas de manejo efectivas (Charles 1998, Cochrane 1999, Garcia and Charles 2007, Garcia and Charles 2008, Fulton et al. 2011).

Las limitaciones que la incertidumbre impone al proceso de implementación de medidas de manejo están asociadas al desconocimiento o pobre entendimiento que

se tiene sobre la manera en que los diferentes actores de las pesquerías enfrentan este proceso. Acciones como la omisión por parte de las autoridades encargadas del manejo a las recomendaciones elevadas por el ente asesor, la falta de supervisión del cumplimiento de medidas o la imprevisible reacción de los pescadores a las medidas implementadas, suelen generar discrepancias entre los impactos planeados del manejo y los que se observan en la realidad, impactos que en algunas ocasiones han llegado a ser inesperados e indeseados. La incertidumbre asociada al proceso de implementación de medidas es el tipo de incertidumbre que más influye en el desempeño del manejo de las pesquerías (Fulton et al. 2011).

Durante los últimos años diversos enfoques (e. g. Manejo Robusto [Charles 2008], Manejo Adaptativo [Walters 1986] y Manejo Precautorio [FAO 1996]) y herramientas de manejo (e. g. opinión de expertos [Uusitalo et al. 2015], análisis de riesgos [Lane and Stephenson 1998] y Evaluación de Estrategias de Manejo [Butterworth and Punt 1999) han sido propuestos con el propósito de lidiar con la incertidumbre, especialmente la asociada al proceso de implementación de medidas de manejo. Desde el punto de vista operativo, los elementos comunes a todos ellos son: 1) la predicción de todas las posibles reacciones de los actores a las medidas planteadas; 2) la cuantificación del impacto de cada una de estas estrategias sobre el estado de los recursos y otros elementos de los sistemas pesqueros; y 3) la estimación de la probabilidad de ocurrencia de impactos no deseados.

Con más de 60 años de historia (1950 a la actualidad), la pesquería de la anchoveta peruana ha transitado por diferentes fases de desarrollo, desde un explosivo crecimiento y completo desarrollo durante las décadas de 1950 y 1960 (Tilic 1962, Tilic 1963, Lora 1965, Doucet y Einarsson 1967), pasando por un severo colapso durante las décadas de 1970 y 1980 (Clark 1976, Tsukayama y Palomares 1987), hasta una fase de importante recuperación durante las décadas de 1990 y 2000 (Csirke et al. 1996, Bouchon et al. 2000, Ñiquen et al. 2000a, Espino 2003, Aranda 2009a, Aranda 2009b, Fréon et al. 2008). En la actualidad, con un desembarque medio anual de 4.1 millones de toneladas (periodo 2010-2015), la pesquería de la anchoveta peruana es considerada como la pesquería mono-específica más grande del mundo (FAO 2014a, FAO 2014b).

Durante la mayor parte de este periodo, el procedimiento de manejo de esta pesquería ha contado con los elementos necesarios para un adecuado desempeño (ver Capítulo 2.3). En la actualidad, el procedimiento contempla entre otros aspectos el establecimiento de cuotas de captura dirigidas a mantener la biomasa desovante en un tamaño capaz de renovar el stock, el establecimiento de vedas dirigidas a asegurar el éxito de los procesos reproductivos y el establecimiento de una serie de restricciones a la captura de juveniles dirigidas a asegurar la protección de este componente del stock. Si bien estas medidas son rutinariamente elevadas por el ente asesor (IMARPE) a la autoridad encargada del manejo (Ministerio de la Producción), ha habido ocasiones en que acciones propias del comportamiento humano (denominadas en este trabajo estrategias de explotación) han generado discrepancias entre los impactos planeados y los observados en la realidad. En algunos casos estos impactos han sido evidentes y en otros no.

Así tenemos que, el establecimiento de cuotas de captura muy rara vez ha ido acompañada de una referencia sobre la manera en que estas deben ser tomadas (i. e. control sobre el esfuerzo pesquero), hecho que ha generado problemas, en especial, durante los episodios de sobre-capitalización de la pesquería (e. g. periodo 1964-1971 y periodo 2004-2008). En dichas ocasiones, un sistema de libre acceso a las cuotas y la incapacidad de controlar el esfuerzo pesquero hicieron que estas sean tomadas de manera casi instantánea. Las consecuencias de esta deficiente implementación sobre la sostenibilidad de la anchoveta fueron un poco más claras para el primer caso (contribución al agotamiento del stock) pero no para el segundo (periodo en que no se registró agotamiento del stock) (IMARPE 1973, Fréon et al. 2008).

Por otro lado, las medidas que establecen el inicio y duración de las vedas reproductivas comenzaron a ser implementadas de manera ininterrumpida y para todo tipo de flota desde 1992, apenas iniciada la recuperación del stock (Ministerio de Pesquería 1992a). Sin embargo, desde el 2012, las vedas reproductivas no vienen sido aplicables a una flota de menor escala, compuesta por aproximadamente 200 embarcaciones, con tamaños de capacidad de bodega menor a los 33 m^3 y que destinan sus capturas al consumo humano directo. Mientras las críticas a esta excepción son elevadas desde diversos sectores (Sociedad Nacional de Pesquería 2013, Oceana 2016), el impacto de la omisión

por parte de las autoridades, a esta recomendación de manejo aún no ha sido cuantificado.

Finalmente, las medidas que establecen un nivel de tolerancia de juveniles en las capturas (10% en número de individuos) junto con la penalización económica de las capturas que sobrepasen este nivel, en contra del objetivo para el que fueron propuestas (proteger a los individuos juveniles), han incentivado el descarte por parte de los pescadores de importantes volúmenes de captura, ello con el propósito de evitar sanciones económicas. El impacto de esta reacción de los pescadores a este tipo de medidas se ha evidenciado en algunas ocasiones como fallas en el reclutamiento (IMARPE 2012) y en otras no ha resultado claro.

De todos estos ejemplos se desprende que la incertidumbre asociada al proceso de implementación de medidas de manejo en la pesquería de la anchoveta peruana, es alta.

En ese sentido, y con el propósito de mejorar el entendimiento del probable impacto de diferentes estrategias de explotación sobre el estado inmediato del Stock Norte-Centro de la anchoveta peruana, en el presente trabajo se plantearon como objetivos específicos: 1) estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa de la anchoveta; 2) estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos sobre la biomasa desovante de la anchoveta; y 3) estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles sobre la abundancia de este componente del stock.

El material utilizado para resolver los objetivos provino de los Cruceros de Evaluación Acústica de Recursos Pelágicos desarrollados por el IMARPE entre 1994 y 2015 y el método consistió en: 1) la formulación de todas las posibles reacciones de los actores de la pesquería a la implementación de un conjunto de medidas de manejo, 2) la cuantificación del impacto de cada una de las estrategias sobre el estado inmediato del stock, y 3) la estimación de la probabilidad de ocurrencia de impactos no deseados. El impacto de las diferentes reacciones o estrategias de explotación fue cuantificado como la razón entre la biomasa o

abundancia resultante de la explotación y la biomasa o abundancia sin explotación, mientas que la probabilidad de ocurrencia de eventos no deseados fue cuantificada en relación a Puntos Biológicos de Referencia.

Se espera que los resultados generados en el presente trabajo sirvan de sustento numérico para mejorar la formulación de este tipo de medidas, para enfrentar y reducir la incertidumbre asociada al proceso de implementación de medidas de manejo y en general para fortalecer todo el procedimiento de manejo de esta pesquería.

2. ANTECEDENTES

2.1. Sobre el manejo de las pesquerías

2.1.1. Definición, meta y objetivos

Desde el punto de vista funcional el manejo de las pesquerías puede ser definido como un mecanismo dirigido a asegurar que estas operen de tal manera que satisfagan las necesidades inmediatas de las sociedades sin afectar excesiva o irreversiblemente a los stocks explotados y ecosistemas, permitiendo además que las futuras generaciones se sigan beneficiando de toda la gama de bienes y servicios que ambos proveen (Cochrane and García 2009).

Desde el punto de vista operativo el manejo de las pesquerías puede ser definido como el proceso integrado de recolección de información, análisis, planificación, consulta, toma de decisiones, asignación de recursos y formulación e implementación, con imposición de ser necesario, de regulaciones o reglas que gobiernen las actividades pesqueras, con el propósito de asegurar la productividad continua de los recursos y el cumplimiento de otros objetivos de las pesquerías (FAO 1995).

La meta fundamental del manejo de las pesquerías es *Garantizar el uso sostenible de los recursos pesqueros*. Se trata de una meta política porque refleja la visión de largo plazo que los Estados deben tener respecto a los recursos y sus pesquerías, y es de alto nivel porque son los gobiernos quienes deben liderar los esfuerzos para su consecución (Cochrane and García 2009). En la práctica, esta meta también puede ser utilizada para puntualizar el anhelo sobre un recurso y pesquería en particular (e. g. *Garantizar el uso sostenible de la anchoveta*). La meta fundamental del manejo de las pesquerías suele formar parte de los grandes documentos legislativos nacionales como las Leyes o Actas Generales de Pesca.

Para viabilizar el cumplimiento de la meta fundamental del manejo es necesario que esta sea desglosada en objetivos generales. Los objetivos generales deben contener una descripción más específica sobre los resultados esperados del manejo, deben ser orientados a cumplir con propósitos de corto y largo plazo y deben considerar las dimensiones biológica, ecológica, económica y social de las

pesquerías, así como las interacciones entre ellas. Los objetivos generales constituyen un vínculo entre la meta y lo que en la práctica el manejo intenta lograr (FAO 1997, FAO 2005, Cochrane and García 2009). Por ejemplo, en el marco del Enfoque Ecosistémico aplicado a las Pesquerías (EEaP), los objetivos generales del manejo deben ser: *mantener las especies explotadas dentro de niveles ecológicamente viables incluso en el largo plazo*, *mantener los hábitats y las especies no objetivo dentro de niveles ecológicamente viables*, *mantener el impacto sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas a un nivel aceptable* y *maximizar los ingresos netos y generar empleo* (FAO 2003).

En una siguiente instancia, la implementación efectiva del manejo requiere desglosar cada objetivo general en objetivos operacionales. Los objetivos operacionales deben ser mucho más específicos respecto a los resultados esperados del manejo, deben ser relevantes, factibles, medibles y deben contar con un plazo de tiempo determinado para su cumplimiento, además deben ser formulados de manera que cualquier observador pueda evaluar su cumplimiento y a partir de ello evaluar el desempeño de todo el proceso de manejo (FAO 1997, FAO 2003, Garcia et al. 2003, FAO 2005, Cochrane and García 2009). Por ejemplo, un objetivo operacional asociado al objetivo general de *mantener las especies explotadas dentro de niveles ecológicamente viables incluso en el largo plazo* puede ser, *mantener la biomasa desovante de la anchoveta dentro de niveles ecológicamente viables incluso en el largo plazo*.

Más adelante, cada objetivo operacional planteado puede ser viabilizado mediante la implementación de una o más medidas de manejo (ver Capítulo 2.1.6).

2.1.2. Aspectos legales e institucionales del manejo

Los aspectos legales e institucionales del manejo son los instrumentos y plataformas utilizados para viabilizar su desarrollo y para garantizar el cumplimiento de sus objetivos, en el marco de las políticas nacionales y de acuerdo a la legislatura internacional (FAO 1997, FAO 2003, FAO 2005, Cochrane and García 2009).

La base legal para el manejo de las pesquerías suele estar conformada por todos los instrumentos legales, tanto de carácter nacional como internacional, que garantizan que los términos y condiciones bajo los cuales se desarrollan las pesquerías, cuenten con la fuerza de la ley (Cochrane and García 2009).

A nivel internacional existen varios instrumentos a los que se puede recurrir con este fin. Algunos son de tipo vinculante, como la Convención de la ONU sobre la Ley del Mar (UNCLOS 1982) o el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD 1992), y otros de carácter no vinculante, como el Código de Conducta para la Pesca Responsable (FAO 1995) o la Declaración Mundial sobre Desarrollo Sostenible (WSSD 2002). Sin embargo, todos estos documentos se caracterizan por contener doctrinas sobre el manejo de las pesquerías y la conservación de los recursos pesqueros ampliamente aceptadas y reconocidas a nivel global, al punto que han servido y siguen sirviendo de base para la formulación de numerosos instrumentos legales regionales y nacionales.

A nivel de Estado, el manejo de las pesquerías suele estar enmarcado en dos tipos de instrumentos legales: una legislación primaria y un conjunto de regulaciones secundarias. La legislación primaria es un documento de amplio alcance que bajo la forma de Ley o Acta contiene los principios y la política bajo los cuales un Estado debe conducir el manejo de sus pesquerías. De manera específica, en este tipo de documento se establece el ámbito de aplicación del manejo, se definen la meta y objetivos, se identifica a los actores (e. g. autoridad encargada del manejo y usuarios) y se asignan las funciones y responsabilidades. Además, con el propósito de garantizar la estabilidad del manejo, toda legislación primaria debe ser formulada de manera suficientemente rígida, de modo que no esté sujeta a cambios frecuentes (FAO 1997, FAO 2003, Cochrane and García 2009).

Las regulaciones secundarias son documentos subordinados que bajo la forma de mandatos o decretos, establecen los detalles de la implementación de todos los aspectos señalados en la legislación primaria. Las regulaciones secundarias deben ser formuladas de manera simple, con una clara conexión con los aspectos relevantes del manejo y de manera que su implementación sea transparente. A diferencia de la legislación primaria, las regulaciones secundarias deben ser formuladas de manera suficientemente flexible, de modo que puedan ser adaptadas

a las necesidades cambiantes del manejo. Las regulaciones secundarias incluyen a menudo las medidas de manejo (FAO 1997, FAO 2003, Cochrane and García 2009).

Tanto la legislación primaria como las regulaciones secundarias suelen formar parte de las leyes nacionales, son únicas para cada Estado y suelen ser elaboradas, interpretadas e implementadas de acuerdo a su sistema judicial y legal y en concordancia con su historia legal, jurisprudencia, filosofía y costumbres (Cochrane and García 2009).

Para cumplir con su meta y objetivos, el manejo de las pesquerías también requiere de una base institucional. La base institucional es un arreglo de organismos, cada uno de los cuales cumple con un rol específico, pero que al actuar en conjunto sirven como plataforma para la implementación efectiva del manejo. Este tipo de arreglos suele ser complejo pero debe estar diseñado para recoger las opiniones e intereses de todos los actores, así como para favorecer su interacción (FAO 1997, FAO 2003, Garcia et al. 2003, FAO 2005, Cochrane and García 2009).

Una base institucional suele estar compuesta por dos categorías de organismos: la autoridad encargada del manejo y los usuarios. La autoridad encargada del manejo es el organismo legalmente designado por un Estado para desarrollar las pesquerías y para tomar decisiones concernientes a su manejo. Específicamente, la autoridad encargada del manejo debe liderar la formulación de metas y objetivos, debe identificar a los actores, debe conducir la implementación del manejo mediante la toma de decisiones y debe coordinar y negociar con otros sectores que tengan algún impacto en las pesquerías. Para facilitar el cumplimiento de todas estas tareas, la autoridad encargada del manejo debe contar con cuerpos subsidiarios, conformados por organismos autónomos pero con capacidad de interrelacionarse entre sí y con los usuarios de las pesquerías (e. g. organismo científico asesor, organismo supervisor del cumplimiento de las medidas de manejo, entre otros) (Cochrane and García 2009).

El término usuario está generalmente referido a cualquier grupo que ha sido legalmente reconocido por un Estado como interesado en la o las pesquerías que están siendo manejadas. Algunos ejemplos de estos grupos son los pescadores,

los armadores, los comercializadores, las comunidades vinculadas con las pesquerías, las colectividades territoriales y los organismos no gubernamentales (ONGs). En algunos casos, estos usuarios han sido investidos con autoridad para cumplir con algunas de las tareas del manejo, esquema conocido como co–manejo (Cochrane and García 2009).

2.1.3. Tareas asociadas al manejo

Como fue previamente definido, el manejo de las pesquerías operacionalmente implica la recolección de información, análisis, planificación, consulta, toma de decisiones, asignación de recursos y formulación e implementación, con imposición de ser necesario, de regulaciones o reglas que gobiernen las actividades pesqueras, con el propósito de asegurar la productividad continua de los recursos y el cumplimiento de otros objetivos de las pesquerías (FAO 1995). Todas las tareas aquí mencionadas pueden ser resumidas en tres: la recolección de la información, la evaluación de stocks y la implementación del manejo.

Recolección de la información

La recolección de la información sobre el recurso, su pesquería (incluyendo los aspectos económicos y sociales) y el ecosistema es una tarea esencial del manejo de las pesquerías. A partir de ella se genera la información necesaria para la evaluación de stocks, cuyos resultados son luego usados durante la implementación del manejo.

Para la recolección de la información se emplean sistemas, generalmente conocidos como Programas de Monitoreo, los mismos que suelen estar conformados por una o más plataformas (i. e. medios de recolección de información), cada una de las cuales cuenta además con su propio procedimiento. Entre las diversas plataformas empleadas se puede mencionar: el monitoreo en los puertos de desembarque, las prospecciones científicas, las bitácoras de pesca llenada por los patrones, los programas de observadores a bordo y más recientemente los sistemas satelitales de monitoreo de embarcaciones, las

bitácoras electrónicas y los videos. Cada una de estas plataformas posee fortalezas y debilidades, pero es el uso integrado de algunas, o todas ellas, lo que favorece la generación de la mejor información posible (Nolan 1999, IFOMC 2016).

La información que se recolecta sobre el recurso está generalmente referida a las tallas y edades que componen el stock, al crecimiento en talla y en peso, a la biología reproductiva, la ecología trófica, el reclutamiento, la distribución y la migración. La información sobre la pesquería está referida a los desembarques (en puerto) y las capturas (a bordo), el esfuerzo pesquero desplegado por las flotas (en términos de tiempo y espacio), las tallas y edades que se capturan, la ocurrencia de especies no objetivo y a los aspectos sociales y económicos de la pesquería. La información sobre el ecosistema que contienen al recurso y su pesquería está generalmente referida a sus condiciones atmosféricas y oceanográficas, así como al resto de organismos vivos que lo conforman (e. g. presas, competidores y depredadores de las especies objetivo).

Evaluación de stocks

Toda la información generada por los Programas de Monitoreo debe ser sintetizada y analizada para que pueda ser utilizada de manera apropiada durante la implementación del manejo. La rama de la ciencia pesquera que se encarga de ello es la evaluación de stocks.

La evaluación de stocks hace uso de herramientas matemáticas y estadísticas para describir la historia de vida de las especies explotadas (e. g. a partir de variables como el crecimiento, reclutamiento, migración y mortalidad, entre otras), para describir el pasado y estado actual de los stocks y de sus pesquerías, para predecir las reacciones de los stocks a diferentes decisiones de manejo y para estimar la incertidumbre asociada a tales predicciones (Hilborn and Walters 1992, Cooper 2006). En algunas ocasiones, la evaluación también está referida al ecosistema (Mollmann et al. 2013) y a la socio-economía de la pesquería, mientras que la escasez de información no debe limitar una evaluación (Barnes-Mauthea 2013).

La evaluación de stocks puede ser muy simple o muy compleja, característica que va a depender del tipo de información que utiliza y de las asunciones sobre la dinámica poblacional del recurso a evaluar. De acuerdo a ICES (2012), los métodos a los que se puede recurrir para evaluar un stock son: aquellos que solo utilizan información de capturas, modelos de series de tiempo, modelos de biomasa dinámica, modelos que usan ecuaciones diferenciales retrasadas en el tiempo, modelos de producción estructurados por edades, modelos tipo Análisis de Población Virtual (APV), modelos estadísticos de captura a la edad o talla y modelos que integran muchas fuentes de información bajo la forma de parámetros o índices (i. e. modelos integrados).

Independientemente del método, los resultados de la evaluación deben informar sobre los impactos directos de la pesquería sobre el recurso objetivo, sobre los impactos directos e indirectos de la pesquería sobre el ecosistema y sobre los impactos directos e indirectos de la pesquería sobre la socio-economía (Cooper 2006).

Implementación del manejo

Los resultados generados por la evaluación de stocks son luego elevados por el ente asesor a las autoridades encargadas del manejo quienes deben interpretarlos, tomar decisiones a partir de ellos, proceder a implementar dichas decisiones y finalmente supervisar su cumplimiento (Cochrane and García 2009).

Los resultados generados por la evaluación de stocks no contienen decisiones concretas sobre cómo manejar las pesquerías, por el contrario, estos deben ser interpretados por la autoridad encargada del manejo para recién, a partir de este análisis, proceder a tomar decisiones. La interpretación de los resultados de una evaluación requiere de un análisis exhaustivo de los riesgos que una o varias acciones de manejo generarán sobre los sistemas pesqueros y de la manera en que estas acciones permitirán cumplir con los objetivos de manejo. Este proceso debe ser facilitado por una adecuada presentación de los resultados por parte del ente asesor (i. e. información puntual y de fácil interpretación) y por una intensiva consulta con los científicos y usuarios (Cochrane and García 2009, Cooper 2006).

La toma de decisiones tiene dos fases: una fase estratégica y una fase táctica. La fase estratégica implica la definición de los objetivos de manejo, la definición de la manera en que estos objetivos serán alcanzados, la identificación de usuarios, roles y derechos de acceso a la pesquería, la definición de la manera en que el manejo será conducido en el futuro, así como las pautas para su revisión. Además, todos estos elementos deben ser incluidos en un plan (i. e. Plan de Manejo). La fase táctica implica la elección de medidas de manejo específicas que permitan dar cumplimiento de los objetivos establecidos en el plan. La elección de una medida de manejo debe hacerse de manera objetiva, transparente y predecible a partir, por ejemplo, del uso de reglas de decisión (i. e. reglas pre-definidas, utilizadas para determinar de manera semiautomática qué medida de manejo debe ser implementada, dada una condición, que a menudo es determinada por la posición de un indicador respecto a su punto de referencia) (FAO 1997, FAO 2003, Garcia et al. 2003, FAO 2005, Cochrane and García 2009).

Cualquiera sea la fase, la toma de decisiones idealmente comprende hacer uso del mejor conocimiento que se tenga sobre los sistemas pesqueros, considerar los impactos futuros de las decisiones actuales y aprender de las decisiones actuales para mejorar las decisiones futuras (Polasky et al 2011). Se trata de un proceso en que se combina información con capacidad y en el que cualquier error u omisión incrementará sustancialmente el riesgo de daños sobre los sistemas pesqueros (Bentley and Stokes 2009).

Una vez elegida la medida, la autoridad encargada del manejo debe proceder a su implementación y a la supervisión de su cumplimiento. La implementación se realiza mediante la emisión de una herramienta legal (e. g. mandato o decreto) en la que se específica los términos y condiciones bajo los cuales el recurso debe ser explotado, mientras que la supervisión implica el uso de herramientas logísticas (e. g. dispositivos satelitales, patrullas, inspectores, entre otros) para imponer el cumplimiento de la medida bajo apercibimiento o sanción (Cochrane and García 2009).

2.1.4. El manejo de las pesquerías y la incertidumbre

Las pesquerías son sistemas complejos, son la arquitectura de componentes biofísicos, ecológicos y socio-económicos, junto con procesos de interconexión, flujos de materia, energía e información, además de una gama de stocks y controles, que juntos son responsables de las características del sistema, su desempeño, composición, productividad, cambios históricos, resiliencia y sostenibilidad. Esta complejidad hace que los sistemas pesqueros sean difíciles de entender, predecir y controlar (Garcia and Charles 2007, Garcia and Charles 2008).

El desconocimiento o pobre entendimiento que se tiene sobre los sistemas pesqueros se denomina incertidumbre y tiene un considerable impacto sobre el manejo de las pesquerías. La incertidumbre limita la capacidad del manejo de contar con información adecuada para los análisis, de conocer el verdadero estado de los componentes de los sistemas y de implementar medidas de manejo efectivas (Charles 1998, Cochrane 1999, Fulton et al. 2011). La incertidumbre es considerada como una de las razones para el potencial fracaso en el manejo de las pesquerías (Gréboval 2002).

Las limitaciones que la incertidumbre le impone al manejo de las pesquerías han sido reseñadas por varios autores, pero son Fulton et al. (2011) quienes las sintetizan y las asocian a cada tarea del manejo. Dichos autores señalan que la capacidad de contar con información adecuada para los análisis (i. e. proceso de recolección de la información) se ve limitada por la estocasticidad subyacente a la dinámica de los recursos (la mismas que se manifiesta como la variabilidad en el reclutamiento y que es forzada, a su vez, por la variabilidad ambiental), por el sub-reporte de las capturas u otras variables asociadas a las pesquerías (e. g. esfuerzo pesquero o áreas de pesca) y por los errores de observación (que se derivan de las deficiencias asociadas a los diseños, tamaños de muestra, experiencia del observador e interpretación de la información recolectada). Se trata de fuentes de incertidumbre que si no son tomadas en consideración podrían generar efectos acumulativos en los modelos de evaluación y en las conclusiones que se sacan de estos modelos.

Por otro lado, los autores también señalan que la capacidad de conocer el verdadero estado de los componentes de los sistemas pesqueros (i. e. evaluación de stocks) se ve limitada por el conocimiento impreciso que se tiene sobre los valores de los parámetros y las variables que participan en los modelos (i. e. errores paramétricos) y por las asunciones inadecuadas o reduccionistas para modelar la dinámica de un stock, sus interconexiones o a todo un sistema pesquero (i. e. errores estructurales). Se trata de fuentes de incertidumbre que son responsables de conclusiones deficientes sobre al estado de los componentes del sistema, que luego son usadas para la formulación también deficiente de medidas de manejo.

Finalmente, los autores señalan que la implementación del manejo se ve limitada por el desconocimiento o pobre entendimiento que se tiene sobre la manera en que los diversos actores de las pesquerías enfrentan el proceso de manejo. Acciones que son propias del comportamiento humano como la omisión por parte de las autoridades encargadas del manejo de las recomendaciones elevadas por el organismo asesor, la falta de supervisión del cumplimiento de medidas y la imprevisible reacción de los pescadores a las medidas implementadas, son fuentes de incertidumbre que van a generar discrepancias entre los impactos planeados del manejo y los que se observan en la realidad, impactos que en algunas ocasiones han llegado a ser inesperados e indeseados.

Como se aprecia, la incertidumbre asociada a los sistemas pesqueros y al manejo de las pesquerías es ubicua, por lo tanto más allá de ignorarla es mejor tomarla en consideración.

2.1.5. Enfoques y herramientas de manejo utilizados para enfrentar la incertidumbre

Durante los últimos años, diversos enfoques y herramientas de manejo han sido propuestos con el propósito de lidiar con la incertidumbre asociada a los sistemas pesqueros. Dentro del primer grupo destacan el Enfoque Robusto, el Enfoque Adaptativo y el Enfoque Precautorio. Dentro del segundo, la opinión de expertos, los análisis de riesgo y las Evaluaciones de Estrategias de Manejo.

El Enfoque Robusto considera que el manejo de una pesquería debe ser diseñado de tal manera que sus resultados no sean desastrosos incluso si el conocimiento que se tiene sobre la estructura y dinámica de los sistemas pesqueros resulta siendo incorrecto. Dicho en otras palabras, algún nivel de éxito debe ser logrado cualquiera sea el estado del sistema pesquero. En términos prácticos, la implementación de este enfoque pasa por el diseño de medidas de manejo que se desempeñen de manera adecuada (o robusta) ante todo el posible rango de estados por los que puede transitar un sistema pesquero (Charles 2008).

Por otro lado, el Enfoque Adaptativo sugiere enfrentar la incertidumbre mediante la experimentación y la adaptación del manejo en función a lo aprendido. De manera práctica, este enfoque propone implementar diferentes medidas de manejo, monitorear y analizar a profundidad sus resultados, para luego, en función a lo aprendido, ajustar o proponer nuevas medidas, de manera iterativa pero formal, además de oportuna, hasta identificar la alternativa que permita cumplir a cabalidad con el objetivo planteado. En ese sentido, el Enfoque Adaptativo requiere que los esquemas de manejo sean planteados de manera suficientemente flexible como para adaptarse a la naturaleza altamente incierta de los diferentes elementos que conforman los sistemas pesqueros (Walters 1986).

Por el contrario, el Enfoque Precautorio es renuente al riesgo. El Enfoque Precautorio sostiene que, debido a la incertidumbre inherentemente asociada a los sistemas pesqueros, el proceso de toma de decisiones debe ser conservador, esto con el propósito de reducir los riesgos de daños indeseados sobre los sistemas o sus componentes. De manera práctica, este enfoque implica la identificación de las situaciones indeseadas y la formulación de medidas de manejo que al ser implementadas impidan que dichas situaciones se susciten (FAO 1996).

Independientemente del enfoque adoptado, existen herramientas que, de manera empírica o bajo la forma de modelos de toma de decisiones, permiten lidiar de manera práctica con la incertidumbre asociada a los sistemas pesqueros.

Por ejemplo, la opinión de expertos es una metodología utilizada para obtener información sobre los diferentes estados que los sistemas pesqueros hipotéticamente pueden adoptar tomada una decisión de manejo y que son

imposibles de observar de manera directa. La opinión de expertos recurre al conocimiento de científicos que estén plenamente familiarizados con el sistema de interés para predecir la probabilidad de ocurrencia de un estado indeseado, elegida una medida de manejo (Uusitalo et al. 2015).

Los análisis de riego parten de la aceptación de que la toma de decisiones en el manejo de las pesquerías necesariamente involucra un riesgo, término referido a la probabilidad de ocurrencia de un estado indeseado. Como consecuencia, los análisis de riesgo plantean la necesidad de tratar con todas las posibles consecuencias de las acciones propuestas y con la probabilidad de ocurrencia de cada una de ellas. Este análisis tiene dos fases, una en que elegida una alternativa de manejo se evalúa sus consecuencias y se estima su probabilidad de ocurrencia (i. e. riesgo asociado a la evaluación) y otra en que los tomadores de decisiones usan los resultados del análisis de riesgo asociados a la evaluación para evaluar y comparar todas las alternativas (i. e. riesgo asociado al manejo) (Lane and Stephenson 1998).

Finalmente, las Evaluaciones de Estrategias de Manejo son combinaciones de esquemas de recolección de información, análisis específicos realizados sobre la información recolectada y reglas de control utilizados para evaluar, mediante simulaciones, las consecuencias de diferentes estrategias de manejo, así como el efecto de la incertidumbre sobre la consecución de los objetivos planteados. Gracias a las simulaciones, las Evaluaciones de Estrategias de Manejo están en capacidad de comparar varias estrategias y de identificar aquella que sea robusta a las numerosas fuentes de incertidumbre y que permita cumplir con múltiples objetivos, de corto y largo plazo e incluso conflictivos, mientras minimiza el riesgo de agotar al stock objetivo (Butterworth and Punt 1999).

Desde el punto de vista operativo, los elementos comunes a todos los enfoques y herramientas que han sido propuestos con el propósito de lidiar con la incertidumbre asociada a los sistemas pesqueros son: la predicción de todas las posibles reacciones de los actores a las medidas planteadas, la cuantificación del impacto de cada una de estas reacciones sobre el estado de los recursos y otros elementos de los sistemas pesqueros (i. g. ecosistema o socio-economía) y la

estimación de la probabilidad de ocurrencia de cada uno de estos impactos (i. e. variable denominada riesgo).

2.1.6. Medidas de manejo e incertidumbre asociada a su implementación- Estrategias de explotación

Las medidas de manejo son la herramienta de manejo más elemental. Operativamente son herramientas dirigidas a controlar aspectos específicos de las pesquerías, mientras que funcionalmente son el medio para viabilizar el cumplimiento de objetivos. Las medidas de manejo son formuladas por el ente asesor e implementadas por la autoridad encargada del manejo, con imposición de ser necesario, para el fiel cumplimiento de todos los usuarios (Cochrane and García 2009).

Existen varios tipos de medidas de manejo, pero pueden ser sintetizados en tres: medidas que controlan el esfuerzo pesquero, medidas que controlan las capturas y medidas que controlan aspectos técnicos.

Entre las medidas que controlan el esfuerzo pesquero se puede mencionar aquellas específicamente dirigidas a regular el número de barcos que componen las flotas, el número de licencias emitidas, el número de aparejos desplegados, el tiempo que las embarcaciones emplean para la pesca, el tamaño de los barcos y el tamaño de los aparejos de pesca. Entre las medidas que controlan las capturas se puede mencionar a aquellas dirigidas a regular la cantidad o el volumen de peces que toma una pesquería, ya sea de manera global o por embarcación. Entre las medidas de tipo técnico se puede mencionar a aquellas que regulan las características de las redes (e. g. abertura de malla o dispositivos de escape), las que establecen vedas reproductivas, las que establecen restricciones a la pesca de juveniles y las que regulan la actividad pesquera en términos espaciales (e. g. vedas espaciales por algún motivo específico o por el establecimiento de áreas marinas protegidas) (Cochrane 2002).

Cualquiera sea la medida implementada, existen aspectos que son propios del comportamiento humano (como la omisión por parte de las autoridades encargadas

del manejo de las recomendaciones elevadas por el organismo asesor, la falta de supervisión del cumplimiento de medidas y la imprevisible reacción de los pescadores a las medidas implementadas) que van a generar variantes en la manera de explotar los recursos (i. e. estrategias de explotación). Si estas variantes o estrategias no son tomadas en consideración durante la planificación de las medidas de manejo se van a generar discrepancias entre los impactos planeados del manejo y los que se observan en la realidad. En varias ocasiones, estos impactos han sido inesperados e indeseados (Fulton et al 2011).

A continuación se citan algunos ejemplos de resultados discrepantes asociados a la implementación de los diversos tipos de medida.

En relación a las medidas dirigidas a controlar el esfuerzo pesquero se puede mencionar el intento realizado en 1992 por el Gobierno de Alaska para limitar el número de jaulas por barco en la pesquería del cangrejo rey de la Bahía de Bristol (*Paralithodes camtschaticus*). El trasfondo de dicha medida era alargar las temporadas de pesca, que para ese entonces eran bastante cortas, con el propósito de implementar medidas de conservación a partir de la información recogida durante la misma temporada.

Más allá de lograr el impacto deseado, esta política propicio en 1996 la increíble reducción en la duración de la temporada a solo 4 días al año, además de superar hasta en dos tercios el nivel de captura sugerido para ese año. Esta situación fue explicada porque las embarcaciones fueron capaces de incrementar notablemente su eficiencia como consecuencia del retiro voluntario de varios actores, los mismos que abandonaron la pesquería debido a lo restrictivo de las medidas y a la baja rentabilidad, que bajo esas condiciones, representaba la actividad. Los pocos actores que decidieron permanecer en la pesquería sacaron el máximo provecho del hecho de disponer casi de manera exclusiva de este stock (Briand et al. 2004).

Por otro lado, si bien las cuotas de captura son la herramienta utilizada para regular el volumen de peces que una pesquería debe extraer, esta medida, implementada por sí sola y sin reglas sobre la manera de acceder a ella (i. e. libre acceso a las cuotas de captura), ha incentivado desde hace muchos años lo que coloquialmente se denomina como *carrera olímpica por los peces*. En circunstancias como esta,

los barcos más grandes y más rápidos son los que capturan la mayor cantidad de peces. La consecuencia inmediata de la carrera es la sobre-capitalización de las flotas, y de persistir este escenario, se suele observar el incremento sustancial de las capturas o desembarques por día, la drástica reducción en el número de días de pesca, una mayor presión por cuotas más altas, el incremento de la captura incidental y el incremento de los accidentes a bordo, entre varias otras (Metzner and Ward 2002).

La herramienta utilizada por excelencia para revertir este tipo de situaciones son las cuotas individuales de captura. Mediante este tipo de cuotas se determina el volumen de captura que cada usuario, ya sea de manera individual o grupal, podrá extraer durante una temporada de pesca. Sin embargo, en escenarios en que las cuotas individuales son transferibles, se ha observado que muchos usuarios suelen vender sus embarcaciones (y cuotas asociadas) y dejar la pesquería, activos que suelen ser adquiridos por los usuarios de mayor poder adquisitivo. Por lo tanto la principal consecuencia de la implementación de un sistema de cuotas individuales transferibles es la monopolización de las capturas (Morgan 1997).

Suuronen and Sardà (2007) describieron los impactos que las medidas de tipo técnico propuestas durante los últimos años, específicamente las referidas a las características de los aparejos, estaban ocasionando sobre diferentes recursos y pesquerías demersales y pelágicas de los mares circunscritos a la Unión Europea (e. g. pesquería del camarón marrón [*Crangon crangon*] del Mar del Norte, pesquería multiespecífica de arrastre de fondo del Mar del Norte, pesquería del bacalao [*Gadus morhua*] del Ártico Noreste, pesquería del bacalao del Mar Báltico, pesquería multiespecífica de arrastre de fondo del Mar Mediterráneo, pesquería del arenque [*Clupea harengus*] del Mar Báltico).

Los autores concluyeron que, cualquier regulación sobre el tamaño de las redes o las tallas mínimas de capturas inducen a cometer descartes; que un único tamaño de red no se ajusta a todas las especies y que cualquier cambio podría favorecer a la conservación de unas en desmedro de otras; que los cambios en el tamaño de las redes suelen traducirse en pérdidas económicas de corto plazo, hecho que para los pescadores se constituye como el factor determinante para apoyar o rechazar este tipo de medidas; que las medidas de tipo técnico son muy difíciles de

implementar, sobre todo para las pesquerías multiespecíficas; y que en general, los impactos de las medidas destinadas a mejorar la conservación de los recursos son menores a las previstas antes de su implementación.

Finalmente, en otro ejemplo asociado a la implementación de medidas técnicas, esta vez a las que intentan regular la actividad pesquera en términos espaciales, Abbot and Hayne (2012) demostraron que dos Áreas Marinas Protegidas (AMP) creadas por el Gobierno de los Estados Unidos para la protección de las agregaciones de hembras del cangrejo rey (*Paralithodes camtschaticus*) (Área para la Conservación del Cangrejo Rey) y de diversos stocks y poblaciones de aves y mamíferos marinos (Área para la Conservación del Hábitat de las Islas Pribilof) en el este del Mar de Bering, condujeron al inesperado ejercicio de una mayor presión de pesca sobre el hipogloso (*Hippoglossus stenolepis*) por parte de las flotas de arrastre de fondo dedicadas a la explotación del lenguado (*Lepidopsetta polyxystra*) y del bacalao del Pacífico (*Gadus macrocephalus*).

En ambos casos, la creación de una AMP permitió reducir la mortalidad por pesca sobre el cangrejo rey y conservar otros stocks de peces y poblaciones de aves y mamíferos marinos, pero a costa del incremento en la mortalidad por pesca del hipogloso. Esta situación surgió como consecuencia directa del desplazamiento de las flotas hacia áreas, fuera de los límites de las AMP, con una mayor presencia de esta especie y como consecuencia indirecta de la aceptación, por parte de los pescadores, de obtener una menor captura de la especie objetivo y a su vez una mayor captura de la especie incidental, económicamente tan valiosa como la primera. La principal conclusión de este trabajo fue que era necesario anticiparse a los cambios potenciales en el comportamiento de los pescadores cuando se diseña una AMP o diseñar sistemas de manejo que sean robustos a tales cambios.

2.2. Sobre la anchoveta peruana

2.2.1. El ecosistema de la anchoveta

La anchoveta peruana habita las aguas del Gran Ecosistema de la Corriente de Humboldt (GECH). Se trata de un ecosistema de afloramientos costeros, ubicado

en el borde sudoriental del Océano Pacífico y que latitudinalmente se extiende desde el 5° al 40° S (LME Program 2016).

Como todos los otros ecosistemas de los bordes orientales de los océanos, el GECH, en especial el sector norte ubicado frente al Perú (snGECH), se caracteriza entre otros aspectos por la presencia de un sistema de vientos locales que fuerzan el afloramiento de aguas sub-superficiales frías y ricas en nutrientes, por una alta productividad de plancton y peces, especialmente pelágicos, y por una alta variabilidad oceánico-atmosférica que se manifiesta a diferentes escalas de espacio y tiempo (Pauly and Tsukayama 1987, Pauly et al. 1989, Tarazona and Arntz 2001, Fréon et al. 2009). Además, el snGECH presenta una amplia Zona de Mínima de Oxígeno (ZMO), que tiene fuertes implicancias ecológicas, y conserva en los sedimentos anóxicos de su plataforma continental registros de climas pasados (Chavez et al. 2008).

En el snGECH, los afloramientos se producen por la acción de los vientos alisios. Se trata de un sistema de vientos que forman parte de la rama este del Anticiclón del Pacífico Sur y que forzados por los andes corren en paralelo a la línea de la costa, en dirección al ecuador. Son vientos moderados (~9 m s^{-1}) que se presentan durante todo el año pero cuya intensidad puede variar en función a la topografía local y a la actividad del Anticiclón. Los vientos alisios son más intensos frente a los desiertos y durante los inviernos (Zuta y Guillén 1970, Strub et al. 1998).

Debido a su cercanía al ecuador, la física del snGECH es particular. En este ecosistema, para una intensidad de viento dada, el transporte Ekman y consecuentemente el volumen de agua aflorada es notoriamente superior al de otros ecosistemas ubicados a latitudes mayores, mientras que la turbulencia es baja (Bakun and Weeks 2008).

Frente al Perú, las principales celdas de afloramiento se localizan en el 7°, 9°, 12° y 14°-16° S y al igual que los vientos, los afloramientos son más intensos durante los inviernos (Zuta y Guillén 1970). Las aguas afloradas provienen de ~60 m de profundidad y dependiendo de la latitud tienen su origen en el ramal sur de la Corriente de Cromwell, en la Corriente Peruana Sub-superficial o en las Aguas Templadas de la Sub-Antártica (Zuta y Guillén 1970). El volumen de agua aflorada

ha sido estimado en $2x10^{11}$ m^3 $día^{-1}$ (Chavez et al. 1989) y en la superficie, estas aguas son frías (19.4º C), medianamente saladas (35 ppm) y con bajo contenido de oxígeno (3 ml L^{-1}) (Zuta y Guillén 1970, Pennington et al. 2006).

Las aguas afloradas también son ricas en nutrientes, los que una vez en la zona eufótica son usados por el fitoplancton para la fotosíntesis. Los principales nutrientes aflorados son los nitratos (NO_3) (~16.2 µM), fosfatos (PO_4) (~17.2 µM) y silicatos (SiO_2) (~1.9 µM) (i. e. macronutrientes) aunque también afloran el hierro y managaneso (i. e. micronutrientes). El origen de los nutrientes puede ser nuevo o reciclado, mientras que espacialmente los nutrientes están más disponibles cerca a los núcleos de los afloramientos y temporalmente durante los inviernos. Se ha observado que los nitratos y fosfatos son limitantes de la producción de la mayoría de especies fitoplanctónicas, mientras que los silicatos son principalmente limitantes de la producción de las diatomeas (Zuta y Guillén 1970, Calienes 2014).

Los nutrientes disponibles en la zona eufótica del snGECH se traducen en una excepcional producción de fitoplancton, la que medida en términos de productividad primaria asciende a 3580 $mg.Cm^{-2}.día^{-1}$ y en términos de concentración superficial de Clorofila-α a 2.55 $mg.m^{-3}$ (Pennington et al. 2006). Esta comunidad está principalmente constituida por diatomeas, dinoflagelados y cocolitofóridos. Espacialmente las mayores concentraciones de fitoplancton se encuentran cerca de la costa y estacionalmente la mayor producción ocurre durante la primavera y el verano (Ayon et al. 2008a). Este patrón estacional es opuesto al de los afloramientos y nutrientes (mayores durante el invierno) hecho que es explicado porque durante el invierno ocurre un efecto de dilución, debido al incremento del límite vertical del ecosistema, y porque existe una menor cantidad de luz disponible para la fotosíntesis, debido al incremento de la nubosidad (Echevin et al. 2008).

La producción del zooplancton en el snGECH también es enorme. Esta comunidad puede ser caracterizada por su tamaño (i. e. macro-zooplancton, meso-zooplancton y micro-zooplancton), pero también por el hábitat que ocupa (i. e. un grupo asociado a la plataforma continental [especialmente copépodos], un grupo asociado al talud continental [sifonóforos, bivalvos, foraminíferos y radiolarios], y un grupo de alta riqueza de especies asociado a las aguas oceánicas) (Santander 1981). Espacialmente, la densidad es menor cerca de la costa, debido al consumo de sus

depredadores y por la presencia de aguas recién afloradas (Ayon et al. 2008a), y estacionalmente la producción es mayor durante la primavera, debido a sus condiciones intermedias entre el verano reposado y el invierno turbulento (Ayon et al. 2004, Ayon et al. 2008a). El zooplancton ocupa una posición intermedia en la red trófica del snGECH y por lo tanto en el control bottom-up que el clima ejerce sobre los peces (Ayon et al. 2008b).

El snGECH es la región oceánica con la mayor producción de peces por unidad de área. El snGECH constituye solo el 0.1% de la superficie global de océanos pero produce el 10% en peso de todos los peces capturados (Chavez et al. 2008). En este ecosistema se hace uso de más de 200 recursos diferentes, las que de acuerdo al hábitat que ocupan pueden ser clasificadas como pelágicas, bento-demersales y costeras.

Los recursos pelágicos son los de mayor abundancia y los que aportan con cerca del 95% del total de desembarques. Destacan por su abundancia, las especies neríticas anchoveta y sardina (*Sardinops sagax*), las transzonales jurel (*Trachurus murphyi*) y caballa (*Scomber japonicus*), las meso-pelágicas vinciguerria (*Vinciguerria lucetia*) y mictófidos (familia Myctophidae) y los invertebrados pota (*Dosidicus gigas*) y múnida (*Pleuroncodes monodon*). Especies menos abundantes como la samasa (*Anchoa nasus*) y el camotillo (*Normanichthys crokeri*) destacan por ser indicadoras de la intromisión de aguas ecuatoriales por el norte y de aguas sub-Antárticas por el sur respectivamente.

Los recursos bento-demersales están estrechamente asociados a la extensión sur de la Corriente de Cromwell, que es una corriente sub–superficial (50 a 300 m), de aguas oxigenadas (0.25-2.0 $mL.L^{-1}$) y que en condiciones regulares suelen extenderse desde el extremo norte del snGECH, en dirección sur, hasta el 9° S (Morón 2000). Destacan entre ellos la merluza (*Merluccius gayi*), la cabrilla (*Paralabrax humeralis*), el coco (*Paralonchurus peruanus*) y el falso volador (*Prionotus stephanophrys*).

Los recursos costeros del snGECH habitan la franja comprendida entre la línea de la costa y las 5 mn. Esta fauna está dominada por peces pero también por una importante abundancia y diversidad de invertebrados bentónicos. Los peces más

disponibles son la cojinoba (*Seriolella violacea*), lisa (Mugil cephalus), machete (*Ethmidium maculatum*) y lorna (*Sciaena deliciosa*). La concha de abanico (*Argopecten purpuratus*), el choro (*Aulacomya ater*) y el chanque (Concholepas concholepas) son los invertebrados prevalecientes.

Las aves y los mamíferos marinos son considerados los depredadores superiores del snGECH. En cuanto a las primeras, un total de diez especies de aves marinas son consideradas como endémicas. Se cuenta entre ellas una especie de pingüino (orden Sphenisciformes), tres de aves guaneras (orden Pelecaniformes), tres de petreles (orden Procellariiformes) y tres especies de gaviotas (orden Charadriiformes) (S. Rivadeneyra, *com*. *pers*.).

En cuanto a los mamíferos marinos, un total de 34 especies diferentes han sido asociadas al snGECH. Por un lado se cuentan cuatro especies de lobos de mar y una de nutria (orden Carnívora) y por otro lado quince especies de delfines, una de marsopa, tres de zifios, siete de ballenas barbadas y tres de ballenas dentadas (orden Cetácea). Algunas de estas especies son residentes, otras usan las aguas del snGECH como parte de sus rutas migratorias y otras han sido observadas muy ocasionalmente (Arias-Schreiber 1996).

Parte del fitoplancton producido en el snGECH se profundiza (ya sea en forma de células no consumidas o como residuos de consumo) y descompone, hecho que aunado a la acción biológica de las bacterias de las capas sub-superficiales, consume importantes volúmenes de oxígeno. Este consumo, junto con una baja ventilación y lenta circulación, propicia la formación de una ZMO (zona con tenores de oxígeno disuelto cercanos a los 0 $\mu M.kg^{-1}$), que en el caso del snGECH es bastante extensa (9.82×10^6 km^2), somera (<150 m) y alta (>600 m) (Fuenzalida et al. 2009).

En el snGECH, la ZMO tiene una fuerte connotación ecológica. En el corto plazo, se constituye como un factor limitante de la distribución vertical de la anchoveta y en general de la comunidad epipelágica (Bertrand et al. 2010). Además, la dinámica de la ZMO, inducida a su vez por la turbulencia, determina la formación de áreas de alta diversidad y abundancia (i. e. “hotspots”) donde se llevan a cabo importantes interacciones tróficas que incluyen al macrozooplancton, la anchoveta y las aves

(Grados et al. 2012). En el largo plazo, se ha sugerido que las fluctuaciones del oxígeno configuran el hábitat disponible para la anchoveta (bajo contenido de oxígeno, ZMO somera y con un borde externo alejado de la costa) y la sardina (alto contenido de oxígeno, ZMO profunda y con un borde externo cercano de la costa), por lo que el oxígeno estaría explicando una parte importante de los ciclos de alternancia entre estos dos recursos (Bertrand et al. 2011).

La dinámica física, química y biológica del snGECH es variable a diferentes escalas de tiempo. Por ejemplo, se han podido observar importantes diferencias en los valores de TSM y Dióxido de Carbono disuelto (CO_2) en solo cuestión de horas (día/noche) y asociada a ello diferencias en la distribución vertical y nivel de agregación del macrozooplancton, la anchoveta y la múnida (Bertrand et al. 2008). Estacionalmente, se ha evidenciado que los vientos y los afloramientos son más intensos durante los inviernos (Bakun 1987) así como la disponibilidad de nutrientes, mientras que la producción primaria lo es durante el verano (Calienes 2014) y la secundaria durante la primavera (Ayon et al. 2004). El reclutamiento (Oliveros-Ramos et al 2010) y la reproducción de los peces (Perea et al 2011) así como de los depredadores superiores también presentan una marcada estacionalidad.

A una escala interanual, la dinámica del snGECH transita a lo largo de un ciclo oceánico-atmosférico denominado El Niño Oscilación del Sur (ENOS) y cuyas manifestaciones extremas corresponden a los eventos La Niña y El Niño. Mientras que los impactos de los eventos La Niña no parecen ser perjudiciales para el ecosistema, los impactos de los eventos El Niño son evidentes teniendo incluso connotaciones socio-económicas. El Niño suele manifestarse con la intromisión de aguas oceánicas, cálidas, oxigenadas y pobres en nutrientes, con la profundización de la termoclina y con el afloramiento de las aguas pobres. En consecuencia, la productividad disminuye notoriamente así como la abundancia de los peces típicos de aguas frías como la anchoveta, hecho que repercute notablemente en el estado de los depredadores superiores. Por el contrario, la disponibilidad de la fauna asociada a las aguas cálidas se incrementa notoriamente (IMARPE 1974a, Arntz et al. 1985, Tarazona y Castillo 1999).

En un contexto más amplio, se han identificado ciclos de mayor duración donde el dióxido de carbono atmosférico, la temperatura del aire y del océano, la productividad de los ecosistemas oceánicos y costeros y los desembarques de anchoveta y sardina parecen haber transitado desde periodos fríos (La Vieja) a cálidos (El Viejo), cada uno de ~25 años de duración (Chavez et al. 2003, Alheit and Ñiquen, 2004).

Finalmente, el análisis de los sedimentos preservados bajos las condiciones anóxicas de la plataforma continental, ha evidenciado la reorganización del clima, oceanografía y productividad de snGECH a una escala de cientos de años. De acuerdo a ello se ha estimado que en ~1820 ocurrió un cambio climático de gran envergadura. Por varios siglos antes de este año, la Zona de Convergencia Inter-Tropical (ZCIT) se encontró desplazada hacia el sur, por lo que el clima del snGECH fue más húmedo y lluvioso, los afloramientos fueron menos intensos y la productividad del mar, asociada en ese entonces a las masas de agua ecuatoriales y tropicales, fue menor. Todo lo contrario ocurrió luego 1820. Desde ese entonces, la ZCIT se encuentra desplazada hacia el norte, generando como consecuencia que el clima del snGECG sea más seco, sus aguas más oxigenadas y ricas en nutrientes, y su productividad, incluida la terciaria, notablemente superior (Gutierrez et al. 2009).

2.2.2. Biología y ecología de la anchoveta

La anchoveta peruana es un pequeño pelágico de la Familia Engraulidae. En el GECH, la anchoveta se encuentra distribuida a manera de tres stocks o subunidades poblacionales: i) el Stock Norte-Centro del Perú, que se distribuye desde el 5°S (Paita) hasta el 15°S (San Juan de Marcona); ii) el Stock Sur Perú-Norte de Chile, que lo hace desde el 16°S (Chala) hasta el 27°S (Antofagasta); y iii) el Stock Centro-Sur de Chile, que lo hace desde el 34°S (San Antonio) hasta el 40°S (Valdivia) (Jordán 1976, Cubillos et al. 2007) (Figura 1). En términos de productividad biológica y capturas, la importancia de los stocks disminuye de norte a sur.

En el Perú, la distribución de la anchoveta está estrechamente asociada a la extensión de las Aguas Costeras Frías (ACF) (Jordán y Chirinos de Vildoso 1965, Guillén et al. 1969, Zuta y Guillén 1970, Jordán 1971, Mathisen 1989, Muck et al. 1989, Bertrand et al. 2004, Gutierrez et al. 2007, Swartzman et al. 2008, Purca et al. 2010). Se trata de aguas afloradas desde la sub-superficie, que se extienden algunas decenas de mn en dirección oeste desde la costa, que presentan valores de TSM entre 14° y 19° C, de salinidad superficial entre 34.8 y 35.0 ppm, así como elevadas concentraciones de nutrientes (fosfatos, silicatos y nitratos), que sustentan a su vez, una importante productividad primaria y secundaria (Guillén et al. 1969, Zuta y Guillén 1970, Bakun 1987, Bohle-Carbonell 1989, Chávez et al. 1989, Mendo et al. 1989, Carrasco and Lozano 1989, Sánchez 2000, Ayón et al. 2004, Pennington et al. 2006, Morón 2011).

Latitudinalmente, la distribución de la anchoveta es casi continua, sin embargo se pueden distinguir algunos núcleos de alta densidad, especialmente en los grados 5°, 9°, 11°, 13° y 18° S, los que dependiendo del nivel de biomasa se pueden interconectar o no entre sí. Longitudinalmente, se suele encontrar anchoveta hasta las 80 mn de la costa, sin embargo este alcance es bastante variable ya que se ha podido observar distribuciones tan costeras como hasta las 20 mn (setiembre 1997) o tan oceánicas como hasta las 200 mn (Mathisen 1989, Gutiérrez 2000, Segura 2000, Simmonds et al. 2009).

La distribución vertical de la anchoveta es limitada por la posición de la oxiclina (Bertrand et al. 2008) y es independiente de la profundidad del lecho marino. La mayor cantidad de cardúmenes suele ubicarse por encima de los 30 m de profundidad, sin embargo existe una importante variabilidad a diferentes escalas de tiempo. Durante el día, la anchoveta suele formar cardúmenes densos y alcanzar una mayor profundidad que durante la noche, durante los inviernos la distribución vertical de los cardúmenes suele alcanzar casi el doble de profundidad que durante los veranos y durante la ocurrencia de eventos disturbantes como El Niño, la anchoveta suele superar los 100 m de profundidad en busca de aguas frías (Jordán y Chirinos de Vildoso 1965, Villanueva et al. 1969, Jordán 1971, Jordán 1976, Gutiérrez 2001, Bertrand et al. 2004).

La longevidad de la anchoveta ha sido estimada en 3 años de edad (Chirinos de Vildoso y Chumán 1968) y los parámetros de crecimiento en $K \sim 1y^{-1}$ y $L\infty \sim 20$ cm (Pauly and Tsukayama 1983, Palomares et al. 1987, Morales-Nin 1989, Goicochea C. *pers.com.*). Los individuos alcanzan la talla media de primera madurez al primer año de edad (~12 cm de longitud total) (Einarsson et al. 1966, Miñano 1968, Mori y Perea 2013) y para propósitos de manejo todos los ejemplares menores a esta talla son considerados como juveniles.

La anchoveta es un desovador múltiple, es decir que tiene la capacidad de madurar y desovar varias veces durante el año. Sin embargo, y a pesar de la alta variabilidad interanual, se han podido identificar dos principales periodos de desove al año, el primero durante el verano y el segundo durante el invierno austral, ambos sustentados por el ingreso de nuevos individuos al stock adulto (Einarsson et al. 1966, Chirinos de Vildoso y Alegre 1969, Santander y Sandoval 1969, Peña et al. 1989, Buitrón y Perea 2000, Guzmán 2000, Bouchon et al. 2010, Mori et al. 2011). La anchoveta no presenta dimorfismo sexual ni hermafroditismo (Jordán y Chirinos de Vildoso 1965).

Las principales áreas de desove se localizan en el norte (8°-9° S) y centro del mar peruano (12°-13° S), sin embargo se puede encontrar huevos y larvas prácticamente en todas las latitudes entre el 4° y 18° S y hasta más allá de las 100 mn de distancia de la costa (Santander y Sandoval 1969, Walsh et al. 1980, Senocak et al. 1989, Ayón 2000, Buitrón y Perea 2000).

La anchoveta es eminentemente planctófaga y es, a su vez, el alimento principal de muchas especies de peces, aves y mamíferos marinos, se le considerada por lo tanto como la especie clave del GECH (Jarre et al. 1991, Jarre-Teichmann and Pauly 1993, Guénette et al. 2008, Tam et al. 2008a, Tam et al. 2008b, Taylor et al. 2008). En términos de abundancia (i. e. número de individuos), la anchoveta se alimenta mayoritariamente de fitoplancton (Álamo 1989, Rojas de Mendiola 1989, Álamo et al. 1996, Espinoza y Blaskovic 2000), sin embargo, el mayor aporte nutricional (e. g. contenido carbónico) lo obtiene del zooplancton, especialmente de eufáusidos y copépodos (Espinoza and Bertrand 2008). Se ha observado una clara variación del espectro alimenticio en función a la ontogenia (e. g. se alimenta de más eufáusidos y menos copépodos mientras va creciendo) (Espinoza y Bertrand

2014), pero en términos generales y para cualquier fase del ciclo de vida, el comportamiento alimenticio es bastante dinámico, ya sea en función al espacio (latitud y distancia a la costa), tiempo (horas del día, estaciones, años) y condiciones ambientales (e. g. TSM) (Espinoza and Bertrand 2008).

En la actualidad, la biomasa de la anchoveta estimada por el método acústico para todo el dominio marítimo peruano, fluctúa alrededor de las 9,4 millones de toneladas (promedio de las estimaciones de verano para los años 2010 – 2015), 93% de la cual corresponde al Stock Norte-Centro. Sin embargo, e independientemente del método, se ha podido establecer que este recurso ha transcurrido desde el inicio de su explotación por tres fases de productividad claramente diferenciables. La primera de estas fases transcurrió desde mediados de la década de 1950 hasta el año 1972 y se caracterizó por los altos niveles de biomasa y reclutamiento. La segunda tuvo lugar desde 1973 hasta 1991 y se caracterizó por los bajos niveles de biomasa y reclutamiento. Finalmente, desde 1992, se asume que la anchoveta viene transcurriendo por una tercera fase de productividad caracterizada por niveles de biomasa y reclutamiento medianos, superiores a los de la segunda fase, pero inferiores a los de la primera (Burd y Valdivia 1972, Pauly et al. 1987, Pauly and Palomares 1989, Csirke et al. 1996, Ñiquen et al. 2000b, Díaz et al. 2010, Oliveros et al. 2010). Estos regímenes han podido ser explicados tanto por la pesca como por las condiciones ambientales (Chavez et al. 2003, Alheit and Niquen 2004, Gutierrez et al. 2007).

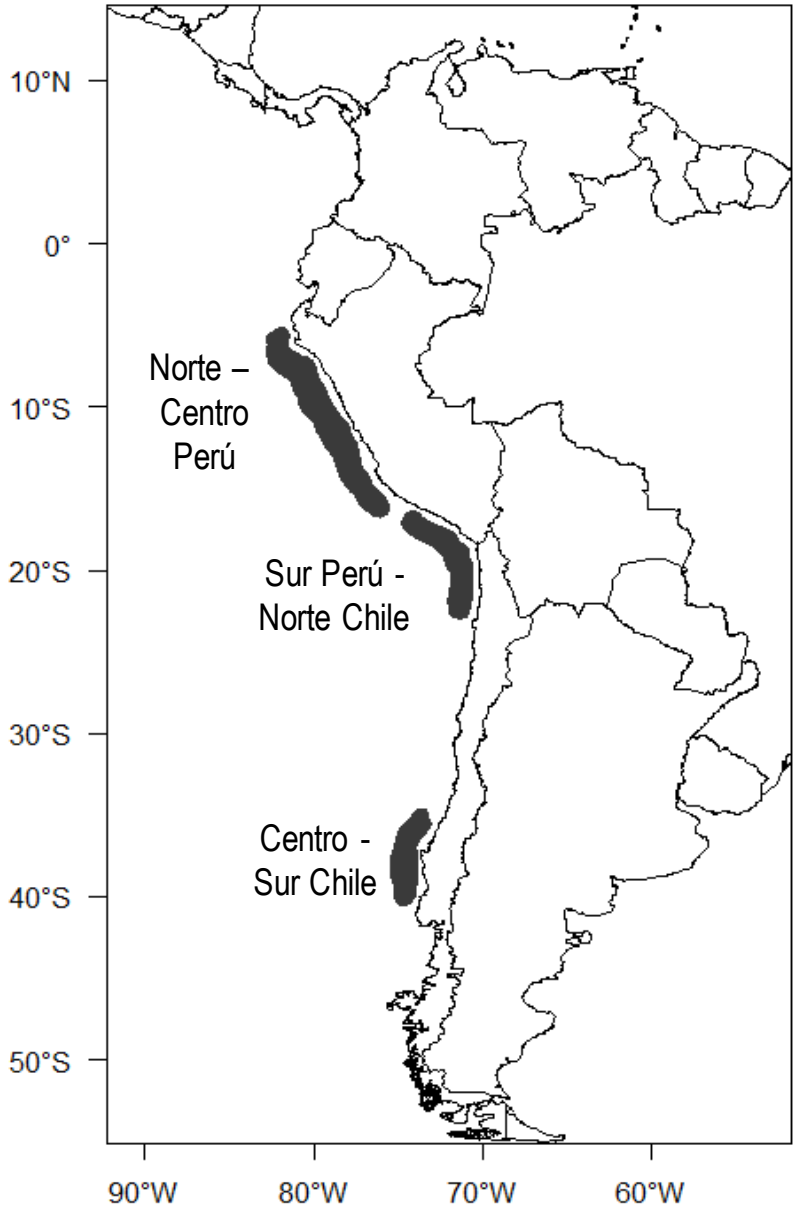

Figura 1. Distribución espacial de los tres stocks de la anchoveta que habitan el Gran Ecosistema de la Corriente de Humboldt.

2.2.3. La pesquería de la anchoveta

Tomando como referencia el esquema de Csirke and Sharp (1984) se puede mencionar que desde 1950 a la actualidad, la pesquería de la anchoveta peruana ha transcurrido por las siguientes fases de desarrollo (Figura 2):

Fase de exploración o pre-desarrollo (antes de 1954)

Durante la Segunda Guerra Mundial (1939-1945), muchos de los países en conflicto redujeron considerablemente su producción pesquera pero incrementaron, también considerablemente, la demanda de recursos provenientes de la pesca. Esto permitió al Perú encontrar el mercado necesario para el desarrollo de una importante industria pesquera del atún, recurso que fue principalmente comercializado bajo la modalidad de conservas. Acabada la guerra y recuperada la productividad de los países en conflicto, las conservas peruanas dejaron de tener demanda, por lo que toda la capacidad instalada de la industria pesquera del atún comenzó a permanecer ociosa.

De manera paralela, esta industria también utilizaba fábricas de reducción para la elaboración de harina de pescado a partir de los desechos provenientes de la elaboración de conservas. Es así que desde 1950, algunos propietarios comenzaron a comprar anchoveta para la elaboración de harina de pescado, con el propósito de reducir sus pérdidas, mientras la capacidad conservera se mantenía ociosa (Clark 1976). En 1953, el desembarque de anchoveta alcanzó la cifra de 37 mil toneladas, cifra bastante pequeña en comparación a las que se alcanzarían en años posteriores, pero para ese entonces ya se tenía la certeza de que la anchoveta constituía el insumo ideal para el desarrollo de una próspera industria pesquera destinada a la producción de harina de pescado.

Fase de crecimiento (1954-1963)

Dados los antecedentes, el gobierno peruano aprobó una serie de medidas que fueron destinadas a promover el desarrollo de la industria de harina de pescado y

por ende de la pesquería de la anchoveta. Desde ese entonces, esta actividad iniciada de manera secundaria, comenzó a ser lo suficientemente rentable como para subsistir por sí sola, alentada además por una creciente demanda global y por el agotamiento de stocks que antes la sustentaban como la sardina de California (*Sardinops sagax caerulea*) (Laws 1997, Arias-Schreiber 2012).

En 1955, primer año en que se tuvo registro oficial sobre la capacidad de la industria pesquera de la anchoveta, se contabilizaron un total de 175 barcos, 16 plantas pesqueras y cerca de 2 mil pescadores, mientras que el desembarque alcanzó la cifra de 59 mil toneladas y la producción de harina de pescado la cifra de 20 mil toneladas. Lo que se pudo apreciar durante los años siguientes fue un crecimiento exponencial de la pesquería. En 1963, tan solo ocho años después, se contabilizaron más de 1.7 mil barcos, 150 plantas pesqueras y cerca de 23 mil pescadores, mientras que el desembarque alcanzó la cifra de 6.6 millones de toneladas y la producción de harina la cifra de 1.1 millones de toneladas (Tilic 1962, Tilic 1963, Lora 1965, Doucet y Einarsson 1967). Para ese entonces, el Perú ya se posicionaba como el primer productor mundial de harina de pescado, y en el ámbito local, la industria pesquera de la anchoveta superaba a las industrias de azúcar, algodón y cobre en generación de divisas (Doucet y Einarsson 1967).

Fase de plena y sobreexplotación (1964-1971)

Alertados por el insólito crecimiento y con el propósito de contar con una opinión especializada sobre la racionalidad de la explotación a la que estaba siendo sometida la anchoveta, el gobierno peruano, en colaboración con la Organización de las Naciones Unidas (ONU), creó en 1964 el Instituto del Mar del Perú (IMARPE). Entre ese y el siguiente año se realizaron las primeras evaluaciones del stock así como los primeros análisis de la pesquería, concluyendo que los desembarques anuales ya se encontraban muy cercanos al Máximo Rendimiento Sostenible (MRS) (estimado para ese entonces en 7.5 millones de toneladas) y que el poder de pesca de la flota ya era el suficiente como para obtener dicho rendimiento (IMARPE 1965a, IMARPE 1965b, Boerema et al. 1967, Schaefer 1967, Murphy 1967). Desde ese entonces y con una periodicidad anual o menor, el IMARPE elevó

a la autoridad competente (el Ministerio de Agricultura hasta 1969 y el Ministerio de Pesquería desde ese año) estimados actualizados de cuota de captura, así como medidas sostenibles del poder de pesca de la flota y de la capacidad de procesamiento de las fábricas de harina (IMARPE 1966, IMARPE 1967, Gulland 1968, IMARPE 1968a, IMARPE 1968b, IMARPE 1968c, IMARPE 1969, Schaefer 1969, Schaefer 1970, IMARPE 1970a, IMARPE 1970b, IMARRPE 1972a, IMARRPE 1972b). Sin embargo, en la práctica, ninguna de estas recomendaciones fue atendida.

Entre 1964 y 1971, los desembarques anuales de anchoveta se incrementaron desde 8.9 hasta 10.3 millones de toneladas, con una media de 9.5 millones de toneladas, logrando su registro más alto en 1970, año en que se desembarcaron 12.3 millones de toneladas. Dicha cifra constituyó el 21% del total de recursos marinos desembarcados durante ese año a nivel global y significa hasta la actualidad el desembarque más alto jamás registrado para un recurso pesquero marino (FAO 2014b).

Ese mismo año se estimó que habían tantos barcos (1.45 mil) y de tal capacidad de pesca acumulada (74 mil toneladas por día) que en su conjunto eran capaces de obtener una cuota de captura anual de 10 millones de toneladas en tan solo 135 días. Del mismo modo, se estimó que había tantas fábricas de harina de pescado (120) y de tal capacidad de procesamiento acumulado (192 mil toneladas por día) que en su conjunto eran capaces de procesar 10 millones de toneladas de desembarque en tan solo 52 días (IMARPE 1970b, Laws 1997). Quedaba claro, a todas luces, que la pesquería de la anchoveta se encontraba seriamente sobre-capitalizada y que el stock estaba siendo sometido a una presión de pesca que superaba de largo los límites de la sostenibilidad.

Fase de colapso (1972-1992)

A inicios de 1972, el IMARPE alertó sobre tres acontecimientos que acentuaron aún más la situación de vulnerabilidad de la anchoveta y que resultaron siendo determinantes para el desarrollo de esta pesquería durante los siguientes 20 años. Primero, que un evento El Niño, de características térmicas más intensas a las

observadas en años anteriores, estaba en pleno desarrollo. Segundo, que la pesca de esos primeros meses se había basado exclusivamente en individuos adultos, los mismos que por haberse encontrado muy concentrados en áreas cercanas a la costa fueron agotados a altas tasas de captura. Tercero, que el reclutamiento de ese año (medido durante los primeros meses del año) era el más débil de toda la serie disponible (1961-1972) (IMARPE 1972c).

Una evaluación posterior (julio de 1972) concluyó que el efecto combinado de todos estos acontecimientos fue la reducción de la abundancia hasta niveles nunca antes observados, existiendo además una baja probabilidad de recuperación, dado el nivel de reclutamiento y la persistencia de las condiciones ambientales desfavorables. Las principales recomendaciones que se desprendieron de dicha conclusión fueron el cierre inmediato de la pesquería, durante el tiempo que sea necesario, hasta la aparición de una nueva clase de reclutas capaz de recuperar la abundancia y la reducción de la capacidad de la industria pesquera hasta niveles compatibles con la sostenibilidad (IMARPE 1972d). Sin embargo, como en ocasiones anteriores, las recomendaciones no fueron atendidas.

Lo que se observó en los años posteriores fue la continua reducción de la abundancia de la anchoveta hasta el nivel de agotamiento y como consecuencia de ello el colapso de la pesquería (IMARPE 1974a, IMARPE 1974b, Jordán et al. 1978, Zuzunaga 1985). En 1972, el desembarque de anchoveta fue de 4.4 millones de toneladas, mientras que en 1973, debido a la intervención del gobierno, el número de barcos, fábricas y pescadores fue reducido a la mitad (a 800, 50 y 12 mil respectivamente) (Laws 1997). Estas cifras continuaron disminuyendo hasta 1984, cuando solo se registraron 23 mil toneladas de desembarque y 373 barcos operando, en lo que puede ser considerado como el peor año de la historia de esta pesquería.

Luego de ello, la anchoveta y su pesquería comenzaron a mostrar señales de una lenta recuperación (Zuzunaga et al. 1991, Vílchez et al. 1991), pero en general, entre 1972 y 1992, los desembarque de anchoveta promediaron las 2.2 millones de toneladas, cifra 77% menor al promedio registrado durante la fase anterior.

Fase de recuperación (desde 1993)

La recuperación de la anchoveta y su pesquería se volvió evidente en 1993, año en que se desembarcaron 7 millones de toneladas, cifra similar al MRS estimado al inicio de la fase de plena y sobreexplotación (Csirke et al. 1996, Ñiquen et al. 2000a). Desde ese entonces, los desembarques anuales han promediado las 6.0 millones de toneladas, cifra 37% menor a la observada durante la fase de plena y sobreexplotación, pero 160% mayor a la observada durante la fase de colapso. Uno de los aspectos más relevantes que ha caracterizado a esta fase es la coincidencia entre los desembarques y las cuotas de captura recomendadas por el IMARPE, las mismas que han sido respetadas incluso ante la ocurrencia de condiciones ambientales y socio-económicas adversas como El Niño 1997-1998 o un nuevo episodio de sobredimensión de la flota observado entre el 2004 y 2008.

Sin embargo, todo lo contrario ha ocurrido con el control sobre el tamaño de la flota, la misma que al igual que durante la fase de crecimiento, volvió a incrementarse de manera importante hasta superar los límites de la sostenibilidad. Al inicio de esta fase de recuperación, el número de barcos que conformaba la flota era de 386, para 1996 el número se incrementó hasta 727 y para 1998 el número volvió a incrementarse hasta 1200. La razón de estos incrementos fue la continua incorporación al sistema de sectores inicialmente dedicados a la pesca del Consumo Humano Directo (CHD) y que redirigieron su esfuerzo a la pesca de la anchoveta.

Entre el 2004 y 2008 hubo tantos barcos operando, tratando de obtener la mayor porción posible de las cuotas de capturas, que el número de días de pesca al año se redujo a solo 50. Esta situación, que coloquialmente fue conocida como *Carrera olímpica por la pesca*, recién pudo ser revertida en el 2009, gracias a la entrada en vigor de un sistema de cuotas individuales de captura por Embarcación (Fréon et al. 2008, Aranda 2009a, Aranda 2009b).

Otro aspecto relevante que también ha caracterizado a la pesquería de la anchoveta durante esta fase ha sido el marcado incremento en el precio internacional de la harina de pescado, el mismo que se ha elevado desde US$650 la tonelada en el 2005 hasta US$2389 la tonelada en el 2014 (IndexMundi 2016).

Esta situación ha generado una menor demanda por parte del sector por cuotas de captura elevadas y ha permitido al gobierno reducir la tasa de explotación de la anchoveta, creando además el contexto necesario para la introducción de algunas consideraciones ecosistémicas al procedimiento de manejo de la pesquería (Guevara R. *pers.com*). Desde el 2006 a la actualidad, los desembarques de anchoveta han promediado las 4.8 millones de toneladas, a diferencia de las 8.8 millones que promediaron entre 1993 y el 2005.

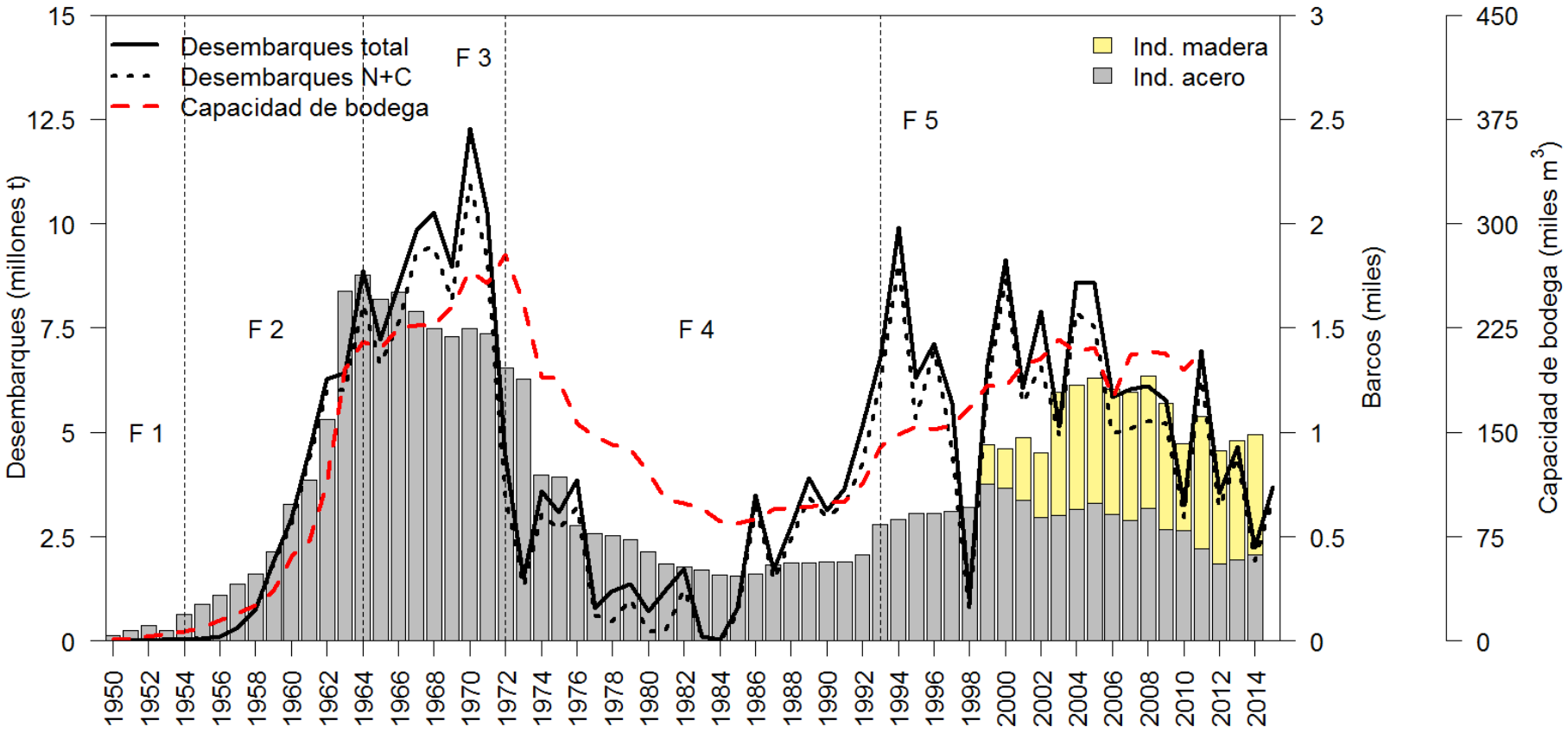

Figura 2. Series anuales (1950-2014) de las variables usadas para describir la historia de la pesquería de la anchoveta. Las líneas negras hacen referencia a los desembarques, la línea roja a la capacidad de bodega acumulada y las barras al número de embarcaciones que componen la flota. Las distintas fases de desarrollo de la pesquería (F1 a F5, ver texto) son separadas por las líneas verticales discontinuas.

2.3. Sobre el manejo de la pesquería de la anchoveta peruana

2.3.1. Meta y objetivos

Del Artículo 1 de la Ley General de Pesca (Ministerio de Pesquería 1992b) se puede desprender que la meta fundamental del manejo de la pesquería de la anchoveta es normar esta actividad con el fin de promover su desarrollo sostenible. De acuerdo a este mismo artículo se puede desprender que los objetivos generales de esta pesquería son: 1) constituirse como fuente de alimentación, empleo e ingresos; 2) asegurar el aprovechamiento responsable de la anchoveta; y 3) optimizar los beneficios económicos de su pesquería en armonía con la preservación del medio ambiente y la conservación de la biodiversidad.

2.3.2. Aspectos legales e institucionales

Durante gran parte de su historia, el manejo de la pesquería de la anchoveta se ha enmarcado en dos tipos de instrumentos legales: una legislación primaria y un conjunto de regulaciones secundarias.

La legislación primaria, bajo la cual se enmarca no solo la pesquería de la anchoveta sino toda actividad pesquera en el Perú, es la Ley General de Pesca. Desde 1971 a la actualidad, se han promulgado tres Leyes Generales de Pesca (Decreto Ley N° 18810 del 25 de marzo de 1971, Ley N° 24790 del 04 de enero de 1988 y Decreto Ley N° 25977 del 21 de diciembre de 1992), todas muy parecidas en estructura y contenido y todas orientadas a definir aspectos relevantes como: la propiedad de los recursos marinos, el rol de las pesquerías para la sociedad, el rol del estado en el desarrollo y manejo de las pesquerías, los derechos de uso de los recursos y el rol del organismo rector.

La principal diferencia entre las Leyes promulgadas radica en los enfoques con que han sido tratados los aspectos mencionados, los mismos que han respondido a las diferentes coyunturas políticas, sociales y económicas, propias de las épocas en que cada Ley fue promulgada. La actual Ley General de Pesca se caracteriza por adoptar un enfoque neoliberal y enfatizar la aplicación de políticas de libre mercado (Arias-Schreiber, 2012).

Por otro lado, las regulaciones secundarias emitidas para normar los aspectos específicos de la pesquería de la anchoveta han tenido la forma de Decretos Supremos, Resoluciones Supremas, Resoluciones Ministeriales y Resoluciones Directorales, entre otros. Los aspectos normados han sido el tamaño de las capturas y el sistema de acceso a ellas, el esfuerzo pesquero y de procesamiento, el respeto a los procesos reproductivos, la protección a los individuos juveniles y la conservación del ecosistema. También se han normado diversos aspectos socio-económicos e institucionales.

En cuanto a la base institucional, en el Perú, el manejo de las pesquerías está a cargo del Estado y para ello cuenta con un organismo rector, el que a su vez, recibe las recomendaciones de un organismo científico asesor, así como de otros organismos subsidiarios.

En retrospectiva, han sido varios los organismos encargados del manejo de las pesquerías, y su relevancia, entendida como tamaño, presupuesto y autonomía, ha estado estrechamente vinculada al nivel de desarrollo de las pesquerías, en especial de la anchoveta. Así tenemos que desde 1946, durante la Fase de Pre-Desarrollo, el manejo de las pesquerías estuvo a cargo de la Dirección de Pesca, organismo adscrito al Ministerio de Agricultura y que en 1949 fue renombrado como Dirección de Caza y Pesca. En 1961, durante la Fase de Crecimiento, el organismo fue nuevamente renombrado como Servicio de Pesca, mientras que en 1969, durante la fase de Plena y Sobreexplotación, se otorgó el máximo nivel de relevancia a un organismo rector gracias a la creación del Ministerio de Pesquería. En el año 2002 (Fase de Recuperación), el manejo fue nuevamente encargado a una división de un ministerio (Vice-Ministerio de Pesquería del Ministerio de la Producción).

La principal función del actual organismo rector es formular, ejecutar y supervisar las políticas pesqueras en concordancia con las políticas nacionales de índole económica, alimentaria, ambiental, sanitaria y de desarrollo sostenible. Para cumplir con esta función, el Vice-Ministerio de Pesquería cuenta con seis Direcciones Generales encargadas respectivamente del Desarrollo de Políticas, del monitoreo de la Extracción y Producción para el Consumo Humano Directo (CHD)

e Indirecto (CHI), de la Supervisión y Fiscalización, de las Sanciones y del Desarrollo de Estrategias para la Sostenibilidad Pesquera (PRODUCE 2012a).

Al igual que con el manejo, la asesoría científica también ha estado a cargo de diferentes organismos, cada cual con distinto nivel de relevancia. En 1954, iniciada la Fase de Crecimiento, las investigaciones sobre la biología y ecología de los recursos marinos fueron coordinadas por el Comité Científico Asesor del Consejo de Investigaciones Hidrobiológicas, organismo conformado por representantes técnicos de varias instituciones gubernamentales y privadas involucradas con la pesquería. En 1960, en lo que significó un enorme esfuerzo por fortalecer las investigaciones y la asesoría sobre el uso racional de los recursos marinos, el gobierno peruano creó el Instituto de Investigación de los Recursos Marinos (IREMAR). La creación de este organismo se dio en el marco de un convenio de colaboración con la ONU, el mismo que abarcó no solo la componente económica sino también la técnica. Este hecho se tradujo en el arribo al país de varios científicos extranjeros de renombre y en su participación como directores de investigación y formadores. En 1964, acabada la cooperación, las investigaciones recayeron en el IMARPE, organismo creado como una versión nacional del IREMAR (Schaefer, 1967; IMARPE, 1964).

En la actualidad, el IMARPE es un organismo dedicado a realizar investigaciones científicas sobre el mar peruano y sus recursos con el propósito de asesorar al Estado sobre al uso racional de los mismos y la conservación del ambiente marino. Para ello, el IMARPE cuenta con cinco Direcciones Generales encargadas de las investigaciones sobre los Recursos Pelágicos, los Recursos Demersales y Litorales, sobre la Oceanografía y Cambio Climático, sobre la Hidroacústica, Teledetección y Artes de Pesca y sobre la Acuicultura (PRODUCE 2012b).

Los otros organismos subsidiarios del Vice-Ministerio de Pesquería son el Instituto Tecnológico de la Producción (ITP), el Fondo Nacional de Desarrollo Pesquero (FONDEPES), el Organismo Nacional de Sanidad Pesquera (SANIPES), la Superintendencia Nacional Pesquera (SUNAPES) y el Instituto Nacional de Calidad (INACAL).

En cuanto a los usuarios, hasta 1997 se podía distinguir un solo tipo de usuario en la pesquería de la anchoveta, sin embargo, desde 1998 el Estado ha incorporado a otros actores con el propósito de formalizar sus actividades, de sincerar el esfuerzo pesquero, de generar incentivos económicos y de diversificar el destino de las capturas.

El primer tipo de usuario que puede ser identificado en esta pesquería corresponde a la Flota Industrial de Acero. Se trata de una flota conformada por embarcaciones de acero naval, con tamaños que fluctúan entre 32.6 y 868 m^3 de capacidad de bodega y que pueden contar o no con un sistema de refrigeración sofisticado. Son las embarcaciones que históricamente han explotado a la anchoveta en el Perú y cuyos propietarios son las grandes compañías pesqueras. La última vez que estas embarcaciones fueron reconocidas oficialmente como usuarias de la pesquería fue al amparo de la más reciente Ley General de Pesca (Ministerio de Pesquería 1992). En la actualidad esta flota totaliza casi 400 embarcaciones, acumula 130 mil m^3 de capacidad de bodega y suele lograr el 80% de participación en las capturas. La totalidad de estas capturas es destinada a la producción de harina y aceite de pescado.

El segundo grupo de usuarios corresponde a la Flota Industrial de Madera, también conocida como Flota Vikinga. Esta flota está conformada por embarcaciones con casco de madera, con tamaños que fluctúan entre 32.6 y 110 m^3 de capacidad de bodega y que están acondicionadas para, de ser el caso, portar cajas de hielo para la preservación de los recursos capturados. La Flota Industrial de Madera fue inicialmente construida para la explotación de recursos costeros para el CHD, pero con el transcurrir del tiempo, terminó reorientando su esfuerzo pesquero a la explotación de la anchoveta para el CHI. Es así que enero de 1998 el Estado decidió incorporarlas a la pesquería de la anchoveta, alegando la necesidad de formalizar su actividad extractiva (Ministerio de Pesquería 1998)

A diferencia de las embarcaciones de acero, los propietarios de las embarcaciones de la Flota Industrial de Madera suelen ser personas naturales o asociaciones familiares. En la actualidad, esta flota consta de más de 500 embarcaciones, acumula 33 mil m^3 de capacidad de bodega y suele lograr un 17% de participación

en las capturas. La totalidad de estas capturas también es destinada a la producción de harina y aceite de pescado.

Un tercer grupo de usuarios corresponde a la Flota de Menor Escala, flota conformada por embarcaciones con casco de madera, con tamaños que fluctúan entre los 10 y 32.5 m^3 de capacidad de bodega y también acondicionadas para el uso de hielo. Las embarcaciones de la Flota de Menor Escala también fueron construidas para la explotación de recursos para el CHD, pero al igual que lo ocurrido con la Flota Industrial de Madera, terminaron reorientado su esfuerzo a la explotación de la anchoveta para el CHI. El Estado, nuevamente alegando la necesidad de sincerar y regular el esfuerzo pesquero, pero también de incentivar el uso de la anchoveta para el CHD, decidió incorporar esta flota a la pesquería de la anchoveta con la condición de que destinen sus capturas de manera exclusiva al CHD (PRODUCE 2012c). En la actualidad, esta flota consta de casi 200 embarcaciones, acumula 5.5 mil m^3 de capacidad de bodega y suele lograr un 2% de participación en las capturas. Se estima que un 60% de sus capturas es destinado al CHD.

El cuarto y último tipo de usuario de la pesquería de la anchoveta corresponde a la Flota Artesanal, flota conformada por embarcaciones de madera, con tamaños menores a 10 m^3 de capacidad de bodega y por ley dirigidas exclusivamente a la explotación de recursos para el CHD. La explotación de la anchoveta para el CHD por parte de la Flota Artesanal constituye una actividad eventual, por lo tanto no se tiene certeza sobre el número de embarcaciones dedicas a esta actividad ni sobre la capacidad de pesca acumulada. De acuerdo al desembarque de los últimos años, se ha podido estimar que el porcentaje de participación de esta flota en las capturas asciende al 1%. Se asume que la totalidad de sus capturas es destinada al CHD. Otros actores de esta pesquería son las Universidades y las ONGs.

2.3.3. Tareas asociadas al manejo

En el presente capítulo se describen las tareas asociadas al manejo de la pesquería de la anchoveta.

Monitoreo de la anchoveta, su pesquería y el ecosistema

Para cumplir con esta tarea, el IMARPE cuenta con varias plataformas, las mismas que pueden ser agrupadas en tres tipos: dependientes de la pesquería, independientes de la pesquería y plataformas mixtas.

Entre las plataformas dependientes de la pesquería se pueden mencionar el monitoreo en los puertos de desembarque, el programa de observadores a bordo de la flota de cerco y el sistema satelital de monitoreo de embarcaciones.

El monitoreo en los puertos de desembarque es la plataforma más antigua ya que el inicio de sus operaciones de remonta a 1964. En la actualidad, para cumplir con esta labor, el IMARPE cuenta con diez sedes regionales, las mismas que se encuentran estratégicamente distribuidas a lo largo de todo el litoral peruano y desde donde parte el personal hacia los principales puertos de desembarque de recursos pesqueros para la recolección de la información. La información que se recolecta está referida a los desembarques por barco y el esfuerzo pesquero, las tallas y las especies desembarcadas. También se recolectan estructuras como gónadas, estómagos y otolitos así como información sobre la TSM del área aledaña a cada sede regional. El nivel de cobertura respecto a las tallas y especies capturadas abarca el 30% (de las embarcaciones que arriban a los puertos), mientras que la referida a los desembarques por barco y el esfuerzo pesquero abarca el 100%. La recolección de información se realiza con una frecuencia diaria, mientras que la recolección de estructuras se hace con una frecuencia semanal.

El programa de observadores a bordo de la flota de cerco inició sus operaciones en 1996. A diferencia del monitoreo en puerto, mediante el cual se recoge información por viaje pesquero, el programa de observadores a bordo permite recolectar información por lance de pesca. Específicamente se recolecta información sobre las capturas, el esfuerzo pesquero, las especies y tallas capturadas, los descartes, la profundidad de los cardúmenes sobre los que se toma la decisión de pesca (a partir de la lectura de los ecosondas de los barcos comerciales), así como sobre el avistamiento e interacción de los depredadores superiores con la flota de cerco. Eventualmente, esta plataforma también es utilizada para recolectar estructuras de

anchoveta y otros recursos, así como muestras de agua para los análisis oceanográficos. La frecuencia de recolección de toda esta información es diaria pero el nivel de cobertura alcanza el 5% de los viajes realizados por la flota. Gracias al uso de una bitácora digital es posible contar con toda esta información en tiempo real.

El sistema satelital de monitoreo de las embarcaciones inició sus operaciones en 1999. Mediante este sistema se puede recoger información, con una frecuencia horaria o menor, sobre la ubicación exacta de todas las embarcaciones que componen la flota de cerco (i. e. información disponible en tiempo real y con 100% de cobertura). Esta información permite luego inferir que tipo de actividad se encuentran realizando las embarcaciones (e. g. en puerto, en trayecto hacia las áreas de pesca, buscando cardúmenes y realizando lances de pesca), y a través de ella, cuantificar el esfuerzo pesquero, identificar áreas de pesca, caracterizar el comportamiento de la flota y sus componentes y elaborar mapas de probabilidad de presencia de la anchoveta. Toda esta información es generada a diferentes escalas de tiempo y espacio.

Entre las plataformas que son independientes de la pesquería se encuentran los Cruceros de Evaluación Acústica de Recursos Pelágicos, el Método de Producción de Huevos y los Cruceros y Prospecciones Oceanográficas.

Los Cruceros de Evaluación Acústica de Recursos Pelágicos son operaciones diseñadas para recoger de manera continua y sistemática información acústica sobre las especies y comunidades que componen el subsistema pelágico, sus tallas, información sobre los depredadores superiores, así como abundante información sobre los aspectos atmosféricos y oceanográficos del mar peruano. También permite recoger estructuras de peces e invertebrados marinos. Se trata de la plataforma a partir de la cual se cuantifica la biomasa y la composición por tallas de la anchoveta, información que conjuntamente con la ambiental luego es utilizada para informar y discutir sobre el estado del stock y sobre las probables estrategias de explotación. Aunque no es una regla, los Cruceros de Evaluación Acústica se realizan utilizando solo embarcaciones científicas, abarcan todo el dominio marítimo peruano, duran ~45 días y se realizan dos veces al año, durante

los procesos reproductivos de verano e invierno y de manera previa a las temporadas de pesca. Los Cruceros de Evaluación Acústica datan del año 1973.

El Método de Producción de Huevos es empleado para estimar, a partir del conteo de huevos y de la relación entre estos y la fecundidad, la frecuencia de desove y la proporción sexual, la probable biomasa desovante que compone el Stock Norte-Centro de la anchoveta. Para la ejecución de este método también se emplean embarcaciones científicas, que recolectan y cuantifican los huevos de manera sistemática y continua (a partir de un dispositivo que los absorbe desde la sub-superficie y los concentra), aunque en una extensión espacial acotada a las principales áreas de desove del stock. Los cruceros asociados al Método de Producción de Huevos se ejecutan una vez al año, aunque no todos los años y suelen durar ~30 días. Esta plataforma también es utilizada para recoger información acústica sobre las especies y comunidades que componen el subsistema pelágico, sus tallas, información sobre los depredadores superiores, así como abundante información sobre los aspectos atmosféricos y oceanográficos del mar peruano. Los cruceros asociados al Método de Producción de Huevos también datan del año 1973.

Los Cruceros y Prospecciones Oceanográficos son operaciones destinadas a recoger de manera sistemática y continua solo información oceanográfica, la misma que está referida a la física, química, biología y geología del mar peruano. Los Cruceros y Prospecciones Oceanográficos solo emplean embarcaciones científicas, pueden abarcar todo el dominio marítimo peruano o en su defecto alguna área acotada o pueden desarrollarse a manera de perfiles perpendiculares a la línea de la costa. Su frecuencia y duración va a depender del diseño utilizado.

Finalmente, las plataformas mixtas son aquellas que utilizan infraestructura y logística, tanto dependiente como independiente de la pesquería. Se cuenta entre ellas a las Operaciones Eureka.

Las Operaciones Eureka son una plataforma que se viene usando desde el año 1966 mediante las cual se hace uso de varias embarcaciones de la flota industrial de cerco para realizar de manera simultánea transectos perpendiculares a la línea de la costa, a lo largo de toda la costa, con el propósito de recolectar información

acústica sobre las especies y comunidades que componen el subsistema pelágico, sus tallas, así como información sobre la oceanografía del mar peruano. Mediante esta plataforma se informa y discute, en no más de cinco días, sobre la distribución de la anchoveta, las áreas con las densidades acústicas más altas y sobre las tallas disponibles a la flota.

Evaluación del stock

Como ha sucedido con la mayoría de recursos pesqueros, la anchoveta no comenzó a ser evaluada sino hasta algunos años después de iniciada su explotación. Desde ese entonces hasta la actualidad, varios métodos han sido utilizados para estimar su estado más reciente así como su rendimiento potencial.

La primera visión sinóptica que se tuvo sobre la anchoveta fue a través de la acústica, información que comenzó a ser colectada desde 1961, durante las prospecciones bio-oceanográficas que se realizaban en toda la extensión del mar peruano. A partir de dicha información se comenzó a describir aspectos esenciales como la forma y tamaño de los cardúmenes, la distribución espacial del recurso así como su densidad (IMARPE 1965c).

La primera vez que se abordó el tema de la abundancia fue en 1964, año en que se describió su variabilidad a partir de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), concluyendo que existía una marcada estacionalidad y que las diferencias interanuales podían ser importantes (Saetersdal et al. 1965). Más tarde, ese mismo año, se trató de explicar tal variabilidad, argumentando para ello cambios en la disponibilidad (inferida de la información acústica colectada durante las prospecciones bio-oceanográficas), cambios en el reclutamiento (que pudo ser estimado y monitoreado como la CPUE de la clase de reclutas) y los efectos de la pesca (inferido del análisis de las tallas capturadas) (IMARPE 1965a).

Entre ese y el año siguiente (1965), el análisis de la información sobre desembarques, esfuerzo y CPUE permitió concluir que se había llegado al límite de la explotación y que todo incremento en el esfuerzo pesquero no se iba a reflejar en un incremento importante en los desembarques (IMARPE 1965b). Se trataron

de las primeras advertencias emitidas sobre el inminente riesgo de caer en sobreexplotación si no se regulaba el creciente esfuerzo pesquero. Dicha conclusión fue reforzada con el análisis de la tasa instantánea de mortalidad natural (M), por pesca (F) y total (Z), de la tasa de explotación (E) y con el análisis del rendimiento por unidad de reclutamiento (Boerema et al. 1967).

Hacia fines de 1965 se llegó a la misma conclusión, pero utilizando esta vez los Modelos de Producción Excedente (Schaefer 1967). Desde ese entonces, hasta 1972, estos modelos, implementados bajo diferentes asunciones de relación entre la CPUE y el esfuerzo pesquero, fueron la principal herramienta utilizada para la estimación del MRS (IMARPE 1966, IMARPE 1967, Schaefer 1967, Murphy 1967, Gulland 1968, IMARPE 1968a, IMARPE 1968b, IMARPE 1968c, IMARPE 1969, Schaefer 1969, Schaefer 1970, IMARPE 1970a, IMARRPE 1972a, IMARRPE 1972b).

En 1966 se dio inicio a las Operaciones EUREKA, las mismas que consistieron en el empleo de un conjunto de embarcaciones pesqueras, capaces de recorrer de manera simultánea varias zonas del mar peruano y equipadas para colectar de manera estandarizada abundante información acústica. Gracias a esta herramienta se pudo mejorar de manera sustancial la disponibilidad de datos sobre la distribución de la anchoveta (Gutiérrez et al. 2000).

Los primeros intentos para determinar el tipo de relación existente entre el stock parental y el reclutamiento de la anchoveta fueron realizados en 1967, concluyendo para ese entonces que no se podían rechazar la hipótesis de la denso-dependencia ni la que planteaba que el reclutamiento podía variar de manera independiente al tamaño del stock parental (Gulland 1968). Algunos años más tarde, un trabajo mucho más exhaustivo permitió concluir que el reclutamiento de la anchoveta depende tanto del tamaño del stock parental como del nivel de concentración que alcanza este componente de la población ante la ampliación o reducción en el tamaño de su hábitat (Csirke 1976).

En 1970 se realizaron las primeras estimaciones de abundancia y biomasa absoluta a partir de los Análisis de Cohortes. Dichas estimaciones fueron obtenidas por grupos de edad, mes y región y permitieron concluir que, para ese entonces, la

biomasa de la región norte era similar a la observada en la región central y que la biomasa combinada de ambas regiones podía fluctuar, en el lapso de unos meses, hasta en dos órdenes de magnitud (Burd and Valdivia 1970). Este trabajo y una actualización posterior permitieron esbozar explicaciones sobre el colapso de 1972, al evidenciar que las F aplicadas durante los últimos años fueron sustancialmente superiores a las aplicadas durante los años previos (IMARPE 1974a).

Un año más tarde (1973), en medio de la crisis generada por el agotamiento del stock y el consecuente colapso de la pesquería, dos nuevos métodos fueron introducidos para estimar la biomasa absoluta de la anchoveta: el Método de Producción de Huevos y los Cruceros de Evaluación Acústica. Mediante el primero se intentó reconstruir la biomasa parental a partir del análisis de la información sobre distribución y densidad de huevos colectada durante operaciones implementadas especialmente para ese fin, mientras que el segundo método se constituyó como el primer intento para estimar la biomasa, por medio de la acústica, utilizando un diseño, embarcación y tecnología eminentemente científica. Ambos métodos demostraron que para ese entonces la biomasa de anchoveta se había reducido de manera sustancial (IMARPE 1974a). Con el transcurrir del tiempo, tanto el Método de Producción de Huevos como los Cruceros de Evaluación Acústica se fueron perfeccionando al punto que son desde 1983 las principales herramientas utilizadas para la evaluación de la anchoveta (Gutiérrez 2000).

A mediados de la década de 1980, Análisis de Población Virtual (APV) basados en tallas permitieron estimar, a una escala mensual, la abundancia y biomasa absoluta del Stock Norte-Centro por cada 1 cm de longitud total. A partir de estos resultados también se pudo estimar el reclutamiento, la biomasa desovante, M y F. Estos análisis demostraron que a inicios de esa década, el stock se encontraba en el nivel más bajo de su historia y que El Niño 1972-1973, considerado de magnitud fuerte, así como las altas tasas de explotación a las que por años fue sometida la anchoveta, fueron en combinación, la razones de su agotamiento (Pauly et al. 1987, Pauly and Palomares 1989).

En 1991 se realizó la primera evaluación ecosistémica de la anchoveta, utilizando para ello un Modelo Ecotrófico con enfoque estacionario denominado ECOPATH. El objetivo de este primer trabajo fue modelar las interacciones entre los principales

componentes del ecosistema marino peruano durante tres periodos de marcado contraste: antes, durante y después del colapso de la pesquería de la anchoveta (1953-1959, 1960-1969 y 1973-1979 respectivamente) (Jarre et al. 1991). Un par de años después (1993) se utilizó el ECOPATH II (Christensen and Pauly 1992) con el propósito de cuantificar, a una escala mensual, los cambios en las propiedades del ecosistema, demostrando que para el periodo elegido (1973-1979), el ecosistema marino peruano evidenció una marcada estacionalidad, especialmente en su producción, motivada por la estacionalidad en la intensidad del afloramiento (Jarre-Teichmann and Pauly 1993).

En 1996, un Análisis de Cohortes actualizado pero basado en edades y desarrollado a una escala anual permitió demostrar que la anchoveta se encontraba en franco proceso de recuperación. Este trabajo también sirvió para postular que la anchoveta había transitado por tres regímenes de productividad y que desde inicios de la década de 1990, el recurso se encontraba en la fase de productividad intermedia. En base a este postulado, se estimaron y sugirieron magnitudes de MRS y F diferenciadas para cada uno de los tres regímenes (Csirke et al. 1996).

El 2008 significó el año de la transición desde los Modelos de Evaluación clásicos con enfoque *hacia atrás* hasta los Modelos Estadísticos de Evaluación con enfoque *hacia adelante*. Durante ese año, se implementaron dos Modelos Estadísticos que fueron calibrados con información de capturas y de biomasas acústicas y que permitieron reconstruir la estructura por tallas y edades del Stock Norte-Centro de la anchoveta a una escala mensual y anual respectivamente. Los resultados de estos modelos demostraron que el reclutamiento y la biomasa de los últimos años se encontraba bastante estable y que a pesar de dicha estabilidad, las tasas de explotación aplicadas desde el 2006 eran cada vez menores (Oliveros-Ramos et al. 2010, Díaz et al. 2008). Las razones para ello no fueron de orden biológico (ya que la productividad del stock no ha disminuido) sino más bien de orden socio-económico (menor demanda de cuotas altas por el incremento del precio de la harina de pescado).

Ese mismo año, un nuevo grupo de trabajos fue orientado a actualizar las evaluaciones ecosistémicas de la anchoveta, pero agregando esta vez la dinámica temporal. Al utilizar el Ecopath with Ecosim (Christensen and Walters 2004), se

pudo modelar la respuesta del ecosistema a factores de distinta naturaleza como las variables ambientales, cambios en la composición y biomasa del plancton, el nivel de explotación, entre otros. Estos trabajos ayudaron a demostrar que El Niño produce cambios dramáticos pero temporales en la organización del ecosistema, que los cambios en el plancton asociados a los ciclos ENSO son más importantes para su dinámica en el corto plazo y que los efectos de la pesca son más importantes en el largo plazo. También ayudaron a demostrar que, si bien los actuales niveles de explotación de la anchoveta permiten mantener la biomasa desovante por encima de la mínima requerida para renovar sosteniblemente el stock, también estarían inhibiendo una más rápida recuperación de los depredadores superiores (Guénette et al. 2008, Tam et al. 2008a, Tam et al. 2008b, Taylor et al. 2008).

Finalmente, Oliveros-Ramos (2014) desarrolló un Modelo Ecosistémico de Extremo a Extremo para la evaluación del ecosistema marino peruano. Este modelo incorporó y utilizó la variabilidad interanual del ambiente y de la pesca para explicar cambios, no solo en la estructura trófica del ecosistema, sino también en la distribución espacial de los peces. Otra de las virtudes de este modelo es su capacidad para ser usado como herramienta de manejo (basado en el ecosistema), razón por la cual una importante cantidad de esfuerzo también fue dirigido a potenciar su credibilidad a través de la confrontación de los resultados con numerosas series observadas de capturas, tallas y abundancia.

En la actualidad, el estado del stock así como las probables estrategias de explotación son informados a partir de la información recogida durante los Cruceros de Evaluación Acústica de Recursos Pelágicos.

Implementación de medidas de manejo

Como fue explicado en el capítulo 2.3.2, las decisiones de manejo en la pesquería de la anchoveta peruana son tomadas por el Ministerio de la Producción, a través del Vice-Ministerio de Pesquería. Las decisiones que se toma son de tipo estratégicas y tácticas.

Las decisiones de tipo estratégicas que toma el Vice-Ministerios son eventuales y tienen que ver con la formulación de los documentos legislativos nacionales que contienen la meta y objetivos de las pesquerías (e. g. Ley general de Pesca [Ministerio de Pesquería 1992b] y su Reglamento [Ministerio de Pesquería 1994]), pero también con la implementación de políticas de manejo que surgen de la necesidad de adaptar el sistema pesquero a nuevas circunstancias de índole biológica, ecológica, económica y social. Los ejemplos más relevantes sobre los que, de manera estratégica, ha decidido el Vice-Ministerio durante los últimos años tienen que ver con el establecimiento de las cuotas individuales de captura para la flota industrial de cerco que destina sus capturas al CHI (Ley sobre Límites Máximos de Captura por Embarcación [PRODUCE 2008a] y su reglamento [PRODUCE 2008b]), con la implementación del Reglamento de Ordenación Pesquera para el CHD de la anchoveta (PRODUCE 2010) y con la creación de una zona de reserva para la explotación de la anchoveta para el CHD (PRODUCE 2012c), política que incluyó además el reconocimiento dentro del sistema de la Flota de Menor Escala.

Las decisiones de tipo tácticas que toma el Vice-Ministerio son más cotidianas y tienen que ver con la implementación de medidas de manejo destinadas a regular de manera fáctica las temporadas de pesca de la anchoveta. Estas decisiones pueden tomarse de manera previa al inicio de las temporadas o de manera correctiva durante el transcurso de las mismas. Como también fue señalado anteriormente, las decisiones de tipo tácticas están referidas al tamaño de las capturas y el sistema de acceso a ellas, al esfuerzo pesquero y de procesamiento, al respeto a los procesos reproductivos, a la protección de los individuos juveniles, a la conservación del ecosistema, así como a aspectos socio-económicos e institucionales de la pesquería.

Para la toma de decisiones, ya sea de tipo estratégicas o tácticas, el IMARPE es consultado, en especial sobre los aspectos que son de su competencia, como los relacionados al uso sostenible del recurso y la conservación del ecosistema. Como resultado, el IMARPE eleva recomendaciones al Vice-Ministerio de Pesquería, las mismas que son interpretadas por este y complementadas con consideraciones de naturaleza socio-económica, materias que son de su entera competencia, para finalmente proceder a definir un plan o elegir una medida de manejo.

Una vez definido el plan o elegidas las medidas, el Vice-Ministerio procede a su implementación, mediante apercibimiento o sanción, a través de herramientas legales como los Decretos Superemos, Decretos Legislativos o Resoluciones Ministeriales. En estas herramientas se detallan los términos y condiciones bajo los cuales se deben cumplir los planes o las medidas establecidas. Finalmente, la supervisión del cumplimiento de los planes o medidas se realiza a través de un sistema que incluye inspecciones en los puertos de desembarque, a bordo de las embarcaciones, en las fábricas de producción de harina de pescado e incluso en las carreteras. El sistema también incluye el uso del sistema satelital de monitoreo de las embarcaciones y el uso de un sistema de trazabilidad para detectar el origen de las capturas.

2.3.4. El manejo de la pesquería y la incertidumbre

En la presente sección se citan las principales fuentes de incertidumbre asociada a cada tarea del manejo de la pesquería de la anchoveta peruana. Se utiliza para ello el esquema propuesto por Fulton et al. (2011).

Como se mencionó en el Capítulo 2.1.4, la capacidad de contar con información adecuada para los análisis suele verse limitada por la estocasticidad subyacente a la dinámica poblacional de los recursos, por el sub-reporte de las capturas y por los errores de observación. Respecto al primer punto se puede mencionar que el elemento que más influye en la estocasticidad de la dinámica poblacional de la anchoveta es la variabilidad ambiental, la misma que en el snGECH es alta y se manifiesta a diferentes escalas de espacio y tiempo. Esta variabilidad suele traducirse en una alta variabilidad en los reclutamientos, en la biomasa y en el desempeño de la pesquería, incluyendo sus componentes socio-económicos. La variabilidad ambiental es probablemente el generador de la mayor fuente de incertidumbre asociada a la pesquería de la anchoveta peruana, al punto que la información sobre alguna variable recogida en un momento dado, podría perder vigencia al cabo de un corto periodo de tiempo (Chavez et al. 2008).

En la pesquería de la anchoveta también se ha evidenciado el sub-reporte de las capturas, el mismo que se estima podría ser importante. De acuerdo a Castillo and

Mendo (1987) las fuentes de sub-reporte identificadas en esta pesquería son los descartes por exceso de captura (i. e. cuando una embarcación captura un volumen superior a lo que puede almacenar en su bodega), los descartes de juveniles por una incidencia superior a la tolerancia establecida, la pérdida de fluidos por la conservación deficiente de la captura en la bodega, la pesca negra o no declarada y la adulteración de las balanzas receptoras de los desembarques. De acuerdo a estos autores, el sub-reporte de las capturas en la pesquería de la anchoveta ascendería al ~30%.

En cuanto a los errores de observación, se puede mencionar por ejemplo que desde hace varios años el IMARPE no revisa los tamaños óptimos de muestra para la recolección de algunas variables en los puertos de desembarque, como son las tallas y las especies desembarcadas. También se sabe que el 5% de cobertura es insuficiente para cuantificar de manera apropiada elementos como los descartes y la captura incidental, a partir de las observaciones a bordo. Por otro lado, durante los últimos años, los Cruceros de Evaluación Acústica de Recursos Pelágicos han presentado serios problemas para estimar la biomasa de la anchoveta durante periodos con ocurrencia de eventos El Niño. Finalmente, el IMARPE suele enfrentar episodios de complicación económica que limita su capacidad de observación.

En relación a la siguiente tarea, se ha mencionado que las limitaciones que la incertidumbre le impone a la evaluación de stocks son de tipo paramétricas y estructurales. Respecto a la primera fuente, existen parámetros como la mortalidad natural de la anchoveta o la selectividad de las redes cerco sobre los que existe un conocimiento impreciso, mientras que otros parámetros como los referidos al crecimiento, la madurez sexual o la fuerza de blanco para las estimaciones acústicas requieren de una importante inversión económica y de tiempo para que puedan ser actualizados. Además, en muchas evaluaciones se suele utilizar un solo parámetro para todo el periodo de estudio y para todo el rango de tallas y edades.

En relación a la incertidumbre estructural, se puede mencionar por ejemplo que existen diferentes procedimientos, todos ellos aceptables, para estimar la biomasa de la anchoveta y su varianza a partir del método acústico. Las diferencias entre estos procedimientos están asociadas ya sea al uso de cuadrículas o transectos, al uso de la talla media o toda la frecuencia de tallas de los lances de comprobación,

a los criterios empleados para discriminar las especies y a los criterios empleados para asociar los ecos acústicos a las frecuencias por tallas, entre varios otros. Todos estos procedimientos suelen arrojar diferentes estimados sobre la biomasa y la abundancia por tallas del stock, así como sobre las probables estrategias de explotación.

Las fuentes de incertidumbre asociadas a la implementación del manejo en la pesquería de la anchoveta peruana son citadas en la siguiente sección.

2.3.5. Medidas de manejo e incertidumbre asociada a su implementación-Estrategias de explotación

En la sección 2.3.3 se mencionaron los aspectos de orden táctico sobre los que se toma decisiones en la pesquería de la anchoveta peruana. En la presente sección, se asocia a estos aspectos, especialmente a los referidos al uso sostenible de la anchoveta y a la conservación del ecosistema, las medidas de manejo empleadas para su implementación. Más adelante se entra en detalle sobre la incertidumbre asociada a la implementación de algunas de estas medidas. Así tenemos que por cada temporada de pesca:

- La magnitud de la captura y el sistema de acceso a ellas es regulada por medidas de manejo que establecen las cuotas de captura y los requisitos indispensables que cada usuario debe cumplir para poder participar de su extracción.
- El esfuerzo pesquero ejercido por la flota es regulado a partir de medidas de manejo que establecen los días hábiles de pesca o los días de veda. Este tipo de medidas ha sido utilizado en ocasiones en que la cantidad de esfuerzo ejercido por la flota (e. g. número de barcos) y el desembarque asociado ha sido muy alto.
- El respeto a los procesos reproductivos es regulado a partir de medidas de manejo que establecen el inicio y finalización de las temporadas de pesca, como consecuencia directa del inicio y finalización de los procesos reproductivos.

- La protección de los individuos juveniles es regulado a partir de medidas como el establecimiento de una talla mínima de captura (12 cm de LT), el establecimiento de un tamaño mínimo de abertura de red (13 mm), el establecimiento de un nivel de tolerancia de juveniles en las capturas por lance, por barco, por puerto y por área de pesca (10% en número), el establecimiento de vedas en los puertos y áreas con una incidencia de juveniles superior a la tolerancia establecida y la penalización económica de las embarcaciones que hayan capturado juveniles en un nivel superior a la tolerancia establecida.
- La conservación del ecosistema es regulada a partir de medidas de manejo que establecen la prohibición de capturar especies de importancia para otras pesquerías (e. g. como la merluza), que establecen un nivel de tolerancia de especies no objetivo en las capturas por lance, por barco, por puerto y por área de pesca (5% en peso) y que delimitan las áreas de exclusión para las actividades de la flota industrial de cerco (e. g. franja costera entre las 0 y 5 mn).

En ciertas ocasiones, aspectos propios del comportamiento humano han propiciado serias discrepancias entre los impactos planeados de algunas de las medidas arriba mencionadas y los observados en la realidad. Por ejemplo, en la pesquería de la anchoveta, si bien se establecen cuotas de captura, muy rara vez se establece la manera en que estas deben ser tomadas (i. e. control sobre el esfuerzo pesquero). Este hecho ha generado serias dificultades, sobre todo cuando la flota ha registrado episodios de sobre-capacidad (e. g. periodo 1964-1971 y periodo 2004-2008). En dichas ocasiones, un sistema de libre acceso a las cuotas de captura y la incapacidad de controlar el esfuerzo pesquero hicieron que las cuotas pasen a ser tomadas de manera casi instantánea (i. e. carrera olímpica por los peces) (IMARPE 1973, Fréon et al. 2008, Aranda 2009a, Aranda 2009b). Las consecuencias de esta deficiente implementación sobre la sostenibilidad de la anchoveta fueron algo más claras para el primer caso (es muy probable que la toma instantánea de la cuota haya contribuido al agotamiento del stock), pero no para el segundo (donde no se registró agotamiento).

Por otro lado, las medidas que establecen el inicio y duración de las vedas reproductivas comenzaron a ser implementadas de manera ininterrumpida y para todo tipo de flota desde 1992, apenas iniciada la recuperación del stock (Ministerio de Pesquería 1992a). Sin embargo, desde el 2012, las vedas reproductivas no vienen sido aplicables a una flota de menor escala, compuesta por aproximadamente 200 embarcaciones, con tamaños de capacidad de bodega menor a los 32.7 m^3 y que destinan sus capturas al consumo humano directo. Mientras las críticas a esta excepción son elevadas desde diversos sectores (Sociedad Nacional de Pesquería 2013, Oceana 2016), el impacto de la omisión a esta recomendación de manejo aún no ha sido cuantificado.

Finalmente, las medidas que establecen un nivel de tolerancia de juveniles en las capturas (10% en número de individuos) junto con la penalización económica de las capturas que sobrepasen este nivel, en contra del objetivo para el que fueron propuestas (proteger a los individuos juveniles), han incentivado el descarte por parte de los pescadores de importantes volúmenes de captura, ello con el propósito de evitar sanciones económicas. El impacto de esta reacción de los pescadores a este tipo de medidas se ha evidenciado en algunas ocasiones como fallas en el reclutamiento (IMARPE 2012) y en otras no ha resultado claro.

Como se observa, en la pesquería de la anchoveta peruana han existido casos de implementación deficiente de medidas, de omisión a las medidas recomendadas y de inesperada reacción de los pescadores a las medidas implementadas que han generado, para una misma medida de manejo, variantes en la manera de explotar el recurso (i. e. estrategias de explotación). De todos estos ejemplos se desprende que la incertidumbre asociada al proceso de implementación de medidas de manejo en la pesquería de la anchoveta peruana, es alta.

3. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

Hipótesis nula general

No existen diferencias en el impacto ocasionado por diferentes estrategias de explotación sobre el estado inmediato de la anchoveta.

Hipótesis nulas específicas

- No existen diferencias en el impacto ocasionado por diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa de la anchoveta.
- No existen diferencias en el impacto ocasionado por diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos sobre la biomasa desovante de la anchoveta.
- No existen diferencias en el impacto ocasionado por diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles de anchoveta sobre la abundancia de este componente del stock.

Objetivo general

Estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación sobre el estado inmediato de la anchoveta.

Objetivos específicos

- Estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa de la anchoveta.
- Estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos sobre la biomasa desovante de la anchoveta.
- Estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles sobre la abundancia de este componente del stock.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio del presente trabajo abarcó la Región Norte-Centro del mar peruano, es decir desde el extremo norte del dominio marítimo peruano hasta el 15°59´S y desde la línea de la costa hasta las ~100 mm (Figura 1). El periodo de estudio abarcó desde el año 1994 hasta el 2015. La información para este trabajo provino esencialmente de los Cruceros de Evaluación Acústica de Recursos Pelágicos que realiza el Instituto del Mar del Perú.

4.1. Impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa del stock

En el presente trabajo, una medida de manejo asociada al control del esfuerzo pesquero es aquella que establece una magnitud de explotación (representada por una tasa instantánea de mortalidad por pesca, F) y la manera en que esta debe ser tomada (representada por el número de días dispuestos para que la flota tome dicha magnitud, D). Como en la práctica F y D suelen tomar valores diferentes a los establecidos (ya sea por la existencia de fuentes de mortalidad por pesca no registradas en el caso de F o por aspectos asociados al comportamiento de los pescadores en el caso de D), las variantes o estrategias de explotación derivadas de este tipo de medida pueden ser definidas por cualquier combinación de los valores que F y D pueden tomar. En el presente trabajo se estableció que F pudo tomar valores entre 0.1 y 2 por temporada de pesca (a pasos de 0.1) y que D pudo tomar valores entre 1 y 120 días (a pasos de 1 $día$). En consecuencia, el número de estrategias de explotación propuesto para esta primera parte del trabajo fue de 2400 (20 valores de F x 120 valores de D), cada una de las cuales estuvo definida por una combinación específica de valores de F y D (Figura 3).

Luego, el impacto de la implementación de cada estrategia de explotación arriba definida fue estimada sobre tres tipos de información: 1) sobre la biomasa del stock estimada de manera determinística para el verano de 2015 (Figura 4a); 2) sobre las 1000 réplicas de la biomasa del stock estimadas de manera probabilística para el verano de 2015 (Figura 4a); y 3) sobre la biomasa del stock estimada de manera determinística para todos los veranos entre 1994 y 2015 (Figura 4b).

Definidas las estrategias y la información de entrada, se siguieron los siguientes pasos para la estimación del impacto: 1) se proyectó la biomasa del stock durante un horizonte de proyección dado sin considerar explotación; 2) se proyectó la biomasa del stock durante el mismo horizonte de proyección pero bajo una combinación específica de F y D (estrategia específica); y 3) se estimó el impacto asociado a la implementación de la estrategia como la razón entre la biomasa que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección como resultado de la explotación y la biomasa que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección sin considerar explotación. Además, 4) los impactos estimados fueron comparados con un Punto Biológico de Referencia; y 5) para la información probabilística se estimó el riesgo asociado a la implementación de cada estrategia de explotación (i. e. riesgo de que implementada una estrategia, el impacto sobre la biomasa del stock sobrepase el Punto Biológico de Referencia).

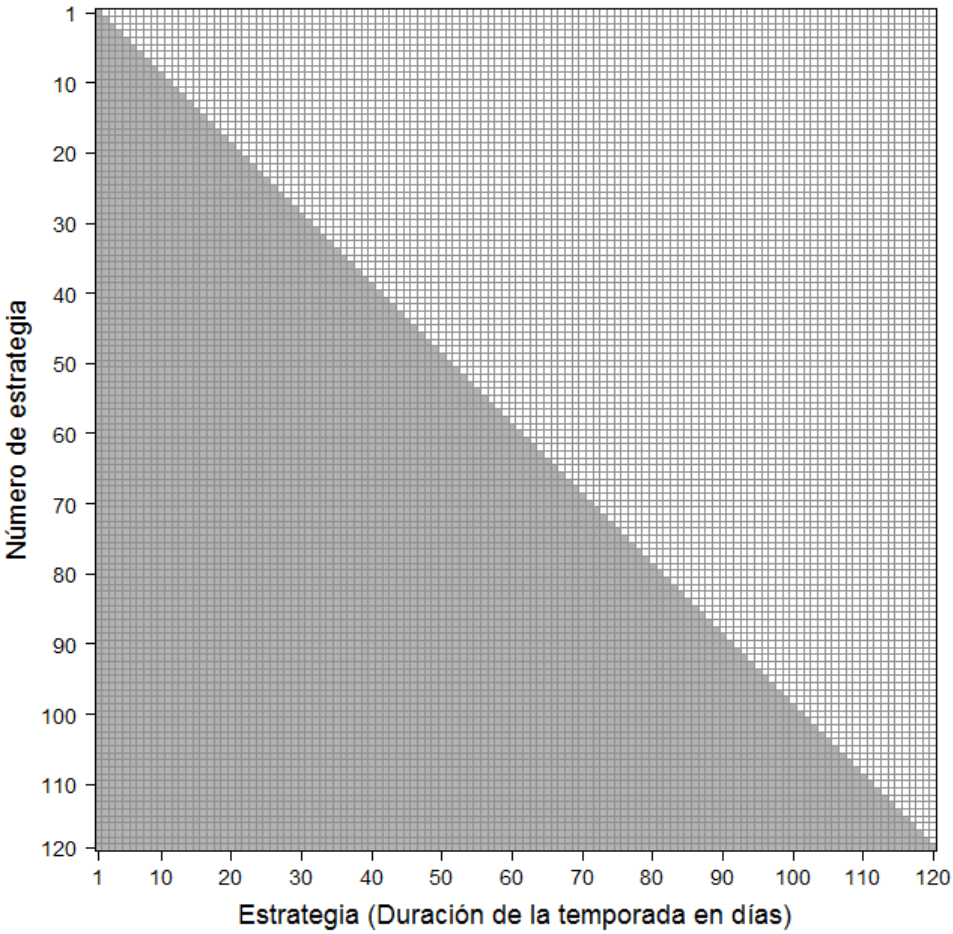

Figura 3. Representación gráfica de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero (para un valor dado de F) propuestas. En el presente trabajo se estimó el impacto de cada una de ellas sobre la biomasa del stock.

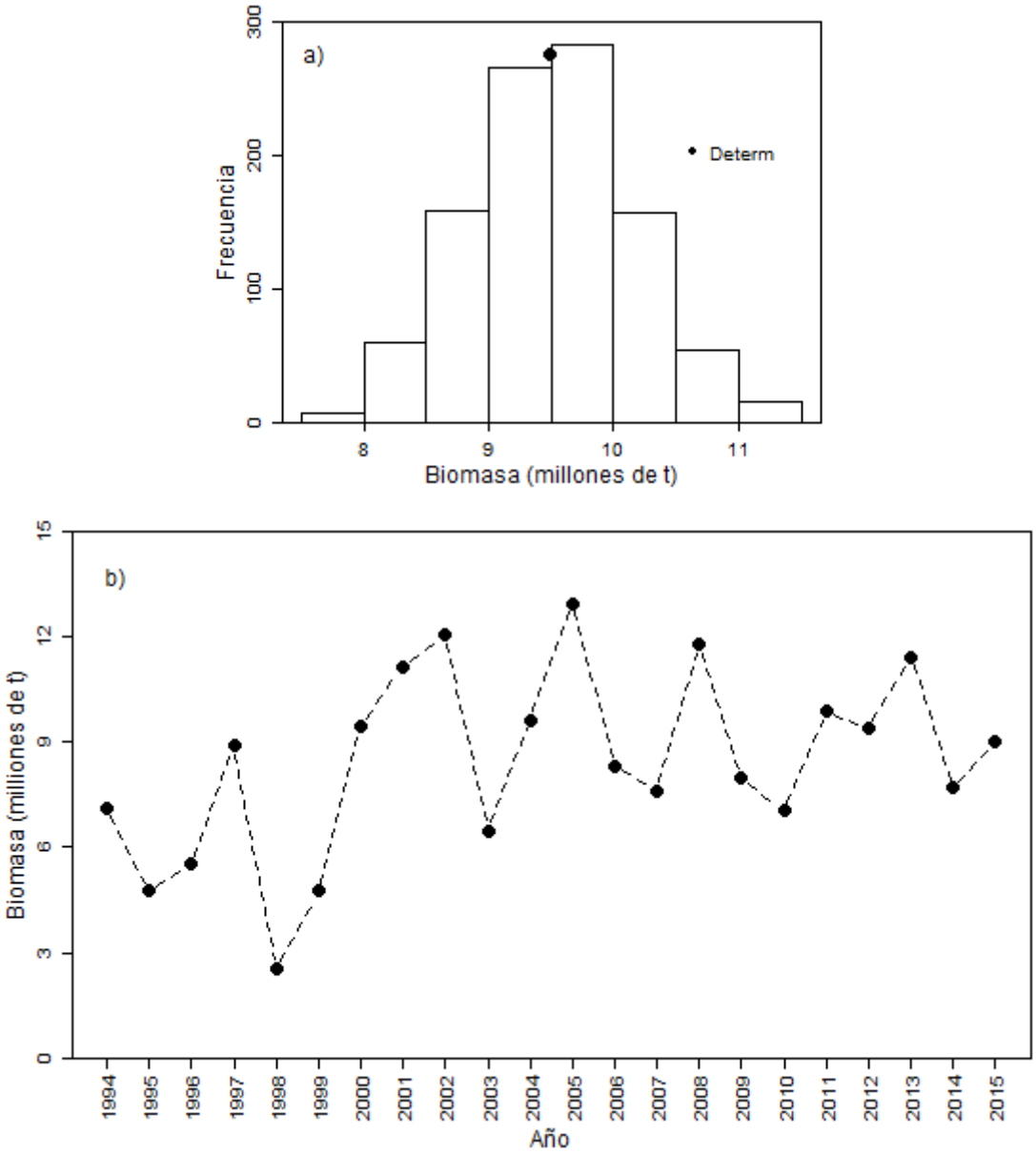

Figura 4. Información utilizada para estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa del stock: a) biomasa del Stock Norte-Centro de la anchoveta estimada de manera determinística para el verano de 2015 (círculo negro) y distribución de los valores de biomasa estimados de manera probabilística para el mismo periodo (barras); y b) valores de biomasa del stock estimados de manera determinística para los veranos de 1994 a 2015.

Antes de entrar al detalle sobre cada uno de estos pasos, es necesario mencionar que el horizonte de proyección (T) utilizado para las proyecciones fue definido como un periodo de 121 días, que es el número de días que generalmente transcurren desde el día previo al eventual inicio de una temporada de pesca hasta el último día en que eventualmente se puede pescar. Dado que la información de entrada correspondió a la biomasa del stock estimada únicamente para los veranos, T fue específicamente definido como el periodo de 121 días que transcurren entre 14 de marzo (día previo al eventual inicio de la primera temporada de pesca) y el 14 de julio (último día de esta primera parte del año en que eventualmente se puede pescar antes del inicio del proceso reproductivo de invierno) (Figura 5). No se hicieron proyecciones para la segunda parte del año debido a que no se utilizó como información de entrada la biomasa del stock estimada para los inviernos.

Otro elemento relevante a mencionar es que para las proyecciones se utilizó un enfoque analítico, es decir que no se proyectó la biomasa *per se*, sino que su valor por cada intervalo de tiempo fue calculado a partir de la proyección de la abundancia por tallas del stock (i. e. número de individuos que conforman el stock por cada marca de talla desde los 3.0 hasta los 20.0 cm de LT, a pasos de 0.5 cm) (Figura 6a y 6b).

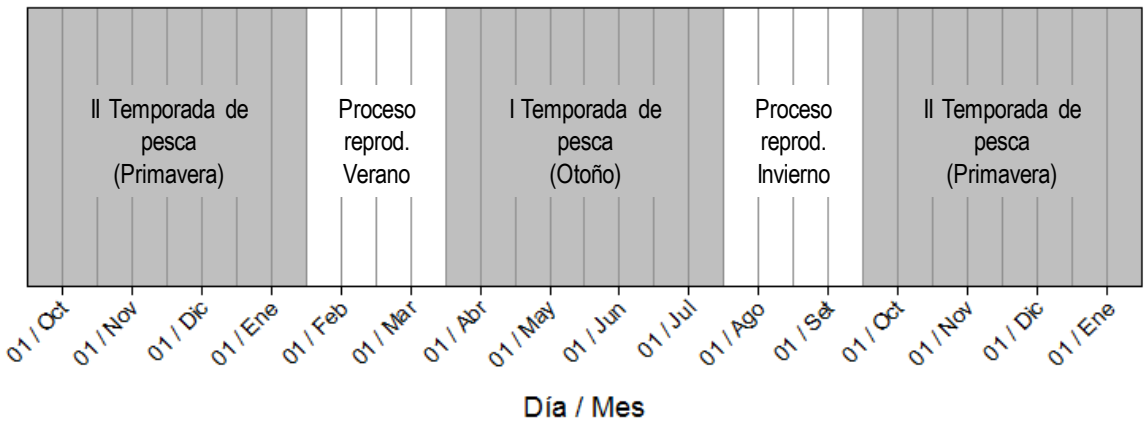

Figura 5. Representación gráfica del calendario pesquero y reproductivo del Stock Norte-Centro de la anchoveta.

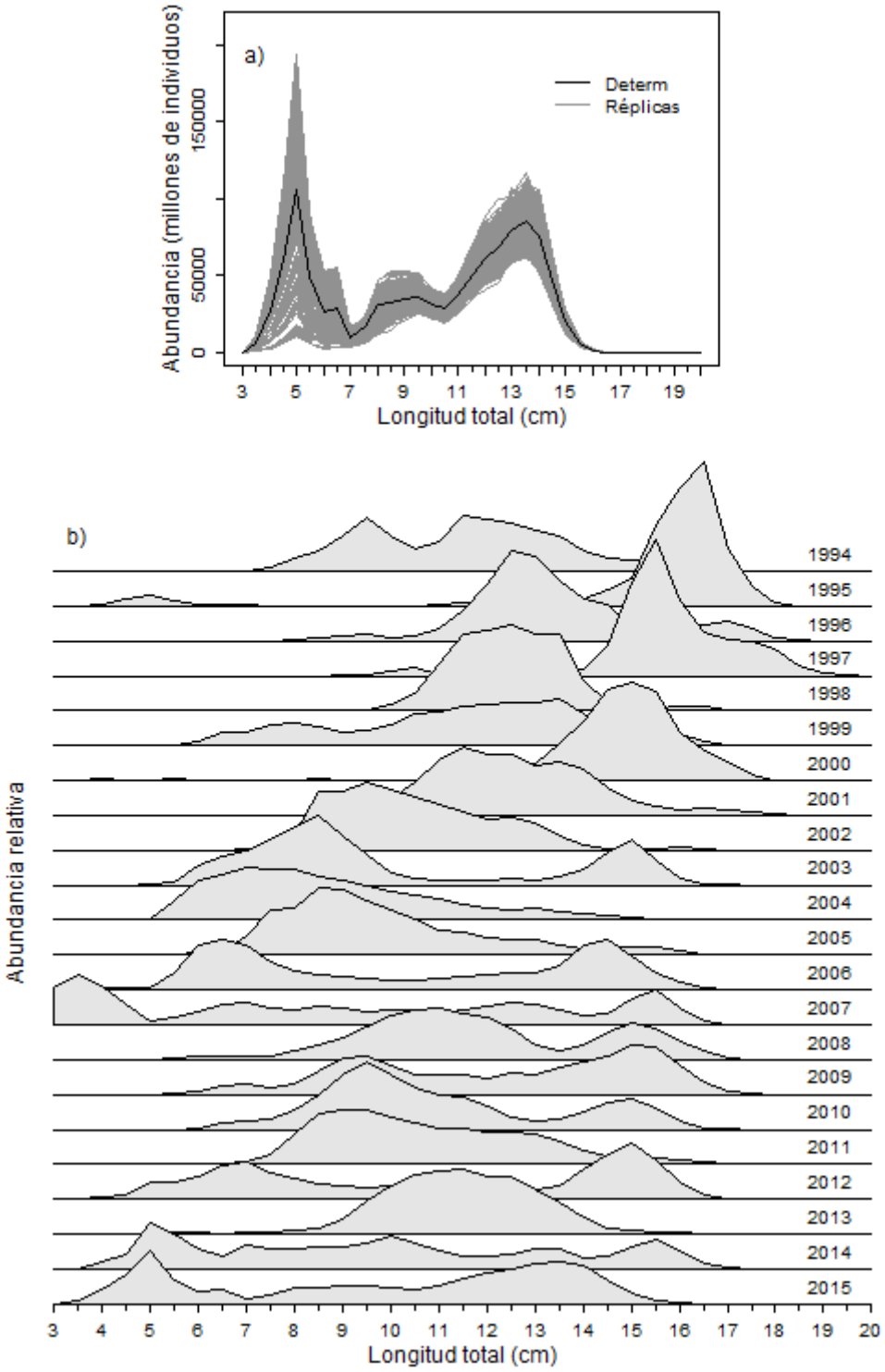

Figura 6. Información utilizada para estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa del stock: a) abundancia por tallas del Stock Norte-Centro de la anchoveta estimada de manera determinística para el verano de 2015 (línea negra) y réplicas de la abundancia del stock estimadas de manera probabilística para el mismo periodo (líneas grises); y b) abundancia por tallas del stock estimada de manera determinística para los veranos de 1994 a 2015.

Proyección sin explotación

En un primer término, la abundancia por tallas del stock fue proyectado sin explotación. Para la proyección del número de individuos se utilizó la ecuación de decaimiento exponencial (Sparre and Venema 1998) (Ecuación 1).

$$N_{t+dt}^{L} = N_{t}^{L} * exp(-M^{L} * dt), \quad (Ec. 1)$$

Donde N_{t+dt}^{L} es el número de individuos de la marca de talla L en el instante $t + dt$ (i. e. día siguiente); N_{t}^{L} es el número de individuos de la misma marca de talla L en el instante t; M^{L} es la tasa instantánea de mortalidad natural asociada a la marca de talla L (que en el presente ejercicio tomó los siguientes valores por rango de talla: 1.29 y^{-1} para los individuos menores a 8.0 cm de LT, 0.92 y^{-1} para los individuos entre 8.0 y 11.5 cm de LT, y 0.83 y^{-1} para los individuos con talla igual o mayor a 12.0 cm de LT [Oliveros-Ramos *in prep.*]) (Figura 7a); y dt es el intervalo de tiempo de la proyección (1 día).

Para la proyección de las tallas se utilizó el siguiente arreglo de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy (Schnute and Richards 2008) (Ecuación 2):

$$L_{t+dt} = L\infty - (L\infty - L_{t}) * exp(-K * dt), \quad (Ec. 2)$$

Donde L_{t+dt} es la marca de talla L en el instante $t + dt$; L_{t} es la marca de talla L en el instante t; $L\infty$ es la longitud asintótica (que para el presente trabajo tomó un valor de 20.0 cm); K es la constante de crecimiento (que en el presente trabajo tomó un valor de 0.83 y^{-1}) [Goicochea C. *pers. com*] (Figura 7b); y dt es el intervalo de tiempo de la proyección.

Por cada intervalo de tiempo (dt), la biomasa del stock sin explotación fue estimada a partir de la integración de los pesos de todos los individuos presentes en el correspondiente vector de abundancia por tallas (Sparre and Venema 1998) (Ecuación 3):

$$BV_{t} = \sum_{L} (a * L^{b}) * N_{t}^{L}, \quad (Ec. 3)$$

Donde BV_t es la biomasa del stock sin explotación en el instante t; N_t^L es el número de individuos de la marca de talla L en el instante t; y a y b son los parámetros de la relación longitud-peso (que en el presente trabajo tomaron valores de 0.00294 y 3.33 respectivamente) (Figura 8a).

Proyección con explotación

En una segunda instancia, la abundancia por tallas del stock fue proyectada con explotación. Como ya se mencionó, cada estrategia de explotación fue definida por una combinación específica de valores de F y D. Sobre F hay que destacar tres aspectos: 1) que fue especificada para cada marca de talla mediante el uso de una ojiva de selectividad (la misma que fue representada por una función de tipo logística) (Sparre and Venema 1998); 2) que tomó el mismo valor para todos los días empleados por la flota para tomar la captura (el mismo que fue estimado al dividir F entre D); y 3) cuando D fue menor a T, F tomó valores de 0 durante los días que no hubo explotación (Ecuaciones 4 a 7).

$$S_L = {}^{1}/_{1 + exp(S_1 - S_2 * L)}, \quad (Ec. 4)$$

$$S_1 = {}^{L_{50} * Log(3)}/_{L_{75} - L_{50}}, \quad (Ec. 5)$$

$$S_2 = {}^{S_1}/_{L_{50}}, \quad (Ec. 6)$$

$$F_t^L = {}^{F}/_{D} * S^L, \quad (Ec. 7)$$

Donde S_L es la selectividad a la talla L; L_{50} y L_{75} son los parámetros que indican las tallas a las que el 50 y 75% del stock es retenido (parámetros que en el presente trabajo tomaron valores de 11.5 y 12.0 cm de LT respectivamente [Espino M. *pers. com*]) (Figura 8b); y F_t^L es la tasa instantánea de mortalidad por pesca estimada para cada marca de talla L y para cada intervalo de tiempo t.

Definida una combinación específica de F y D, la abundancia por tallas del stock fue proyectada por cada intervalo de tiempo (dt) a lo largo de todo el horizonte de proyección (T), utilizando la siguiente ecuación (Ecuación 8).

$$N_{t+dt}^{L} = N_{t}^{L} * \exp(-(M^{L} + F_{t}^{L}) * dt)\,, (Ec. 8)$$

Donde N_{t+dt}^{L} es el número de individuos de la marca de talla L en el instante $t + dt$; N_{t}^{L} es el número de individuos de la misma marca de talla L en el instante t; M^{L} es la tasa instantánea de mortalidad natural asociada a la marca de talla L; F_{t}^{L} es la tasa instantánea de mortalidad por pesca asociada a la talla L en el instante t; y dt es el intervalo de tiempo de la proyección.

Luego, por cada intervalo de tiempo (dt), la biomasa del stock con explotación ($BE_{F,D}$) fue estimada (de acuerdo a la Ecuación 3) a partir de la integración de los pesos de todos los individuos presentes en el correspondiente vector de abundancia por tallas con explotación.

Estimación del impacto

El impacto de cada estrategia de explotación asociada al control sobre el esfuerzo pesquero fue estimado como la razón entre la biomasa que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección como resultado de la explotación y la biomasa que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección sin considerar explotación (Ecuación 9).

$$I_{F,D} = \overline{BE}_{F,D} \Big/ \overline{BV}\,, (Ec. 9)$$

Donde $I_{F,D}$ es el impacto de la estrategia de explotación que combina valores específicos de F y D; $\overline{BE}_{F,D}$ es la biomasa que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección como resultado de la explotación; y $\overline{BV}$ es la biomasa que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección sin considerar explotación.

De esta manera, se consideró que el impacto asociado a la implementación de una estrategia de explotación fue menor si es que la razón arriba descrita tendió a 1 (debido a que la biomasa que en promedio estuvo disponible como resultado de la explotación se acercó a la biomasa que en promedio estuvo disponible sin explotación) y mayor si tendió a 0 (debido a que la biomasa que en promedio estuvo disponible como resultado de la explotación se alejó de la biomasa que en promedio estuvo disponible sin explotación).

Punto Biológico de Referencia

Todos los valores de impacto estimados en esta primera parte del trabajo (2400 x 1 cuando se utilizó como información de entrada la biomasa del stock estimada de manera determinística para el verano de 2015; 2400 x 1000 cuando se utilizaron las 1000 réplicas de la biomasa del stock estimadas de manera probabilística para el verano de 2015; y 2400 x 22 cuando se utilizó la biomasa del stock estimada de manera determinística para todos los veranos entre 1994 y 2015) fueron comparados con un Punto Biológico de Referencia (PBR). Para la determinación del PBR a utilizar se analizaron propiedades como la simplicidad de su estimación, el sentido biológico y una estructura que pueda ser utilizada para evaluar el impacto de todos los tipos de estrategias de explotación abordados en el presente trabajo (estrategias relacionadas al control del esfuerzo pesquero, al respeto a los procesos reproductivos y a la protección de los individuos juveniles).

Tomando como referencia el trabajo de Gabriel and Mace (1999), quienes sostienen que la biomasa para el Máximo Rendimiento Sostenible (B_{MRS}) puede ser estimada como un porcentaje de la biomasa no explotada (BV) (cifra que generalmente fluctúa en el rango del 30% al 60%), en el presente trabajo se estableció que $\overline{BE} = 0.6 * \overline{BV}$ o $\overline{BE}/\overline{BV} = 0.6$ puede ser utilizado como un $PBR\ Límite$ para evaluar el impacto de las estrategias de explotación relacionadas al control sobre el esfuerzo pesquero. Este PBR es de fácil estimación (para ello no se necesita información adicional a la ya generada), tiene sentido biológico (porque se entiende que llevando la biomasa del stock a un nivel inferior a $0.6 * BV$, no se podría obtener el Máximo Rendimiento Sostenible) y sus variaciones (60% de la

biomasa desovante no explotada y 60% de la abundancia de juveniles no explotada) pueden ser utilizados para evaluar el impacto de los otros tipos de estrategias de explotación abordados en el presente trabajo.

Estimación del riesgo

De acuerdo al procedimiento utilizado por el IMARPE, la estimación de la biomasa de la anchoveta también es un proceso probabilístico en que, mediante el re-muestreo de la información acústica y biológica recolectada durante los Cruceros de Evaluación, se generan 1000 réplicas de esta variable, a partir de las cuales se calculan luego medidas de dispersión como los límites de confianza y el coeficiente de variación, entre otros (IMARPE 2016). Se trata de un procedimiento que permite añadir incertidumbre a la biomasa, aunque únicamente la referida a la información recolectada durante los Cruceros de Evaluación. Luego, la estimación del impacto asociado a la implementación de cada estrategia sobre las 1000 réplicas de la biomasa, permite cuantificar el riesgo o probabilidad de que, implementada una estrategia de explotación, su impacto sobrepase el PBR (Ecuación 10).

$$R_{F,D} = {n(I_{F,D} < PBR)}/{n(I_{F,D})}, (Ec. 10)$$

Donde $R_{F,D}$ es el riesgo asociado a la implementación de la estrategia F, D; $n(I_{F,D} < PBR)$ es el número de estimaciones de impacto con un valor menor a $PBR = 0.6$; y $n(I_{F,D})$ es el número total de estimaciones de impacto (1000).

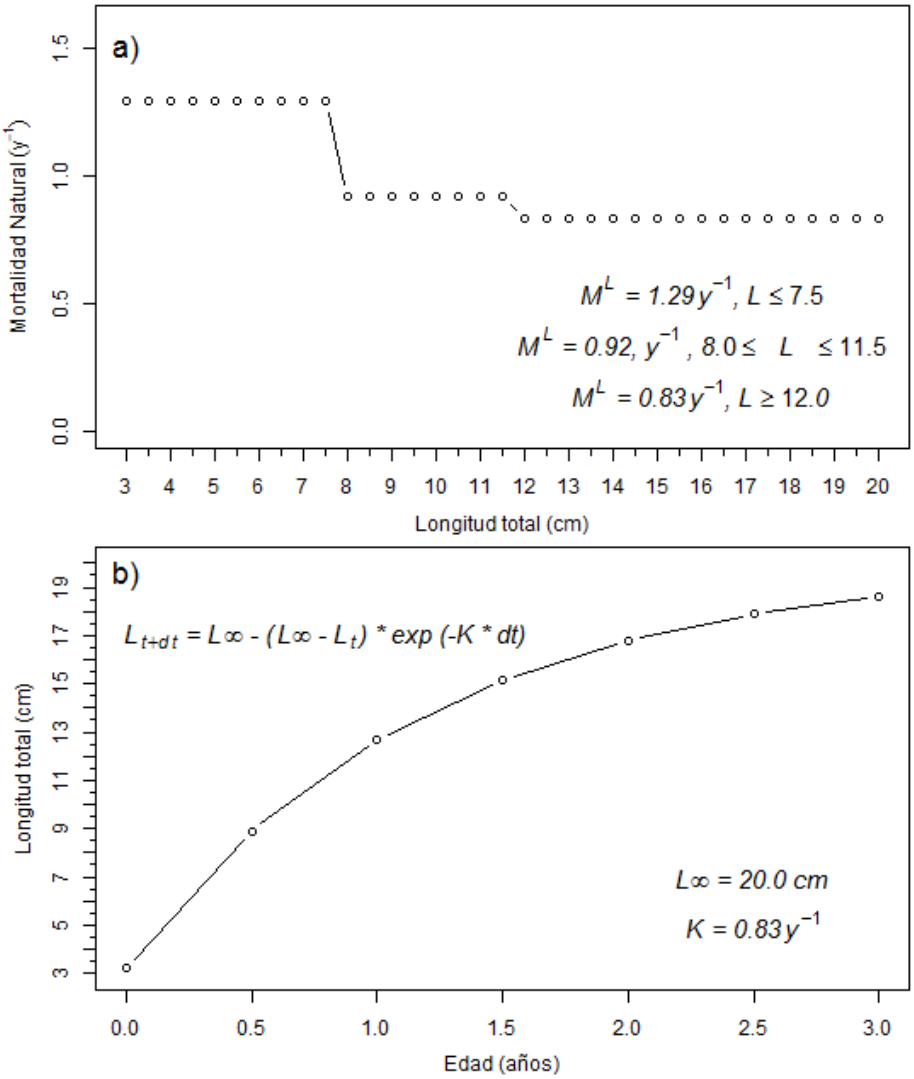

Figura 7. Curvas que representan: a) la mortalidad natural en función a las tallas de la anchoveta, y b) el crecimiento (en talla) en función a la edad. En ambos casos se presentan las ecuaciones y los valores de los parámetros utilizados para producir las curvas.

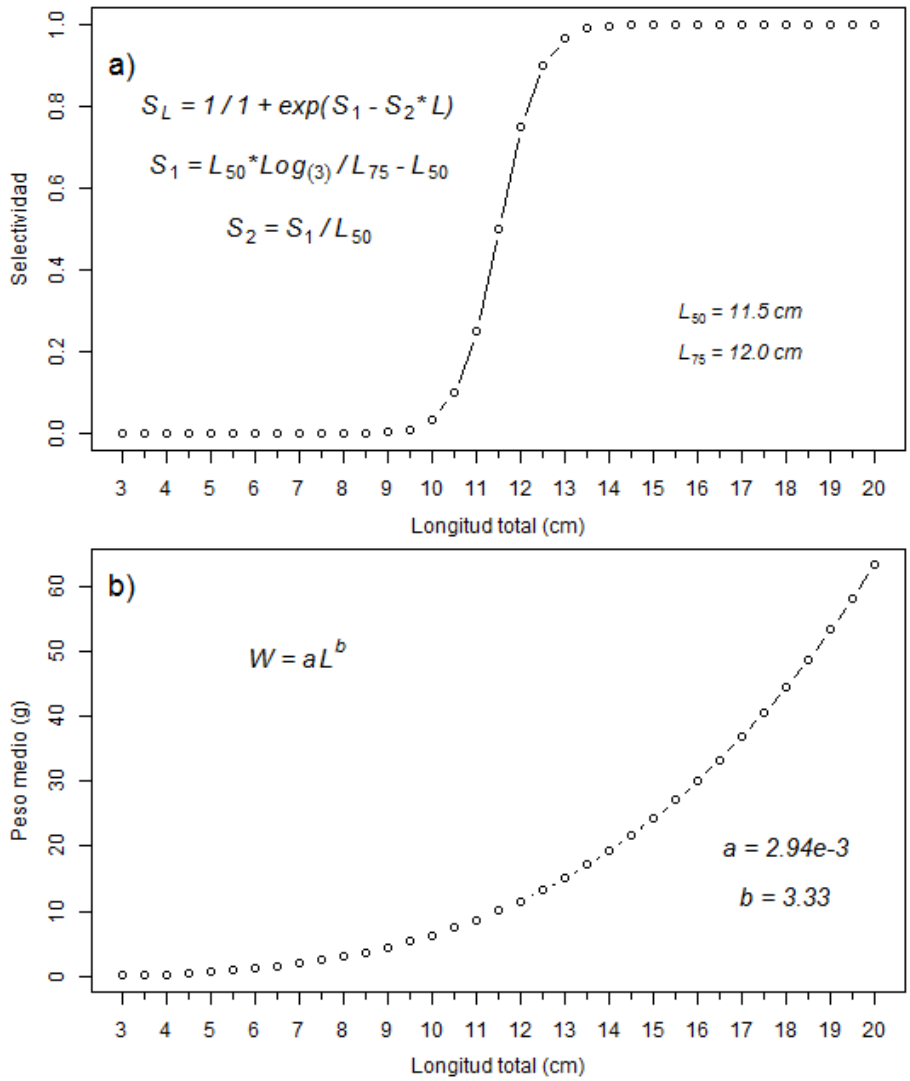

Figura 8. Curvas que representan: a) la selectividad de las redes de pesca en función a las tallas de la anchoveta, y b) el crecimiento (en peso) en función a la talla. En ambos casos se presentan las ecuaciones y los valores de los parámetros utilizados para producir las curvas.

4.2. Impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos sobre la biomasa desovante del stock

En el presente trabajo, una medida de manejo asociada al respeto a los proceso reproductivos es aquella que establece una magnitud de explotación (representada por una tasa instantánea de mortalidad por pesca, F) y la manera en que esta debe ser tomada dentro del proceso (representada en esta oportunidad por el número de días que forman parte de un proceso reproductivo pero que son utilizados por la flota para tomar F, así como por su ubicación dentro de este [e. g. al inicio, parte central o hacia el final del proceso], DR).

Como ya se mencionó, en la práctica F suele tomar valores diferentes a los establecidos por razones como la existencia de fuentes de mortalidad por pesca no registradas. En este caso DR también podría tomar valores diferentes a los establecidos debido a la omisión o atención parcial, por parte de los encargados del manejo, de las recomendaciones elevadas por el ente asesor para que se respeten de manera integral los procesos reproductivos. En consecuencia, las variantes o estrategias de explotación derivadas de este tipo de medida pueden ser definidas por cualquier combinación de los valores que F y DR pueden tomar.

En el presente trabajo se estableció que F pudo tomar valores entre 0.1 y 2.0 por temporada de pesca (a pasos de 0.1), mientras que los DR fueron definidos de la siguiente manera (al dividir un proceso reproductivo de 60 días en tres tercios):

- $DR1$: Se toma la F durante los primeros 20 días del proceso reproductivo (dejando sin explotación los siguientes 40).
- $DR2$: Se toma la F durante los primeros 40 días del proceso reproductivo (dejando sin explotación los siguientes 20).
- $DR3$: Se toma la F durante los 60 días que dura el proceso reproductivo.
- $DR4$: Se toma la F durante los primeros y últimos 20 días del proceso reproductivo (dejando sin explotación los 20 días intermedios).
- $DR5$: Se toma la F durante los 20 días intermedios del proceso reproductivo (dejando sin explotación los primeros y últimos 20).

- $DR6$: Se toma la F durante los últimos 40 días del proceso reproductivo (dejando sin explotación los primeros 20).
- $DR7$: Se toma la F durante los últimos 20 días del proceso reproductivo (dejando sin explotación los primeros 40).

En consecuencia, el número de estrategias de explotación propuesto para esta segunda parte del trabajo fue de 140 (20 valores de F x 7 variantes de DR), cada una de las cuales estuvo definida por una combinación específica de valores de F y DR (Figura 9).

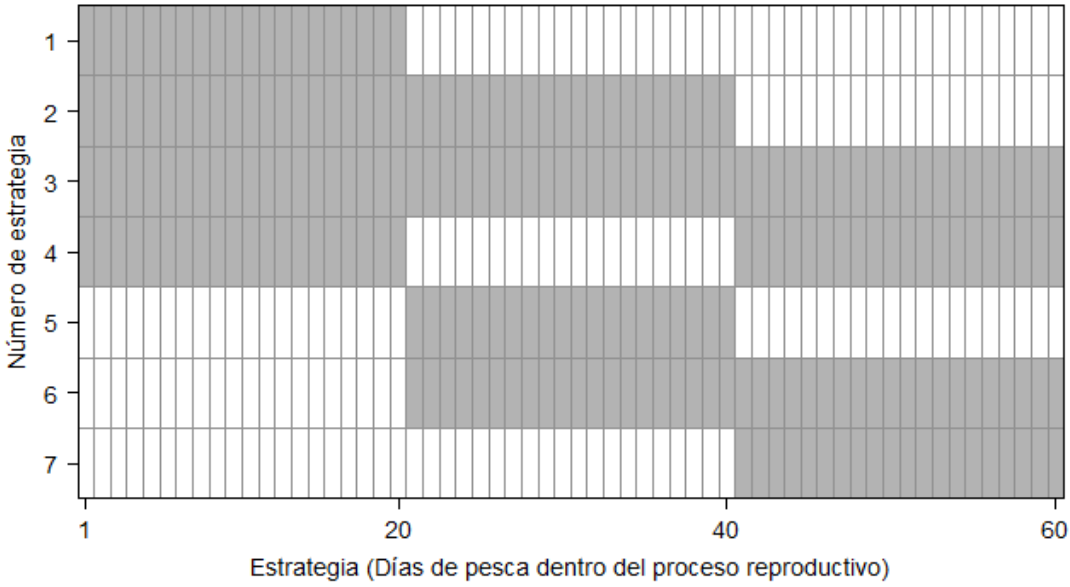

Figura 9. Representación gráfica de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos (para un valor dado de F) propuestas. En el presente trabajo se estimó el impacto de cada una de ellas sobre la biomasa desovante del stock.

Luego, el impacto de la implementación de cada estrategia de explotación arriba definida también fue estimada sobre tres tipos de información: 1) sobre la biomasa desovante del stock estimada de manera determinística para el 14 de julio de 2015 (Figura 10a); 2) sobre las 1000 réplicas de la biomasa desovante del stock estimadas de manera probabilística para el 14 de julio de 2015 (Figura 10a); y 3) sobre la biomasa desovante del stock estimada de manera determinística para todos los 14 de julio entre 1994 y 2015 (Figura 10b). Como no se cuenta con estimados de biomasa por el método acústico para el 14 de julio de cada año, estos

valores fueron calculados al proyectar la biomasa del stock estimada por los Cruceros de Evaluación Acústica de Recursos Pelágicos de verano, desde el 14 de marzo hasta esta fecha, descontando en el proceso las capturas tomadas por la flota (Figura 11a y 11b).

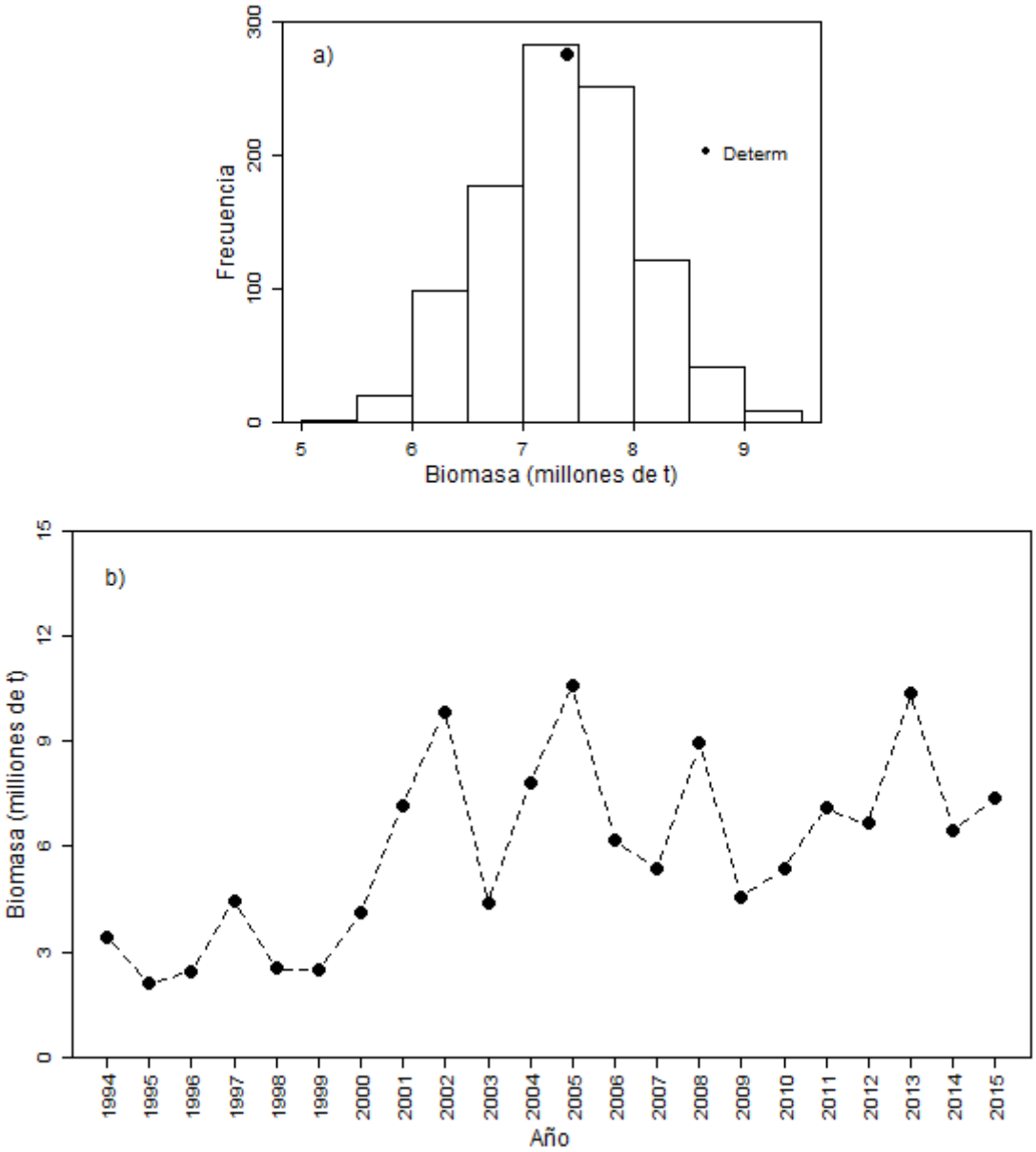

Figura 10. Información utilizada para estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos sobre la biomasa desovante del stock: a) biomasa del Stock Norte-Centro de la anchoveta estimada de manera determinística para el mes de julio de 2015 (círculo negro) y distribución de los valores de biomasa estimados de manera probabilística para el mismo periodo (barras); y b) valores de biomasa del stock estimados de manera determinística para los meses de julio de 1994 a 2015.

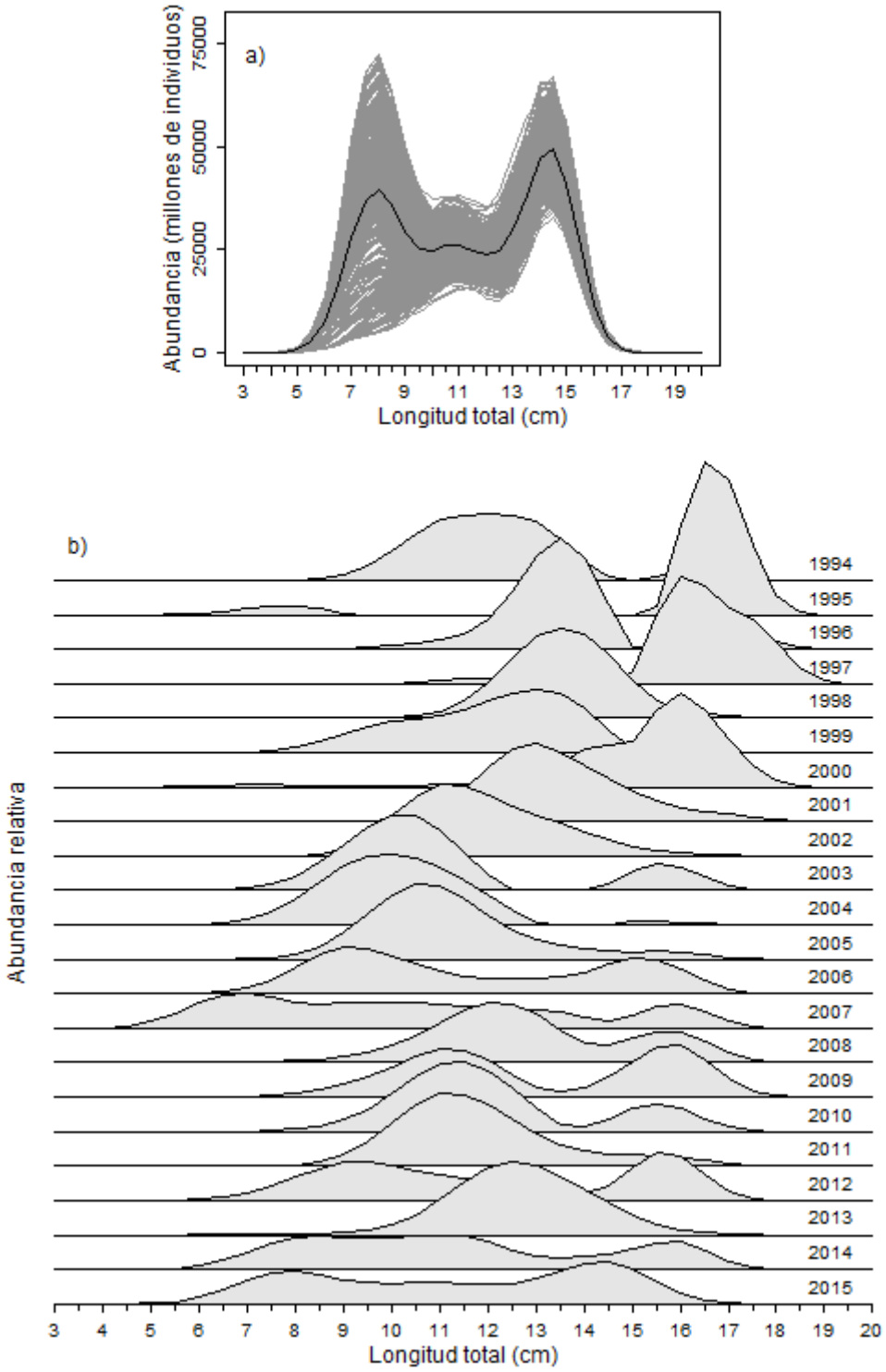

Figura 11. Información utilizada para estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa del stock: a) abundancia por tallas del Stock Norte-Centro de la anchoveta estimada de manera determinística para el mes de julio de 2015 (línea negra) y réplicas de la abundancia del stock estimadas de manera probabilística para el mismo periodo (líneas grises); y b) abundancia por tallas del stock estimada de manera determinística para los meses de julio de 1994 a 2015.

Definidas las estrategias y la información de entrada, el procedimiento para estimar el impacto sobre el stock fue similar al procedimiento descrito en el capítulo anterior, solo que en esta oportunidad se trabajó sobre la biomasa desovante y no sobre la total. En consecuencia los pasos seguidos fueron: 1) se proyectó la biomasa desovante del stock durante un horizonte de proyección dado sin considerar explotación; 2) se proyectó la biomasa desovante del stock durante el mismo horizonte de proyección pero bajo una combinación específica de F y DR (estrategia específica); y 3) se estimó el impacto asociado a la implementación de la estrategia como la razón entre la biomasa desovante que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección como resultado de la explotación y la biomasa desovante que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección sin considerar explotación. También, 4) se compararon los impactos con un PBR; y 5) para la información probabilística se estimó el riesgo asociado a la implementación de cada estrategia de explotación (i. e. riesgo de que implementada una estrategia, el impacto sobre la biomasa desovante del stock sobrepase el PBR).

En esta oportunidad, el horizonte de proyección (T) utilizado para las proyecciones fue definido como un periodo de 61 días, que es el número de días que generalmente transcurren desde el día previo al eventual inicio de un proceso reproductivo hasta el día de su culminación. Dado que la información de entrada correspondió a la biomasa desovante del stock estimada únicamente para el 14 de julio, T fue específicamente definido como el periodo de 61 días que transcurren entre 14 de julio (día previo al eventual inicio del proceso reproductivo de invierno) y el 14 de setiembre (día de su culminación) (Figura 12).

Como el impacto fue estimado sobre la biomasa desovante y no sobre la biomasa total, fue necesario estimar en primer lugar la abundancia desovante por tallas a partir del vector de abundancia total por tallas (tanto sin explotación [Ecuación 1] y con explotación [Ecuación 8]) y luego convertirla a biomasa desovante a partir de la integración de los pesos de todos los individuos presentes en los correspondientes vectores de abundancia desovante por tallas (Ecuación 3).

La abundancia desovante por tallas (ya sea sin explotación y con explotación) fue estimada al multiplicar la abundancia total por tallas por una ojiva de madurez

gonadal, la misma que fue representada por una función de tipo logística (Sparre and Venema 1998) (Ecuaciones 11 y 12).

$$ND_t^L = N_t^L * Mad^L, \quad (Ec. 11)$$

$$Mad^L = {}^{1}/_{(1 + c * exp(-d * L))}, \quad (Ec. 12)$$

Donde ND_t^L es el número de individuos desovantes de la marca de talla L en el instante t; N_t^L es el número total de individuos de la marca de talla L en el instante t; Mad^L es la madurez sexual relativizada a 1 de los individuos de la marca de talla L; c y d son los parámetros de la ojiva de madurez (que en el presente trabajo tomó valores de 1x10^{12} y 2.5275 respectivamente).

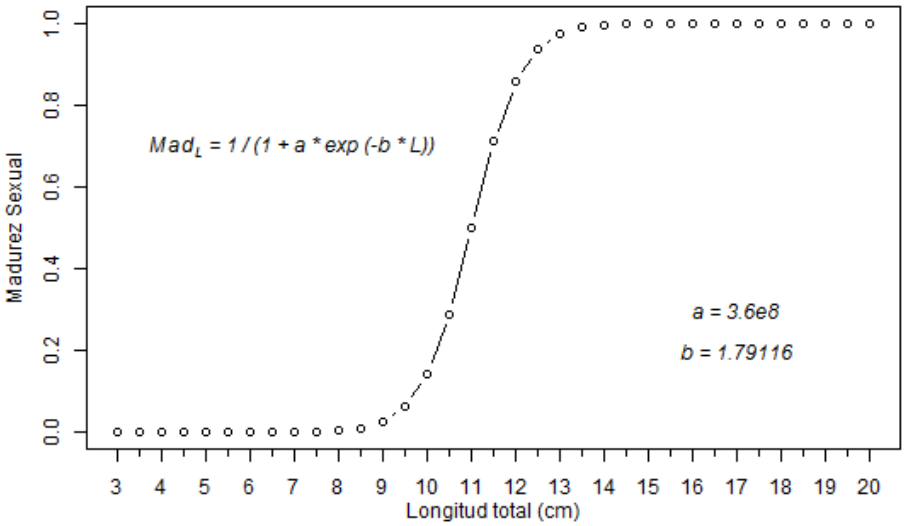

Figura 12. Curva que representa la madurez sexual de la anchoveta en función a las tallas. En la figura también se presenta la ecuación y los valores de los parámetros utilizados para producir las curvas.

Entonces, el impacto de cada estrategia de explotación asociada al respeto a los procesos reproductivos fue estimado como la razón entre la biomasa desovante que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección como resultado de la explotación y la biomasa desovante que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección sin considerar explotación (Ecuación 13):

$$I_{F,DR} = \overline{BDE}_{F,DR} \Big/ \overline{BDV}, \quad (Ec. 13)$$

Donde $I_{F,DR}$ es el impacto de la estrategia de explotación que combina valores específicos de F y DR; $\overline{BDE}_{F,DR}$ es la biomasa que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección como resultado de la explotación; y $\overline{BDV}$ es la biomasa que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección sin considerar explotación.

Finalmente, el PBR fue establecido como $\overline{BDE} = 0.6 * \overline{BDV}$ o $\overline{BDE} / \overline{BDV} = 0.6$, mientras que el riesgo o probabilidad de que, implementada una estrategia de explotación, su impacto sobrepase el PBR fue estimado como (Ecuación 14).

$$R_{F,DR} = n(I_{F,DR} < PBR) \Big/ n(I_{F,DR}), \quad (Ec. 14)$$

Donde $R_{F,DR}$ es el riesgo asociado a la implementación de la estrategia F, DR; $n(I_{F,DR} < PBR)$ es el número de estimaciones de impacto con un valor menor a $PBR = 0.6$; y $n(I_{F,DR})$ es el número total de estimaciones de impacto (1000).

4.3. Impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles sobre la abundancia de este componente del stock

En el presente trabajo, una medida de manejo asociada a la protección de los individuos juveniles es aquella que establece una magnitud de explotación (representada por una tasa instantánea de mortalidad por pesca, F) y un nivel de tolerancia de juveniles en las capturas (representada por un porcentaje de individuos que pueden formar parte de las capturas [deducido del número total de individuos capturados] sin que ello se constituya en falta, Tol).

Como ya se mencionó, en la práctica F suele tomar valores diferentes a los establecidos por razones como la existencia de fuentes de mortalidad por pesca no registradas. En este caso Tol también puede tomar valores diferentes a los establecidos debido a la omisión o atención parcial, por parte de los encargados del manejo, de las recomendaciones elevadas por el ente asesor para que se proteja de manera integral a los individuos juveniles. Por lo tanto, las variantes o estrategias de explotación derivadas de este tipo de medida pueden ser definidas por cualquier combinación de los valores que F y Tol pueden tomar.

En el presente trabajo se estableció que F pudo tomar valores entre 0.1 y 2.0 por temporada de pesca (a pasos de 0.1) y que Tol pudo tomar valores entre 0 y 100% (a pasos de 1%). En consecuencia, el número de estrategias de explotación propuesto para esta primera parte del trabajo fue de 2020 (20 valores de F x 101 valores de Tol), cada una de las cuales estuvo definida por una combinación específica de valores de F y Tol (Figura 13).

Luego, el impacto de la implementación de cada estrategia de explotación arriba definida fue estimada sobre tres tipos de información: 1) sobre la abundancia de juveniles del stock estimada de manera determinística para el verano de 2015 (Figura 6a); 2) sobre las 1000 réplicas de la abundancia de juveniles del stock estimadas de manera probabilística para el verano de 2015 (Figura 6a); y 3) sobre la abundancia de juveniles del stock estimada de manera determinística para todos los veranos entre 1994 y 2015 (Figura 6b).

Definidas las estrategias y la información de entrada, se siguieron los siguientes pasos para la estimación del impacto: 1) se estimó la abundancia de juveniles disponibles a partir de la abundancia total estimada por los Cruceros de Evaluación; 2) se estimó la abundancia remanente de juveniles luego de la aplicación de una combinación específica de F y Tol (estrategia específica); y 3) se estimó el impacto asociado a la implementación de la estrategia de explotación como la razón entre la abundancia remanente de juveniles luego de la explotación y la abundancia disponible de juveniles sin explotación. Además, 4) los impactos estimados fueron comparados con un Punto Biológico de Referencia; y 5) para la información probabilística se estimó el riesgo asociado a la implementación de cada estrategia de explotación (i. e. riesgo de que implementada una estrategia, el impacto sobre la abundancia de juveniles del stock sobrepase el Punto Biológico de Referencia).

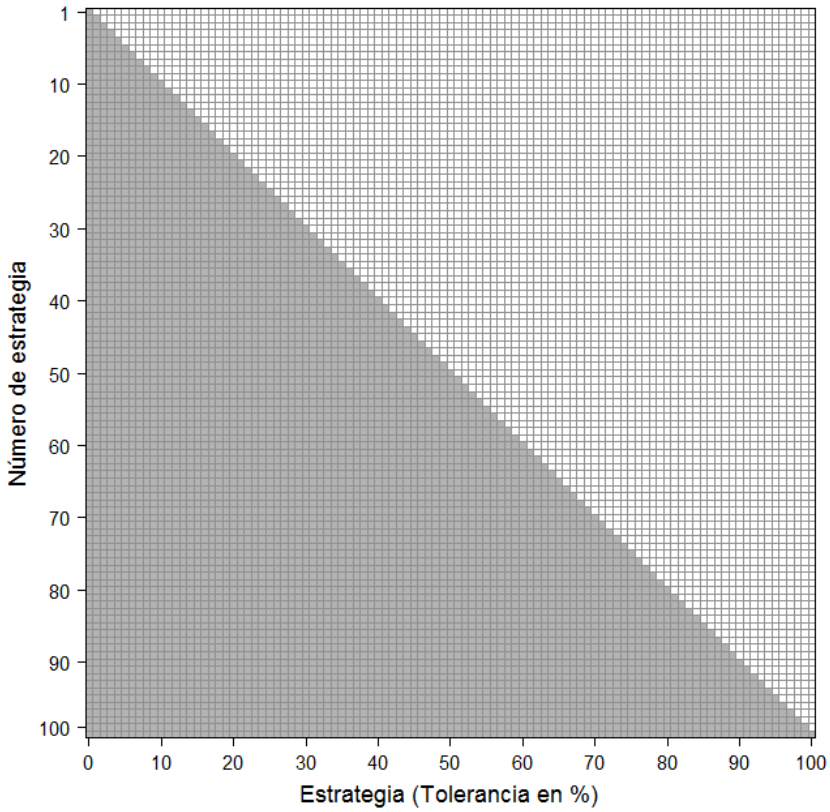

Figura 13. Representación gráfica de las diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles (para un valor dado de F) propuestas. En el presente trabajo se estimó el impacto de cada una de ellas sobre la abundancia de este componente del stock.

Antes de entrar al detalle sobre cada uno de estos puntos, es necesario aclarar que para el desarrollo del presente ejercicio no se hicieron proyecciones, todos los cálculos fueron hechos de manera estática a partir de la abundancia por tallas del stock estimada para los veranos, y que para efectos de cálculo, todos los individuos menores a 12 cm de LT son considerados como juveniles.

Juveniles sin explotación

Para un verano específico, la abundancia de juveniles disponibles sin considerar explotación fue estimada a partir de la integración de las abundancias de todos los individuos menores a 12 cm presentes en el correspondiente vector de abundancia por tallas del stock (Ecuación 15).

$$NJ = \sum_{L} N^{L}, \quad (Ec. 15)$$

Donde NJ es la abundancia de juveniles y N^{L} es el número de individuos de la marca de talla L. Cabe recordar que para el presente ejercicio L fluctuó entre 3.0 y 11.5 cm, a pasos de 0.5 cm.

Juveniles con explotación

En el presente ejercicio, la explotación fue definida por dos variables: una magnitud de explotación (F) y un nivel de tolerancia de juveniles en las capturas (Tol). Definida una combinación específica de valores para ambas variables se procedió a convertir la F en una cuota de captura (Q), utilizando para ello la Ecuación de Captura de Baranov, la ojiva de selectividad de las redes de cerco y los parámetros de la relación longitud-peso (Sparre and Venema 1998) (Ecuación 16 a 19).

$$C^{L} = N^{L} * {F^{L}}/{Z^{L}} * \left(1 - exp(-Z^{L} * dt)\right), \quad (Ec. 16)$$

$$F^{L} = F * S^{L}, \quad (Ec. 17)$$

$$Z^L = M^L * F^L, \quad (Ec. 18)$$

$$Q = \sum_L (a * L^b) * C^L, \quad (Ec. 19)$$

Donde C^L es el número de individuos capturados de la marca de talla L; N^L es el número de individuos del stock de la marca de talla L; Z^L es la tasa instantánea de mortalidad total de los individuos de la marca de talla L; M^L es la tasa instantánea de mortalidad natural de los individuos de la marca de talla L; F^L es la tasa instantánea de mortalidad por pesca de los individuos de la marca de talla L; S^L es la selectividad de los individuos de la marca de talla L; a y b son los parámetros de la relación longitud-peso; y Q es la cuota de captura.

Posteriormente, se procedió a simular tantas operaciones de pesca como las necesarias para cumplir con la Q asignada. La fuente de información a partir de la cual se procedió a simular las operaciones de pesca fue la abundancia por tallas del stock. Para ello, el vector de abundancia por tallas fue convertido a un vector de biomasa por talla (Ecuación 20), y luego a una distribución de probabilidades al dividir la biomasa de los individuos de una marca de talla entre la biomasa de todo el stock (Ecuación 21).

$$B^L = N^L * (a * L^b), \quad (Ec. 20)$$

$$p^L = {B^L}/{\sum_L B^L}, \quad (Ec. 21)$$

Donde B^L es la biomasa de los individuos de la marca de talla de talla L; N^L es el número de individuos de la marca de talla L; a y b son los parámetros de la relación longitud-peso; p^L es la probabilidad de ocurrencia de un cardumen con talla media L.

Luego, a partir de esta distribución, se procedió a elegir con cierta probabilidad una marca de talla, que se asumió correspondió a la talla media de un cardumen a pescar. Usando esta talla media, una desviación estándar (que se asumió estuvo correlacionada de manera inversa con la talla media [C. Goicochea, *pers. com.*]), la ojiva de selectividad de las redes de cerco y un peso de 65 t (que es la captura por

operación de pesca que en promedio obtiene la flota de cerco), se procedió a construir la abundancia por tallas del cardumen a pescar (Ecuación 22 y 23).

$$n_i \sim n(\mu_i, \sigma_i), \quad (Ec. 22)$$

$$n_i^L = n_i^L * S_i^L * \left({}^{65}/_{\sum_L (n_i^L * a * L^b)} \right), \quad (Ec. 23)$$

Donde n_i es la abundancia por tallas del cardumen simulado durante la iteración i, dados una talla media μ_i y una desviación estándar σ_i; n_i^L es el número de individuos de la marca de talla L del cardumen correspondiente a la iteración i; S_i^L es la selectividad de los individuos de la marca de talla L correspondiente a la iteración i; y a y b son los parámetros de la relación longitud-peso.

Construido el vector, se asumió que los pescadores procederán a retener el cardumen capturado si el porcentaje de juveniles que contiene es menor o igual a Tol, y por el contrario procederán a descartarlo, si el porcentaje de juveniles que contiene es mayor a Tol, esto con el propósito de evitar la penalización económica.

La simulación de operaciones de pesca y sus respectivos cardúmenes fue un proceso iterativo, en el que por cada iteración, la abundancia por tallas del stock fue actualizada al descontar de esta la abundancia por tallas del cardumen recientemente simulado (Ecuación 24).

$$N_{i+1}^L = N_i^L - n_i^L, \quad (Ec. 24)$$

Donde N_{i+1}^L es el número de individuos de la marca de talla L del stock durante la iteración posterior; N_i^L es el número de individuos de la marca de talla L del stock durante la iteración actual; y N_i^L es el número de individuos de la marca de talla L del cardumen correspondiente a la iteración i.

De esta manera, al final de todas las simulaciones, se pudo cuantificar las toneladas de juveniles retenidos y descartados, dada una combinación específica de F y Tol, así como la abundancia de los juveniles disponibles o remanentes como resultado de la explotación.

Estimación del impacto

El impacto de las estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles fue estimado como la razón entre la abundancia remanente de juveniles luego de la explotación y la abundancia disponible de juveniles sin considerar explotación (Ecuación 25).

$$I_{F,Tol} = \overline{NJ}_{F,Tol} \Big/ \overline{NJV}, \quad (Ec.25)$$

Donde $I_{F,Tol}$ es el impacto de una estrategia de explotación que combina valores específicos de F y Tol; $\overline{NJ}_{F,Tol}$ es la abundancia de juveniles que en promedio estuvo disponible durante un mes dado como resultado de la explotación; y $\overline{NJV}$ es la abundancia de juveniles que en promedio estuvo disponible durante el mismo mes sin considerar explotación.

Estimación del riesgo

En esta ocasión, el PBR fue establecido como $\overline{NJ}_{F,Tol} = 0.6 * \overline{NJV}$ o $\overline{NJ}_{F,Tol} \Big/ \overline{NJV} = 0.6$, mientras que el riesgo o probabilidad de que, implementada una estrategia de explotación, su impacto sobrepase el PBR fue estimado como (Ecuación 26).

$$R_{F,Tol} = n(I_{F,Tol} < PBR) \Big/ n(I_{F,Tol}), \quad (Ec.26)$$

Donde $R_{F,Tol}$ es el riesgo asociado a la implementación de la estrategia F, Tol; $n(I_{F,Tol} < PBR)$ es el número de estimaciones de impacto con un valor menor a $PBR = 0.6$; y $n(I_{F,Tol})$ es el número total de estimaciones de impacto (1000).

5. RESULTADOS

5.1. Impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa del stock

En los paneles del lado izquierdo de la Figura 14 se observa la evolución de la abundancia por tallas del stock (estimada de manera determinística para el verano de 2015) durante el horizonte de proyección (T) primero sin explotación (Figura 14a) y luego bajo tres escenarios de explotación que combinaron un valor de mortalidad por pesca ($F = 1$) y tres valores de duración de temporada ($D = 1, 60\ y\ 120\ días$) (Figuras 14c, e y g respectivamente). En los paneles de la derecha se observa la evolución de la correspondiente biomasa del stock durante el horizonte de proyección (T) primero sin explotación (BV) (Figura 14b) y luego de manera conjunta con la biomasa que resultó de la aplicación de las estrategias de explotación arriba mencionadas ($BE_{F=1,D=1}$; $BE_{F=1,D=60}$ y $BE_{F=1,D=120}$) (Figuras 14d, f y h respectivamente).

Como se observa en los paneles del lado izquierdo, la abundancia del stock, especialmente de los individuos adultos, decayó de manera abrupta o suave dependiendo de D (Figuras 14c, e y g). En los casos en que $D = 1\ y\ 60\ días$, el decaimiento de la abundancia se atenuó luego de transcurrido D (Figuras 14c, e y g) debido a que a partir de ese entonces la abundancia se redujo solo en función a M.

Como se observa en los paneles del lado derecho, la biomasa del stock también decayó de manera abrupta o tenue dependiendo de D (Figuras 14d, f y h). En los casos en que $D = 1\ y\ 60\ días$, la biomasa se incrementó luego de transcurrido D (Figuras 14c, d y f) debido al crecimiento en talla y consecuentemente en peso de los individuos sobrevivientes, especialmente de los juveniles. Como se sabe, la biomasa de un stock en un momento determinado es el resultado del balance entre la cantidad de muertes, ya sea por causas naturales o por la pesca, y el crecimiento de los individuos sobrevivientes.

Los impactos resultantes de la implementación de las estrategias arriba mencionadas (razón entre la biomasa que en promedio estuvo disponible durante

todo el horizonte de proyección como resultado de la explotación [$\overline{BE}_{F,D}$] y la biomasa que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección sin considerar explotación [$\overline{BV}$]) fueron estimados en $I_{F=1,D=1} = 0.53$, $I_{F=1,D=60} = 0.60$ e $I_{F=1,D=120} = 0.70$ respectivamente, sin embargo en la Figura 15a también se observan los $I_{F,D}$ estimados para las estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y de todos los valores que tomó D ($D = 1, \ldots, 120\ días$, a pasos de $1\ día$). Como se aprecia, el $I_{F=1,D}$ tendió a 0 (fue mayor) cuando D fue menor y por el contrario tendió a 1 (fue menor) cuando D fue mayor.

En la Figura 15b se presenta (a manera de isolíneas) el impacto sobre la biomasa del stock estimada de manera determinística para el verano de 2015 de las 2400 estrategias de explotación propuestas en esta primera parte del trabajo (combinación de todos los valores de F y D). Como se aprecia, para cualquier valor de F también se cumplió la regla de que el $I_{F,D}$ tendió a 0 (fue mayor) cuando D fue menor y que tendió a 1 (fue menor) cuando D fue mayor, sin embargo, las diferencias entre estas situaciones opuestas se incrementaron mientras mayor fue el F. De esta manera, los niveles de $I_{F,D}$ más altos (valores cercanos a 0) correspondieron a estrategias que combinaron altos valores de F y bajos valores de D, y por el contrario, los niveles de $I_{F,D}$ más bajos (valores cercanos a 1) correspondieron a estrategias que combinaron bajos valores de F y altos valores de D.

En la Figura 16a se presenta (a manera de área sombreada) la distribución de los 1000 valores de impacto estimados sobre las correspondientes réplicas de la biomasa del stock (estimadas de manera probabilística para el verano de 2015) como consecuencia de la implementación de todas las estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y todos los valores que tomó D ($D = 1, \ldots, 120\ días$, a pasos de $1\ día$). Como se aprecia, los valores de $I_{F=1,D}$ fueron similares a los estimados para la biomasa determinística (línea discontinua). Además, a partir de la distribución de estos valores se pudo determinar que los límites de confianza (al 95%) de los impactos asociados a la implementación de las estrategias que combinaron $F = 1$ y $D = 1, 60\ y\ 120\ días$ fueron $I_{F=1,D=1} = 0.50 - 0.55$, $I_{F=1,D=60} = 0.58 - 0.62$ e $I_{F=1,D=120} = 0.68 - 0.71$ respectivamente.

De acuerdo a la misma figura, el impacto sobre la biomasa determinística del stock sobrepasó al PBR cuando $D \leq 58\ días$, mientras que el impacto sobre la biomasa probabilística sobrepasó al PBR cuando $44\ días \leq D \leq 73\ días$. De acuerdo a la Figura 16b, el riesgo de que el impacto asociado a la implementación de una estrategia de explotación sobrepase el PBR ($R_{F=1,D}$) comenzó a ser mayor a 0% cuando $D \leq 77\ días$, fue del 50% cuando $D = 59\ días$ y comenzó a ser del 100% cuando $D \leq 26\ días$.

En la Figura 16c se presenta (a manera de isolíneas) los valores de $R_{F,D}$ asociados a la implementación de las 2400 estrategias de explotación propuestas para esta primera parte del trabajo. Como se aprecia, niveles de $R_{F,D}$ altos correspondieron a estrategias de explotación que combinaron altos valores de F y bajos valores de D, y por el contrario, niveles de $R_{F,D}$ bajos correspondieron a estrategias que combinaron bajos valores de F y altos valores de D.

Finalmente, en la Figura 17 se presentan los valores de impacto sobre las biomasas del stock estimadas de manera determinística para los veranos de 1994 a 2015 como consecuencia de la implementación de todas las estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y todos los valores que tomó D ($D = 1, \ldots, 120\ días$, a pasos de $1\ día$). Como se aprecia, la evolución del $I_{F=1,D}$ por estrategia de explotación tuvo la misma tendencia en todos los casos (el $I_{F=1,D}$ tendió a 0 o fue mayor cuando D fue menor y por el contrario tendió a 1 o fue menor cuando D fue mayor), sin embargo, la magnitud de $I_{F=1,D}$ dependió de la abundancia por tallas y correspondiente biomasa del stock. Así tenemos que:

- Cuando el stock contuvo una importante abundancia de reclutas (individuos con tallas alrededor de los 12 cm de LT) (años 2002 a 2005 y 2010 a 2011), el $I_{F=1,D}$ asociado a cualquier estrategia de explotación (incluidas aquellas con valores de $D < 40\ días$) no sobrepasó o sobrepasó muy ligeramente el PBR (en consecuencia, la situación del stock durante estos años fue considerada como de baja vulnerabilidad) (Figuras 17a y b).
- Cuando el stock contuvo una abundancia mediana de reclutas (años 1994, 1999, 2006 a 2009 y 2012 a 2015), el $I_{F=1,D}$ asociado a las estrategias de

explotación sobrepasó el PBR cuando $40\ días \leq D \leq 79\ días$ (i. e. el stock presentó una vulnerabilidad media) (Figuras 17c y d).

- Cuando el stock contuvo una baja abundancia de reclutas (años 1995 a 1998 y 2000 a 2001), el impacto asociado a las estrategias de explotación sobrepasó el PBR cuando $D \geq 80\ días$ (i. e. el stock presentó una vulnerabilidad alta) (Figuras 17e y f).

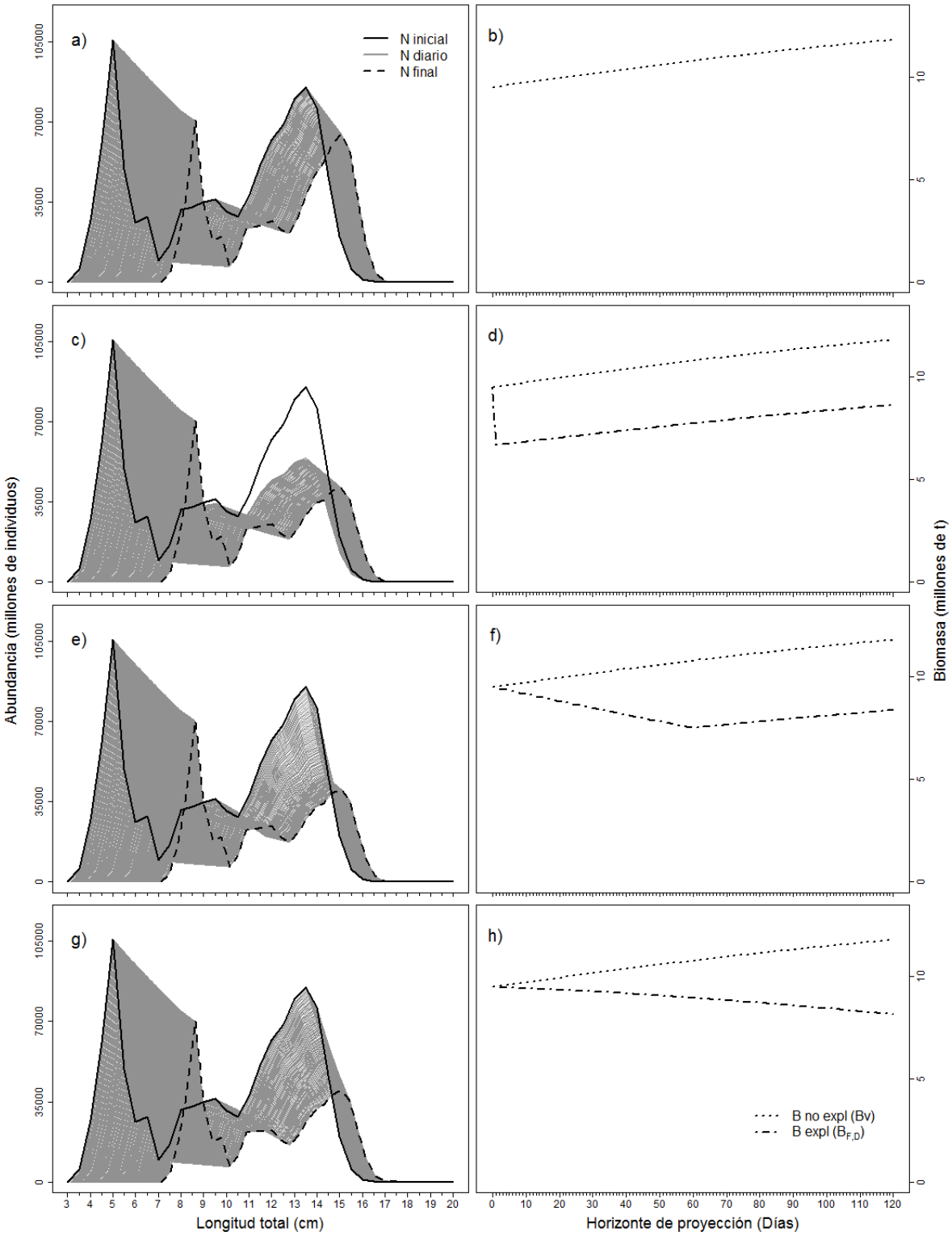

Figura 14. Evolución de la abundancia por tallas del stock (paneles de la izquierda) y biomasa del stock (paneles de la izquierda) durante el horizonte de proyección a-b) sin explotación; c-d) bajo la estrategia de explotación que combinó una $F = 1$ y $D = 1\ día$; e-f) bajo la estrategia de explotación que combinó una $F = 1$ y $D = 60\ días$; y g-h) bajo la estrategia de explotación que combinó una $F = 1$ y $D = 120\ días$.

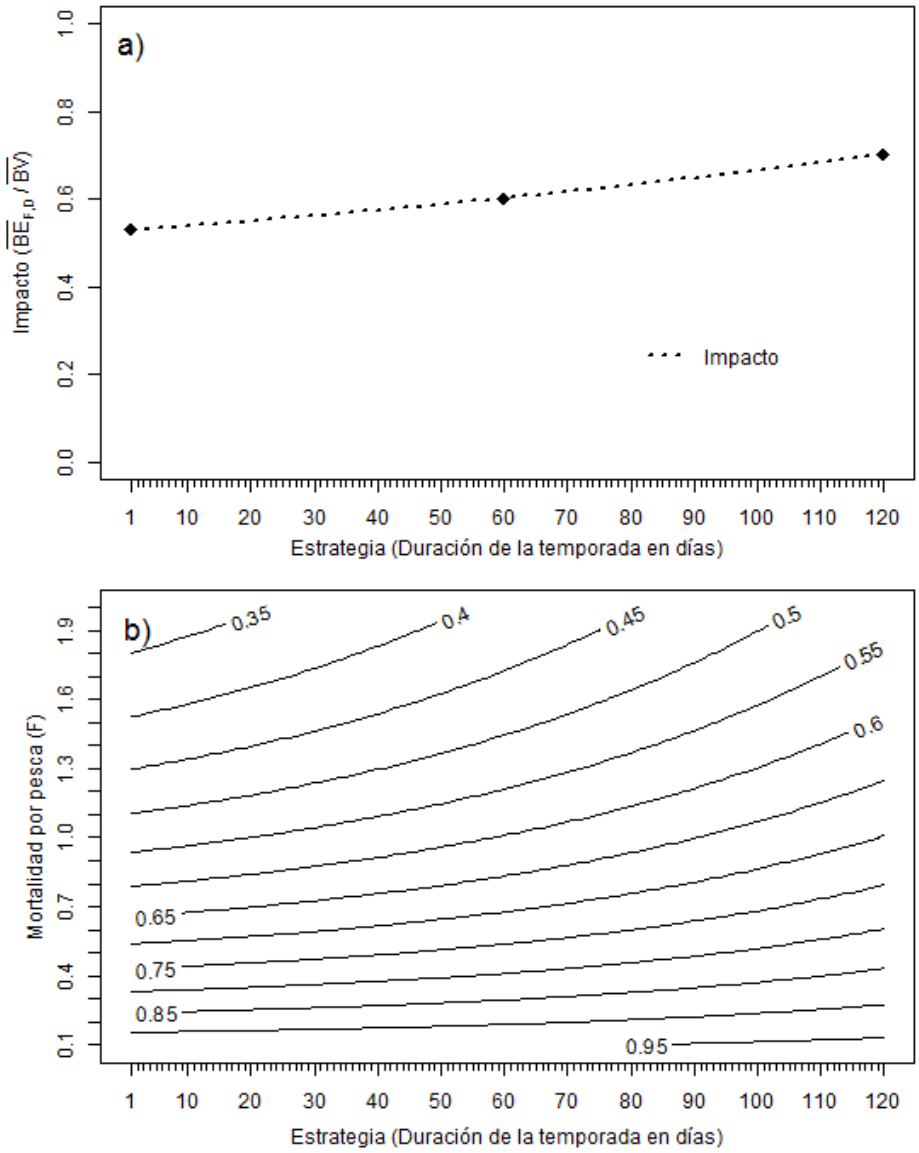

Figura 15. Impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa del stock: a) impacto de las diferentes estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y $D = 1, \ldots, 120\ días$ a pasos de $1\ día$ sobre la biomasa del stock estimada de manera determinística para el verano de 2015 (línea discontinua), se resalta además el impacto ocasionado por las estrategias que combinaron $F = 1$ y $D = 1{,}60\ y\ 120\ días$ (círculos negros); y b) impacto de todas las probables estrategias de explotación planteadas en esta primera parte del trabajo sobre la biomasa del stock estimada de manera determinística para el verano de 2015.

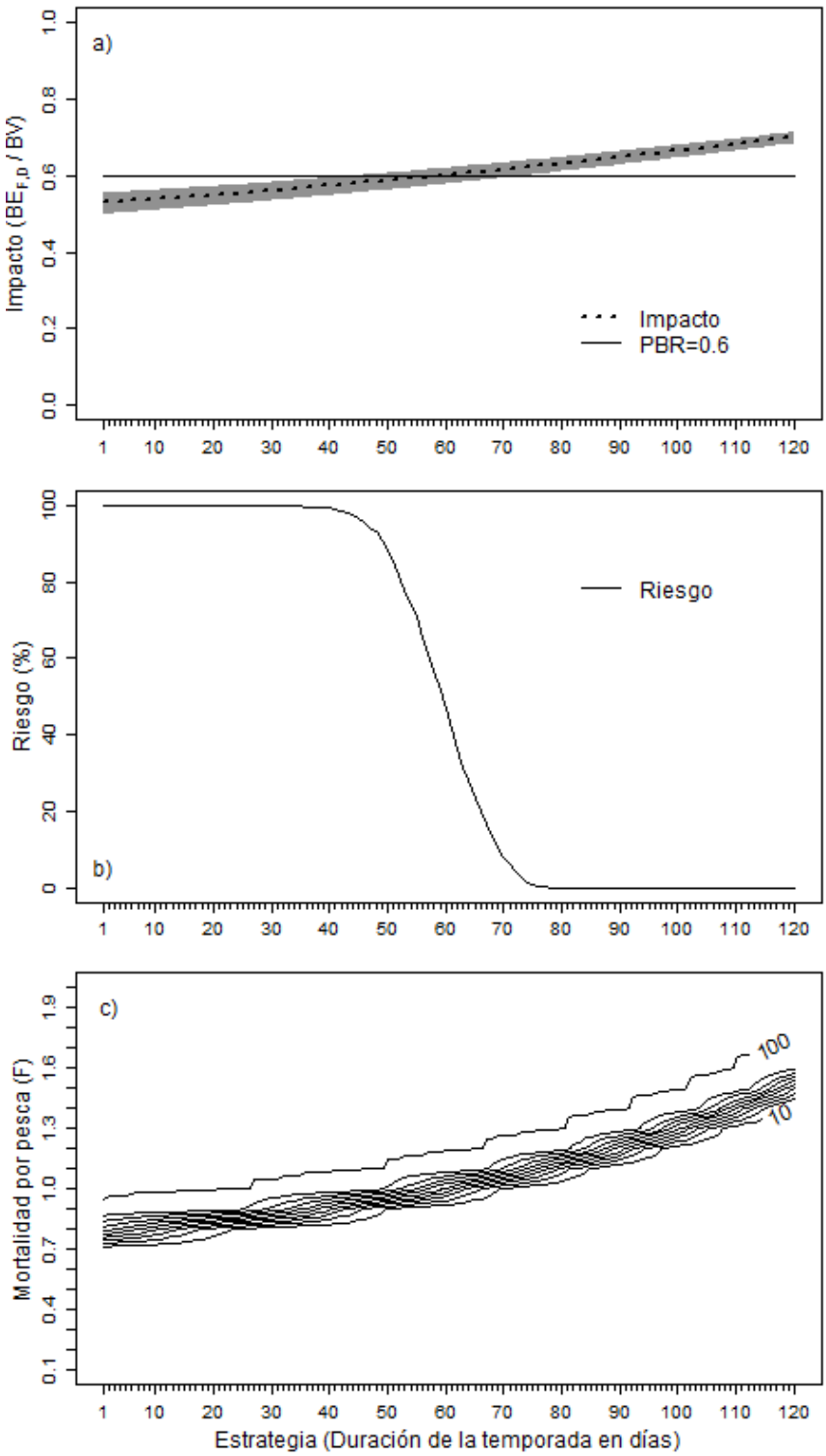

Figura 16. Impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa del stock: a) i impacto de las diferentes estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y $D = 1, \ldots, 120$ $días$ a pasos de 1 $día$ sobre la biomasa del stock estimada de manera probabilística para el verano de 2015 (área gris); b) riesgo de que implementada la estrategia de explotación $F = 1, D$ el impacto sobre la biomasa del stock sobrepase el PBR; y c) riesgo asociado a la implementación de todas las probables estrategias de explotación planteadas en esta primera parte del trabajo.

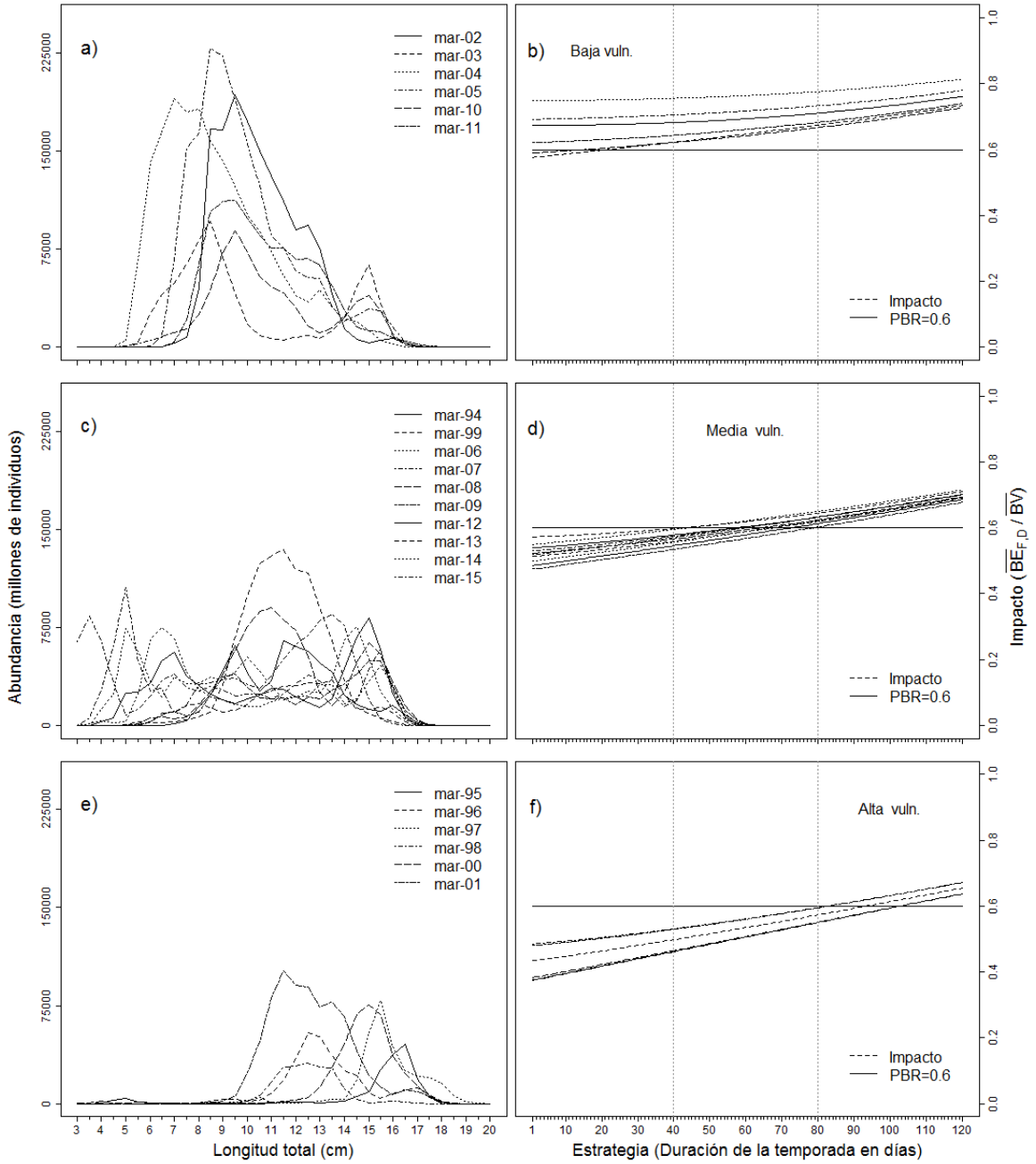

Figura 17. Abundancia por tallas del stock estimadas de manera determinística para los veranos desde 1994 a 2015 (paneles de la izquierda) e impacto sobre la correspondiente biomasa del stock como resultado de la implementación de estrategias que combinaron una $F = 1$ y $D = 1, \ldots, 120$ $días$ a pasos de 1 $día$ (paneles de la derecha). Los resultados de impacto son presentados de acuerdo al nivel de vulnerabilidad del stock a la implementación de las estrategias mencionadas: a-b) baja vulnerabilidad; c-d) media vulnerabilidad; y e-f) alta vulnerabilidad.

5.2. Impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos sobre la biomasa desovante del stock

En los paneles del lado izquierdo de la Figura 18 y 19 se observa la evolución de la abundancia por tallas del stock (estimada de manera determinística para el mes de julio de 2015) durante el horizonte de proyección (T) primero sin explotación (Figura 18a) y luego bajo siete escenarios de explotación que combinaron un valor de mortalidad por pesca ($F = 1$) y siete escenarios de número de días de pesca dentro del proceso reproductivo ($DR1$ a $DR7$) (Figuras 18c, e, g, 19a, c, e y g respectivamente). En los paneles de la derecha se observa la evolución de la correspondiente biomasa desovante del stock durante el horizonte de proyección (T) primero sin explotación (BDV) (Figura 18b) y luego de manera conjunta con la biomasa que resultó de la aplicación de las estrategias de explotación arriba mencionadas ($BDE_{F=1,DR=1}$ a $BDE_{F=1,DR=7}$) (Figuras 18d, f, h, 19b, d, f y h respectivamente).

Como se observa en los paneles del lado izquierdo, la abundancia del stock, especialmente de los individuos adultos, decayó de manera abrupta o suave dependiendo de DR (Figuras 18c, e, g, 19a, c, e y g). Durante los días que no hubo explotación, el decaimiento de la abundancia se atenuó debido a la sola acción de M.

Como se observa en los paneles del lado derecho, la biomasa desovante del stock también decayó de manera abrupta o tenue dependiendo de DR (Figuras 18d, f, h, 19b, d, f y h). Durante los días que no hubo explotación, la biomasa desovante se incrementó debido al crecimiento en talla y consecuentemente en peso de los individuos sobrevivientes, especialmente de los reclutas.

Los impactos resultantes de la implementación de las estrategias arriba mencionadas (razón entre la biomasa desovante que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección como resultado de la explotación [$\overline{BDE}_{F,D}$] y la biomasa que en promedio estuvo disponible durante todo el horizonte de proyección sin considerar explotación [$\overline{BDV}$]) fueron estimados en $I_{F=1,DR=1} = 0.50$, $I_{F=1,DR=2} = 0.57$, $I_{F=1,DR=3} = 0.66$, $I_{F=1,DR=4} = 0.65$, $I_{F=1,DR=5} = 0.68$,

$I_{F=1,DR=6} = 0.76$ e $I_{F=1,DR=7} = 0.88$ respectivamente. Como se aprecia en la Figura 20a, el $I_{F=1,DR}$ tendió a 0 (fue mayor) cuando DR consideró explotación durante los primeros días del proceso reproductivo y por el contrario tendió a 1 (fue menor) cuando DR consideró respeto a los primeros días del proceso reproductivo.

En la Figura 20b se presenta (a manera de isolíneas) el impacto sobre la biomasa desovante del stock estimada de manera determinística para el mes de julio de 2015 de las 140 estrategias de explotación propuestas en esta segunda parte del trabajo (combinación de todos los valores de F y DR). Como se aprecia, para cualquier valor de F también se cumplió la regla de que el $I_{F,DR}$ tendió a 0 (fue mayor) cuando DR consideró explotación durante los primeros días del proceso reproductivo y que tendió a 1 (fue menor) cuando DR consideró respeto a los primeros días del proceso reproductivo. Al igual que lo observado en el capítulo anterior, las diferencias entre estas situaciones opuestas se incrementaron mientras mayor fue el F. De esta manera, los niveles de $I_{F,DR}$ más altos (valores cercanos a 0) correspondieron a estrategias que combinaron altos valores de F y un DR que consideró explotación durante los primeros días del proceso reproductivo, y por el contrario, los niveles de $I_{F,DR}$ más bajos (valores cercanos a 1) correspondieron a estrategias que combinaron bajos valores de F y un DR que consideró respeto a los primeros días del proceso reproductivo.

En la Figura 21a se presenta (a manera de área sombreada) la distribución de los 1000 valores de impacto estimados sobre las correspondientes réplicas de la biomasa desovante del stock (estimadas de manera probabilística para el mes de julio de 2015) como consecuencia de la implementación de todas las estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y todos los valores que tomó DR ($DR = 1$ a $DR = 7$). Como se aprecia, los valores de $I_{F=1,DR}$ fueron muy similares a los estimados para la biomasa desovante determinística (línea discontinua), al punto que no tuvo sentido estimar los límites de confianza de los impactos asociados a la implementación de las estrategias mencionadas.

De acuerdo a la misma figura, el impacto sobre la biomasa desovante estimada de manera determinística y probabilística sobrepasó al PBR cuando $DR = 1$ y $DR = 2$. De acuerdo a la Figura 21b, el riesgo de que el impacto asociado a la

implementación de una estrategia de explotación sobrepase el PBR ($R_{F=1,DR}$) fue de 0% cuando $3 \geq DR \leq 7$ y fue de 100% cuando $DR \leq 2$.

En la Figura 21c se presenta (a manera de isolíneas) los valores de $R_{F,DR}$ asociados a la implementación de las 140 estrategias de explotación propuestas para esta primera parte del trabajo. Como se aprecia, niveles de $R_{F,DR}$ alto correspondieron a estrategias de explotación que combinaron altos valores de F y de DR que consideraron explotación durante los primeros días del proceso reproductivo, y por el contrario, niveles de $R_{F,DR}$ bajo correspondieron a estrategias que combinaron bajos valores de F y de DR que consideraron respeto a los primeros días del proceso reproductivo.

Finalmente, en la Figura 22 se presentan los valores de impacto sobre las biomasas del stock desovante estimadas de manera determinística para los meses de julio desde 1994 a 2015 como consecuencia de la implementación de todas las estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y todos los valores que tomó DR ($DR = 1$ a $DR = 7$). Como se aprecia, la evolución del $I_{F=1,DR}$ por estrategia de explotación tuvo la misma tendencia en todos los casos (el $I_{F=1,DR}$ tendió a 0 o fue mayor cuando DR consideró explotación durante los primeros días del proceso reproductivo y por el contrario tendió a 1 o fue menor cuando DR consideró respeto a los primeros días del proceso reproductivo), sin embargo, la magnitud de $I_{F=1,DR}$ dependió de la abundancia por tallas y correspondiente biomasa desovante del stock. Así tenemos que:

- Cuando el stock contuvo una importante abundancia de reclutas (años 1994, 2002 a 2005 y 2010 a 2011), el $I_{F=1,DR}$ sobrepasó el PBR solo cuando $DR = 1$ (en consecuencia, la situación del stock durante estos años fue considerada como de baja vulnerabilidad) (Figuras 22a y b).
- Cuando el stock contuvo una abundancia mediana o baja de reclutas (años 1995 a 2001, 2006 a 2009 y 2012 a 2015), el $I_{F=1,DR}$ asociado a las estrategias de explotación sobrepasó el PBR cuando $DR = 1$ y $DR = 2$ (i. e. el stock presentó una vulnerabilidad media) (Figuras 22c y d).

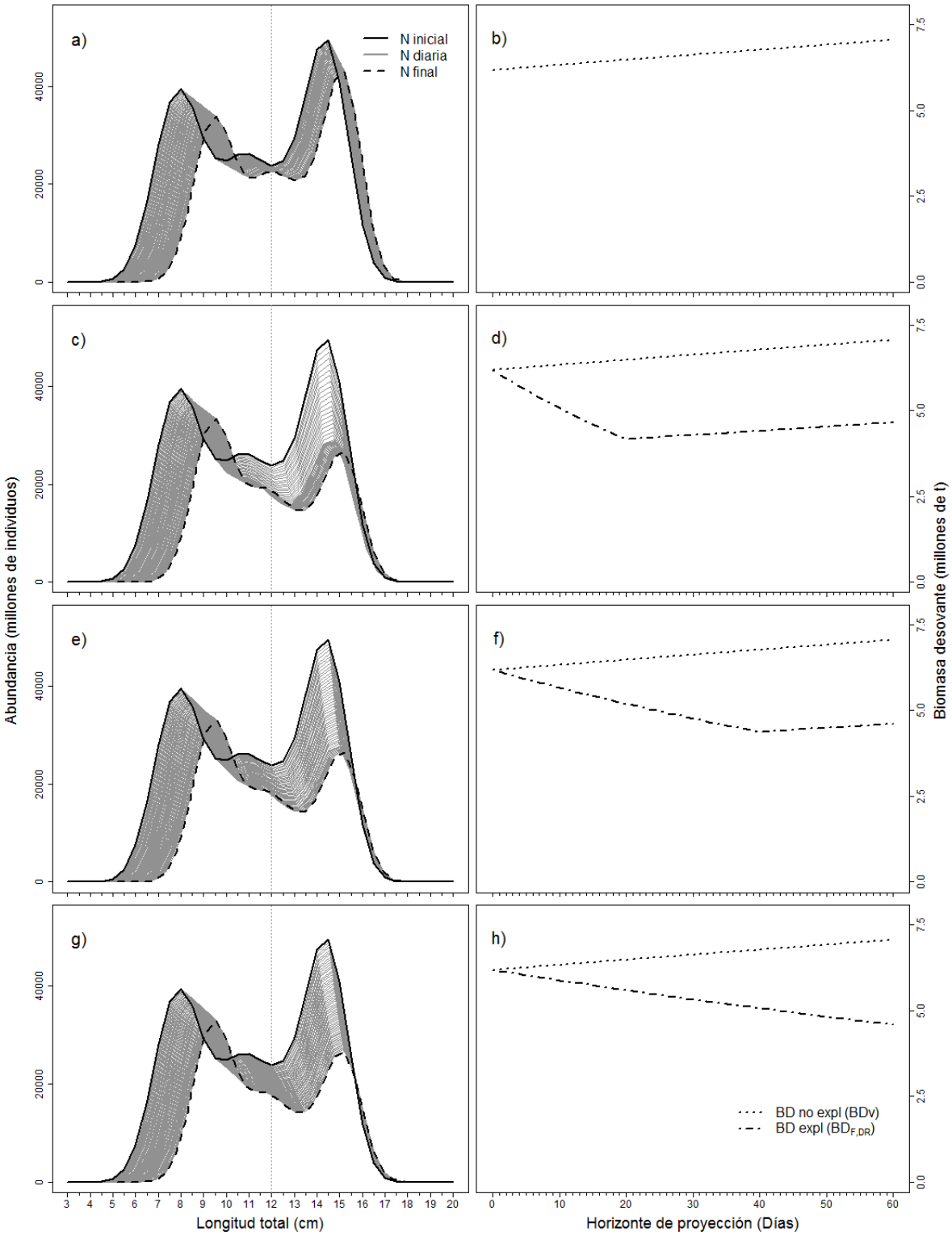

Figura 18. Evolución de la abundancia por tallas del stock (paneles de la izquierda) y biomasa desovante del stock (paneles de la derecha) durante el horizonte de proyección: a-b) sin explotación; c-d) bajo la estrategia que combinó un $F = 1$ y $DR = 1$ (explotación en los 20 primeros días del proceso reproductivo); e-f) un $F = 1$ y $DR = 2$ (explotación en los 40 primeros días); y g-h) un $F = 1$ y $DR = 3$ (explotación en los 60 días del proceso).

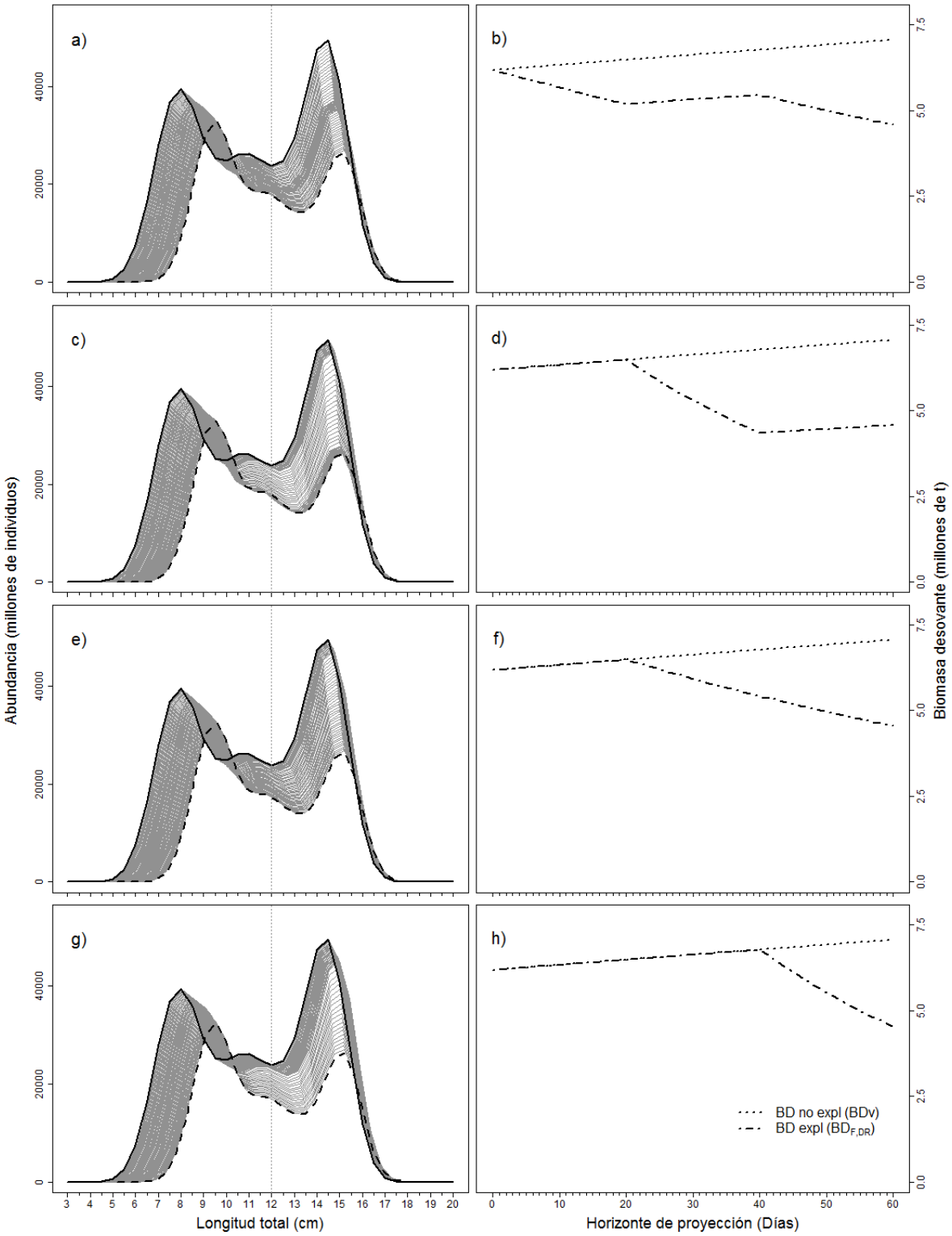

Figura 19. Evolución de la abundancia por tallas del stock (paneles de la izquierda) y biomasa desovante del stock (paneles de la derecha) durante el horizonte de proyección: a-b) bajo la estrategia que combinó un $F = 1$ y $DR = 4$ (explotación en los 20 primeros y 20 últimos días del proceso reproductivo); c-d) un $F = 1$ y $DR = 5$ (explotación en los 20 días centrales); e-f) un $F = 1$ y $DR = 6$ (explotación en los 40 últimos días); y g-h) un $F = 1$ y $DR = 7$ (explotación en los 20 últimos días).

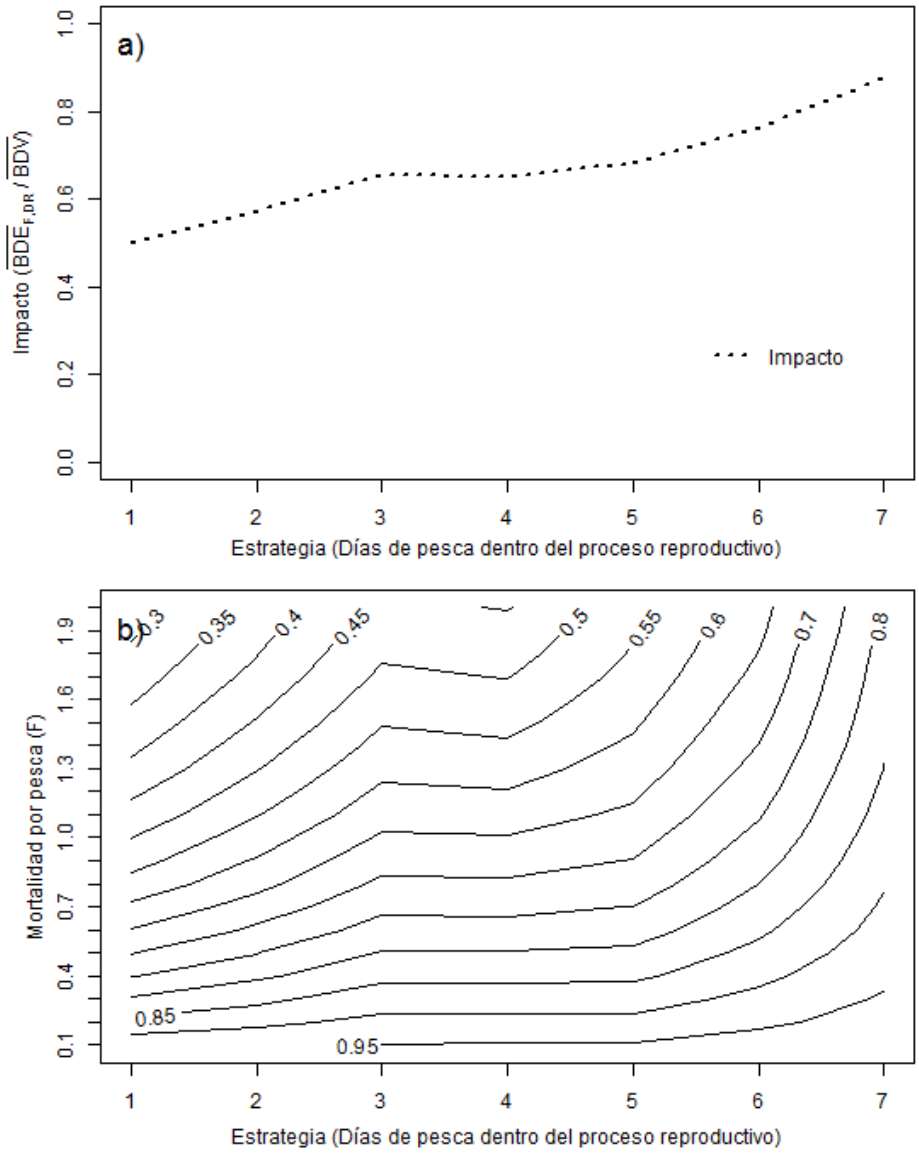

Figura 20. Impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos sobre la biomasa desovante del stock: a) impacto de las diferentes estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y $DR = 1\ a\ 7$ sobre la biomasa desovante del stock estimada de manera determinística al verano de 2015 (línea discontinua); y b) impacto de todas las probables estrategias de explotación planteadas en esta segunda parte del trabajo sobre la biomasa desovante del stock estimada de manera determinística para el mes de julio de 2015.

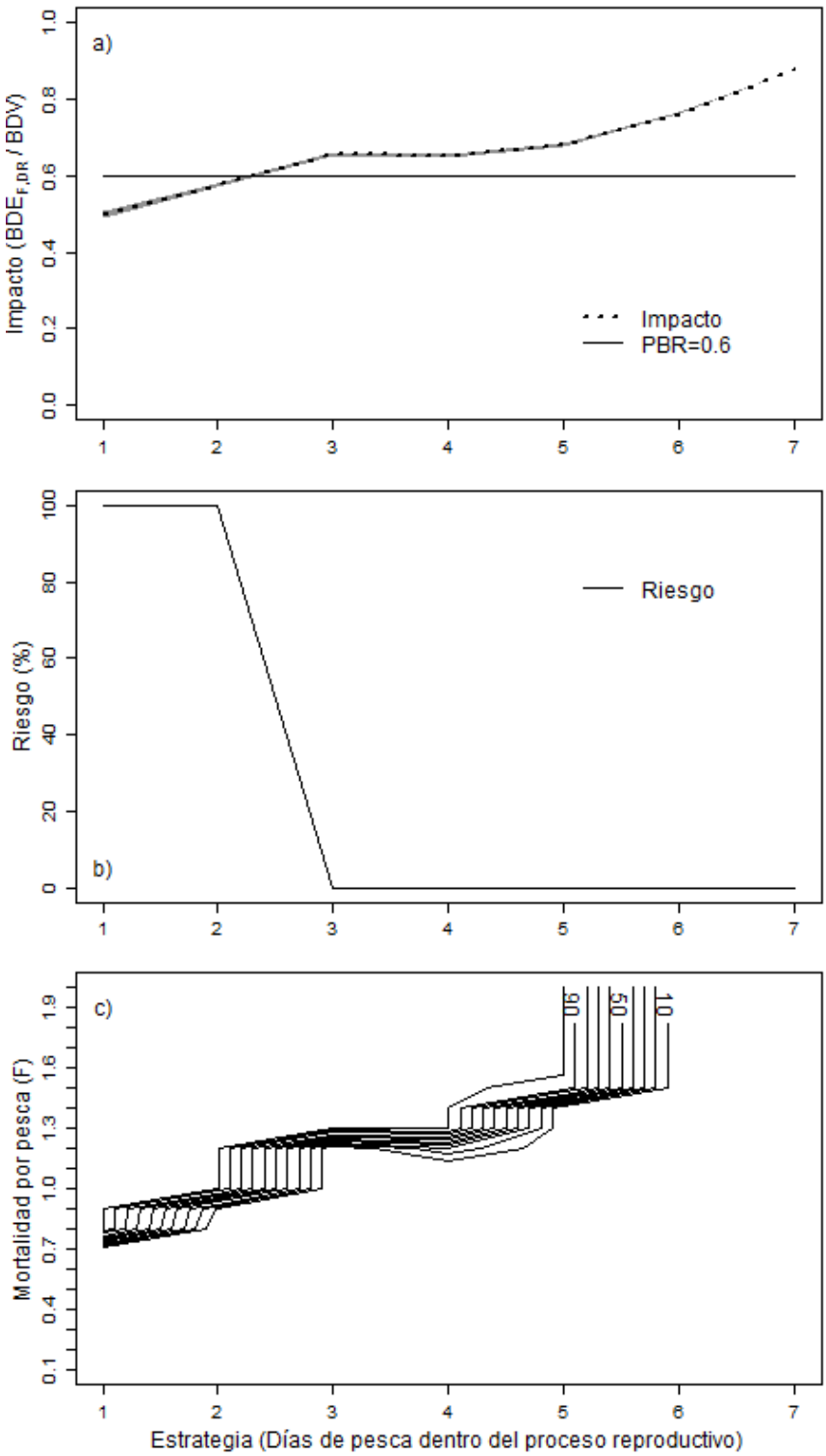

Figura 21. Impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos sobre la biomasa desovante del stock: a) impacto de las diferentes estrategias que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y todas las DR sobre la biomasa desovante del stock estimada de manera probabilística para julio de 2015 (área gris); b) riesgo de que implementada la estrategia $F = 1, DR$ el impacto sobre la biomasa desovante sobrepase el PBR; y c) riesgo asociado a la implementación de todas las probables estrategias de explotación planteadas en esta segunda parte del trabajo.

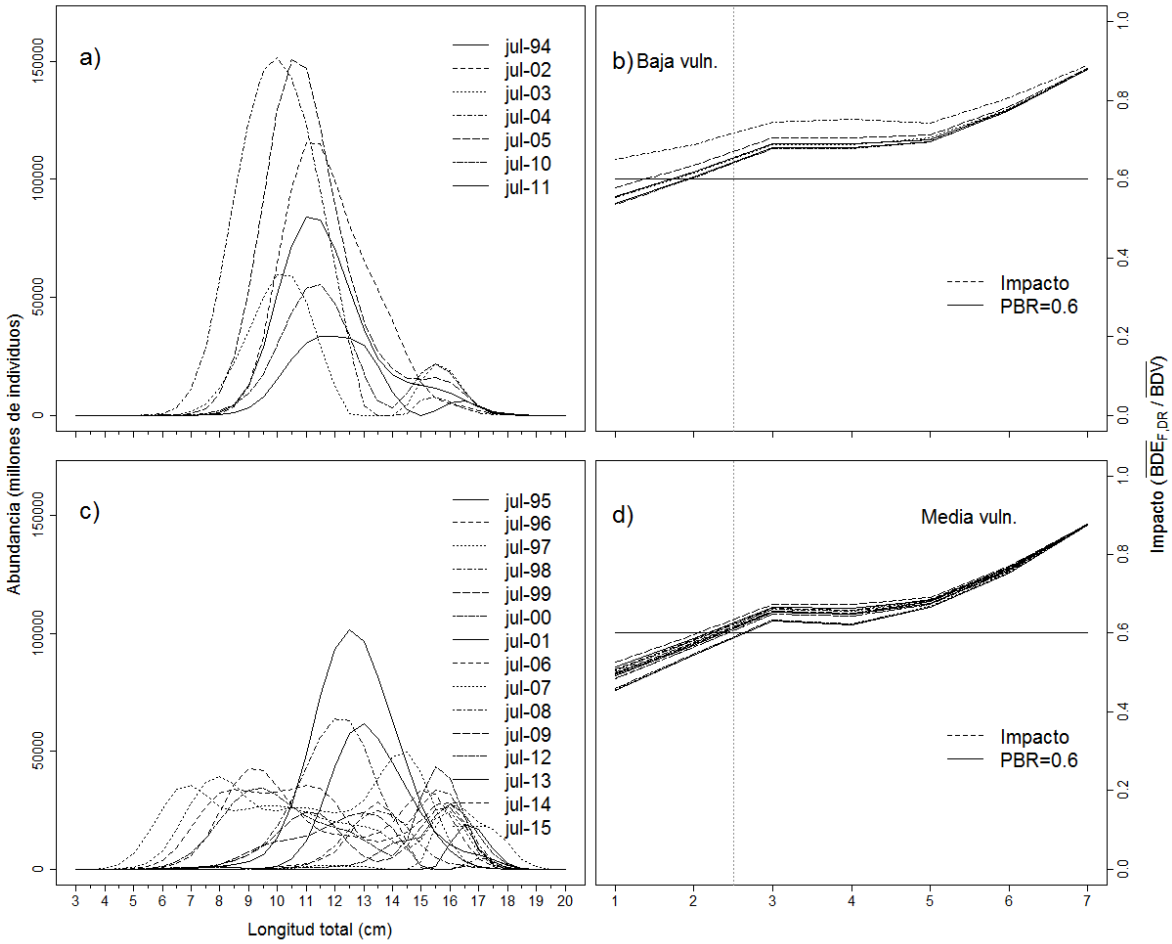

Figura 22. Abundancia por tallas del stock estimadas de manera determinística para los meses de julio desde 1994 a 2015 (paneles de la izquierda) e impacto sobre la correspondiente biomasa desovante del stock como resultado de la implementación de estrategias que combinaron una $F = 1$ y todas las DR (paneles de la derecha). Los resultados de impacto son presentados de acuerdo al nivel de vulnerabilidad del stock a la implementación de las estrategias mencionadas: a-b) baja vulnerabilidad; y c-d) media vulnerabilidad.

5.3. Impacto de diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles sobre la abundancia de este componente del stock

En la Figura 23a se presenta la evolución de la captura total de juveniles y sus componentes (captura de juveniles retenida y captura de juveniles descartada) estimada a partir de la abundancia determinística del stock (verano de 2015) como consecuencia de la implementación de las estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y todos los valores que tomó Tol ($Tol = 0, \ldots, 100\%$, a pasos de 1%). Como se aprecia, la captura de juveniles fue mayor mientras menor fue Tol y por el contrario fue menor mientras mayor fue Tol, sin embargo esta tendencia no fue lineal, sino que presentó un punto de inflexión, antes del cual el decaimiento de la captura de juveniles ante el incremento de Tol fue abrupto y después del cual el decaimiento de la captura de juveniles ante el incremento de Tol se atenuó. Para este caso específico (verano de 2015) el punto de inflexión (calculado arbitrariamente como el nivel de tolerancia al cual se logra reducir la captura total de juveniles al 25% de la diferencia entre su valor máximo y mínimo) se ubicó a un $Tol = 22\%$. Resulta claro que la captura total de juveniles es principalmente determinada por la captura de juveniles descartada.

En la Figura 23b se presenta de manera conjunta la abundancia de juveniles sin explotación (NJV), que como se recordará fue un valor estático, y la evolución de la abundancia de juveniles que resultó de la aplicación de las estrategias de explotación arriba definidas ($NJE_{F=1,Tol}$). Como se aprecia, la $NJE_{F=1,Tol}$ se incrementa de manera abrupta hasta un punto de inflexión, punto a partir del cual el incremento se atenúa. En concordancia con lo anteriormente expuesto, el punto de inflexión (que en esta oportunidad corresponde al nivel de tolerancia al cual se logra incrementar la abundancia de juveniles al 75% de la diferencia entre su valor máximo y mínimo) también se ubicó a un $Tol = 22\%$.

Los impactos resultantes de la implementación de las estrategias arriba mencionadas (razón entre la abundancia de juveniles que resultó de la explotación [$NJE_{F=1,Tol}$] y la abundancia de juveniles sin considerar explotación [$\overline{NJV}$]) ($I_{F=1,Tol}$) presentaron la misma tendencia que la captura de juveniles, es decir tendieron a 0 o fueron mayores mientras menor fue Tol y por el contrario tendieron a 1 o fueron

menores mientras mayor fue Tol. Así mismo, el $I_{F=1,Tol}$ no evolucionó de manera lineal en todo el rango Tol sino que lo hizo de manera abrupta hasta un $Tol = 22\%$, punto después del cual la disminución se atenuó. En este caso, el punto de inflexión correspondió al nivel de tolerancia al cual se logró reducir el impacto hasta el 75% de la diferencia entre su valor máximo y mínimo (Figura 24a).

En la Figura 24b se presenta (a manera de isolíneas) el impacto sobre la abundancia de juveniles del stock estimada de manera determinística para el verano de 2015 de las 2020 estrategias de explotación propuestas en esta primera parte del trabajo (combinación de todos los valores de F y Tol). Como se aprecia, para cualquier valor de F también se cumplió la regla de que el $I_{F,Tol}$ tendió a 0 (fue mayor) cuando Tol fue menor y que tendió a 1 (fue menor) cuando Tol fue mayor, del mismo modo, las diferencias entre estas situaciones opuestas se incrementaron mientras mayor fue F. De esta manera, los niveles de $I_{F,Tol}$ más altos (valores cercanos a 0) correspondieron a estrategias que combinaron altos valores de F y bajos valores de Tol, y por el contrario, los niveles de $I_{F,Tol}$ más bajos (valores cercanos a 1) correspondieron a estrategias que combinaron bajos valores de F y altos valores de Tol.

En la Figura 25a se presenta (a manera de área sombreada) la distribución de los 1000 valores de impacto estimados sobre las correspondientes réplicas de la abundancia de juveniles del stock (estimadas de manera probabilística para el verano de 2015) como consecuencia de la implementación de todas las estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y todos los valores que tomó Tol ($Tol = 0, \ldots, 100\%$, a pasos de 1%). Como se aprecia, los valores de $I_{F=1,Tol}$ fueron similares a los estimados para la abundancia de juveniles determinística (línea discontinua). Además, a partir de la distribución de estos valores se pudo estimar los límites de confianza (al 95%) de los impactos asociados a la implementación de todas las estrategias mencionadas (e. g. $I_{F=1,Tol=0} = 0 - 0.39$, $I_{F=1,Tol=22} = 0.55 - 0.68$ e $I_{F=1,Tol=100} = 0.71 - 0.79$ respectivamente).

De acuerdo a la misma figura, el impacto sobre la abundancia de juveniles determinística del stock sobrepasó al PBR cuando $Tol \leq 17\%$, mientras que el impacto sobre la abundancia de juveniles probabilística sobrepasó al PBR cuando

$11\% \leq Tol \leq 30\%$. De acuerdo a la Figura 25b, el riesgo de que el impacto asociado a la implementación de una estrategia de explotación sobrepase el PBR ($R_{F=1,Tol}$) comenzó a ser mayor a 0% cuando $Tol \leq 35$, fue del 50% cuando $Tol = 18\%$ y comenzó a ser del 100% cuando $Tol \leq 4\%$.

En la Figura 25c se presenta (a manera de isolíneas) los valores de $R_{F,Tol}$ asociados a la implementación de las 2020 estrategias de explotación propuestas para esta tercera parte del trabajo. Como se aprecia, niveles de $R_{F,Tol}$ alto correspondieron a estrategias de explotación que combinaron altos valores de F y bajos valores de Tol, y por el contrario, niveles de $R_{F,Tol}$ bajo correspondieron a estrategias que combinaron bajos valores de F y altos valores de Tol.

Finalmente, en la Figura 26 se presentan los valores de impacto sobre las abundancia de juveniles del stock estimadas de manera determinística para los veranos de 1994 a 2015 como consecuencia de la implementación de todas las estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y todos los valores que tomó Tol ($Tol = 1, \ldots, 100\%$, a pasos de 1%). Como se aprecia, la evolución del $I_{F=1,Tol}$ por estrategia de explotación tuvo comportamientos diferenciados que dependieron de la abundancia por tallas y correspondiente biomasa del stock. Así tenemos que:

- Cuando el stock contuvo una abundancia de adultos suficiente como para sustentar pos sí sola la pesquería y una baja abundancia de reclutas (años 1995, 1997, 2000, 2003, 2006 y 2012), el $I_{F=1,Tol}$ asociado a cualquier estrategia de explotación fue bajo y no sobrepasó el PBR, además casi no varió o lo hizo de manera muy ligera (Figura 26a y b).
- Cuando el stock contuvo una abundancia mediana de reclutas (años 2007, 2009 y 2014 a 2015), el $I_{F=1,Tol}$ asociado a las estrategias de explotación sobrepasó el PBR cuando $Tol < 30\%$ (i. e. el stock presentó una vulnerabilidad media) (Figura 26c y d).
- Cuando el stock contuvo alta baja abundancia de reclutas (años 2001 a 2002, 2004 a 2005, 2008, 2010 a 2011 y 2013), el impacto asociado a las estrategias de explotación sobrepasó el PBR cuando $30\% \leq Tol \leq 70\%$ (i. e. el stock presentó una vulnerabilidad alta) (Figura 26e y f).

- Cuando el stock contuvo una baja abundancia de adultos y reclutas el modelo no generó resultados debido al total agotamiento de los individuos cumplir con el F establecido ($PBR = 1$) (Figura 23g y h).

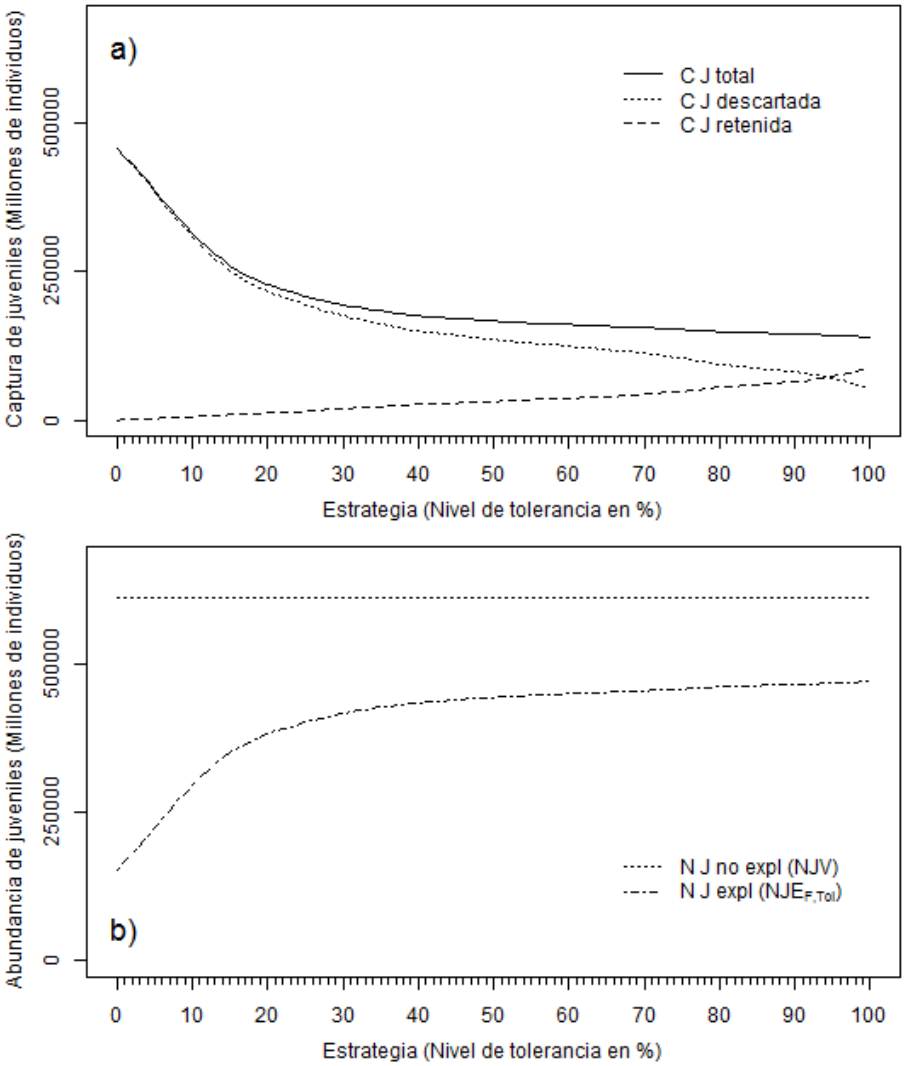

Figura 23. Impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles sobre la abundancia de este componente del stock estimada de manera determinística al verano de 2015: a) captura total de juveniles y sus componentes (captura descartada y retenida) estimados como resultado de la implementación de las estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y $Tol = 0, \ldots, 100\%$ a pasos de 1%; y b) abundancia de juveniles no explotados y explotados como resultado de la implementación de las estrategias antes mencionadas.

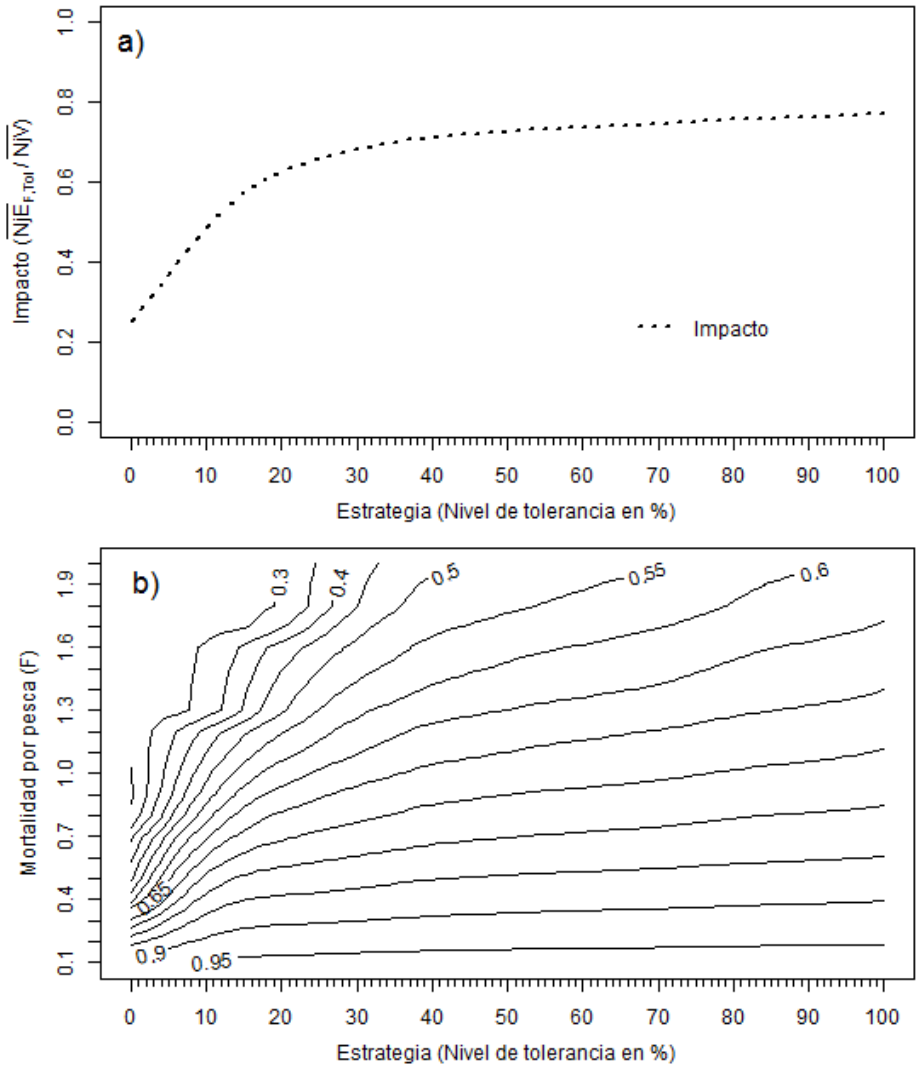

Figura 24. Impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles sobre la abundancia de este componente del stock: a) impacto de las diferentes estrategias de explotación que resultaron de la combinación de una $F = 1$ y $Tol = 0, \ldots, 100\%$ a pasos de 1% sobre la abundancia de juveniles del stock estimada de manera determinística al verano de 2015 (línea discontinua); y b) impacto de todas las probables estrategias de explotación planteadas en esta tercera parte del trabajo sobre la abundancia de juveniles del stock stock estimada de manera determinística al verano de 2015.

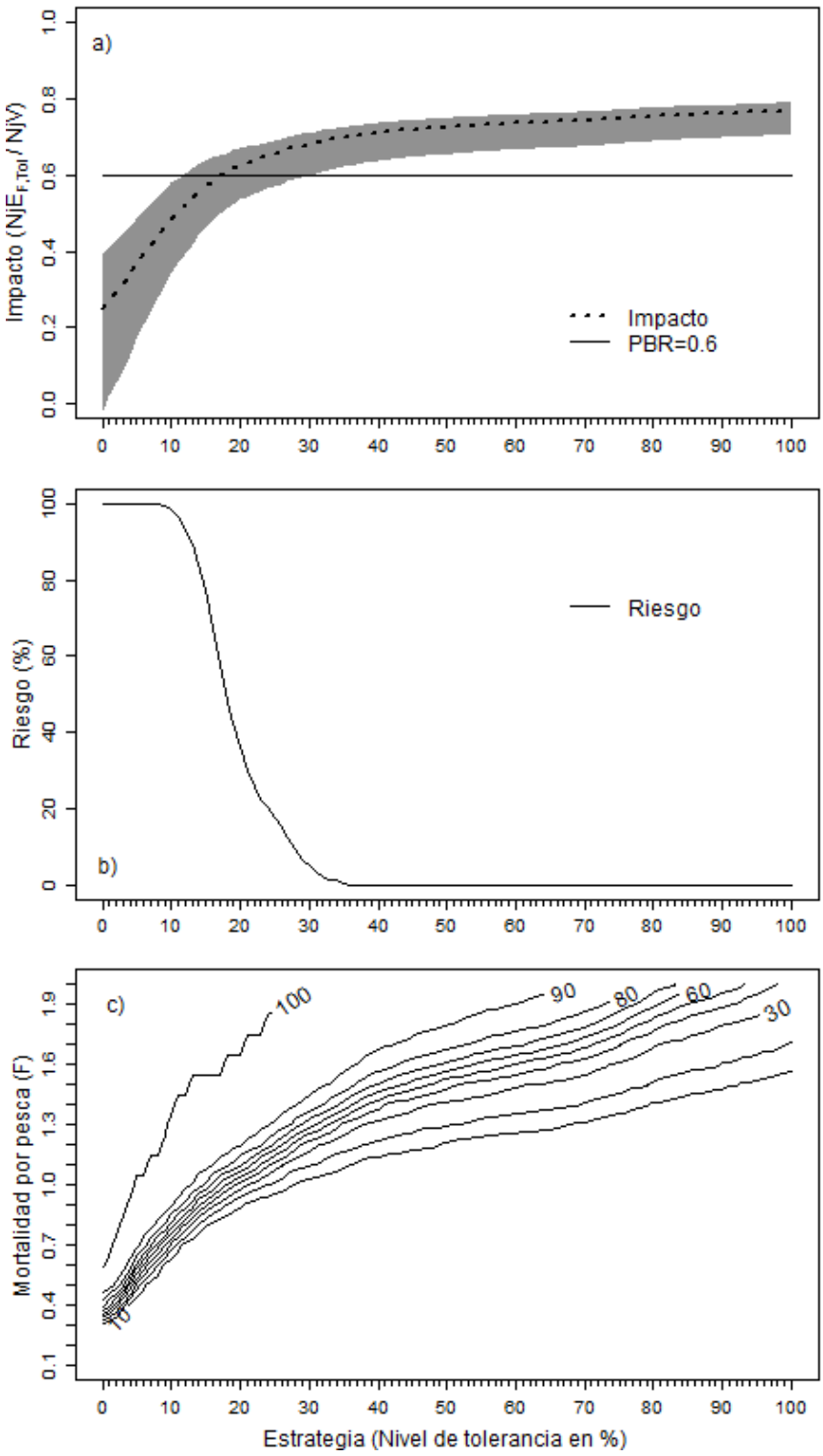

Figura 25. Impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles sobre la abundancia de este componente del stock: a) impacto de las estrategias que combinaron una $F = 1$ y $Tol = 0, \ldots, 100\%$ a pasos de 1% sobre la abundancia de juveniles estimada de manera probabilística al verano de 2015 (área gris); b) riesgo de que implementada la estrategia de explotación $F = 1, Tol$ el impacto sobre la abundancia de juveniles sobrepase el PBR; y c) riesgo asociado a la implementación de todas las probables estrategias de explotación planteadas en esta tercera parte del trabajo.

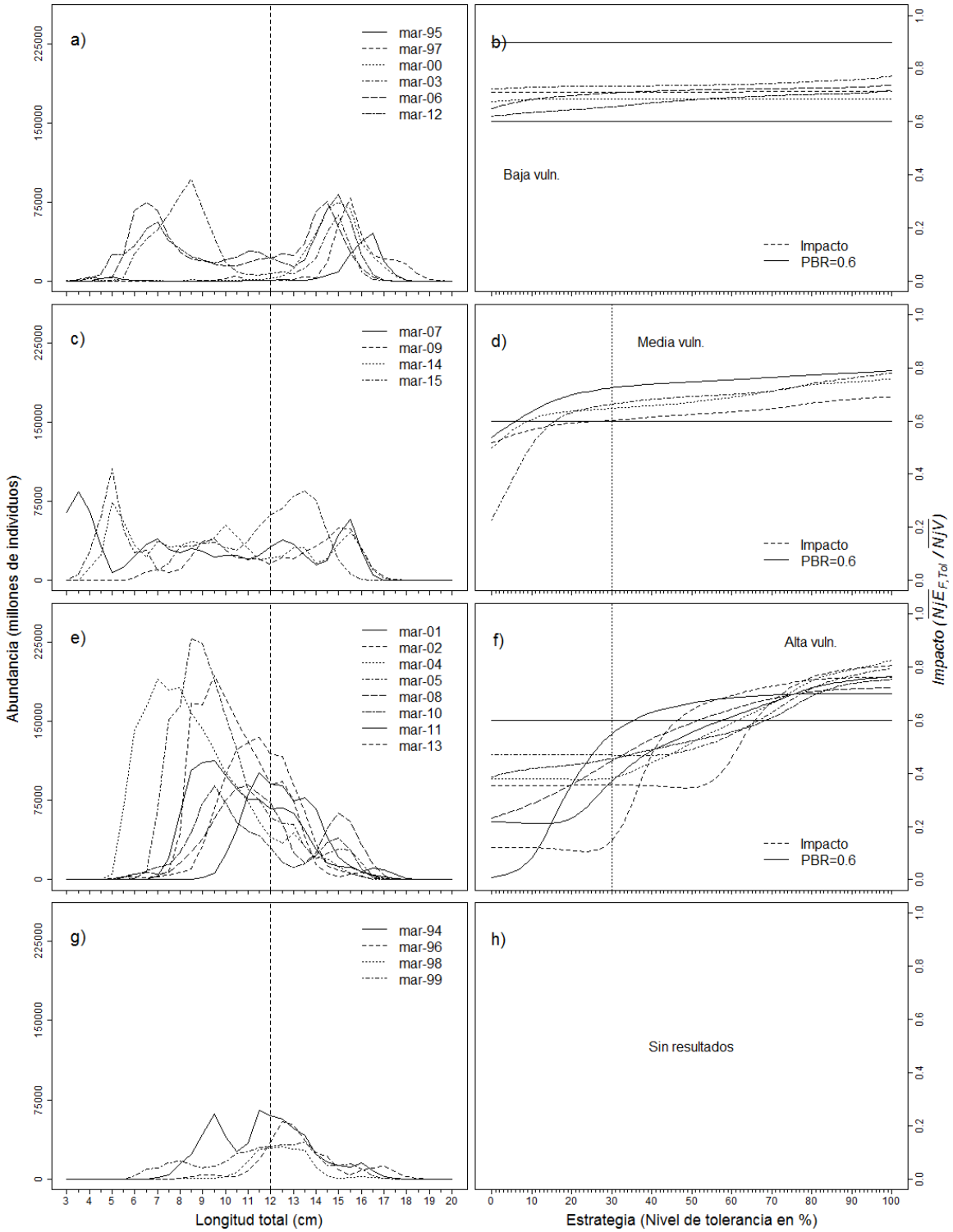

Figura 26. Abundancia por tallas del stock estimadas de manera determinística para los veranos de 1994 a 2015 (paneles de la izquierda) e impacto sobre la correspondiente abundancia de juveniles como resultado de la implementación de estrategias que combinaron una $F = 1$ y $Tol = 0, \ldots, 100\%$ a pasos de 1% (paneles de la derecha). Los resultados de impacto son presentados de acuerdo al nivel de vulnerabilidad del stock a la implementación de las estrategias mencionadas: a-b) baja; c-d) media; e-f) alta; y g-h) sin resultados.

6. DISCUSIÓN

Los resultados de la primera parte de este trabajo demuestran que las estrategias de explotación que implican el uso de pocos días para tomar una cuota de captura generan un mayor impacto sobre la biomasa del stock que aquellas que implican el uso de varios días. El razonamiento detrás de estos resultados es que la extracción de una cuota de captura en pocos días llevará de manera inmediata a la biomasa del stock hasta un nivel considerablemente menor al que debería existir por esos días si es que la cuota fuera extraída en varios días, y si bien, a partir de ese momento la biomasa podría empezar un proceso de recuperación ininterrumpida (debido a la ausencia de explotación), la biomasa disponible por día sería comparativamente menor a la que existiera si es que la cuota hubiese sido extraída en varios días.

Los resultados de este trabajo también evidencian que el stock es más vulnerable a estrategias que impliquen el uso de pocos días para tomar una cuota de captura (es decir que existe una mayor probabilidad de ocurrencia de impactos no deseados) si es que cuenta con una con una mediana o baja abundancia de reclutas y menos vulnerable a este tipo de estrategias (es decir que existe una menor probabilidad de ocurrencia de impactos no deseados) si es que cuenta con una importante abundancia de reclutas. El razonamiento detrás de esta aseveración es que, al ser los reclutas individuos con una alta capacidad de crecimiento en talla y en peso, su nivel de presencia en la estructura demográfica del stock va a determinar cuán rápida o lenta será la recuperación de la biomasa una vez detenida la explotación. Cabe resaltar que la biomasa de un stock en un momento determinado es el resultado del balance entre la cantidad de muertes, ya sea por causas naturales o por la pesca, y el crecimiento de los individuos sobrevivientes.

En la pesquería de la anchoveta peruana ha habido ocasiones en que la flota industrial de cerco ha sido capaz de extraer una cuota de captura, o buena parte de ella, en muy pocos días. Estas ocasiones han correspondido a episodios de sobre-capitalización de la pesquería (como en los periodos 1964-1971 y 2004-2008) o de incremento de la capturabilidad (fracción del stock extraída por unidad de esfuerzo) como consecuencia de la ocurrencia de anomalías ambientales

adversas (e. g. El Niño 1997-1998). Incluso en la actualidad, en que el tamaño de la flota se encuentra en un nivel acorde con la sostenibilidad, esta tiene el potencial, si fuera 100% eficiente, de extraer hasta 169 mil t de anchoveta en un solo día o lo mismo que 5.07 millones t en un mes (cifras que resultan de convertir la capacidad de bodega acumulada de 169 mil m^3 a t, utilizando un factor de estiba igual a 1).

En consecuencia, y a la luz de los resultados del presente trabajo, si es que en la pesquería de la anchoveta se vuelve a presentar un episodio en que la flota procede a tomar las cuotas de captura en pocos días, el incremento en la duración de las temporadas de pesca se perfila como una estrategia válida para atenuar el impacto de la pesca sobre la biomasa del stock. Sin embargo, si se opta por la implementación de este tipo de estrategia, es necesario que previamente se considere y discutan algunos elementos.

El primero de ellos tiene que ver con el análisis de los diferentes mecanismos disponibles para controlar el esfuerzo pesquero y del nivel de éxito alcanzado por cada uno de ellos (e. g. las vedas parciales [cierre de toda actividad extractiva durante algunos días dentro de la temporada de pesca], las vedas totales [cierre de toda actividad extractiva durante el resto de días disponibles para la pesca] o el tránsito desde un sistema de libre acceso a las cuotas de captura hasta uno de acceso individual).

Así tenemos que durante el primer episodio de sobre-capitalización de la pesquería de la anchoveta (periodo 1964-1971) se intentó controlar el esfuerzo pesquero a través de la reducción de la semana laboral, inicialmente desde siete a cinco días, y luego a tres. Sin embargo con el transcurrir del tiempo, debido al incremento en el tamaño de las embarcaciones (más no es su número, variable que sí pudo ser regulada), la flota fue capaz de alcanzar y superar en menos días de trabajo las capturas que solía obtener cuando se laboraba la semana completa, reduciéndose así el número de días de pesca efectiva durante el año a solo 89. Para ese entonces, el único mecanismo con el que se pudo controlar el esfuerzo pesquero fue una veda total (IMARPE, 1973).

Más adelante, durante el segundo episodio de sobre-capitalización de la pesquería (periodo 2004-2008), se intentó controlar el esfuerzo pesquero mediante el

establecimiento de cuotas mensuales (estimadas al dividir la cuota asignada para la temporada entre el número de meses que las conformaban) y la implementación de vedas parciales una vez alcanzada la cuota del mes. Sin embargo, el elevado número de embarcaciones que por ese entonces conformaba la flota fue capaz de capturar en solo diez días la cuota establecida para el mes y si bien los pescadores tuvieron trabajo durante todos los meses que duraron las temporadas, el número de días de pesca efectiva durante el año se redujo a solo 60 (Fréon et al. 2008, Aranda 2009a, Aranda 2009b).

La situación arriba descrita solo pudo ser revertida en el año 2009 cuando se cambió el sistema de acceso a las cuotas de captura desde uno de libre acceso hasta otro en que el acceso fue regulado mediante cuotas individuales de captura. A través de este este mecanismo los armadores o consorcios procedieron a agregar las cuotas de captura asignadas a todas sus embarcaciones en una sola para luego extraerla haciendo uso solo de las embarcaciones más eficientes, eliminando como consecuencia el exceso de capacidad pesquera (Aranda 2009a, Aranda 2009b).

También es importante agregar que el incremento en la capturabilidad registrada durante la primera fase del evento El Niño 1997-1998, y que trajo como consecuencia un importante incremento en los desembarques diarios, solo pudo ser controlada con el establecimiento de una veda total mucho antes de la fecha establecida para la finalización de la temporada.

Las conclusiones de estas experiencias son que las vedas parciales no fueron eficientes para controlar el esfuerzo pesquero (razón por la cual fue necesario recurrir a las vedas totales) y que para cumplir con este objetivo fue necesario pensar en mecanismos mucho más complejos como el cambio al sistema de acceso a las cuotas de captura. En consecuencia, si es que en algún momento se opta por la implementación de alguna estrategia destinada a controlar el esfuerzo pesquero en la pesquería de la anchoveta peruana resulta imprescindible que se tome en consideración toda esta experiencia pasada.

Otro elemento de discusión relacionada a esta primera parte del trabajo tiene que ver con que si bien a lo largo de la historia de esta pesquería se han implementado diferentes mecanismos para controlar el esfuerzo pesquero, cada uno con su propio

nivel de éxito, esta implementación ha sido hecha sobre la base de un razonamiento intuitivo (¿Es perjudicial para el stock extraer una cuota de captura en pocos días?) o sobre la base de análisis socio-económicos (necesidad de revertir el escenario de pocos días laborables al año), más no sobre la base de análisis bio-ecológicos. En ese sentido, los resultados del presente trabajo constituyen una evidencia biológica de que extraer una cuota de captura en pocos días genera un mayor impacto sobre la biomasa del stock que hacerlo en varios días. Además, desde el punto de vista ecológico, un menor volumen de biomasa de anchoveta disponible por día en el mar también va a significar un menor volumen de presas (para otros peces, aves y mamíferos) y de forrajeadores de plancton.

Para finalizar esta primera parte de la discusión se debe resaltar que el stock va a responder de manera diferenciada a la implementación de cualquier estrategia de explotación relacionada al control del esfuerzo pesquero en función a la estructura demográfica que presente en un momento determinado (baja o importante presencia de reclutas), en consecuencia, la discusión sobre los posibles impactos no debe ser rígida. En ese sentido, uno de los principales aportes del presente trabajo es el desarrollo de un método con el que se podrá cuantificar, cuando así sea requerido, el potencial impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero sobre la biomasa del stock.

Los resultados de la segunda parte de este trabajo demuestran que las estrategias que implican la explotación durante los primeros días del proceso reproductivo de la anchoveta generan un mayor impacto sobre la biomasa desovante del stock que aquellas que implican la explotación durante los últimos días del proceso reproductivo. El razonamiento detrás de estos resultados es que la extracción de una cuota de captura, o parte de ella, durante los primeros días del proceso reproductivo llevará de manera inmediata a la biomasa desovante del stock hasta un nivel considerablemente menor al que debería existir por esos días si es que la cuota fuera extraída durante los últimos días del proceso, y si bien luego de extraída la cuota, la biomasa desovante podría iniciar una fase de recuperación ininterrumpida (debido a la ausencia de explotación), la biomasa disponible por día, incluyendo la disponible durante los días de máxima actividad reproductiva, sería comparativamente menor al que existiera si es que la cuota hubiese sido extraída durante los últimos días del proceso reproductivo.

Los resultados de esta segunda parte del trabajo también evidencian que el stock es más vulnerable a estrategias que impliquen la explotación durante los primeros días del proceso reproductivo (es decir que existe una mayor probabilidad de ocurrencia de impactos no deseados) si es que cuenta con una mediana o baja abundancia de reclutas y menos vulnerable a este tipo de estrategias (es decir que existe una menor probabilidad de ocurrencia de impactos no deseados) si es que cuenta con una importante abundancia de reclutas. El razonamiento detrás de esta aseveración es que, al ser los reclutas individuos que se encuentran cerca de dar inicio a su primera actividad reproductiva, su nivel de presencia en la estructura demográfica del stock va a determinar cuán rápida o lenta será la recuperación de la biomasa desovante una vez detenida la explotación.

En la pesquería de la anchoveta peruana no existieron vedas reproductivas hasta 1991 y desde su implementación han existido diferentes niveles de respeto a las mismas. Incluso en la actualidad, existe una flota denominada de menor escala para la que no existen restricciones de pesca durante los procesos reproductivos. En consecuencia, y a la luz de los resultados del presente trabajo, si es que en la pesquería de la anchoveta peruana se decide que la explotación abarque parte de los días correspondientes a los procesos reproductivos, el respeto a los primeros días de dichos procesos se perfila como una estrategia válida para atenuar el impacto de la pesquería sobre la biomasa desovante del stock. Sin embargo, la implementación de este tipo de estrategias, requiere la consideración y discusión de los siguientes elementos.

El primero de ellos tiene que ver con el reconocimiento de que la explotación de individuos adultos desovantes durante los procesos reproductivos necesariamente va a generar un impacto sobre la producción potencial de reclutas, y si esta estrategia incluye además una alta magnitud de explotación, se puede recaer en lo que técnicamente se denomina como sobreexplotación sobre el reclutamiento (tipo de sobreexplotación en que la biomasa de adultos sexualmente maduros es agotada a tal nivel que esta no vuelve a tener la capacidad reproductiva para recuperarse). En el caso de la pesquería de la anchoveta peruana, este tipo de estrategia de explotación ya ha sido sugerido como una de las causas del agotamiento del stock registrado a inicios de la década de 1970.

Otro elemento de discusión relacionado a la segunda parte del trabajo tiene que ver con que en esta ocasión el impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos ha sido estimado solo sobre la biomasa desovante del stock y no sobre sus productos, como son los huevos o los reclutas. En ese sentido, para cuantificar el impacto de la explotación en función a la producción de huevos se puede utilizar el índice denominado Producción Potencial de Huevos (PPH) (el mismo que es definido como el número de ovocitos o células germinales producidos por el stock desovante en un momento determinado [Perea et al. 2011]), mientras que para cuantificar el impacto de la explotación en función a la producción de reclutas se puede utilizar las funciones stock-reclutamiento (Csirke 1976). Si bien el uso de ambas funciones añade algo de complejidad a la estimación del impacto, debido a su naturaleza no lineal, esta no es imposible.

Para finalizar esta segunda parte de la discusión es importante destacar que el stock también va a responder de manera diferenciada a la implementación de cualquier estrategia de explotación relacionada al respeto a los procesos reproductivos en función a la estructura demográfica que presente en un momento determinado (baja o importante presencia de reclutas). En consecuencia, la discusión sobre los posibles impactos de este tipo de estrategias tampoco debe ser rígida. En ese sentido, otro de los aportes del presente trabajo es el desarrollo de un método con el que se podrá cuantificar, cuando así sea requerido, el potencial impacto sobre la biomasa desovante del stock de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto a los procesos reproductivos.

Los resultados de la tercera parte de este trabajo demuestran que las estrategias de explotación que implican el establecimiento de un bajo nivel de tolerancia de juveniles en las capturas generan un mayor impacto sobre la abundancia de este componente del stock que aquellas que implican el establecimiento de un alto nivel de tolerancia. Además, los resultados también demuestran que el impacto de la pesca sobre la abundancia de juveniles del stock no se reduce de manera lineal con el incremento de la tolerancia sino que existe un punto de inflexión más allá del cual el impacto se reduce solo marginalmente. Además, para los casos en que el stock cuenta con una importante abundancia de reclutas, el punto de inflexión se ubica a un nivel de tolerancia ligeramente superior al que actualmente se encuentra

en uso (10%), mientras que para los casos en que el stock cuenta con una baja abundancia de reclutas, el punto de inflexión se ubica a un nivel de tolerancia bastante superior al actual. No se puede dejar de mencionar que para los casos en que la abundancia de reclutas fue mínimo, el impacto fue alto y casi no varió ante cualquier nivel de tolerancia.

El razonamiento detrás de estos resultados (y sobre el que se construyó el modelo para estimar el impacto) es que el establecimiento de un bajo nivel de tolerancia, junto con la penalización económica de las capturas con una incidencia de juveniles superior a la tolerancia establecida, constituye un incentivo para que los pescadores realicen descartes. En consecuencia, el incremento de la tolerancia significará la eliminación de dicho incentivo, la reducción de los descartes y por lo tanto la reducción del impacto de la pesca sobre la abundancia de juveniles del stock.

Para el caso de la pesquería de la anchoveta el razonamiento arriba expuesto es cierto. Fuentes como encuestas o el programa de observadores a bordo de la flota de cerco han reportado la realización de descartes, por parte de los pescadores, de capturas con una alta incidencia de juveniles con el propósito de evitar sanciones económicas, las mismas que además son significativas.

En consecuencia, y a la luz de los resultados de este trabajo, el incremento de la tolerancia de juveniles en las capturas se perfila como una estrategia válida para disminuir el impacto de la pesca sobre la abundancia de este componente del stock. Sin embargo, si es que en la pesquería de la anchoveta se opta por la implementación de este tipo de estrategia, es necesario que previamente se considere y discuta varios elementos.

El primero de ellos tiene que ver con el reconocimiento de que la explotación de individuos juveniles necesariamente va a generar un impacto sobre el futuro estado del stock, y si esta estrategia incluye además una alta magnitud de explotación, se puede recaer en lo que técnicamente se denomina como sobreexplotación sobre el crecimiento (tipo de sobreexplotación en que los individuos son capturados a una talla menor a la óptima [reduciendo de esta manera la biomasa potencial que resultará del crecimiento corporal] y antes de que alcancen la madurez sexual [reduciendo de esta manera la biomasa desovante potencial que resultará de la

incorporación de estos individuos al stock parental]). Además, los impactos también se pueden extender al ámbito económico, debido a la captura de individuos antes de que alcancen su rendimiento económico óptimo, y al ámbito ecosistémico, debido a la captura de individuos que son claves en la estructura y funcionamiento del ecosistema.

Otro elemento de discusión relacionado a la tercera parte del trabajo tiene que ver con el reconocimiento de que el incremento en el nivel de tolerancia no va a propiciar por si solo el cumplimiento del objetivo de manejo para el que ha sido propuesto (protección de los individuos juveniles), sino que por el contrario esta estrategia debe formar parte de un mecanismo más integral que incluya la puesta en práctica de un conjunto de medidas complementarias entre las que se puede mencionar: la implementación de vedas en las áreas con alta incidencia de juveniles (para evitar que los individuos juveniles constituyan una parte importante de la cuota de captura establecida), la creación de incentivos para que los pescadores comuniquen las tallas que está capturando y su ubicación geográfica (variable que básicamente incluye la despenalización económica de la captura de juveniles siempre y cuando sea a cambio de información), el uso de protocolos y herramientas estandarizados para la adecuada recolección de la información, la implementación de un sistema de transmisión en tiempo real de la información recolectada, la implementación de un sistema procesamiento y análisis inmediato de la información recibida y la implementación de un procedimiento de toma de decisiones oportuna.

Otro elemento de discusión tiene que ver con el reconocimiento de que no existe un nivel de tolerancia óptimo único sino que este va a depender de la estructura demográfica del stock (es decir de la abundancia de los diferentes grupos de edad que lo conforman), así como del nivel de disponibilidad de los individuos juveniles a las áreas de pesca (situación que sabemos se incrementa durante eventos como El Niño), por lo tanto la discusión de este tipo de estrategia tampoco no debe ser rígida.

Otros elementos a considerar y discutir tienen que ver con el análisis de la manera en que se va a enfrentar el impacto mediático que la implementación de este tipo de estrategia necesariamente va a generar en la sociedad, con el reconocimiento

de que si las redes son incapaces de dejar escapar a los individuos juveniles es que su selectividad es baja y que por lo tanto su tamaño de malla debe ser revisado y con la necesidad de revisar la probable existencia de otros incentivos para realizar descartes (además de la penalización económica) como por ejemplo la influencia del tamaño de los individuos en la calidad de la harina producida, entre otros.

Finalmente, no se puede dejar de mencionar que el modelo desarrollado en el presente trabajo constituye un método complementario a las encuestas y a las observaciones a bordo para la estimación, cuando así sea requerido, de los descartes por alta incidencia de juveniles y del impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles sobre la abundancia de este componente del stock.

Desde el punto de vista de los métodos utilizados en el presente trabajo, también existen varios elementos de discusión. El primero de ellos tiene que ver con algunas de las asunciones utilizadas para la construcción del modelo de estimación del impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al control del esfuerzo pesquero y su parecido o discrepancia con la realidad. Por ejemplo, el horizonte de proyección (T) utilizado en el presente trabajo, variable que además correspondió al número de días entre el proceso reproductivo de verano y el de invierno disponibles para la pesca, tomó un valor de 120 días, sin embargo en la práctica esta variable ha tomado entre los años 2002 y 2015 valores que han fluctuado entre 31 y 118 días. Además, no en todas las ocasiones la explotación de la anchoveta se ha dado de manera ininterrumpida durante todos los días que dura una temporada de pesca (debido a la implementación de vedas temporales o complicaciones climatológicas), ni la captura ha sido proporcional entre todos estos días. Si bien es cierto que todas estas variantes corresponden a situaciones reales, cuyo efecto sobre los resultados hubiera sido interesante evaluar, también es cierto que su parametrización resulta complicada.

Del mismo modo, consideramos que las asunciones utilizadas para la construcción del modelo de estimación del impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas al respeto de los procesos reproductivos (como son que el proceso reproductivo tiene una duración inamovible de 60 día cuando en la práctica se ha observado que la duración es muy variable, que la explotación se da en tandas de

20 días o que la captura ha sido proporcional entre todos estos días) son hasta el momento la mejor manera de parametrizar estas variables.

Finalmente, dos aspectos que si deben ser necesariamente incorporados en el modelo desarrollado para estimar el impacto de las diferentes estrategias de explotación relacionadas a la protección de los individuos juveniles sobre la abundancia de este componente del stock son la dinámica temporal y espacial. En esta parte del trabajo, se utilizó un enfoque temporalmente estático (se asumió que la explotación se realizó en un instante) debido a la complejidad que representó la simulación de los lances de pesca y su descuento de la abundancia proyectada del stock. Del mismo modo, en esta parte del trabajo también se utilizó un enfoque no espacial (se asumió la no existencia de áreas con mayor probabilidad de encontrar y capturar reclutas [e. g. de crianza]) debido a la complejidad que significó representar esa realidad. Sin embargo, ambos enfoques pueden ser perfectamente implementados en el mediano plazo.

Haciendo de lado estas salvedades, los tres modelos desarrollados en el presente trabajo están disponibles para ser acoplados al proceso de generación de recomendaciones de manejo de la pesquería de la anchoveta que el IMARPE suele elevar al Ministerio de la Producción.

En perspectiva, otros elementos que deben ser añadidos a estos modelos son las proyecciones de largo plazo, su acoplamiento a las Evaluaciones de Estrategias de Manejo y la posibilidad de cuantificar también los impactos económicos como resultado de cada una de las estrategias evaluadas.

7. CONCLUSIONES

Las conclusiones del presente trabajo son:

- Las estrategias de explotación que implican el uso de pocos días para tomar una cuota de captura generan un mayor impacto sobre la biomasa del stock que aquellas que implican el uso de varios días.

- Las estrategias de explotación que implican la pesca durante los primeros días del proceso reproductivo generan un mayor impacto sobre la biomasa desovante del stock que aquellas que implican la pesca durante los últimos días del proceso reproductivo.

- Las estrategias de explotación que implican el establecimiento de un bajo nivel de tolerancia de juveniles en las capturas generan un mayor impacto sobre la abundancia de este componente del stock que aquellas que implican el establecimiento de un alto nivel de tolerancia.

- Las estrategias de explotación que generan un mayor impacto sobre el estado inmediato del stock (el uso de pocos días para tomar una cuota de captura, la pesca durante los primeros días del proceso reproductivo y el establecimiento de un bajo nivel de tolerancia de juveniles en las capturas) inherentemente conllevan una mayor probabilidad o riesgo de ocurrencia de eventos no deseados (que los niveles de impacto superen a los Puntos Biológicos de Referencia).

- El stock es más vulnerable a la implementación de cualquier estrategia de explotación cuando cuenta en su estructura demográfica con una mediana o baja abundancia de reclutas y menos vulnerable a ellas cuando cuenta con una importante abundancia de reclutas.

- Debido a que la respuesta del stock a las diferentes estrategias de explotación va a depender de la estructura demográfica que éste contenga en un momento determinado, la implementación de cualquier estrategia de explotación debe hacerse de manera adaptativa.

- Como parte de este trabajo, se ha desarrollado un conjunto de modelos de dinámica poblacional a partir de los cuales se podrá estimar, cuando así sea requerido, el impacto de diferentes estrategias de explotación sobre el estado inmediato del Stock Norte-Centro de la anchoveta.

8. RECOMENDACIONES

Las recomendaciones derivadas del presente trabajo son:

- Utilizar los resultados del presente trabajo para fortalecer el diseño de medidas de manejo relacionadas al control del esfuerzo pesquero, al respeto a los procesos reproductivos y a la protección de los individuos juveniles en la pesquería del Stock Norte-Centro de la anchoveta.

- Utilizar el procedimiento desarrollado en el presente trabajo para actualizar la estimación de los impactos sobre cada nueva condición del stock.

- Ampliar los análisis a la información proveniente de los Cruceros de Evaluación Acústica de Recursos Pelágicos de invierno y a la proveniente de los Modelos de Evaluación del Stock Norte-Centro de la anchoveta.

- Añadir a los modelos mejoras metodológicas relacionadas a los supuestos, la dinámica espacial, las proyecciones de largo plazo, la incorporación de forzantes ambientales y la estimación del impacto de las diferentes estrategias de explotación aquí tratadas sobre la socio-economía de la pesquería.

- Utilizar el procedimiento desarrollado en el presente trabajo para estimar el impacto de diferentes estrategias de explotación sobre el estado de otros stocks pesqueros del mar peruano.

9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abbott, J. and Haynie, A. (2012). What are we protecting? Fisher behavior and the unintended consequences of spatial closures as a fishery management tool. Ecological Applications, 22(3): 762-777.

Alamo, A., (1989). Stomach contents of anchoveta (*Engraulis ringens*), 1974–1982. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18,438 p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Álamo, A., Navarro, I., Espinoza, P. y Zubiate, P. (1996). Espectro alimentario y ración de alimentación de *Engraulis ringens* y de *Sardinops sagax sagax*, y mortalidad de huevos de la anchoveta peruana por predación. Inf. Inst. Mar. Perú, 119: 34–42.

Alheit, J. and Niquen, M. (2004) Regime shifts in the Humboldt Current Ecosystem. Progress in Oceanography, 60: 201-222.

Aranda, M. (2009a). Evolution and state of the art of fishing capacity management in Peru: The case of the anchoveta fishery. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 4: 146-153.

Aranda, M. (2009b). Developments on fisheries management in Peru: The new individual vessel quota system for the anchoveta fishery. Fisheries Research, 96: 308–312.

Arias-Schreiber, M. (1996). Informe sobre el estado de conocimiento y conservación de los mamíferos marinos en el Perú. Informe Progresivo IMARPE, Nº 38, 3-30.

Arias-Schreiber, M. (2012). The evolution of legal instruments and the sustainability of the Peruvian anchovy fishery. Marine Policy, 36: 78–89.

Arntz, W., Landa, A. and Tarazona, J. (Eds.) (1985). "El Niño" y su impacto en la fauna marina. Bol. Inst. Mar Perú-Callao, Vol. extr. 222p.

Ayón, P. (2000). El método de producción diaria de huevos en la estimación de la biomasa desovante del stock norte – centro de la anchoveta peruana. Bol. Inst. Mar Perú, 19(1-2): 7-14.

Ayón, P., Purca, S. and Guevara-Carrasco, R. (2004). Zooplankton volume trends off Peru between 1964 and 2001. ICES Journal of Marine Science, 61: 478-484.

Ayón, P., Criales-Hernandez, M., Schwamborn, R. and Hirche, H. (2008a). Zooplankton research off Peru: A review. Progress in Oceanography, 79: 238–255.

Ayón, P., Swartzman, G., Bertrand, A., Gutiérrez, M. and Bertrand, S. (2008b). Zooplankton and forage fish species off Peru: Large-scale bottom-up forcing and local-scale depletion. Progress in Oceanography, 79: 208–214.

Bakun, A. (1987). Monthly variability in the ocean habitat from Peru as deduced from maritime observations, 1953 to 1984. In D. Pauly and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian

anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change. ICLARM studies and reviews 15, 351p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Bakun, A. and Weeks, S. (2008). The marine ecosystem off Peru: What are the secrets of its fishery productivity and what might its future hold? Progress in Oceanography, 79: 290–299.

Barnes-Mauthea, M., Olesona, K. and Zafindrasilivononac, B. (2013). The total economic value of small-scale fisheries with a characterization of post-landing trends: An application in Madagascar with global relevance. Fisheries Research, 147: 175–185.

Bentley, N. and Stokes, K. (2009). Contrasting Paradigms for Fisheries Management Decision Making: How Well Do They Serve Data-Poor Fisheries? Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science, 1: 391–401.

Bertrand, A., Segura, M., Gutiérrez, M. y Vásquez, L. (2004). From small-scale habitat loopholes to decadal cycles: a habitat-based hypothesis explaining fluctuation in pelagic fish populations off Peru. Fish and Fisheries, 5: 296–316.

Bertrand, A., Gerlotto, F., Bertrand, S., Gutiérrez, M., Alza, L., Chipollini, A., Díaz, E., Espinoza, P., Ledesma, J., Quesquén, R., Peraltilla, S. and Chávez, F. (2008). Schooling behaviour and environmental forcing in relation to anchoveta distribution: An analysis across multiple spatial scales. Progress in Oceanography, 79: 264–277.

Bertrand, A., Ballón, M. and Chaigneau, A. (2010). Acoustic Observation of Living Organisms Reveals the Upper Limit of the Oxygen Minimum Zone. PLoS ONE, 5(4): e10330. doi:10.1371/journal.pone.0010330

Bertrand, A., Chaigneau, A., Peraltilla, S., Ledesma, J., Graco, M., Monetti, F. and Chavez, F. (2011). Oxygen: A Fundamental Property Regulating Pelagic Ecosystem Structure in the Coastal Southeastern Tropical Pacific. PLoS ONE 6(12): e29558. doi:10.1371/journal.pone.0029558

Boerema, L., Saetersdal, G., Tsukayama, I., Valdivia, J. and Alegre, B. (1967). Informe sobre los efectos de la pesca en el recurso peruano de anchoveta. Bol. Inst. Mar Perú, 1(4): 189-264.

Bohle-Carbonell, M. (1989). On the Variability of the Peruvian Upwelling System. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18,438 p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Bouchon, M., Cahuín, S., Díaz, E. y Ñiquen, M. (2000). Captura y esfuerzo pesquero de la pesquería de anchoveta peruana (*Engraulis ringens*). Bol. Inst. Mar Perú, 19(1-2): 109-115.

Bouchon, M., Ayón, P., Mori, J., Peña, C., Espinoza, P., Hutchings, L., Buitrón, B., Perea, A., Goicochea, C. y Messie, M. (2010). Biología de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens* Jenyns). Bol Inst Mar Perú 25(1-2): 23-30.

Briand, G., Heckelei, T., Matulich, S. and Mittelhammer, R. (2014). Managing fishing power: the case of Alaska red king crab (*Paralithodes camtschaticus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 61: 43–53.

Buitrón, B. y Perea, A. (2000). Aspectos reproductivos de la anchoveta peruana durante el periodo 1992-2000. Bol. Inst. Mar Perú, 19(1-2): 45-53.

Burd, A. and Valdivia, J. (1972). The use of virtual population analysis on the Peruvian anchoveta data. Documento de trabajo, Instituto del Mar del Perú.

Butterworth, D. and Punt, A. (1999). Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. ICES Journal of Marine Science, 56: 985-998.

Calienes, R. (2014). Producción primaria, ambiente marino, Pacífico sudeste, Perú, 1960-2000. Bol. Inst. Mar Perú, 29(1-2): 307p.

Carrasco, S. and Lozano, O. (1989). Seasonal and long-term variations of zooplankton volumes in the Peruvian sea, 1964-1987. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18, 438p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Castillo, S. and Mendo, J. (1987). Estimation of unregistered Peruvian anchoveta (*Engraulis ringens*) in official catch statistics, 1951 to 1982*. In D. Pauly and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change. ICLARM studies and reviews 15, 351p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

CBD (1992) Convention on Biological Diversity. https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf

Charles, A. (1998). Living with uncertainty in fisheries: analytical methods, management priorities and the Canadian groundfishery experience. Fisheries Research, 37: 37-50.

Charles, A. (2008). Robust Management, Risk and the Ecosystem Approach to Fisheries. ICES CM Documents 2008/O:05, 8p.

Chavez, F., Barber, R. and Sanderson, M. (1989). The potential primary production of the Peruvian upwelling ecosystem: 1953-1984. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18, 438p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Chavez, F., Ryan, J., Lluch-Cota, S. and Ñiquen, M. (2003). From anchovies to sardines and back: multidecal change in the Pacific Ocean. Science, 299: 217-221.

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

Chirinos de Vildoso, A. y Chumán, E. (1968). Validez de la lectura de otolitos para determinar la edad de la anchoveta (*Engraulis ringens*). Inf. Inst. Mar Perú, 2: 34p.

Chirinos de Vildoso, A. y Alegre, B. (1969). La madurez sexual de la anchoveta (*Engraulis ringens* J.) en los periodos reproductivos 1961-1968. Bol. Inst. Mar Perú, 2(3): 112-125.

Christensen, V. and Pauly, D. (1992). ECOPATH II – A software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. Ecological Modelling, 61:169-185.

Christensen, V. and Walters, C. (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. Ecological Modelling, 172: 109–139.

Clark, W. (1976). The lessons of the Peruvian anchoveta fishery. CalCOFI Rep., 19: 57-63.

Cochrane, K. (1999). Complexity in fisheries and limitations in the increasing complexity of fisheries management. ICES Journal of Marine Science, 56: 917–926.

Cochrane, K. (ed.) (2002). A fishery manager´s guidebook. Management measures and their application. FAO Fisheries Technical Paper. No. 424. Rome, FAO. 231p.

Cochrane, K. y Garcia, S. (Eds). (2009). A Fishery Manager's Guidebook, 2nd Edition. FAO and WileyBlackwell Publishers. United Kingdom. 518p.

Cooper, A. (2006). A Guide to Fisheries Stock Assessment: From Data to Recommendations. Edited and designed by Kirsten Weir, NH Sea Grant College Program and University of New Hampshire, Durham. 44p.

Csirke, J. (1976). El reclutamiento en la anchoveta peruana y su dependencia de la población adulta en los años 1961-1976. Bol. Inst. Mar Perú, 4(1): 1-30.

Csirke, J. and G.D. Sharp (Eds). (1984) Reports of the Expert Consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources. San José, Costa Rica, 18–29 April 1983. A preparatory meeting for the FAO World Conference on fisheries management and development. FAO Fish.Rep., 291(1), 102p.

Csirke, J., Guevara-Carrasco, R., Cárdenas, G., Ñiquen, M. y Chipollini, A. (1996). Situación de los recursos anchoveta (*Engraulis ringens*) y sardina (*Sardinops sagax*) a principios de 1994 y perspectivas para la pesca en el Perú, con particular referencia a las regiones norte y centro de la costa peruana. Bol. Inst. Mar Perú, 15(1): 1-23.

Cubillos, L., Serra, R. y Fréon, P. (2007). Synchronous pattern of fluctuation in three anchovy fisheries in the Humboldt Current System. Aquatic Living Resources, 20: 69–75.

Díaz, E., García, C., Espinoza, D., Guevara-Carrasco, R., Csirke, J., Ñiquen, M., Vargas, N. y Argüelles, J. (2010). Evaluación del stock norte – centro de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens* Jenyns) por un modelo estadístico estructurado por edades. Bol Inst Mar Perú Vol XXV, (1-2): 57-62.

Doucet, W. y Einarsson, H. (1967). A brief description of Peruvian fisheries. CalCOFI Rep., 11: 82-87.

Echevin, V., Aumont, O., Ledesma, J. and Flores, G. (2008). Zooplankton and forage fish species off Peru: Large-scale bottom-up forcing and local-scale depletion. The seasonal cycle of surface chlorophyll in the Peruvian upwelling system: A modelling study. Progress in Oceanography 79: 167–176.

Einarsson, H., Flores, L. y Miñano, J. (1966). El ciclo de madurez de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens* J). 1er Seminario Latinoamericano O. Pacif. Oriental, pp 128-139. UNMSM, Lima, Perú.

Espino, M. (2003). Estrategia de gestión ambiental para el Pacifico Oriental con especial mención a la pesquería peruana. Tesis para optar el grado académico de Magister en Geografía con mención en Ordenamiento y Gestión Ambiental. Unidad de Postgrado de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos. 102p.

Espinoza, P. y Blascovic, V. (2000). Cambios en la dieta de la anchoveta *Engraulis ringens* y su influencia en la dinámica de alimentación. . Bol. Inst. Mar Perú, 19(1-2): 21-27.

Espinoza, P. and Bertrand, A. (2008). Revisiting Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*) trophodynamics provides a new vision of the Humboldt Current system. Progress in Oceanography, 79: 215–227.

Espinoza, P. and Bertrand, A. (2014). Ontogenetic and spatiotemporal variability in anchoveta *Engraulis ringens* diet off Peru. Journal of Fish Biology, 84: 422–435.

FAO (1995). Code of Conduct for Responsible Fisheries. Rome, FAO. 41p.

FAO (1996). Precautionary approach to capture fisheries and species introductions. Elaborated by the Technical Consultation on the Precautionary Approach to Capture Fisheries (Including Species Introductions). Lysekil, Sweden, 6-13 June 1995. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 2. Rome, FAO. 54p.

FAO (1997). Fisheries management. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 4. Rome, FAO. 82p.

FAO (2003). Fisheries Management. Part 2. The ecosystem approach to fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 4, Suppl. 2. Rome, FAO. 112p.

FAO (2005). Putting into practice the ecosystem approach to fisheries. Rome, FAO. 76p.

FAO (2014a). The State of World Fisheries and Aquaculture 2012. Rome. 233p.

FAO (2014b). Fisheries and aquaculture software. FishStatJ - software for fishery statistical time series. In: FAO Fisheries and Aquaculture Department [online]. Rome. Updated 22 July 2014.

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: 401–412.

Fréon, P., Barange, M. and Arístegui, J. (2009). Eastern Boundary Upwelling Ecosystems: Integrative and comparative approaches. Progress in Oceanography 83: 1–14.

Fuenzalida, R., Schneider, W., Garcés-Vargas, J., Bravo, L. and Lange, C. (2009). Vertical and horizontal extension of the oxygen minimum zone in the eastern South Pacific Ocean. Deep-Sea Research II, 56: 992–1003.

Fulton, E., Smith, A., Smith, D. and van Putten, I. (2011). Human behaviour: the key source of uncertainty in fisheries management. Fish and Fisheries, 12: 2-17.

Gabriel, W. and Mace, P. (1999). A Review of Biological Reference Points in the Context of the Precautionary Approach. Proceedings, 5th NMFS NSAW. 1999. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-40.

Garcia, S. and Charles, A. (2007). Fishery systems and linkages: from clockworks to soft watches. ICES Journal of Marine Science, 64: 580–587.

Garcia, S. and Charles, A. (2008). Fishery systems and linkages: Implications for science and governance. Ocean & Coastal Management, 51: 505–527.

García, S., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi, T. and Lasserre, G. (2003). The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. FAO Fisheries Technical Paper. No. 443. Rome, FAO. 71p.

Grados, D., Fablet, R., Ballón, M., Bez, N., Castillo, R., Lezama-Ochoa, A. and Bertrand, A. (2012). Multiscale characterization of spatial relationships among oxycline depth, macrozooplankton, and forage fish off Peru using geostatistics, principal coordinates of neighbour matrices (PCNMs), and wavelets. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 69: 740–754.

Gréboval, D. (2002). Report and documentation of the International Workshop on Factors Contributing to Unsustainability and Overexploitation in Fisheries. Bangkok, Thailand, 4-8 February 2002. FAO Fisheries Report. No. 672. Rome, FAO. 173p.

Guénette, S., Christensen, V. and Pauly, D. (2008). Trophic modelling of the Peruvian upwelling ecosystem: Towards reconciliation of multiple datasets. Progress in Oceanography, 79: 326–335.

Guillén, O., Callienes, R. y De Rondán, R. (1969). Contribución al estudio del ambiente de la anchoveta (*Engraulis ringens*). Bol. Inst. Mar Perú, 2(2): 49-76.

Gulland, J. (1968). Informe sobre la dinámica de la población de anchoveta peruana. Bol. Inst. Mar Perú, 1(6): 305-346.

Gutiérrez, M. (2000). Estimados de biomasa hidroacústica de los cuatro principales recursos pelágicos en el mar peruano durante 1983-2000. Bol. Inst. Mar Perú, 19(1-2): 139-156.

Gutiérrez, M., Ñiquen, M., Peraltilla, S. y Herrera, N. (2000). Las Operaciones EUREKA: una aproximación a la abundancia de la anchoveta en el periodo 1966-1982. Bol. Inst. Mar Perú, 19(1-2): 83-102.

Gutiérrez, M. (2001). Efectos del evento El Niño 1997–98 sobre la distribución y abundancia de anchoveta (*Engraulis ringens*). In: El Niño en América Latina: impactos biológicos y sociales (Eds J. Tarazona, W.E. Arnts and E. Castillo de Maruenda). Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Lima, Perú, pp. 55–72.

Gutiérrez, M., Swartzman, G., Bertrand, A. and 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.

Gutierrez, D., Sifeddine, A., Field, D., Ortlieb, L., Vargas, G., Chavez, F., Velazco, F., Ferreira, V., Tapia, P., Salvatteci, R., Boucher, H., Morales, M., Valdes, J., Reyss, L., Campusano, A., Boussafir, M., Mandeng-Yogo, M., Garcia, M. and Baumgartner, T. (2009). Rapid reorganization in ocean biogeochemistry off Peru towards the end of the Little Ice Age. Biogeosciences, 6; 835–848.

Guzmán, S. (2000). Breve revisión de los cambios en el desove de la anchoveta peruana entre 1966 y 1999. Bol. Inst. Mar Perú, 19(1-2): 1-5.

Hilborn, R. and Walters, C. (1992). Quantitative fisheries stock assessment and management. Chapman and Hall, New York. 542p.

Hindson, J., Hoggarth, D., Krishna, M., Mees, C. and O'Neill, C. (2005). How to Manage a Fishery. A simple guide to writing a Fishery Management Plan. Marine Resources Assessment Group (MRAG), London, Centre for Environment Education, Ahmedabad, Scales Consulting Ltd, London. 81p.

ICES (2012). Report on the Classification of Stock Assessment Methods developed by SISAM. ICES CM 2012/ACOM/SCICOM:01. 15 p.

IFOMC (2016). International Fisheries Observer and Monitoring Conference. http://ifomc.com/

IMARPE (1964). Memoria anual 1964 del Instituto del Mar del Perú, 72p.

IMARPE (1965a). La Pesquería de la anchoveta. Inf. Inst. Mar Perú, 1, 15p.

IMARPE (1965b). Efectos de la pesca en el stock de anchoveta. Inf. Inst. Mar Perú, 7, 16p.

IMARPE (1965c). El IMARPE y sus principales investigaciones científicas hasta 1965. Instituto del Mar del Perú, Serie de Informes Especiales, IMP 5, 33p.

IMARPE (1966). La Pesquería de la anchoveta. Inf. Inst. Mar Perú, 14, 20p.

IMARPE (1967). Informe complementario sobre la pesquería de anchoveta. Inf. Inst. Mar Perú, 13, 20p.

IMARPE (1968a). La pesquería de anchoveta y recomendaciones para la temporada 1967-68. Inf. Inst. Mar Perú, 20, 14p.

IMARPE (1968b). El estado del stock de anchoveta y recomendaciones para el año pesquero 1968/69. Instituto del Mar del Perú, Serie de Informes Especiales, IMP 30, 12p.

IMARPE (1968c). Informe complementario sobre las regulaciones de la pesquería de anchoveta en la temporada 1968/69. Instituto del Mar del Perú, Serie de Informes Especiales, IMP 42, 15p.

IMARPE (1969). Tonelaje máximo de captura para el año pesquero 1968/69. Instituto del Mar del Perú, Serie de Informes Especiales, IMP 33, 17p.

IMARPE (1970a). Informe del cuadro de expertos sobre la dinámica poblacional de la anchoveta peruana. Bol. Inst. Mar Perú, 2(6): 324-372.

IMARPE (1970b). Panel de expertos, Informe sobre los efectos económicos de diferentes medidas regulatorias de la pesquería de la anchoveta peruana. Inf. Inst. Mar Perú, 4, 81p.

IMARPE (1972a). Informe sobre la segunda reunión de expertos en dinámica poblacional de la anchoveta peruana. Bol. Inst. Mar Perú, 2(7): 373-458.

IMARPE (1972b). Regulación de la pesquería de anchoveta para el año calendario 1972. Instituto del Mar del Perú, Serie de Informes Especiales, IMP 97, 16p.

IMARPE (1972c). La anchoveta en relación con el Fenómeno de El Niño 1972. Instituto del Mar del Perú, Serie de Informes Especiales, IM 104, 21p.

IMARPE (1972d). Notas sobre el estado actual del stock de anchoveta a base del informe del panel de expertos realizado en julio de 1972 y de los últimos estudios y prospecciones bio-oceanológicas efectuados por el Instituto del Mar del Perú. Instituto del Mar del Perú, Serie de Informes Especiales, IM 116, 15p.

IMARPE (1973). Tercera sesión del panel de expertos sobre la dinámica poblacional de la anchoveta peruana. Bol. Inst. Mar Perú, 2(9): 525-599.

IMARPE (1974a). Informe de la cuarta sesión del panel de la evaluación del stock de anchoveta peruana. Bol. Inst. Mar Perú, 2(10): 605-719.

IMARPE (1974b). Informe del segundo panel de expertos sobre los efectos económicos de diferentes medidas regulatorias de la pesquería de la anchoveta peruana. Bol. Inst. Mar Perú, 3(1): 4-40.

IMARPE (2012). Proyecciones de pesca de anchoveta en la Región Norte Centro (Temporada: Noviembre 2012-Enero 2013). Informe del Instituto del Mar del Perú, 10p.

IMARPE (2016). Protocolo para la elaboración de la Tabla de Decisión para la determinación del Límite Máximo de Captura Total Permisible para la pesquería del Stock Norte-Centro de la anchoveta peruana. IMP-DGIRP/AFDPERP. Edición 03, Revisión 01, Abril 2016, 18p.

IndexMundi (2016). Fishmeal Monthly Price - US Dollars per Metric Ton. http://www.indexmundi.com/

Jarre, A., Muck, P. and Pauly, D. (1991). Two approaches for modelling fish stock interactions in the Peruvian upwelling ecosystem. ICES Mar. Sci. Symp. 193:178-184.

Jarre-Teichmann, A. and Pauly, D. (1993). Seasonal changes in the Peruvian upwelling ecosystem, p. 307-314. In V. Christensen and D. Pauly (Eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390p.

Jordán, R. y Chirinos de Vildoso, A. (1965). La Anchoveta (*Engraulis ringens J.*). Conocimiento actual sobre su biología, ecología y pesquería. Inf. Inst. Mar Perú, 6, 52p.

Jordán, R. (1971). Distribution of anchoveta (*Engraulis ringens*) in relation to the environment. Investigaciones Pesqueras, 35(1): 113-126.

Jordán, R. (1976). Biología de la Anchoveta. Parte I: Resumen del conocimiento actual. Reunión de Trabajo sobre el Fenómeno conocido como “El Niño”. Guayaquil, Ecuador, 4-12 de diciembre de 1974. FAO Inf. Pesca, 185, 411p.

Jordán, R., Csirke, J. and Tsukayama, I. (1978). Situación de los recursos anchoveta, sardina, jurel y caballa a junio 1978. Inf. Inst. Mar Perú, 6, 35p.

Lane, D. and Stephenson, R. (1998). A framework for risk analysis in fisheries decision-making. ICES Journal of Marine Science, 55: 1–13.

Laws, E. (1997). El Nino and the Peruvian Anchovy Fishery. Global Change Instruction Program. University Science Books, California, USA, 58p.

LME Program (2016). Large Marine Ecosystems of the World. http://lme.edc.uri.edu/

Lora, J. (1965). Crecimiento de la flota pesquera industrial al 31 de diciembre de 1963. Bol. Inst. Mar Perú, 2, 40p.

Mathisen, O. (1989). Adaptation of the anchoveta (*Engradis ringens*) to the Peruvian upwelling system. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18,438 p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Mendo, J., Bohle-Carbonell, M., and Calienes, R. (1989). Time series of upwelling nitrate and primary production off Peru derived from wind and ancillary data, 1953-1982. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18,438 p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Metzner, R. and Ward, J. (comps.). (2002). Report of the Expert Consultation on Catalysing the Transition away from Overcapacity in Marine Capture Fisheries. FAO Fisheries Report. No. 691. Rome, FAO. 2002. 89p.

Ministerio de Pesquería (1992a). RM N° 463-91-PE del 01 de enero de 1992.

Ministerio de Pesquería (1992b). Decreto Ley Nº 25977 del 21 de diciembre de 1992.

Ministerio de Pesquería (1994). DS N° 01-94-PE del 15 de enero de 1994.

Ministerio de Pesquería (1998). Ley Nº 26920 del 29 de enero de 1998.

Miñano, J. (1968). Estudio de la fecundidad y ciclo sexual de la anchoveta (*Engraulis ringens* J.) en la zona de Chimbote. Bol. Inst. Mar Perú, 1(9): 505-552.

Mollmann, C., Lindegren, M., Blenckner, T., Bergstrom, L., Casini, M., Diekmann, R., Flinkman, J., Muller-Karulis, B., Neuenfeldt, S., Schmidt, J., Tomczak, M., Voss, R. and Gardmark, A. (2013). Implementing ecosystem-based fisheries management: From single-species to integrated ecosystem assessment and advice for Baltic Sea fish stocks. ICES Journal of Marine Science, 71(5): 1187-1197.

Morales-Nin, B. (1989). Age and Growth of the Southern Stock of Peruvian Anchoveta based on otolith microstructures and Length-Frequency Analysis. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18, 438p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Morgan, G. (1997). Individual Quota Management in Fisheries - Methodologies for Determining Catch Quotas and Initial Quota Allocation. FAO Fisheries Technical Paper. No. 371. Rome, FAO. 41p.

Mori, J., Buitrón, B., Perea, A., Peña, C. and Espinoza, C. (2013). Interannual variability of the reproductive strategy of the Peruvian anchovy off northern-central Peru. Ciencias Marinas, 37(4B): 513–525.

Mori, J. y Perea, A. (2013). Variabilidad de las tasas de cambios de las ojivas de madurez gonadal de anchoveta (*Engraulis ringens*) durante 1986-2012 en la Región Norte-Centro del Perú. Laboratorio de Biología Reproductiva, Informe interno, 5p.

Morón, O. (2000). Características del ambiente marino frente a la costa peruana. Bol. Inst. Mar Perú, 19(1-2): 179-204.

Morón, O. (2011). Climatología de la salinidad superficial del mar frente a la costa peruana. 1960-2008. Inf. Inst. Mar. Perú. 38(1): 7-39.

Muck, P., Zafra de Moreno, A. y Aranda, C. (1989). The seasonal dynamics of sea surface temperature and its impact on anchoveta distribution off Peru. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18,438 p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Murphy, G. (1967). Análisis preliminar de la dinámica de poblaciones de la anchoveta peruana. Instituto del Mar del Perú, Serie de Informes Especiales, IMP 15, 29p.

Nolan, C. (ed.) (1999). Proceedings of the International Conference on Integrated Fisheries Monitoring. Sydney, Australia, 1-5 February 1999. FAO, Rome, 378p.

Ñiquen, M., Bouchon, M., Cahuín, S. y Díaz, E. (2000a). Pesquería de anchoveta en el mar peruano 1950-1999. Bol. Inst. Mar Perú, 19(1-2): 117-123.

Ñiquen, M., Espino, M. and Bouchon, M. (2000b). Análisis de la población de anchoveta peruana durante el periodo 1961-1999. Bol. Inst. Mar Perú, 19(1-2): 103-107.

Oceana (2016). Oceana saluda cierre de primera temporada de pesca de anchoveta. Comunicado de Prensa. http://peru.oceana.org/

Oliveros-Ramos, R., Guevara-Carrasco, R., Simmonds, J., Csirke, J., Gerlotto, F., Castillo, R. y Tam, J. (2010). Modelo de evaluación integrada del stock norte-centro de la anchoveta peruana *Engraulis ringens* Jenyns. Bol Inst Mar Perú Vol XXV, (1-2): 49-56.

Oliveros-Ramos, R. (2014). End to end modelling for an ecosystem approach to fisheries in the Northern Humboldt Current Ecosystem. Tesis para obtener el grado de Doctor en la Universidad de Montpellier 2, 128p.

Oliveros-Ramos, R. (in prep.). A new model for population estimates of Peruvian anchoveta (*Engraulis ringens*) using length frequency dynamics. 19p.

Palomares, M., Muck, P., Mendo, J., Chumán, E., Gómez, O. and Pauly, D. (1987). Growth of the Peruvian anchoveta (*Engraulis ringens*), 1953 to 1982. In D. Pauly and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change. ICLARM studies and reviews 15, 351p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Pauly, D. and Tsukayama, I. (1983). On the seasonal growth, monthly recruitment and monthly biomass of Peruvian Anchoveta (*Engraulis ringens*) from 1961 to 1979. *In* G. D. Sharp and J. Csirke (Eds) Proceedings of the expert consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources. San José, Costa Rica, 18-29 April 1983, FAO Fish. Rep. 291(3): 987-1004.

Pauly and I. Tsukayama (Eds.). (1987). The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change. ICLARM studies and reviews 15, 351p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Pauly, D., Palomares, M. and Gayanilo, F. (1987). VPA estimates of the monthly population length composition, recruitment, mortality, biomass and related statistics of Peruvian anchoveta, 1953 to 1981. In D. Pauly and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change. ICLARM studies and reviews 15, 351p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Pauly, D. and Palomares, M. (1989). New estimates of monthly biomass, recruitment and related statistics of anchoveta (*Engraulis ringens*) off Peru (4-14°S), 1953-198. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18, 438p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). (1989). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18, 438p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Pennington, T., Mahoney, K., Kuwahara, V. Kolber, D. Calienes, R. and Chavez, F. (2006). Primary production in the eastern tropical Pacific: A review. Progress in Oceanography 69, 285–317.

Peña, N., Mendo, J. and Pellón, B. (1989). Sexual maturity of Peruvian anchoveta (*Engradis ringens*), 1961-1987. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18,438 p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Perea, A., Peña, C., Oliveros-Ramos, R., Buitrón, B. and Mori, J. (2011). Producción potencial de huevos, reclutamiento y veda reproductiva de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*): Implicaciones en el manejo pesquero. Ciencias Marinas, 37(4B): 585–601.

Polasky, S., Carpenter, S., Folke, C. and Keeler, B. (2011). Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change. Trends in Ecology and Evolution, 26(8): 398-404.

PRODUCE (2008a). DL N° 1084 del 27 de junio de 2008.

PRODUCE (2008b). DS N° 021-2008-PRODUCE del 11 de diciembre de 2008.

PRODUCE (2010). DS N° 010-2010-PRODUCE del 26 de junio de 2010.

PRODUCE (2012a). RM N° 343-2012-PRODUCE del 23 de julio de 2012.

PRODUCE (2012b). RM N° 345-2012-PRODUCE del 06 de setiembre de 2012.

PRODUCE (2012c). DS N° 005-2012-PRODUCE del 24 de agosto del 2012.

Purca, S., Graco, M., Gutiérrez, D., Dewitte, B., Tam, J., Bertrand, A., Chávez, F., Flores, R., Ledesma, J., Vásquez, I., Messié, M., Goubanova, K., Morón, O., Nakazaki, C., Peraltilla, S. y Sánchez, S. (2010). . Relación entre anchoveta y ambiente a diferentes escalas temporales. Bol. Inst. Mar. Perú 25(1-2):13-21.

Rojas de Mendiola, B. (1989). Stomach contents of anchoveta (*Engraulis ringens*), 1953–1974. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18, 438p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Sánchez, S. (2000). Variación estacional e interanual de la biomasa fitoplanctónica y concentraciones de clorofila a frente a la costa peruana durante 1976-2000. Bol. Inst. Mar Perú, 19(1-2): 29-44.

Saetersdal, G., Tsukayama, I. and Alegre, B. (1965). Fluctuaciones en la abundancia aparente del stock de anchoveta en 1959-1962. Bol. Inst. Mar Perú, 1(2): 33-104.

Santander, H. y Sandoval, O. (1969). El desove de la anchoveta (*Engraulis ringens* J) en los periodos reproductivos de 1961 a 1968. Inf. Inst. Mar Perú, N° IM-40: 11p.

Santander, H. (1981). The zooplankton in an upwelling area off Peru. In: Richards, F.A. (Ed.), Coastal Upwelling Coastal and Estuarine Sciences, vol. 1. American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 411–416.

Schaefer, M. (1967). Dinámica de la pesquería de la anchoveta *Engraulis ringens* en el Perú. Bol. Inst. Mar Perú, 1(5): 189-264.

Schaefer, M. (1969). Informe provisional sobre investigaciones de ecología y dinámica de poblaciones de la anchoveta *Engraulis ringens* en el Perú. Instituto del Mar del Perú, Serie de Informes Especiales, IMP 47, 24p.

Schaefer, M. (1970). Investigaciones adicionales de la dinámica de la pesquería de la anchoveta (*Engraulis ringens*) en el Perú. Inf. Inst. Mar Perú, 31, 32p.

Schnute, J. and Richards, L. (2008). Surplus production models. In P. J. Hart & J. D. Reynolds (Eds.), Handbook of fish biology and fisheries. Volumen 2: Fisheries.

Senocak, T., Schnack, D. and Pauly, D. (1989). Mean monthly distribution, abundance and production of anchoveta eggs off Peru (4°-14°S), 1964-1971 and 1972-1986. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18, 438p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Segura, M. (2000). Distribución horizontal de la anchoveta peruana con relación a variables ambientales en el periodo 1986-2000. Bol. Inst. Mar Perú, 19(1-2): 55-81.

Simmonds, E., Gutiérrez, M., Chipollini, A., Gerlotto, F., Woillez, M. and Bertrand, A. (2009). Optimizing the design of acoustic surveys of Peruvian anchoveta. ICES Journal of Marine Science, 66: 1341–1348.

Sociedad Nacional de Pesquería (2013). Medidas de Ordenación para el Desarrollo Sostenible de la Anchoveta. Aportes al debate en pesquería, N°4-2013, 4p.

Sparre, P. and Venema, S. (1998). Introduction to tropical fish stock assesment (part 1). FAO Fish. Tech. Pap., Rome. 407p.

Strub, P., Mesías, J., Montecino, V., Rutllant, J. and Salinas, S. (1998). Coastal Ocean Circulation off Western South America. The Sea, 11, (Robinson, A. R., and K. H. Brink, Eds.). John Wiley and Sons, NY, 273-313.

Suuronen, P. and Sarda, F. (2007). The role of technical measures in European fisheries management and how to make them work better. ICES Journal of Marine Science, 64: 751–756.

Swartzman, G., Bertrand, A., Gutiérrez, M., Bertrand, S. and Vásquez, L. (2008). The relationship of anchovy and sardine to water masses in the Peruvian Humboldt Current System from 1983 to 2005. Progress in Oceanography, 79: 228–237.

Tam, J., Taylor, M., Blaskovic, V., Espinoza, P., Ballón, M., Díaz, E., Wosnitza-Mendo, C., Argüelles, J., Purca, S., Ayón, P., Quipuzcoa, L., Gutiérrez, D., Goya, E., Ochoa, N. and Wolff, M. (2008a). Trophic modeling of the Northern Humboldt Current Ecosystem, Part I:

Comparing trophic linkages under La Niña and El Niño conditions. Progress in Oceanography, 79: 352–365.

Tam, J., Blaskovic, V., Goya, E., Bouchon, M., Taylor, M., Oliveros-Ramos, R., Guevara-Carrasco, R. y Purca, S. (2008b). Relación entre anchoveta y otros componentes del ecosistema. Bol Inst Mar Perú Vol XXV, (1-2): 31-38.

Tarazona, J. and Castillo, E. (Eds). (1999). El Niño 1997-98 y su Impacto sobre el Ecosistema Marino y Terrestre. Rev. Peru. Biol., Vol. 6, 186p.

Tarazona, J. and Arntz, W. (2001). The Peruvian Coastal Upwelling System. In U. Seeliger and B. Kjerfve (Eds.). Coastal marine ecosystems of Latin America. Springer, Berlin, pp 229–244.

Taylor, M., Tam, J., Blaskovic, V., Espinoza, P., Ballón, M., Wosnitza-Mendo, C., Argüelles, J., Díaz, E., Purca, S., Ochoa, N., Ayón, P., Goya, E., Gutiérrez, D., Quipuzcoa, L. and Wolff, M. (2008). Trophic modeling of the Northern Humboldt Current Ecosystem, Part II: Elucidating ecosystem dynamics from 1995 to 2004 with a focus on the impact of ENSO. Progress in Oceanography, 79: 366–378.

Tilic, I. (1962). Capacidad de producción de la industria de harina de pescado en el Perú. Instituto de Investigación de los Recursos Marinos, 4, 38p.

Tilic, I. (1963). Información estadística sobre embarcaciones utilizadas para la pesca industrial en el Perú 1953-1962. Instituto de Investigación de los Recursos Marinos, 8, 40p.

Tsukayama, I. and Palomares, D. (1987). Monthly catch and catch composition of Peruvian anchoveta (*Engraulis ringens*) (Northern-Central stock, 4°-14°S), 1953-1982. In D. Pauly and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change. ICLARM studies and reviews 15, 351 p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

UNCLOS (1982). United Nations Convention on the Law of the Sea. www.un.org/depts/los/convention_agreements/texts/unclos/unclos_e.pdf

Uusitalo, L., Lehikoinen, A., Helle, I. and Myrberg, K. (2015). An overview of methods to evaluate uncertainty of deterministic models in decision support. Environmental Modelling & Software, 63: 24-31.

Villanueva, R., Jordán, R. y Burd, A. (1969). Informe sobre el estudio de comportamiento de cardúmenes de anchoveta. Ser. Inf. Espec. Inst. Mar Perú, 31p.

Vílchez, R., Zuzunaga, J., Peña, N., Calienes, R., Cárdenas, G., Ñiquen, M., Antonietti, E., Carrasco, S., Sánchez, G. (1991). Evaluación de los principales recursos pelágicos en la costa peruana. Crucero de evaluación acústica BIC/Humboldt, BIC/SNP-1 y BIC Nansen 9002-04 (Frontera norte – Frontera sur). Inf. Inst. Mar Perú, 101, 72p.

Walsh, J., Whitledge, T., Esaias, W., Smith, R., Huntsman, S., Santander, H. and de Mendiola, B. (1980). The spawning habitat of the Peruvian anchovy, *Engraulis ringens*. Deep Sea Research, 27: 1–27.

Walters, C. (1986). Adaptive management of renewable resources. MacMillan Publishing Company, New York 1986, 374p.

WSSD (2002). World Summit on Sustainable Development. http://www.un-documents.net/jburgdec.htm

Zuta, S. y Gullén, O. (1970). Oceanografía de las Aguas Costeras del Perú. Bol. Inst. Mar Perú, 2(5): 157-324.

Zuzunaga, J. (1985). Cambios del equilibrio poblacional entre la anchoveta (*Engraulis ringens*) y la sardina (*Sardinops sagax*) en el sistema de afloramiento frente al Perú, p. 107-117. In: Arntz, W., Landa, A. and Tarazona, J. (Eds.). El Niño: su impacto en la fauna marina. Bol. Inst. Mar. Perú. Vol. Extraordinario. 222p.

Zuzunaga, J., Vílchez, R., Peña, N., Calienes, R., Cárdenas, G., Ñiquen, M., Carrasco, S., Gómez, O. and Sánchez, G. (1991). Evaluación de los recursos pelágicos: anchoveta, sardina, jurel y caballa en primavera 1989. Inf. Inst. Mar Perú, 100, 56p.