

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA



“Modelo de control viable para el manejo sostenible del stock
de anchoveta peruana (*Engraulis ringens*)”

Tesis para optar al Título Profesional de:

BIÓLOGO

presentado por:

David Ricardo Oliveros Ramos
Bachiller en Ciencias – Biología

Lima – Perú
2009

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

“Modelo de control viable para el manejo sostenible del stock
de anchoveta peruana (*Engraulis ringens*)”

Tesis para optar al Título Profesional de:

BIÓLOGO

presentada por:

David Ricardo Oliveros Ramos
Bachiller en Ciencias – Biología

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Dr. Edgar Sánchez Infantas
PRESIDENTE

Dr. Jaime Mendo Aguilar
MIEMBRO

M. Sc. Zulema Quinteros Carlos
MIEMBRO

Dr. Jorge Tam Málaga
PATROCINADOR

Acta original de sustentación

Dedicado a mis abuelos, Julia[†] y Heracio, quienes me inculcaron el amor por el estudio.

L'étude approfondie de la nature est la source la plus féconde des découvertes mathématiques.

JEAN-BAPTISTE JOSEPH FOURIER (1768-1830)
Prefacio a la *Théorie Analytique de la Chaleur* (1822).

Mathematics seems to endow one with something like a new sense.

CHARLES ROBERT DARWIN (1809-1882)

To surrender to ignorance and call it God has always been premature, and it remains premature today.

ISAAC ASIMOV (1920-1992)

Agradecimientos

En primer lugar, quiero agradecer al Dr. Jorge Tam, mi patrocinador, mentor y maestro; por sus consejos y amistad, por ayudarme a lograr mis objetivos y por preocuparse porque las cosas sean más fáciles para nosotros en el camino que hemos decidido seguir: el de la Ciencia (que no siempre es divertida).

Quiero agradecer también al Dr. Michel de Lara (CERMICS, Francia), por sus valiosas sugerencias y correcciones a diferentes versiones del manuscrito de esta tesis, es especial a los aspectos matemáticos de la misma. Agradezco también al Dr. Eladio Ocaña (IMCA, Perú), por el apoyo dentro del convenio IMCA-IMARPE, en donde comenzaron los intercambios científicos relacionados con la teoría de viabilidad.

Deseo expresar también mi agradecimiento a los profesores Dr. Edgar Sánchez Infantas, Dr. Jaime Mendo Aguilar y M.Sc. Zulema Quinteros Carlos, por su buena disposición para revisar el borrador de esta tesis. Agradezco también a todos los profesores que tuve durante el pre-grado en biología en la Universidad Agraria, de cada uno aprendí algo que contribuyó a mi formación profesional. Agradezco particularmente a la profesora Mercedes Flores, mi consejera, por permitirme cursar, *de facto*, todos los cursos de matemáticas que había en la Agraria. Agradezco también al profesor César Guerrero, por su apoyo y consejos durante mi paso por la universidad, y por orientarme durante los que fueron algunos de los cursos más estimulantes de la carrera.

Deseo agradecer también a las personas que me han brindado su apoyo y amistad mientras realizaba esta tesis. A todos los CIMOBPers, que me han proporcionado un gran ambiente de trabajo, investigación y amistad. Agradezco también a Daniel Alberto Novella Villanueva, por su apoyo en la obtención de bibliografía y, a Sergio Landeo, por hacer el contacto.

Finalmente, quiero expresar mi profundo agradecimiento a mi familia, por haberme apoyado siempre y alentarme a seguir la vida académica. Agradezco a mis abuelos, Heraclio y Julia, por enseñarme desde pequeño a valorar el estudio y el conocimiento; y agradezco a mis padres, Ricardo y María Teresa, por brindarme siempre un ambiente de motivación intelectual y apoyarme sin objeciones en todas los objetivos que he emprendido.

Para todos ellos, mi más sincera gratitud.

Resumen

Oliveros-Ramos, R. 2009. Modelo de control viable para el manejo sostenible del stock de anchoveta peruana (*Engraulis ringens*). Tesis para obtener el título de Biólogo. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Agraria La Molina. 66 pp.

El manejo sostenible de pesquerías es todavía un problema abierto y la teoría de viabilidad ofrece una alternativa para determinar políticas de manejo de los recursos que garanticen la sostenibilidad, una vez definidas las restricciones que determinan los estados sostenibles del sistema. La dinámica poblacional de la anchoveta peruana se modeló usando un modelo estructurado por edades tipo Thomson–Bell con capturas discretas acoplado con el modelo de reclutamiento de Ricker, con pasos semestrales entre los años 1963–1984. Se definió además un *conjunto deseable* de estados sostenibles, asociado a los niveles del stock y capturas que satisfacen restricciones ecológicas, económicas y sociales previamente definidas. En base a esto se calculó el conjunto de los estados del stock para los que existe un sucesión de capturas que permiten mantenerlo en un estado sostenible (conjunto denominado *núcleo de viabilidad*) y una familia de conjuntos de *capturas viables*, que corresponden a todos los niveles de captura que se puedan aplicar sobre cada estado del stock de manera tal que éste se mantenga dentro del núcleo de viabilidad, es decir, permanezca en un estado sostenible. Se encontró una condición suficiente para la existencia de un núcleo de viabilidad no vacío: que la cuota social (captura mínima para mantener en funcionamiento la pesquería) sea menor a un desembarque de 915 800 t semestrales. Se comparó la serie histórica de capturas con las obtenidas a partir de la teoría de viabilidad para el periodo 1963 - 1984, encontrándose que hubo sobrepesca desde finales de 1968, lo que conllevó al colapso de la pesquería durante El Niño de 1972-1973. A partir de los resultados de viabilidad, se definieron 5 estrategias de manejo pesquero (E1–E5) para la anchoveta peruana, concluyéndose que la estrategia precautoria viable media (E5) hubiera podido evitar el colapso de la pesquería de anchoveta, manteniendo además niveles aceptables de pesca. Además, la estrategia precautoria del ICES (E2) no aseguró la sostenibilidad del stock durante los periodos El Niño. Además, se concluye que hubiera sido necesaria una veda de un año después del colapso de la pesquería para que el stock regresara al núcleo de viabilidad, posibilitando un manejo sostenible en adelante. La teoría de la viabilidad, con el núcleo de viabilidad y las capturas viables asociadas, resultaron ser herramientas útiles para el diseño de estrategias de manejo que aseguran la sostenibilidad de los recursos pesqueros.

Palabras clave: Teoría de control, teoría de viabilidad, manejo de recursos naturales, estrategias de manejo, pesquerías.

Índice

| | |
|---|-----------|
| 1. Introducción | 5 |
| 2. Revisión de Literatura | 7 |
| 2.1. Biología y pesquería de la anchoveta peruana | 7 |
| 2.2. Teoría de viabilidad | 8 |
| 2.3. Evaluación de estrategias de manejo | 9 |
| 3. Materiales y métodos | 11 |
| 3.1. Datos | 11 |
| 3.1.1. Demografía y pesquería de la anchoveta | 11 |
| 3.1.2. Puntos de referencia | 12 |
| 3.2. Modelo de la dinámica poblacional de la anchoveta | 13 |
| 3.2.1. Modelo de un stock estructurado por edad | 13 |
| 3.2.2. Modelo del stock de anchoveta | 14 |
| 3.2.3. Estimación de parámetros | 16 |
| 3.2.4. Validación del modelo | 17 |
| 3.3. Modelo de control viable para la anchoveta | 18 |
| 3.3.1. Conjunto deseable | 18 |
| 3.3.2. Núcleo de viabilidad y capturas viables | 19 |
| 3.4. Evaluación de estrategias de manejo de la anchoveta | 20 |
| 3.4.1. Definición de las estrategias de manejo | 21 |
| 3.4.2. Escenarios | 22 |
| 3.4.3. Indicadores de sostenibilidad | 22 |
| 3.4.4. Fuentes de incertidumbre | 22 |
| 4. Resultados y discusión | 24 |
| 4.1. Control viable de un stock estructurado por edad | 24 |
| 4.2. Control viable del stock de anchoveta peruana | 25 |
| 4.2.1. Núcleo de viabilidad y capturas viables para la anchoveta peruana | 25 |
| 4.2.2. Proyección del núcleo de viabilidad y capturas viables | 28 |
| 4.2.3. Clasificación del plano Y–B | 31 |
| 4.3. Evaluación de estrategias de manejo para la anchoveta peruana | 38 |
| 4.4. Análisis de viabilidad de la pesquería de la anchoveta peruana 1963–1984 | 46 |
| 5. Conclusiones | 50 |
| 6. Recomendaciones y perspectivas | 52 |
| A. Programas | 56 |
| B. Resultados matemáticos | 60 |

Índice de Figuras

| | |
|--|----|
| 4.1. Comparación entre las biomásas observadas y simuladas del stock de anchoveta peruana <i>Engraulis ringens</i> . Los parámetros del modelo se muestran en la Tabla 4.1. | 26 |
| 4.2. Comparación entre las biomásas observadas y simuladas de (a) reclutas B_1 y (b) del stock desovante SSB de anchoveta peruana <i>Engraulis ringens</i> . Los parámetros del modelo se muestran en la Tabla 4.1. | 26 |
| 4.3. Comparación entre las capturas observadas y simuladas. En (a) se muestran las capturas sobre la clase B_2 y en (b) las capturas sobre la clase B_3 . Las capturas se simularon libres de parámetros, asumiéndose proporcionales a la abundancia relativa de cada clase de edad al final de cada periodo de tiempo. | 26 |
| 4.4. Hipótesis para la existencia del núcleo de viabilidad. Las líneas representan las predicciones del modelo con los parámetros normales (línea continua) y durante el ENOS (línea discontinua). Los círculos representan los valores observados durante los años normales (círculos blancos) y durante El Niño (círculos negros). La región de rechazo de la hipótesis se muestra en gris. | 33 |
| 4.5. Variación de los parámetros relacionados con la estructura poblacional de la anchoveta peruana usados en las proyecciones del núcleo de viabilidad. Se muestra la variación para el periodo 1963–1971 (pre-colapso), 1972–1984 (post-colapso) y para todo el periodo estudiado (promedio). | 34 |
| 4.6. Proyección del núcleo de viabilidad sobre el subespacio con ρ constante. En (a) se muestra la proyección del núcleo de viabilidad para $\rho = 0,39$ (antes del colapso de la pesquería de anchoveta), en (b) para $\rho = 2,76$ (después del colapso) y en (c) $\rho = 1,55$ para todo el periodo estudiado (1963–1984). | 35 |
| 4.7. Proyección del núcleo de viabilidad para el periodo (1963–1984) asumiendo $\rho = 1,55$. Los círculos representan los valores observados, la línea continua el reclutamiento esperado en condiciones normales y la línea discontinua el reclutamiento esperado en condiciones de El Niño. | 36 |
| 4.8. Capturas viables máximas para cada estado del stock en el núcleo de viabilidad. En (a) antes del colapso ($\rho = 0,39$) y en (b) después del colapso ($\rho = 2,76$). Las regiones en gris representan zonas en donde no es posible pescar de manera sostenible. | 36 |
| 4.9. Planos mortalidad por pesca-biomasa (F–B) y captura-biomasa (Y–B). En el plano F–B (a) el dominio de estados viables se muestra en gris, dividido en dos regiones: la más conservativa con crecimiento poblacional positivo (gris claro) y la menos conservativa con crecimiento poblacional negativo (gris oscuro). El plano Y–B (b) es dividido en cinco dominios, los estados viables (cuarto dominio) son mostrados en gris. El clásico MSY se muestra en este plano, cayendo en el dominio de los estados viables. | 37 |
| 4.10. Planos Y-B. A la izquierda se observa el plano para el periodo pre-colapso (1963–1971), y a la izquierda para el periodo post-colapso (1972–1984). Los valores observados se muestran en círculos. | 37 |
| 4.11. Planos F-B. A la izquierda se observa el plano para el periodo pre-colapso (1963–1971), y a la izquierda para el periodo post-colapso (1972–1984). Los valores observados se muestran en círculos. | 37 |
| 4.12. Trayectorias de la biomasa del stock desovante bajo cada una de las estrategias de manejo evaluadas para el escenario del stock saludable. En gris se destacan se resaltan los límites (máximo y mínimo) para las todas las trayectorias observadas ($n = 10\ 000$). | 40 |

| | |
|--|----|
| 4.13. Trayectorias de la captura bajo cada una de las estrategias de manejo evaluadas para el escenario del stock saludable. En gris se destacan se resaltan los límites (máximo y mínimo) para las todas las trayectorias observadas ($n = 10\ 000$). | 41 |
| 4.14. Trayectorias de la biomasa del stock desovante bajo cada una de las estrategias de manejo evaluadas para el escenario de recuperación. En gris se destacan se resaltan los límites (máximo y mínimo) para las todas las trayectorias observadas ($n = 10\ 000$). | 42 |
| 4.15. Trayectorias de la captura bajo cada una de las estrategias de manejo evaluadas para el escenario de recuperación. En gris se destacan se resaltan los límites (máximo y mínimo) para las todas las trayectorias observadas ($n = 10\ 000$). | 43 |
| 4.16. Indicadores de sostenibilidad para el escenario del stock saludable. En gris se resaltan las estrategias no sostenibles ($p^* < 0,90$). Los indicadores asociados a las capturas se representan con circunferencias y los asociados a la biomasa con cuadrados. El área destacada representa la zona donde los indicadores tienen un valor aceptable. | 45 |
| 4.17. Núcleo de viabilidad y trayectorias pre y post colapso. Se muestra el núcleo de viabilidad (reclutas-biomasa) y las trayectorias observadas para (a) antes del colapso de la pesquería de anchoveta (1963-1971) y (b) después del colapso (1972-1984). El núcleo de viabilidad se muestra en gris. | 48 |
| 4.18. Espacios de fase y trayectorias observadas antes del colapso. A la derecha se muestra el plano Y-B y a la izquierda el plano F-B. El conjunto de controles-estados sostenibles se muestra en gris. | 48 |
| 4.19. Espacios de fase y trayectorias observadas después del colapso. A la derecha se muestra el plano Y-B y a la izquierda el plano F-B. El conjunto de controles-estados sostenibles se muestra en gris. | 48 |
| 4.20. Capturas viables para la anchoveta peruana <i>Engraulis ringens</i> (1963–1984). El área gris oscuro muestra los niveles de capturas viables sin considerar la incertidumbre en las capturas, y el área gris claro considerando la incertidumbre. Los puntos representan las capturas observadas. Las capturas sostenibles se muestran en blanco, y las capturas no sostenibles en negro. Las franjas rayadas delimitan los periodos El Niño considerados. | 49 |

Índice de Tablas

| | |
|--|----|
| 3.1. Parámetros asociados a las clases de edad de la anchoveta peruana, calculados a partir de (IRI - EPPF, 2006). | 12 |
| 3.2. Puntos de referencia usados para la anchoveta peruana. | 13 |
| 3.3. Variables, parámetros y constantes utilizadas en el modelo de la dinámica poblacional de la anchoveta peruana. | 17 |
| 3.4. Estrategias de manejo evaluadas. Se muestra la definición de la cuota para las cinco estrategias consideradas (E1–E5). | 21 |
| 3.5. Indicadores de sostenibilidad utilizados en este trabajo. Se muestra la definición y la descripción de cada uno de los cinco indicadores utilizados. | 23 |
| 4.1. Parámetros estimados para el modelo. Se muestra el valor inicial usado en la parametrización, y el valor final luego de la calibración del modelo. | 27 |
| 4.2. Clasificación de los dominios del plano Y–B de acuerdo a su sostenibilidad y en relación a los puntos de referencia ecológicos y socio-económicos. | 32 |
| 4.3. Valores de los indicadores de sostenibilidad de las estrategias evaluadas para el manejo del stock de anchoveta peruana (<i>Engraulis ringens</i>). | 44 |

I. Introducción

La perspectiva básica del desarrollo sostenible es la reconciliación de la oferta del medio ambiente con los requerimientos económicos y sociales, teniendo una perspectiva de equidad con las generaciones futuras. Así, se busca utilizar los recursos naturales de manera tal que éstos generen bienestar actual y futuro. Esto sólo puede ser logrado utilizando los recursos de manera racional, sin exceder su tasa natural de renovación. Sin embargo, ese manejo “racional” no es necesariamente evidente, y muchas de las propuestas por garantizar la continuidad de los recursos pueden resultar no sostenibles a largo plazo.

Es así que el problema del manejo sostenible de los recursos naturales es aún un problema abierto y, en este sentido, la teoría de la viabilidad ofrece una alternativa para determinar políticas de manejo de los recursos que garanticen la sostenibilidad, una vez definidas las restricciones que definan los estados *sostenibles* o *viabiles* del sistema.

La anchoveta peruana (*Engraulis ringens*) es explotada por miles de bolicheras, con un desembarque mensual que llegó a exceder los 2.5 millones de toneladas en Noviembre de 2005 (Ñiquen y Freón, 2006), por lo que es especialmente importante implementar un adecuado manejo de este recurso y definir políticas que garanticen su sostenibilidad, evitando así la posibilidad de colapso de la pesquería peruana más importante. Los modelos de control viable se presentan como una nueva alternativa que contribuiría al adecuado manejo del stock de anchoveta y una forma de comprender la naturaleza de las restricciones que determinan la sostenibilidad de este importante recurso.

El objetivo de esta tesis es aplicar un modelo de control viable a la dinámica poblacional de anchoveta peruana (*Engraulis ringens*) para determinar los niveles de pesca sostenibles durante el periodo 1963 - 1984, y de comparar estos resultados con las capturas históricas de dicho periodo. Además, se busca determinar si es posible definir estrategias de manejo que eviten un colapso del stock o, en caso contrario, que disminuyan el tiempo necesario para su recuperación.

Esta tesis plantea la hipótesis de que el modelo de control viable simulará biomazas sostenibles a largo plazo, mediante el control de las capturas, teniendo en cuenta las restricciones ecológicas, sociales y económicas particulares de la pesquería de la anchoveta peruana.

El enfoque de viabilidad puede ayudar a la regulación de la pesca de anchoveta y a la comprensión

del efecto que tiene ésta sobre la dinámica de sus poblaciones, asegurando la sostenibilidad de una manera más objetiva que con un simple enfoque precautorio.

II. Revisión de Literatura

2.1. Biología y pesquería de la anchoveta peruana

La anchoveta peruana, *Engraulis ringens* Jenyns 1842 (Clupeiformes: Engraulidae) es una especie pelágica de vida corta, con una mortalidad natural (M) en el orden de 1,0 (Gulland, 1977). La anchoveta tiene dos desoves importantes al año, en verano e invierno (Csirke, 1979). La relación stock-reclutamiento ha sido representada mediante el modelo de Ricker (Gulland, 1977; Csirke, 1979; Cahuin *et al.*, 2009). La anchoveta muestra una alta agregación espacial, que está parcialmente relacionada con la distribución en parches del plancton del cual se alimenta y, con la formación de cardúmenes para reducir la efectividad de los depredadores (Gulland, 1977).

La pesquería de anchoveta es la más importante del Perú, siendo también una de las pesquerías monoespecíficas más grandes del mundo (FAO, 2007). El comportamiento de la anchoveta ha permitido el desarrollo de técnicas de pesca muy efectivas (i.e. bolicheras), que junto con la habilidad de localizar cardúmenes dentro de grandes áreas y poder dirigirse hacia ellos, permiten que se puedan obtener altas capturas, con el peligro de que no haya una disminución sensible en la explotación hasta el colapso (Gulland, 1977).

A inicios de 1950, la pesquería de anchoveta peruana se convirtió en la mayor productora de harina de pescado, siendo para mediados de 1960 la pesquería más grande del mundo (Hilborn y Walters, 1992). Durante el inicio de la década de 1970, la combinación de sobrepesca y condiciones ambientales desfavorables provocaron que el stock se redujera a niveles alarmantes. El stock comenzó una aparente recuperación a finales de 1970, pero el fuerte evento El Niño de 1982-1983 afectó nuevamente al stock. Todavía no hay un acuerdo general acerca de la importancia relativa de los eventos El Niño y de la sobreexplotación como causas del colapso de la pesquería, sin embargo hay un consenso en que ambos factores fueron responsables (Hilborn y Walters, 1992). A partir de 1985, el stock de anchoveta se recuperó (Alheit y Ñiquen, 2004), sin embargo, sigue latente el problema de asegurar una política de manejo que asegure la sostenibilidad del stock.

El enfoque clásico para el manejo de los recursos pesqueros, basado en el máximo rendimiento sostenible (MSY) y los modelos de producción excedente, asumen que la producción se equilibra

con la captura y que la captura por unidad de esfuerzo es proporcional a la densidad (Sparre y Venema, 1998), lo que no se cumple necesariamente en la realidad, en particular, en el caso de la anchoveta peruana. Es por ello que un manejo de este recurso basado en el MSY no asegura la sostenibilidad del recurso. Otro supuesto de los modelos de producción excedente es que los parámetros de crecimiento (r y K) no dependen del tiempo, ni de los cambios en las condiciones ambientales. Este supuesto es particularmente delicado en situaciones como el Norte del Ecosistema de la Corriente de Humboldt, en donde el El Niño y la Oscilación del Sur (ENOS) cambia las condiciones ambientales de manera cuasiperiódica, alterando significativamente la dinámica de las poblaciones afectadas. Al respecto, Hilborn y Walters (1992) comentan que los métodos de ajuste en el equilibrio son sesgados, poco fiables y simplemente deben ser abandonados. De acuerdo a Hilborn y Walters (1992), el rol de la evaluación de stocks es ayudar a diseñar sistemas de manejo pesquero que puedan responder a los tipos de variabilidad que uno ve en la naturaleza. En este sentido, el *enfoque precautorio* para el manejo de pesquerías trata de tomar en cuenta la incertidumbre ambiental, estableciendo puntos de referencia más conservativos para el manejo de pesquerías con la finalidad de evitar el riesgo de colapso para el stock.

En Perú, la pesca de anchoveta se efectúa en la mayor parte de su área de distribución y se realiza con embarcaciones de cerco. La anchoveta se considera un recurso plenamente explotado, por lo que el acceso a su pesquería está restringido y los nuevos permisos de pesca se otorgan mediante la sustitución de igual capacidad de bodega, existiendo un pago anual por el derecho de permiso de pesca (FAO, 2009).

Las principales medidas de conservación para la anchoveta están referidas a la temporada de pesca, la cual se rige por el criterio del año biológico (octubre a setiembre del siguiente año). Existe una talla mínima de captura (12 cm), estando prohibida la extracción y procesamiento de ejemplares juveniles, con tallas inferiores a esta, existiendo una tolerancia máxima del 10% en el número de ejemplares juveniles como captura incidental (FAO, 2009). Se aplican tres tipos de vedas: (i) vedas reproductivas, en el invierno (julio-agosto) y en el verano (febrero) del hemisferio sur; (ii) vedas por cumplimiento de las cuotas permisibles y, (iii) vedas de protección a los stocks juveniles. También se regula el arte de pesca obligando la utilización de redes con tamaños de malla no menores de 1,25 cm (FAO, 2009).

2.2. Teoría de viabilidad

La teoría de la viabilidad fue desarrollada por Aubin (1991) para el control de sistemas dinámicos con incertidumbre sujetos a restricciones. La teoría de la viabilidad está relacionada con el control de un sistema que permita mantenerlo dentro de un conjunto de estados deseables, definidos

por las restricciones apropiadas (e.g. ecológicas, económicas, sociales). Dentro de esta perspectiva, el manejo de recursos naturales renovables puede enfocarse desde la teoría de la viabilidad a fin de contar con una herramienta que permita determinar las condiciones que garanticen la sostenibilidad de dichos recursos.

El desarrollo del trasfondo matemático de la teoría de la viabilidad aplicada al manejo de recursos naturales renovables fue realizado por el propio Aubin (2002) y por Aubin y Saint-Pierre (2004). Béné *et al.* (2001), publicaron una revisión acerca de la aplicación del análisis de viabilidad a modelos bioeconómicos en general y Rapaport *et al.* (2006) publicaron un revisión específica sobre el análisis de viabilidad aplicado al manejo sostenible de recursos naturales. En la misma línea, un artículo sobre la sostenibilidad de una economía con un recurso agotable con un enfoque de control viable fue publicado por Martinet y Doyen (2007). Un modelo matemático para la cosecha viable de recursos renovables es tratado por Doyen (2006).

En el ámbito del manejo de recursos pesqueros, el enfoque precautorio del ICES (*International Council for the Exploration of the Sea*) ha sido estudiado matemáticamente desde la perspectiva de la viabilidad por De Lara *et al.* (2007), quien demostró que el enfoque precautorio no asegura necesariamente la sostenibilidad de los recursos. El problema de la sostenibilidad de las pesquerías también ha sido analizado teóricamente por Doyen y Béné (2003) y De Lara y Doyen (2008). Eisenack (2006) hizo un análisis de viabilidad del manejo pesquero participativo, y de los sistemas de manejo de pesquerías (Eisenack *et al.*, 2006).

A pesar de que hay varios trabajos acerca del marco matemático y metodológico de la teoría de la viabilidad y de su aplicación al manejo de recursos renovables, son pocos los trabajos en los que se hayan aplicado estos métodos a situaciones reales. Entre éstos, destaca el trabajo de Tichit *et al.* (2004), quienes evaluaron la sostenibilidad de rebaños mixtos de llamas y ovejas en Bolivia bajo condiciones de estocasticidad ambiental, aplicando el análisis de viabilidad.

2.3. Evaluación de estrategias de manejo

Una estrategia de manejo es definida por Butterworth (1997) como un conjunto de reglas que traducen datos de una pesquería en un mecanismo regulador (como la máxima captura permisible o el máximo esfuerzo de pesca). Idealmente, antes de decidir aplicar una estrategia de manejo, se deberían comparar los diferentes potenciales de las estrategias de manejo y clasificarlas de acuerdo a su habilidad para mantener la pesquería sostenible en un ambiente de incertidumbre. La llamada Evaluación de Estrategias de Manejo (MSE, *Management Strategy Evaluation*) denota una clase de procedimientos basados en simulación para comparar estrategias de manejo alternativas (De Lara y Martinet, 2008). El enfoque de MSE consiste en definir un conjunto operacional de objetivos y

evaluar el rendimiento de las diferentes estrategias de manejo con respecto a los objetivos planteados usando simulaciones, tomando en cuenta la incertidumbre en el proceso modelado (Sainsbury, 2000). El *manejo adaptativo* es un tipo de estrategia de manejo que puede ser evaluada dentro de un MSE (Maunder, 2006). Las estrategias de manejo consideradas en este trabajo fueron definidas en el marco de la teoría de viabilidad (Aubin, 1991; De Lara y Doyen, 2008).

III. Materiales y métodos

3.1. Datos

3.1.1. Demografía y pesquería de la anchoveta

Se utilizaron datos mensuales de biomasa y desembarques por longitud (4,5-21,5 cm) para la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*) de agosto de 1963 a agosto de 1984, tomados de la base de datos del IRI - EPPF (2006), provenientes de un Análisis de Población Virtual (Pauly *et al.*, 1987, 1989). Estos datos se procesaron tomando como referencia el año biológico de la anchoveta (octubre-setiembre) para obtener estimaciones de las biomasa y capturas en una base semestral (octubre-marzo y abril-setiembre).

Se calculó el número de individuos (N) por longitud a partir de los datos de biomasa estimando el peso (w) de la marca de clase de longitud (L) a partir de la siguiente fórmula empírica (Palomares *et al.*, 1987):

$$w = 0,0215L^{2,604}. \quad (3.1)$$

Los datos de biomasa y número de individuos por longitud se agruparon en clases de edad definidas a partir de la relación de von Bertalanffy:

$$L_t = L_\infty(1 - e^{-k(t-t_0)}), \quad (3.2)$$

en donde L_t es la longitud del pez a la edad t , L_∞ es la longitud máxima (asintótica) de un adulto, k la tasa de crecimiento individual y t_0 es la edad teórica a la que un individuo tendría longitud 0. Se asumió $L_\infty = 20,6$ cm, $k = 1,26$ año⁻¹ y $t_0 = 0$ (Pauly *et al.*, 1987). En base a esto, los datos se agruparon en cinco clases de edad semestrales (Tabla 3.1).

El *peso promedio de un individuo* de la i -ésima clase de edad (\bar{w}_i) se estimó como el cociente entre la biomasa y el número de individuos de la clase de edad i , a fin de tomar en cuenta abundancia relativa de los individuos de diferentes longitudes. Estos pesos promedio por clase de edad se asumieron constantes durante el periodo estudiado. A partir de éstos, se estimó el *factor de*

Tabla 3.1: Parámetros asociados a las clases de edad de la anchoveta peruana, calculados a partir de (IRI - EPPF, 2006).

| Clase | Edad (meses) | Longitud (cm) | Peso promedio (g) | Abundancia relativa | Captura relativa (mediana) |
|-------|--------------|---------------|-------------------|---------------------|----------------------------|
| B_1 | 0-5 | 0,00-9,63 | 3.67 | 19.4 % | 1.64 % |
| B_2 | 6-11 | 9,63-14,76 | 12.82 | 53.2 % | 58.95 % |
| B_3 | 11-17 | 14,76-17,49 | 25.66 | 21.2 % | 24.35 % |
| B_4 | 18-23 | 17,49-18,94 | 36.60 | 4.7 % | 0.63 % |
| B_5 | ≥ 24 | 18,94-21,5 | 42.69 | 1.5 % | 0.00 % |

crecimiento en peso entre la edad j y la edad i , (ω_{ij}), que se calculó mediante la expresión:

$$\omega_{ij} = \frac{\bar{w}_j}{\bar{w}_i}, \quad (3.3)$$

para $i = 1, 2, 3, 4, 5$ y $i < j$.

Los datos de *desembarques* (D) fueron corregidos para estimar las *capturas en peso*, tomando en cuenta la pérdida de masa como resultado de la evaporación (h) durante el viaje hasta el puerto y la pérdida de fluidos durante el desembarque (s). Se asumió un valor de $h = 10\%$ (M. Ochoa, com. pers.) y $s = 4\%$ (Castillo y Mendo, 1987). Con estos datos se estimó la *captura en peso* (Y) mediante la siguiente relación:

$$Y = \frac{1}{1 - (h + s)} D = 1,175D. \quad (3.4)$$

La misma relación se utilizó para reconvertir las *capturas en peso* en *desembarques*.

3.1.2. Puntos de referencia

Se utilizaron tres puntos de referencia: dos ecológicos (B_{\min} , B_{\max}) y uno socioeconómico (Y_{\min}). El punto de referencia ecológico B_{\min} está asociado a la mínima biomasa desovante necesaria para que la población pueda sobrevivir en condiciones naturales, mientras que B_{\max} está asociado a un límite máximo para la biomasa desovante, tomando en cuenta las posibles reducciones en el reclutamiento debidas a densodependencia, asumiendo que para $SSB > B_{\max}$ el reclutamiento podría ser insuficiente para asegurar la sostenibilidad. El punto de referencia socioeconómico Y_{\min} es la “cuota social”, definida como el desembarque mínimo necesario para que la pesquería pueda seguir funcionando sin pérdidas económicas ni desempleo para los pescadores.

Para el caso de la anchoveta se consideró $B_{\min} = 5\,000\,000$ t (IMARPE, 2000) y la cuota social equivalente a un desembarque de 2 millones de toneladas anuales (IMARPE, 2000), lo que corresponde a una *captura en peso* mínima $Y_{\min} = 1\,175\,000$ t semestrales según (3.4).

Se consideró además que $B_{\max} = (1 - \gamma_1)K = 26\,400\,000$ t, en donde $K = 33\,000\,000$ t es

Tabla 3.2: Puntos de referencia usados para la anchoveta peruana.

| Símbolo | Definición | Valor | Unidades |
|-------------------|---|------------|-----------------------------------|
| B_{\min} | Mínima biomasa del stock desovante. | 5 000 000 | toneladas |
| B_{\max} | Máxima biomasa del stock desovante. | 26 400 000 | toneladas |
| B_{pa} | Biomasa del stock desovante precautoria ($1,4B_{\min}$) | 7 000 000 | toneladas |
| K | Capacidad de carga | 33 000 000 | toneladas |
| r_m | Tasa intrínseca de crecimiento | 0,955 | año ⁻¹ |
| Y_{\min} | Cuota social. | 1 175 000 | toneladas (0,5 año) ⁻¹ |
| F_{MSY} | Mortalidad por pesca en el MSY , $\frac{r_m}{2}$. | 0,478 | año ⁻¹ |
| F_{pa} | Mortalidad por pesca precautoria | 0,350 | año ⁻¹ |
| F_{viab} | Mortalidad por pesca viable | | año ⁻¹ |

la capacidad de carga de la anchoveta (Oliveros *et al.*, en prep.), y γ_1 es la abundancia relativa promedio de la clase de reclutas B_1 ($\gamma_1 = 0,2$).

Se consideraron además puntos de referencia precautorios, $B_{\text{pa}} > B_{\min}$ y $F_{\text{pa}} < F_{\text{MSY}} = \frac{r_m}{2}$, en donde $r_m = 0,955$ es la tasa intrínseca de crecimiento de la anchoveta (Oliveros *et al.*, en prep.). Se asumieron valores de $B_{\text{pa}} = 1,4B_{\min}$ y $F_{\text{pa}} = 0,35$. Adicionalmente, se definirá F_{viab} , un punto de referencia calculado de manera que F_{viab} sea sostenible para toda biomasa $B \geq B_{\text{pa}}$.

Un resumen de los puntos de referencia considerados y sus valores se muestra en la Tabla 3.2.

3.2. Modelo de la dinámica poblacional de la anchoveta

3.2.1. Modelo de un stock estructurado por edad

Las abundancias de una población explotada pueden ser descritas utilizando un sistema dinámico controlado en tiempo discreto (De Lara *et al.*, 2007), y un modelo similar puede ser aplicado para el caso de biomásas. El vector de estado A -dimensional $B = (B_1, \dots, B_A)$, en el espacio de estados $\mathbb{B} = \mathbb{R}^A$, representa la biomasa de los individuos de la edad $a \in \{1, \dots, A\}$. La variable de control del sistema es la *captura en peso* Y , en el *espacio de controles* $\mathbb{Y} = \mathbb{R}$. Se consideró el siguiente sistema:

$$\begin{cases} B(t+1) = f(B(t), Y(t)), & t \in \mathbb{N} \\ B(0) \text{ dado,} \end{cases} \quad (3.5)$$

en donde la función $f : \mathbb{B} \times \mathbb{Y} \rightarrow \mathbb{B}$ es definida por:

$$f(B, Y) = \begin{pmatrix} \mathcal{R}(SSB(B)) \\ g_2(B_1) - Y_2(B, Y) \\ \vdots \\ g_A(B_{A-1}) - Y_A(B, Y) \end{pmatrix}. \quad (3.6)$$

Aquí, $SSB(B)$ es la biomasa del stock desovante, definida por

$$SSB(B) = \sum_{a=2}^A B_a, \quad (3.7)$$

$Y_a : \mathbb{B} \times \mathbb{Y} \rightarrow \mathbb{R}$ es la captura sobre el stock de edad $a = 2, \dots, A$, $\mathcal{R} : \mathbb{R} \rightarrow \mathbb{R}$ describe la relación de stock-reclutamiento y $g_a : \mathbb{R} \rightarrow \mathbb{R}$ la dinámica del stock de edad $a = 2, \dots, A$ en ausencia de pesca.

Denotemos también por $B_T(t) = \sum_{i=1}^A B_i(t)$ la biomasa total del stock $B(t)$. Podemos escribir

$$B(t) = B_T(t) (\gamma_1(t), \dots, \gamma_A(t)), \quad (3.8)$$

en donde $(\gamma_1(t), \dots, \gamma_A(t))$ representa la estructura de edad del stock en el tiempo t .

3.2.2. Modelo del stock de anchoveta

La dinámica del stock de la anchoveta peruana fue modelada considerando como variables de estado la biomasa total y las biomásas de tres clases de edad semestrales, la primera de juveniles inmaduros (B_1) y las dos últimas de adultos (B_2, B_3) que conforman la población reproductiva, de manera que la biomasa del stock desovante (*spawning stock biomass*, SSB) es $SSB = B_2 + B_3$. En la tercera clase de edad (B_3) se consideraron todos los individuos mayores a 14,76 cm debido a que la abundancia relativa de B_4 y B_5 no es significativa en comparación a las de las otras clases y su incorporación en el modelo no mejora el ajuste de los datos y, por el contrario, complica el trabajo de modelado y de estimación de parámetros. Por razones similares, no se consideró la existencia de un grupo plus en vista que las clases B_4 y B_5 (especialmente B_5) no estuvieron presentes durante la mayor parte del periodo estudiado.

Los procesos considerados en el modelo fueron (i) el reclutamiento, (ii) el crecimiento en peso, (iii) la mortalidad natural y (iv) la mortalidad por pesca (bajo la forma de captura en peso). Estos procesos fueron descritos en tres submodelos:

Stock-reclutamiento Se utilizó el modelo de Ricker ([Gulland, 1977](#)) para modelar la dinámica de stock-reclutamiento de anchoveta, que recientemente ha sido usado por [Cahuin et al. \(2009\)](#):

$$B_1(t+1) = \mathcal{R}(SSB(B(t))) = \alpha SSB(B(t)) e^{-\beta SSB(B(t))}, \quad (3.9)$$

donde α y β son los parámetros del modelo de reclutamiento.

Dinámica de cohortes Se utilizó una versión modificada del modelo de Thomson y Bell ([Sparre y Venema, 1998](#)) adaptado a biomásas y con capturas discretas. Para modelar la biomasa asociada

a cada clase de edad se tomará en cuenta la mortalidad natural, el crecimiento en peso y la pesca. En el modelo se consideró la mortalidad natural (M_a , año⁻¹) como tasa infinitesimal en base semestral ($0,5M_a$), el factor de crecimiento en peso entre clases de edad ($\omega_{a,a+1}$, gg⁻¹) como un factor multiplicativo y el efecto de la pesca sobre cada clase de edad (Y_a) es modelado de manera discreta, siendo tomado al final de cada periodo. Así, para cada clase adulta, la dinámica está dada por:

$$B_a(t+1) = g_a(B_{a-1}(t)) - Y_a(B(t), Y(t)) = \omega_{a-1,a} e^{-0,5M_{a-1}} B_{a-1}(t) - Y_a(B(t), Y(t)), \quad a = 2, 3. \quad (3.10)$$

Captura Por comodidad, se denotó $Y_a(t) = Y_a(B(t), Y(t))$, quedando claro que la captura sobre cada clase de edad depende de la captura total y de la estructura del stock. Se asume que la pesquería sólo tiene acceso a las dos últimas clases de edad, no habiendo captura de juveniles ($Y_1(t) = 0$), pues esta clase no es representativa en la mayor parte del periodo estudiado (Tabla 3.1), estando presente fundamentalmente durante el periodo de colapso ante la escasez de individuos de las edades superiores. Las capturas en peso por semestre para cada clase de edad ($Y_a(t)$, $a = 2, 3$) se asumieron proporcionales a la abundancia relativa de la respectiva clase al final del periodo. La captura total en peso (Y) es un forzante del modelo que se utilizó como variable de control. La captura de cada clase de edad se asumió proporcional a la abundancia relativa, siendo modelada por:

$$Y_a(t) = Y_a(B(t), Y(t)) = \frac{\omega_{a-1,a} e^{-0,5M_{a-1}} B_{a-1}(t)}{\sum_{a'=2}^3 \omega_{a'-1,a'} e^{-0,5M_{a'-1}} B_{a'-1}(t)} Y(t), \quad a = 2, 3. \quad (3.11)$$

Podemos notar que para $a = 1, 2, 3$, $Y_a(t) \leq Y(t)$, para todo t .

Los valores del factor de crecimiento en peso ($\omega_{12} = 3,484$ y $\omega_{23} = 2,002$) fueron constantes para el modelo.

La evolución del stock se modeló acoplando los tres submodelos, que generan una dinámica como en (3.6):

$$B(t+1) = f(B(t), Y(t)) = \begin{pmatrix} \alpha SSB(B(t)) e^{-\beta SSB(B(t))} \\ \omega_{12} e^{-0,5M_1} B_1(t) - Y_2(B(t), Y(t)) \\ \omega_{23} e^{-0,5M_2} B_2(t) - Y_3(B(t), Y(t)) \end{pmatrix}. \quad (3.12)$$

La definición de las variables, parámetros y constantes utilizadas en el modelo se muestra en la Tabla 3.3.

Forzantes ambientales Se consideró al ciclo El Niño y la Oscilación del Sur (ENOS) como forzante ambiental, modificando los parámetros de reclutamiento de (α, β) a (α^*, β^*) durante su presencia. No se consideró el efecto de El Niño sobre otros parámetros del modelo pues su efecto en el ajuste no fue significativo. Se utilizó como variable indicadora el Oceanic Niño Index (ONI) de la NOAA (2009) para determinar la presencia o ausencia de El Niño, tomando en cuenta sólo los periodos con más de 5 meses consecutivos con valores mayores a 0.5°C y con al menos un mes con valores mayores a 1°C . Con estos criterios, se consideraron tres eventos El Niño durante el periodo estudiado: octubre de 1965 a marzo de 1966, abril de 1972 a abril de 1973 y abril de 1982 a abril de 1983.

Parámetros El modelo tiene un total de 6 parámetros: 2 para la mortalidad natural (M_1, M_2), 2 para el reclutamiento en condiciones normales (α, β) y 2 para el reclutamiento en condiciones de El Niño (α^*, β^*) .

3.2.3. Estimación de parámetros

La parametrización del modelo se realizó mediante métodos numéricos de optimización no lineales, a fin de minimizar la función de cuadrados residuales (ponderada). Para ello se necesitaron valores iniciales para los parámetros de cada submodelo a fin de obtener un vector de parámetros *semilla* para poder inicializar el algoritmo de optimización y realizar una calibración conjunta de todos los parámetros del modelo.

Parámetros iniciales Para la tasa instantánea de mortalidad natural (M) se usó como referencia los citados en la literatura por IMARPE (2000), $M = 0,6-1,0 \text{ año}^{-1}$, tomándose $M = 0,8 \text{ año}^{-1}$ como parámetro inicial.

Para los parámetros de reclutamiento, los valores iniciales fueron estimados mediante regresión entre la biomasa del stock desovante y la biomasa de la primera clase de edad (reclutas). Se estimaron dos juegos de parámetros, uno para los años sin El Niño (α, β) y otro para los años con El Niño (α^*, β^*) , de acuerdo a la variable indicadora definida a partir del ONI.

Calibración Los parámetros del modelo acoplado (3.12) se consideraron como la solución al problema de optimización correspondiente a la minimización de la función de cuadrados residuales ponderada de las diferencias entre las salidas del modelo y los valores observados. Los pesos relativos en la función de cuadrados residuales fueron 0,4 para la biomasa total, 0,4 para la biomasa del stock desovante y 0,2 para los reclutas.

La función de cuadrados residuales fue minimizada utilizando el método del gradiente conjugado (con derivadas centradas). Los parámetros fueron calibrados en dos etapas, preliminarmente para

Tabla 3.3: Variables, parámetros y constantes utilizadas en el modelo de la dinámica poblacional de la anchoveta peruana.

| Símbolo | Definición | Valor | Unidades |
|---------------|---|-----------------------------------|-------------------------|
| A | Número de clases de edad para la anchoveta peruana. | 3 | |
| B_a | Biomasa de los individuos de la edad a ($a = 1, 2, \dots, A$). | | tons |
| SSB | Biomasa del stock desovante. | | tons |
| B_T | Biomasa total del stock. | | tons |
| γ_a | Abundancia relativa de la clase B_a ($a = 1, 2, \dots, A$). | | tons tons ⁻¹ |
| N_a | Número de individuos de la edad a ($a = 1, 2, \dots, A$). | | peces |
| w | Peso de los individuos. | | g peces ⁻¹ |
| L | Longitud de los individuos. | | cm |
| L_∞ | Longitud máxima de un adulto de anchoveta. | 20,6 (Pauly <i>et al.</i> , 1987) | cm |
| k | Tasa de crecimiento individual de la anchoveta. | 1,26 (Pauly <i>et al.</i> , 1987) | año ⁻¹ |
| t_0 | Edad teórica para la longitud 0. | 0 (Pauly <i>et al.</i> , 1987) | año |
| D | Desembarques (en puerto). | | tons |
| h | Pérdida de masa porcentual por evaporación durante el viaje hasta el puerto. | 10% (M. Ochoa, com. pers.) | |
| s | Pérdida de fluidos durante el desembarque | 4% (Castillo y Mendo, 1987) | |
| Y | Captura en peso total. | | tons |
| Y_a | Captura en peso de los individuos de la edad a ($a = 1, 2, \dots, A$). | | tons |
| M_a | Tasa instantánea de mortalidad natural de la clase B_a ($a = 1, 2$). | 0,6–1,0 (IMARPE, 2000) | año ⁻¹ |
| ω_{ij} | Factor de crecimiento en peso entre la clase de edad i y j ($i = 1, 2, i < j$). | | g g ⁻¹ |
| α | Máximo rendimiento de reclutas por unidad de biomasa desovante (sin El Niño). | | tons tons ⁻¹ |
| α^* | Máximo rendimiento de reclutas por unidad de biomasa desovante (con El Niño). | | tons tons ⁻¹ |
| β | Coefficiente de densodependencia en el reclutamiento (sin El Niño). | | tons ⁻¹ |
| β^* | Coefficiente de densodependencia en el reclutamiento (con El Niño). | | tons ⁻¹ |

el periodo 1964–1971 (antes del colapso de la pesquería de anchoveta) y luego para todo el periodo 1964–1980.

3.2.4. Validación del modelo

Los datos de 1981–1984 se utilizaron para realizar una validación estructural del modelo (*sensu* Jørgensen y Bendorichio, 2001), en la cual se analiza el comportamiento cualitativo del modelo y su capacidad de representar las relaciones causa–efecto del sistema (impacto de El Niño y de la

pesquería sobre el stock).

3.3. Modelo de control viable para la anchoveta

Un modelo de control viable se puede definir a partir de (i) un sistema dinámico sometido a control (la dinámica poblacional de anchoveta, con la captura como variable de control) y (ii) un *conjunto deseable* de estados y controles para el sistema (los estados y controles *sostenibles*, en los cuales se cumplen las restricciones dadas por diferentes objetivos: ecológicos, sociales o económicos). En base a esto, el modelo calculará (i) el conjunto de los estados del stock de anchoveta para los que siempre existe una sucesión de niveles de captura que permiten mantener al stock en un estado sostenible (conjunto denominado *núcleo de viabilidad*) y, (ii) un conjunto de controles que denominaremos *capturas viables* y que corresponden a todos los niveles de captura que se puedan aplicar sobre cada estado del stock de manera tal que éste se mantenga dentro del núcleo de viabilidad, es decir, permanezca en un estado sostenible.

En este contexto, la *sostenibilidad* se consideró como la habilidad de mantener al sistema dentro del conjunto de estados sostenibles durante un tiempo indefinido (De Lara *et al.*, 2007). Así, la sostenibilidad está asegurada para los estados del stock que pertenezcan al núcleo de viabilidad, por lo que poder calcularlo tiene un interés práctico desde el punto de vista del manejo. Desafortunadamente, calcular explícitamente el núcleo de viabilidad no es una tarea automática ni fácil en general (De Lara *et al.*, 2006). Sin embargo, conocido el núcleo de viabilidad y las capturas viables asociadas, es posible definir estrategias de manejo que sean sostenibles.

3.3.1. Conjunto deseable

Definimos el *conjunto deseable* como el conjunto de todos los estados sostenibles, que es un subconjunto del espacio biomasa-captura ($\mathbb{B} \times \mathbb{Y}$) limitado por las restricciones físicas para el stock ($B_i \geq 0$, para $i = 1, \dots, A$), la mínima y máxima biomasa desovante ($B_{\min} \leq SSB \leq B_{\max}$), y la captura mínima social ($Y_{\min} \leq Y$). Luego, los puntos en el conjunto deseable aseguran un estado saludable del stock y de bienestar social. El conjunto deseable será denotado por \mathbb{D} , tal que:

$$\mathbb{D} = \left\{ (B, Y) \in \mathbb{B} \times \mathbb{Y} \left| \begin{array}{l} B_i \geq 0, \quad i = 1, \dots, A, \\ B_{\min} \leq SSB(B) \leq B_{\max}, \\ Y_{\min} \leq Y \end{array} \right. \right\}. \quad (3.13)$$

El *conjunto de restricciones* \mathbb{V}^0 asociado con \mathbb{D} es obtenido proyectando el conjunto deseable \mathbb{D} en el espacio \mathbb{B} :

$$\mathbb{V}^0 := \text{Proj}_{\mathbb{B}}(\mathbb{D}) = \{B \in \mathbb{B} \mid \exists Y \in \mathbb{Y}, (B, Y) \in \mathbb{D}\}. \quad (3.14)$$

Para la anchoveta, de (3.12) obtenemos:

$$\mathbb{D} = \left\{ (B_1, B_2, B_3, Y) \in \mathbb{R}^4 \left| \begin{array}{l} B_1 \geq 0, B_2 \geq 0, B_3 \geq 0, \\ 5\,000\,000 \leq B_2 + B_3 \leq 26\,400\,000, \\ 1\,175\,000 \leq Y \end{array} \right. \right\}, \quad (3.15)$$

y

$$\mathbb{V}^0 = \left\{ (B_1, B_2, B_3) \in \mathbb{R}^3 \left| \begin{array}{l} B_1 \geq 0, B_2 \geq 0, B_3 \geq 0, \\ 5\,000\,000 \leq B_2 + B_3 \leq 26\,400\,000, \end{array} \right. \right\}. \quad (3.16)$$

Es importante destacar que la sostenibilidad del sistema depende de la forma en que se define el conjunto deseable por lo que, en este contexto, la sostenibilidad depende de la consistencia de los puntos de referencia utilizados, siendo este un punto crítico del manejo sostenible.

3.3.2. Núcleo de viabilidad y capturas viables

Un subconjunto $\mathbb{V} \subset \mathbb{B}$ del espacio de estados \mathbb{B} se denomina un *dominio de viabilidad* para la dinámica $f : \mathbb{B} \times \mathbb{Y} \rightarrow \mathbb{B}$ en el conjunto deseable \mathbb{D} si para todo stock $B \in \mathbb{V}$, existe una captura $Y \in \mathbb{Y}$ tal que $(B, Y) \in \mathbb{D}$ y $f(B, Y) \in \mathbb{V}$. Es decir, si uno comienza con un stock en un dominio de viabilidad \mathbb{V} , existe una sucesión de niveles de captura tal que el sistema está en un estado sostenible y que hacen que el stock permanezca en \mathbb{V} al siguiente paso de tiempo.

En este contexto, la *viabilidad* del stock será equivalente a asegurar su sostenibilidad, es decir, tener la habilidad de escoger en cada paso de tiempo una captura $Y \in \mathbb{Y}$ que haga que el stock se mantenga en un estado sostenible. Definimos el *núcleo de viabilidad* como el conjunto de todos los estados del stock que pueden ser manejados sosteniblemente. Más precisamente, el núcleo de viabilidad $\mathbb{V}(f, \mathbb{D})$ asociado a la dinámica f y el conjunto deseable \mathbb{D} estará definido por:

$$\mathbb{V}(f, \mathbb{D}) := \left\{ B(0) \in \mathbb{B} \left| \begin{array}{l} \exists (Y(0), Y(1), \dots) \text{ y } (B(0), B(1), \dots) \\ \text{satisfaciendo la dinámica (3.12) y} \\ (B(t), Y(t)) \in \mathbb{D} \text{ para todo } t \in \mathbb{N}. \end{array} \right. \right\}. \quad (3.17)$$

El sistema será viable si el núcleo de viabilidad es no vacío. Así, será de interés encontrar condiciones que aseguren que el núcleo de viabilidad sea no vacío, pues esto aseguraría la viabilidad de la pesquería y la sostenibilidad del stock cuando se parte de un estado del stock en el núcleo de viabilidad. Desde el punto de vista del manejo, conocer el núcleo de viabilidad tiene interés práctico pues representa todos los estados del stock para los cuales se pueden encontrar niveles de captura que aseguren que el stock se puede mantener en un estado sostenible por un tiempo indefinido.

De acuerdo a la teoría de viabilidad (Aubin, 1991), el núcleo de viabilidad es la unión de todos

los dominios de viabilidad que satisfagan el conjunto de restricciones, es decir, es el conjunto más grande tal que

$$\mathbb{V}(f, \mathbb{D}) = \bigcup \left\{ \mathbb{V} \subset \mathbb{V}^0 \mid \mathbb{V} \text{ dominio de viabilidad para } f \text{ en } \mathbb{D} \right\}. \quad (3.18)$$

Es fácil ver que $\mathbb{V}(f, \mathbb{D}) \subset \mathbb{V}^0$, aunque, en general, la inclusión es estricta (De Lara y Doyen, 2008). Sin embargo, si existe un dominio de viabilidad \mathbb{V} tal que $\mathbb{V}(f, \mathbb{D}) \subset \mathbb{V}$, de (3.18) podemos deducir que la inclusión reversa también se cumple, por lo que necesariamente $\mathbb{V}(f, \mathbb{D}) = \mathbb{V}$. Es decir, si podemos encontrar un dominio de viabilidad de esa forma, habremos encontrado también el núcleo de viabilidad.

Para cada stock en el núcleo de viabilidad, definimos el conjunto de *capturas viables* como aquel que incluye todas las posibles capturas que aseguran que el stock se mantenga en un estado sostenible. El conjunto de controles viables asociado a cada stock B en el núcleo de viabilidad fue denotado por $\mathbb{Y}_{\mathbb{V}(f, \mathbb{D})}(B)$ y definido por:

$$\mathbb{Y}_{\mathbb{V}(f, \mathbb{D})}(B) := \{Y \in \mathbb{Y} \mid (B, Y) \in \mathbb{D} \text{ y } f(B, Y) \in \mathbb{V}(f, \mathbb{D})\}. \quad (3.19)$$

Además, definimos la *captura viable máxima* $Y_{\max}(B)$ por

$$Y_{\max}(B) = \max \mathbb{Y}_{\mathbb{V}(f, \mathbb{D})}(B). \quad (3.20)$$

3.4. Evaluación de estrategias de manejo de la anchoveta

La Evaluación de Estrategias de Manejo (MSE) fue utilizada para comparar estrategias utilizadas en el manejo pesquero con estrategias definidas a partir de los resultados del modelo de control viable.

Para la evaluación de estrategias de manejo de la anchoveta se consideraron dos escenarios y cinco estrategias, utilizando para la evaluación cinco indicadores de sostenibilidad. El análisis se realizó mediante simulación de Monte Carlo, con 10 000 simulaciones por cada escenario y estrategia. La fuente de incertidumbre se fijó para cada repetición, a fin de reducir los errores en la comparación de las diversas estrategias. Para cada simulación se calculó el promedio y la varianza de las biomásas del stock desovante simuladas para todo el período de estudio, y luego se calculó la media y la desviación estándar de los valores obtenidos en todas las simulaciones a fin de tener un estimador asociado a cada estrategia de manejo. Estos estimadores se utilizaron para definir posteriormente los indicadores de sostenibilidad. Para realizar las simulaciones se implementó un programa en lenguaje *R* versión 2.8 (R Development Core Team, 2009), el cual se presenta en el anexo A.

Tabla 3.4: Estrategias de manejo evaluadas. Se muestra la definición de la cuota para las cinco estrategias consideradas (E1–E5).

| Estrategia | Definición |
|--|---|
| E1 $Y^* = Y_{min}$ | Cuota mínima social, desembarque anual de 2 millones de toneladas. |
| E2 $Y^* = \begin{cases} Y_{min} & SSB < B_{pa} \\ F_{pa}SSB & SSB \geq B_{pa} \end{cases}$ | Cuota precautoria ICES. |
| E3 $Y^* = Y_{max}(SSB)$ | Cuota viable máxima, que depende del estado de la población (para biomásas dentro del núcleo de viabilidad). |
| E4 $Y^* = \begin{cases} Y_{min} & SSB < B_{pa} \\ F_{viab}SSB & SSB \geq B_{pa} \end{cases}$ | Cuota precautoria viable máxima. El valor de F_{viab} se define dentro del conjunto de controles viables (para biomásas dentro del núcleo de viabilidad). |
| E5 $Y^* = \begin{cases} Y_{min} & SSB < B_{pa} \\ \frac{1}{2}(F_{viab}SSB + Y_{min}) & B \geq B_{pa} \end{cases}$ | Cuota precautoria viable media (para biomásas dentro del núcleo de viabilidad). |

3.4.1. Definición de las estrategias de manejo

Una estrategia de manejo es definida por [Butterworth \(1997\)](#) como un conjunto de reglas que traducen datos de una pesquería en un mecanismo regulador (como la máxima captura permisible o el máximo esfuerzo de pesca), y para el caso de la anchoveta fue una regla de correspondencia que permite asignar en cada momento un control Y^* (cuota de captura) para el sistema. Se consideraron cinco estrategias de manejo: (i) la *cuota social* (equivalente a un desembarque anual de 2 millones de toneladas), (ii) el enfoque precautorio del ICES, (iii) la captura viable máxima y, (iv) y (v), cuotas precautorias definidas dentro de los controles viables. En todas las estrategias se considera la imposición de una moratoria ($Y^* = 0$) si $SSB < B_{min}$. Las estrategias de manejo se definen en la tabla 3.4.

El valor de F_{viab} considerado en las estrategias precautorias viables se define tomando como referencia el conjunto de controles viables. Para la dinámica de anchoveta peruana se calculó un valor $F_{viab} = 0,25$, considerando que éste cayera en el conjunto de controles viables para toda biomasa en el núcleo de viabilidad y permitiera un crecimiento del tamaño del stock. Los resultados obtenidos con las diferentes estrategias de manejo se compararon con el *statu quo* asociado a las series históricas de cuotas y desembarques.

3.4.2. Escenarios

Tomando en cuenta el estado del stock, se usaron dos escenarios: *saludable*, en el que la población inicial se encuentra en un buen nivel de biomasa, superior a la biomasa precautoria B_{pa} y, *de recuperación*, asumiendo que una población acaba de comenzar un proceso de recuperación luego de colapsar ($B < B_{min}$), por lo que la biomasa inicial es inferior a B_{min} . Para el primer escenario, del stock saludable, se utilizó todo el periodo estudiado (1963-1984), con una biomasa del stock desovante inicial de 8 029 380 t, superior a $B_{pa} = 7 000 000$ t. Para el segundo escenario, se utilizó el periodo 1973-1984, posterior al colapso del recurso y a la creación de PescaPerú (Castillo y Mendo, 1987), después del colapso del stock, comenzando con una biomasa del stock desovante inicial de 3 400 388 t.

3.4.3. Indicadores de sostenibilidad

Para evaluar la eficiencia de cada una de las estrategias de manejo se utilizaron cinco indicadores. Se definieron cuatro indicadores ($B_{ind}^1, B_{ind}^2, Y_{ind}^1, Y_{ind}^2$) asociados a los niveles de biomasa y captura, teniendo en cuenta su valor promedio y su variabilidad durante el horizonte de simulación, estimadas mediante la media (μ_{SSB}^*, μ_Y^*) y la desviación estándar ($\sigma_{SSB}^*, \sigma_Y^*$) del promedio de las biomazas y capturas durante el horizonte de simulación (Tabla 3.5). El quinto indicador fue la probabilidad de sostenibilidad (p^*), que fue calculada a partir del número de simulaciones en las que la población se mantiene viable con respecto al total de simulaciones efectuadas. La probabilidad de sostenibilidad se aproximó mediante la expresión

$$p^* = \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N \prod_{t=\tilde{t}_s}^T \mathbf{1}_{\{SSB \geq B_{min}\}}[SSB(B(t), Y(t), \delta_n(t), \omega_n(t))] \quad (3.21)$$

dadas las realizaciones $\{\delta(t)\}_{t_0}^T$, $\{\omega(t)\}_{t_0}^T$, las capturas $\{Y(t)\}_{t_0}^T$ dadas por la estrategia de manejo para cada $B(t)$, $\tilde{t}_s \geq t_0$ el primer instante en que se verifica $B(t) \in \mathbb{V}(f, \mathbb{D})$ y N es el número de simulaciones de Monte Carlo realizadas. La definición de los indicadores se muestra en la Tabla 3.5.

3.4.4. Fuentes de incertidumbre

Las principales fuentes de incertidumbre en el manejo pesquero son: (i) variabilidad en los parámetros de la dinámica poblacional (estocasticidad ambiental), (ii) imprecisión en la evaluación de los stocks (biomasa) y, (iii) imprecisión en la implementación de las cuotas (Roughgarden, 1996).

Con respecto a la primera fuente de incertidumbre, se consideró un escenario ambiental fijo, asociado a la ocurrencia de eventos El Niño, que actúa como fuente de incertidumbre afectando el reclutamiento. Para la tercera fuente de incertidumbre se consideró el efecto de los descartes

Tabla 3.5: Indicadores de sostenibilidad utilizados en este trabajo. Se muestra la definición y la descripción de cada uno de los cinco indicadores utilizados.

| Indicador | Descripción |
|---|---|
| $B_{ind}^1 = \frac{\mu_{SSB}^*}{B_{\min}}$ | Media de la biomasa promedio durante el horizonte de simulación estandarizada por el punto de referencia ecológico (mínima biomasa del stock desovante) |
| $B_{ind}^2 = \frac{\sigma_{SSB}^*}{\mu_{SSB}^*}$ | Variación media de la biomasa promedio durante el horizonte de simulación estandarizada por la media de la biomasa promedio |
| $Y_{ind}^1 = \frac{\mu_Y^*}{Y_{\min}}$ | Media de la captura promedio durante el horizonte de simulación estandarizada por el punto de referencia socio-económico (captura mínima, cuota social) |
| $Y_{ind}^2 = \frac{\sigma_Y^*}{\mu_Y^*}$ | Variación media de la captura promedio durante el horizonte de simulación estandarizada por la media de la captura promedio |
| $p^* = \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N \prod_{t=\bar{t}_s}^T \mathbf{1}_{\{SSB \geq B_{\min}\}} [SSB(B(t), Y(t), \delta(t), \omega(t))]$ | Probabilidad de sostenibilidad |

(biomasa devuelta al mar muerta, ya sea por presentar un tamaño deficiente o por insuficiente capacidad de bodega) y la *pesca negra* (reportes de captura de anchoveta bajo la denominación de otras especies, e.g. sardina, caballa, jurel). La proporción de descarte δ y de la pesca negra ω fueron modeladas por variables aleatorias con distribución lognormal. La segunda fuente de incertidumbre no fue considerada en este trabajo.

Así, la captura durante el periodo $[t, t + 1[$ fue modelada por

$$Y(t) = (1 + \delta(t))(1 + \omega(t))Y^*(t), \quad (3.22)$$

donde $Y^*(t)$ es el valor de la cuota de captura para el tiempo t , $\{\delta(t)\}_{t=1}^T$ y $\{\omega(t)\}_{t=1}^T$ son dos familias de variables aleatorias independientes con distribución lognormal y $T = 22$ es el horizonte de simulación (1963-1984).

Para el caso del descarte, se consideró una media $\mu_\delta = 0,09$ (Castillo y Mendo, 1987) y varianza $\sigma_\delta^2 = 0,04$. Para la pesca negra, se consideró una media $\mu_\omega = 0,05$ (Castillo y Mendo, 1987) y varianza $\sigma_\omega^2 = 0,03$.

Las cuotas de captura fueron determinadas a partir de las estrategias de manejo definidas en la subsección 3.4.1.

IV. Resultados y discusión

4.1. Control viable de un stock estructurado por edad

En esta sección se presentan los resultados relacionados con la existencia y descripción del núcleo de viabilidad y de los controles viables asociados. La demostración de estos resultados y de los sucesivos se presenta en detalle en el anexo B.

Para el cálculo del núcleo de viabilidad probamos que éste está contenido en un dominio de viabilidad por lo que, necesariamente, el núcleo de viabilidad es igual a este último. Para esto, asumiremos que la pesca tiene un efecto negativo sobre la abundancia el stock y para un nivel de captura lo suficientemente grande el stock puede colapsar sin importar el estado de este. Además, observamos que por (3.7) y (3.11), y desde que $Y_2 + Y_3 = Y$, tenemos:

$$SSB(f(B, Y)) = SSB(f(B, 0)) - Y, \quad (4.1)$$

es decir, el efecto de la pesca sobre el stock es equivalente a la captura total. Bajo estas consideraciones, si \mathcal{R} y g_2 tienen la propiedad de que

$$B_{\min} \leq SSB \leq B_{\max} \Rightarrow g_2(\mathcal{R}(SSB)) \geq B_{\min}, \quad (4.2)$$

entonces el núcleo de viabilidad es no vacío y, además, existe un nivel de captura no negativo Y_{\min}^* ,

$$Y_{\min}^* = \min_{SSB \in [B_{\min}, B_{\max}]} g_2(\mathcal{R}(SSB)) - B_{\min}, \quad (4.3)$$

tal que para todo $Y_{\min} \in [0, Y_{\min}^*]$ el stock puede ser manejado sosteniblemente dadas las restricciones ecológicas B_{\min} y B_{\max} .

Esto nos permitió calcular el núcleo de viabilidad, el cual está dado por:

$$\mathbb{V}(f, \mathbb{D}) = \left\{ B \in \mathbb{B} \left| \begin{array}{l} B_i \geq 0, i = 1, \dots, A, \\ B_{\min} \leq SSB(B) \leq B_{\max}, \\ B_{\min} \leq SSB(f(B, Y_{\min})) \end{array} \right. \right\}. \quad (4.4)$$

Esto significa que los estados del stock que pueden ser sosteniblemente manejados son aquellos en los que la biomasa del stock desovante satisface las restricciones ecológicas y, aplicando una captura mínima Y_{\min} , en el próximo periodo de tiempo la biomasa del stock desovante es mayor al mínimo ecológico. Definamos la *captura viable máxima* asociada al estado del stock B por

$$Y_{\max}(B) = SSB(f(B, 0)) - B_{\min}, \quad (4.5)$$

y la *captura mínima* asociada al estado del stock B por

$$Y_{\min}(B) = \max(SSB(Y_{\min}, f(B, 0)) - B_{\max}). \quad (4.6)$$

Para B en el núcleo de viabilidad, se cumple que $Y_{\min} \leq Y_{\min}(B) \leq Y_{\max}(B)$, y las capturas sostenibles para cada stock en el núcleo de viabilidad están dados por

$$\mathbb{Y}_{\mathbb{V}(f, \mathbb{D})}(B) = \{Y \in \mathbb{Y} \mid Y_{\min}(B) \leq Y \leq Y_{\max}(B)\}. \quad (4.7)$$

4.2. Control viable del stock de anchoveta peruana

Los resultados de la sección anterior se aplicaron al caso de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*). Los valores finales de los parámetros luego de la calibración se muestran en la Tabla 4.1. La comparación entre los valores observados y simulados de biomasa y capturas se muestran en las Figuras 4.1-4.3. Se observa un ajuste aceptable entre los valores observados y simulados excepto en el año 1970, en donde el modelo no simula un pico de abundancia observado, posiblemente debido a condiciones ambientales favorables para la anchoveta durante ese año que no fueron incluidas en el modelo. En particular, el modelo reproduce adecuadamente el comportamiento cualitativo de la dinámica poblacional de la anchoveta peruana.

4.2.1. Núcleo de viabilidad y capturas viables para la anchoveta peruana

El núcleo de viabilidad es tridimensional (B_1, B_2, B_3) , al igual que el espacio de estados de la dinámica. Para el modelo utilizado para la dinámica de la anchoveta peruana, la hipótesis en (4.2)

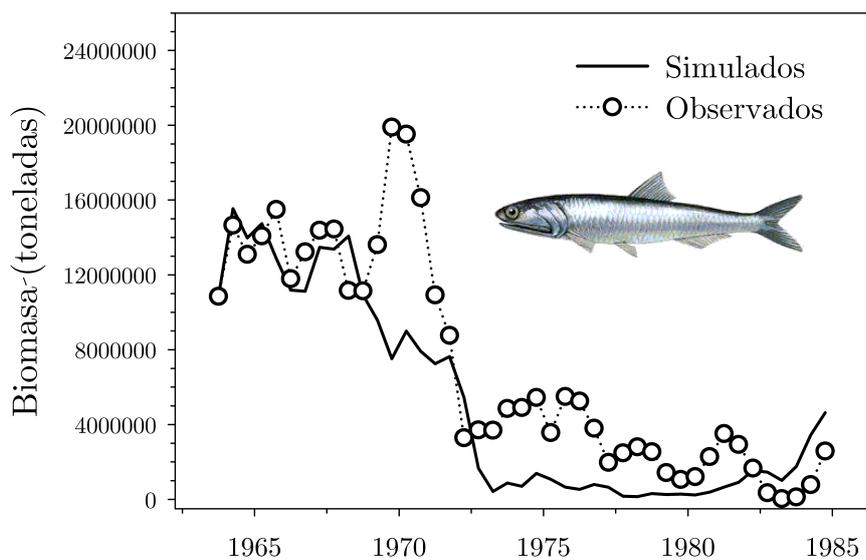


Figura 4.1: Comparación entre las biomasa observadas y simuladas del stock de anchoveta peruana *Engraulis ringens*. Los parámetros del modelo se muestran en la Tabla 4.1.

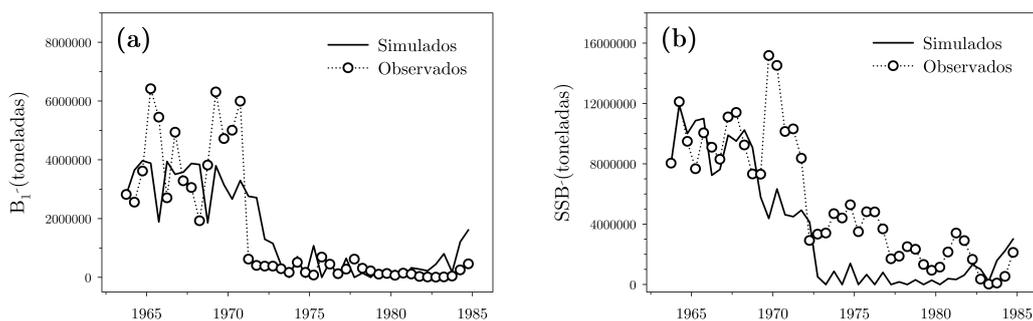


Figura 4.2: Comparación entre las biomasa observadas y simuladas de (a) reclutas B_1 y (b) del stock desovante SSB de anchoveta peruana *Engraulis ringens*. Los parámetros del modelo se muestran en la Tabla 4.1.

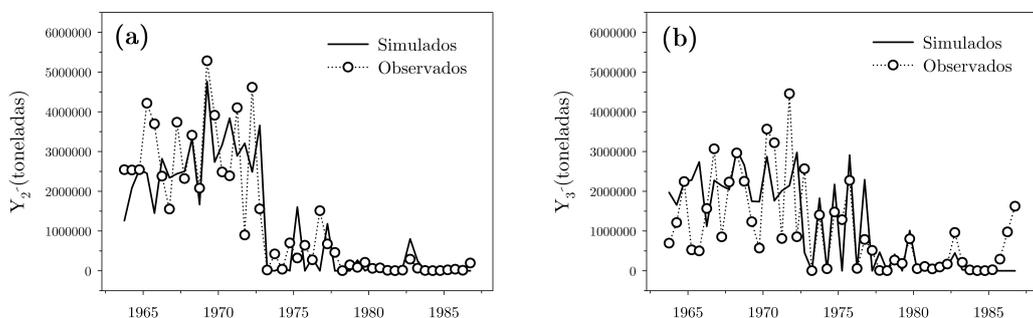


Figura 4.3: Comparación entre las capturas observadas y simuladas. En (a) se muestran las capturas sobre la clase B_2 y en (b) las capturas sobre la clase B_3 . Las capturas se simularon libres de parámetros, asumiéndose proporcionales a la abundancia relativa de cada clase de edad al final de cada periodo de tiempo.

Tabla 4.1: Parámetros estimados para el modelo. Se muestra el valor inicial usado en la parametrización, y el valor final luego de la calibración del modelo.

| Parámetro | M_1 | M_2 | α | β | α^* | β^* |
|---------------|-------|-------|----------|-------------------------|------------|-------------------------|
| Valor inicial | 0,8 | 0,8 | 1,00 | $13,7 \times 10^{-8}$ | 0,50 | $15,0 \times 10^{-8}$ |
| Valor final | 1,014 | 0,846 | 0,8642 | $8,0015 \times 10^{-8}$ | 0,372 | $7,0054 \times 10^{-8}$ |

es equivalente a

$$B_{\min} \leq SSB \leq B_{\max} \Rightarrow \omega_{12} e^{-0,5M_1} \mathcal{R}(SSB) \geq B_{\min} , \quad (4.8)$$

Esta hipótesis se contrastó para la anchoveta peruana usando los resultados del modelo. Considerando los parámetros del reclutamiento en condiciones normales, la hipótesis (4.8) se cumple para $SSB \in [3\ 750\ 000, 29\ 500\ 000]$, por lo que la hipótesis es satisfecha para $B_{\min} \leq SSB \leq B_{\max}$. Cuando se consideran los parámetros de reclutamiento durante El Niño la condición no es satisfecha para ningún tamaño del stock. Los datos observados durante el periodo estudiado también soportan estos resultados, usando el hecho de que (4.8) es equivalente a

$$B_{\min} \leq SSB \leq B_{\max} \Rightarrow B_2(t+2) + Y_2(t+1) \geq B_{\min} \quad (4.9)$$

Bajo esta consideración, el 94,5% de las observaciones (37 de 39 datos observados, Figura 4.4) son consistentes con la hipótesis, independientemente de la relación stock-reclutamiento modelada. La región en donde la hipótesis es falsa se resalta en gris. Las dos observaciones en las que no se satisface la hipótesis corresponden al semestre octubre 74 - marzo 75 en donde la estimación de la biomasa desovante era bastante cercana a B_{\min} ($SSB = 5\ 270\ 950$) y al semestre abril 71 - setiembre 71, en el mayor punto de sobrepesca antes del colapso del stock de anchoveta. Es posible también reformular la hipótesis en términos de un reclutamiento mínimo, sin embargo, el reclutamiento presenta una alta variabilidad y al tomar en cuenta un sólo instante no considera la resiliencia de la población.

De acuerdo a (4.3), $Y_{\min}^* = 1\ 077\ 497$ t semestrales (correspondiente a una cuota de desembarque de 915 800 t) y la pesquería puede ser manejada sosteniblemente con una cuota social $Y_{\min} \leq Y_{\min}^*$. En adelante, se considerará $Y_{\min} = 1\ 000\ 000$, el cual es sólo 14,9% menor que el valor actual de la cuota social (1 175 000 t).

Por (4.4), el núcleo de viabilidad de la anchoveta peruana asociado a los puntos de referencia

actuales está dado por:

$$\begin{aligned} \mathbb{V}(f, \mathbb{D}) &= \left\{ (B_1, B_2, B_3) \in \mathbb{R}^3 \left| \begin{array}{l} B_1 \geq 0, B_2 \geq 0, B_3 \geq 0, \\ B_{\min} \leq B_2 + B_3 \leq B_{\max}, \\ B_{\min} + Y_{\min} \leq \omega_{12} e^{-0,5M_1} B_1 + \omega_{23} e^{-0,5M_2} B_2 \end{array} \right. \right\} \\ &= \left\{ (B_1, B_2, B_3) \in \mathbb{R}^3 \left| \begin{array}{l} B_1 \geq 0, B_2 \geq 0, B_3 \geq 0, \\ 5\,000\,000 \leq B_2 + B_3 \leq 26\,400\,000, \\ 6\,000\,000 \leq 2,098B_1 + 1,311B_2 \end{array} \right. \right\}, \end{aligned} \quad (4.10)$$

el cual define un subconjunto de $\mathbb{B} = \mathbb{R}^3$. Además,

$$Y_{\max}(B) = \omega_{12} e^{-0,5M_1} B_1 + \omega_{23} e^{-0,5M_2} B_2 - B_{\min}, \quad (4.11)$$

$$Y_{\min}(B) = \max(Y_{\min}, \omega_{12} e^{-0,5M_1} B_1 + \omega_{23} e^{-0,5M_2} B_2 - B_{\max}), \quad (4.12)$$

y las capturas viables para un stock B en el núcleo de viabilidad están dadas por:

$$\mathbb{Y}_{\mathbb{V}(f, \mathbb{D})}(B) = \{Y \in \mathbb{Y} \mid Y_{\min}(B) \leq Y \leq 2,098B_1 + 1,311B_2 - 5\,000\,000\}. \quad (4.13)$$

4.2.2. Proyección del núcleo de viabilidad y capturas viables

Para fines de manejo, es útil definir el núcleo de viabilidad en términos de las variables empleadas en la evaluación de stocks, como la biomasa del stock desovante y el reclutamiento. Para conseguirlo, se utilizaron dos proyecciones del núcleo de viabilidad que nos permiten representarlo como función de los reclutas y la biomasa desovante (proyección bidimensional) y de la biomasa desovante o la biomasa total (proyección unidimensional).

Si consideramos la estructura del stock $(\gamma_1(t), \gamma_2(t), \gamma_3(t))$ y $\rho(t) = \frac{\gamma_3(t)}{\gamma_2(t)}$, omitiendo el tiempo, podemos definir las siguientes relaciones:

$$B_1 = \gamma_1 B_T, \quad SSB = (1 - \gamma_1) B_T, \quad B_2 = (1 - \gamma_1 - \gamma_3) B_T, \quad B_2 = \frac{1}{1 + \rho} SSB. \quad (4.14)$$

Así, podemos proyectar el núcleo sobre el subespacio en donde $\rho(t)$ es constante (subespacio bidimensional) y en donde la estructura poblacional $(\gamma_1(t), \gamma_2(t), \gamma_3(t)) = (\gamma_1, \gamma_2, \gamma_3)$ es estable (subespacio unidimensional).

Proyección bidimensional (B_1, SSB) : ρ constante

Si proyectamos el núcleo de viabilidad sobre el subespacio donde $\rho = \frac{\gamma_3}{\gamma_2}$ es constante, obtenemos:

$$\mathbb{V}(f, \mathbb{D}) = \left\{ (B_1, SSB) \in \mathbb{R}^2 \left| \begin{array}{l} B_1 \geq 0, \\ B_{\min} \leq SSB \leq B_{\max}, \\ B_{\min} + Y_{\min} \leq \omega_{12} e^{-0,5M_1} B_1 + \frac{\omega_{23} e^{-0,5M_2}}{1 + \rho} SSB \end{array} \right. \right\}, \quad (4.15)$$

$$Y_{\max}(B_1, SSB) = \omega_{12} e^{-0,5M_1} B_1 + \frac{\omega_{23} e^{-0,5M_2}}{1 + \rho} SSB - B_{\min}, \quad (4.16)$$

$$Y_{\min}(B_1, SSB) = \text{máx} \left(Y_{\min}, \omega_{12} e^{-0,5M_1} B_1 + \frac{\omega_{23} e^{-0,5M_2}}{1 + \rho} SSB - B_{\max} \right), \quad (4.17)$$

y,

$$\mathbb{Y}_{\mathbb{V}(f, \mathbb{D})}(B_1, SSB) = \left\{ Y \in \mathbb{Y} \left| Y_{\min}(B) \leq Y \leq \omega_{12} e^{-0,5M_1} B_1 + \frac{\omega_{23} e^{-0,5M_2}}{1 + \rho} SSB - B_{\min} \right. \right\}. \quad (4.18)$$

El valor de ρ presentó poca variabilidad antes del colapso (1963-1971) y una mayor variabilidad después del colapso (1972-1983), encontrándose algunos valores extremos durante este periodo ($\rho \geq 10$), los cuales fueron descartados del análisis (Figura 4.5a). Se asumieron valores de ρ conservativos (asociados al percentil 90) de manera que se cubrieran la mayoría de los casos observados. Estos fueron $\rho = 0,39$ para antes del colapso, $\rho = 2,76$ para después del colapso y $\rho = 1,55$ para el total de los datos. Bajo esta consideración, las proyecciones de los núcleos de viabilidad se muestran en la Figura 4.6. Se puede observar que después del colapso de la pesquería la viabilidad del stock se hace más dependiente del nivel de reclutamiento, siendo esta, por lo tanto, mucho más sensible a las variaciones ambientales e indicando una disminución en la resiliencia del stock. En particular, después del colapso, el estado del stock dificulta su manejo bajo condiciones de incertidumbre ambiental (e.g. El Niño, afloramiento) debido a que incluso sin pesca se necesitaban niveles óptimos de reclutamiento para que el stock se mantuviera viable. En la Figura 4.7 se muestra el núcleo de viabilidad para todo el periodo considerado junto con los valores observados (biomasa desovante y reclutas). Se puede observar que la mayoría de las observaciones en los que se satisfacen los puntos de referencia ecológicos, los estados del stock asociados están en el núcleo de viabilidad. Se muestran además las curvas de reclutamiento teóricas, que indican que bajo condiciones normales la viabilidad se puede mantener con el reclutamiento esperado, no sucediendo lo mismo bajo las condiciones de El Niño, en las que sólo para niveles más altos de biomasa desovante se puede mantener la viabilidad del stock.

De la misma manera, después del colapso las capturas viables se redujeron debido a la estructura del stock y los bajos niveles de reclutamiento asociados durante ese periodo. Además, como se ve en (4.16), $Y_{\max}(B_1, SSB)$ es decreciente en ρ , lo que explica la disminución de las capturas viables después del colapso. La comparación entre $Y_{\max}(B)$ para ambos escenarios (antes del colapso y después del colapso) se muestra en la Figura 4.8.

Proyección unidimensional (SSB) : estructura poblacional estable

Si proyectamos ahora el núcleo de viabilidad en el subespacio en que la estructura poblacional es estable $(\gamma_1(t), \gamma_2(t), \gamma_3(t)) = (\gamma_1, \gamma_2, \gamma_3)$, podemos escribir:

$$\mathbb{V}(f, \mathbb{D}) = \left\{ (SSB) \in \mathbb{R} \left| \begin{array}{l} B_{\min} \leq SSB \leq B_{\max}, \\ B_{\min} + Y_{\min} \leq \left(\frac{\gamma_1}{1 - \gamma_1} \omega_{12} e^{-0,5M_1} + \frac{\omega_{23} e^{-0,5M_2}}{1 + \rho} \right) SSB \end{array} \right. \right\}, \quad (4.19)$$

$$Y_{\max}(SSB) = \left(\frac{\gamma_1}{1 - \gamma_1} \omega_{12} e^{-0,5M_1} + \frac{\omega_{23} e^{-0,5M_2}}{1 + \rho} \right) SSB - B_{\min}, \quad (4.20)$$

$$Y_{\min}(SSB) = \max \left(Y_{\min}, \left(\frac{\gamma_1}{1 - \gamma_1} \omega_{12} e^{-0,5M_1} + \frac{\omega_{23} e^{-0,5M_2}}{1 + \rho} \right) SSB - B_{\max} \right), \quad (4.21)$$

y,

$$\mathbb{Y}_{\mathbb{V}(f, \mathbb{D})}(SSB) = \left\{ Y \in \mathbb{Y} \left| Y_{\min}(B) \leq Y \leq \left(\omega_{12} e^{-0,5M_1} \frac{\gamma_1}{1 - \gamma_1} + \frac{\omega_{23} e^{-0,5M_2}}{1 + \rho} \right) SSB - B_{\min} \right. \right\}. \quad (4.22)$$

En particular, la asunción de γ_1 constante es fuerte, considerando que el reclutamiento de anchoveta es bastante susceptible a las condiciones ambientales. Sin embargo, analizando el rango de variación de γ_1 (Figura 4.5b) es posible estimar los rangos de variación de los niveles de biomasa desovante que aseguran la viabilidad del stock. Además, dada la forma de (4.20), es interesante analizar la variación de $\left(\frac{\gamma_1}{1 - \gamma_1} \omega_{12} e^{-0,5M_1} + \frac{\omega_{23} e^{-0,5M_2}}{1 + \rho} \right)$, desde que $Y_{\max}(B)$ es proporcional (afín) a este coeficiente (Figura 4.5c).

Análogamente, bajo los mismos supuestos, podemos escribir la proyección unidimensional del núcleo de viabilidad en términos de la biomasa total del stock B_T :

$$\mathbb{V}(f, \mathbb{D}) := \left\{ (B_T) \in \mathbb{R} \left| \begin{array}{l} \frac{1}{1 - \gamma_1} B_{\min} \leq B_T \leq K, \\ B_{\min} + Y_{\min} \leq (\gamma_1(\omega_{12} e^{-0,5M_1} - \omega_{23} e^{-0,5M_2}) + (1 - \gamma_3)\omega_{23} e^{-0,5M_2}) B_T \end{array} \right. \right\}, \quad (4.23)$$

$$Y_{\max}(B_T) = (\gamma_1(\omega_{12} e^{-0,5M_1} - \omega_{23} e^{-0,5M_2}) + (1 - \gamma_3)\omega_{23} e^{-0,5M_2}) B_T - B_{\min}, \quad (4.24)$$

$$Y_{\min}(B_T) = (Y_{\min}, (\gamma_1(\omega_{12} e^{-0,5M_1} - \omega_{23} e^{-0,5M_2}) + (1 - \gamma_3)\omega_{23} e^{-0,5M_2}) B_T - B_{\min}), \quad (4.25)$$

y

$$\mathbb{Y}_{\mathbb{V}(f, \mathbb{D})}(B_T) = \{Y \in \mathbb{Y} \mid Y_{\min}(B) \leq Y \leq [\gamma_1(\omega_{12} e^{-0,5M_1} - \omega_{23} e^{-0,5M_2}) + (1 - \gamma_3)\omega_{23} e^{-0,5M_2}] B_T - B_{\min}\}. \quad (4.26)$$

En donde (4.19)–(4.22) y (4.23)–(4.26) son equivalentes bajo las condiciones anteriores.

4.2.3. Clasificación del plano Y–B

Estos resultados fueron utilizados a fin de representar el dominio de estados viables en el plano mortalidad por pesca–biomasa (F–B) y captura-biomasa (Y–B). Los estados de equilibrio (soluciones de $f(B, Y) = B$), dividen el dominio de estados viables en dos regiones: una más conservativa con crecimiento poblacional positivo ($f(B, Y) > B$), y una menos conservativa con crecimiento poblacional negativo ($f(B, Y) < B$). El plano F–B con las dos regiones asociadas se muestra en la figura 4.9a.

Por otro lado, el plano Y–B puede ser dividido en cinco dominios, de acuerdo a su localización en relación con los puntos de referencia ecológicos y socio-económicos (Figura 4.9b):

Dominio 1 Estados que satisfacen los puntos de referencia socio-económicos pero no satisfacen los puntos de referencia ecológicos. Los estados en el primer dominio no son sostenibles debido a las restricciones ecológicas, y la captura no es viable

Dominio 2 Estados que no satisfacen ni los puntos de referencia socio-económicos ni los ecológicos. Los estados en el segundo dominio no son sostenibles debido a las restricciones tanto ecológicas como socio-económicas y las capturas no serían viables.

Dominio 3 Estados que no satisfacen los puntos de referencia socio-económicos pero satisfacen los puntos de referencia ecológicos. Los estados en el tercer dominio no son sostenibles debido a las restricciones socio-económicas y las capturas no serían viables.

Dominio 4 Estados que satisfacen los puntos de referencia socio-económicos y los ecológicos. Los estados en el cuarto dominio son sostenibles y las capturas son viables.

Dominio 5 Estados que satisfacen los puntos de referencia socio-económicos y los ecológicos, pero que no son sostenibles porque las capturas no son viables debido a una alta presión de pesca.

Un resumen de esta clasificación se muestra en la tabla 4.2.

Tabla 4.2: Clasificación de los dominios del plano Y-B de acuerdo a su sostenibilidad y en relación a los puntos de referencia ecológicos y socio-económicos.

| Dominio | Punto de referencia | | Captura viable | Sostenible |
|---------|---------------------|-----------|----------------|------------|
| | Socio-económico | Ecológico | | |
| 1 | Sí | No | No | No |
| 2 | No | No | No | No |
| 3 | No | Sí | No | No |
| 4 | Sí | Sí | Sí | Sí |
| 5 | Sí | Sí | No | No |

Como dijimos anteriormente, cuando las biomazas caen dentro de los primeros dos dominios, ninguna captura es viable, y una moratoria debería ser recomendada. No hay controles viables para biomazas fuera del núcleo de viabilidad, por lo que una moratoria es la mejor solución para una rápida recuperación del stock, hasta que la población ingrese nuevamente en el núcleo de viabilidad y una estrategia de manejo viable pueda ser implementada.

A fin de comparar este enfoque con el enfoque tradicional, se representó el clásico *máximo rendimiento sostenible* ($MSY = 7\ 878\ 750$) en el plano Y-B, cayendo en el cuarto dominio (Figure 4.9b). Podemos ver que para algunas biomazas, capturas superiores al MSY son viables, sin embargo, las biomazas futuras serán mucho menores y las capturas sostenibles se verían drásticamente reducidas. Esta es la razón por la cual capturas superiores al MSY (e incluso menores) no son sostenibles en el tiempo.

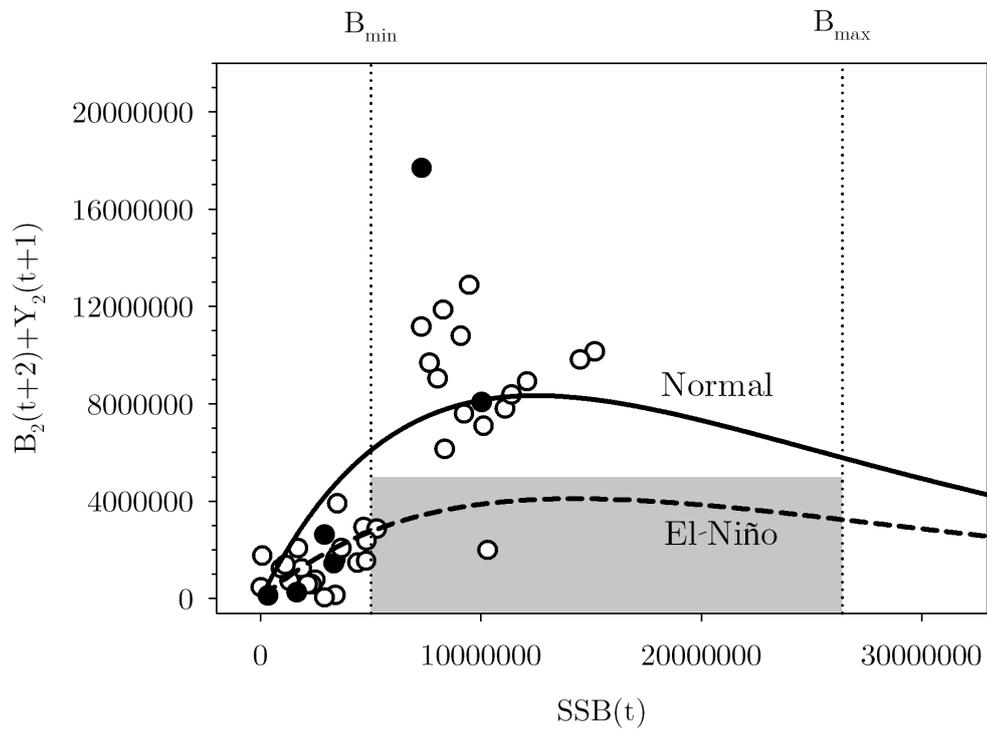
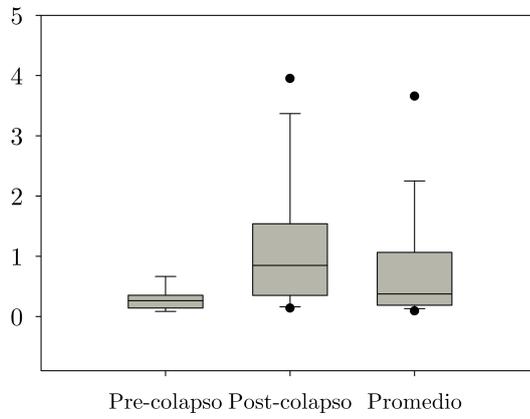
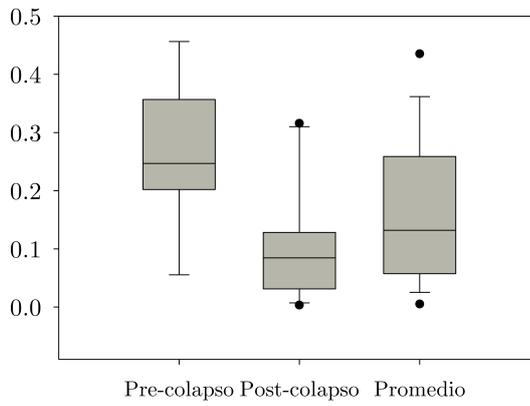


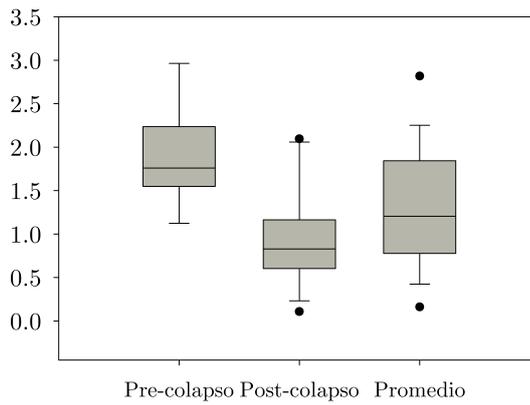
Figura 4.4: Hipótesis para la existencia del núcleo de viabilidad. Las líneas representan las predicciones del modelo con los parámetros normales (línea continua) y durante el ENOS (línea discontinua). Los círculos representan los valores observados durante los años normales (círculos blancos) y durante El Niño (círculos negros). La región de rechazo de la hipótesis se muestra en gris.



(a) ρ



(b) γ_1



(c) $\frac{\gamma_1}{1-\gamma_1} \omega_{12} e^{-0,5M_1} + \frac{\omega_{23} e^{-0,5M_2}}{1+\rho}$

Figura 4.5: Variación de los parámetros relacionados con la estructura poblacional de la anchoveta peruana usados en las proyecciones del núcleo de viabilidad. Se muestra la variación para el periodo 1963–1971 (pre-crisis), 1972-1984 (post-crisis) y para todo el periodo estudiado (promedio).

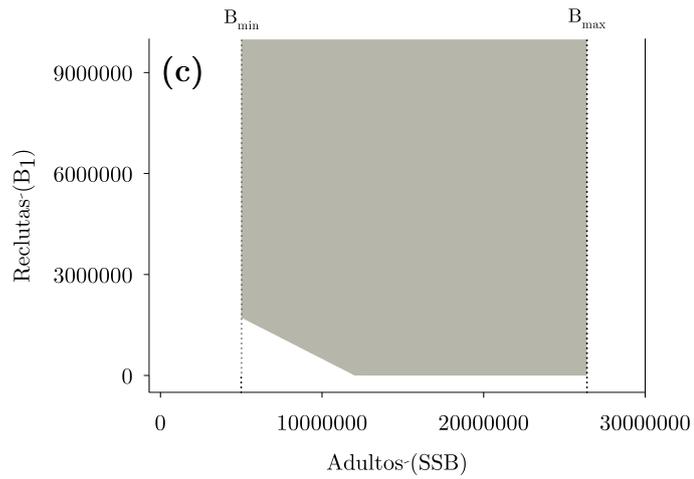
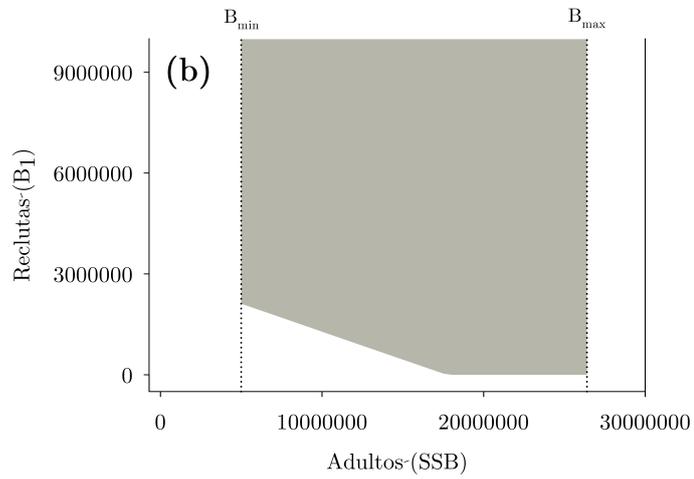
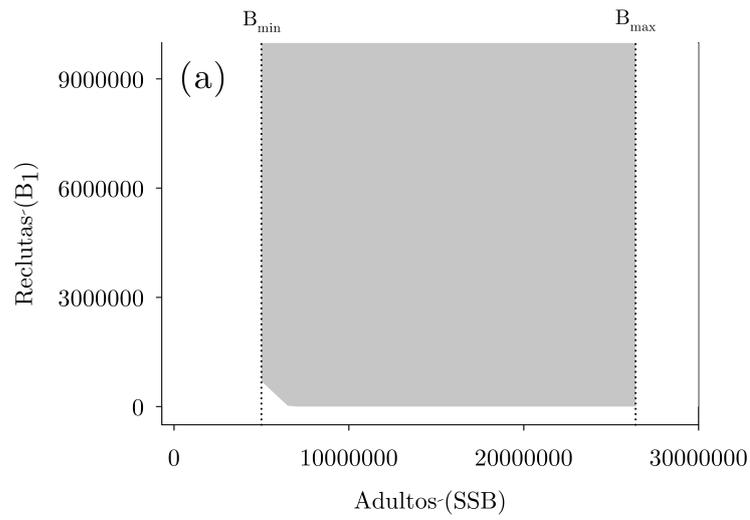


Figura 4.6: Proyección del núcleo de viabilidad sobre el subespacio con ρ constante. En (a) se muestra la proyección del núcleo de viabilidad para $\rho = 0,39$ (antes del colapso de la pesquería de anchoveta), en (b) para $\rho = 2,76$ (después del colapso) y en (c) $\rho = 1,55$ para todo el periodo estudiado (1963–1984).

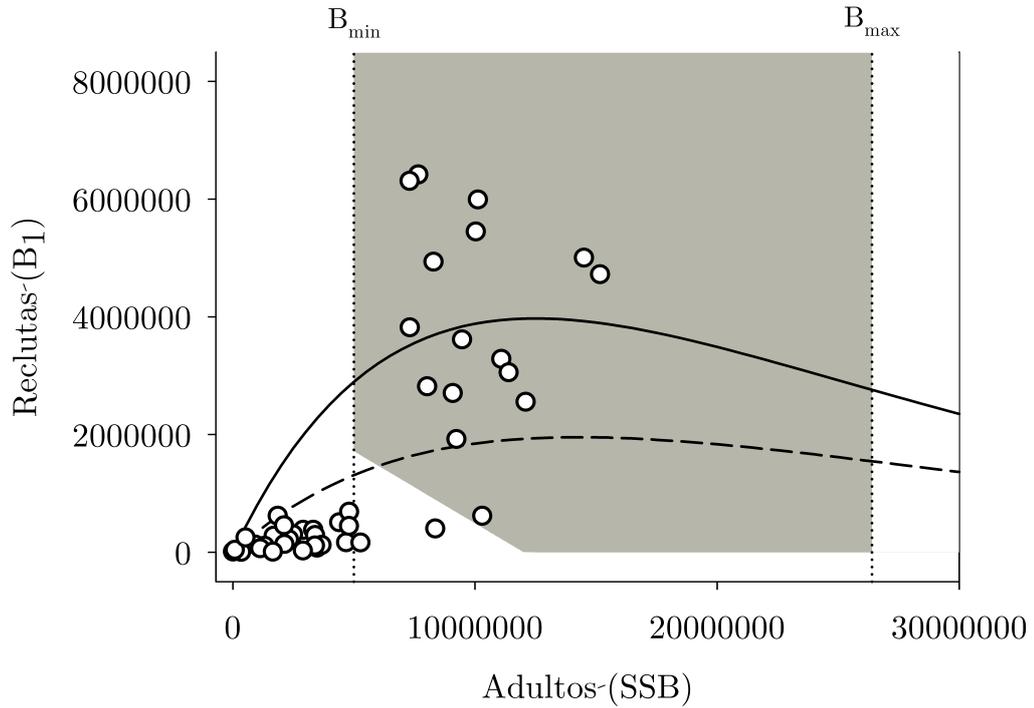


Figura 4.7: Proyección del núcleo de viabilidad para el periodo (1963–1984) asumiendo $\rho = 1,55$. Los círculos representan los valores observados, la línea continua el reclutamiento esperado en condiciones normales y la línea discontinua el reclutamiento esperado en condiciones de El Niño.

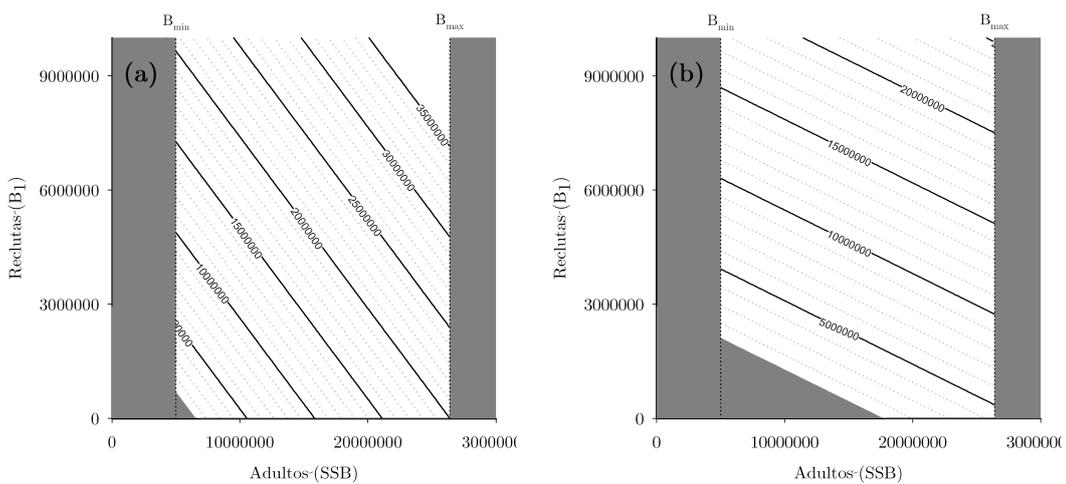


Figura 4.8: Capturas viables máximas para cada estado del stock en el núcleo de viabilidad. En (a) antes del colapso ($\rho = 0,39$) y en (b) después del colapso ($\rho = 2,76$). Las regiones en gris representan zonas en donde no es posible pescar de manera sostenible.

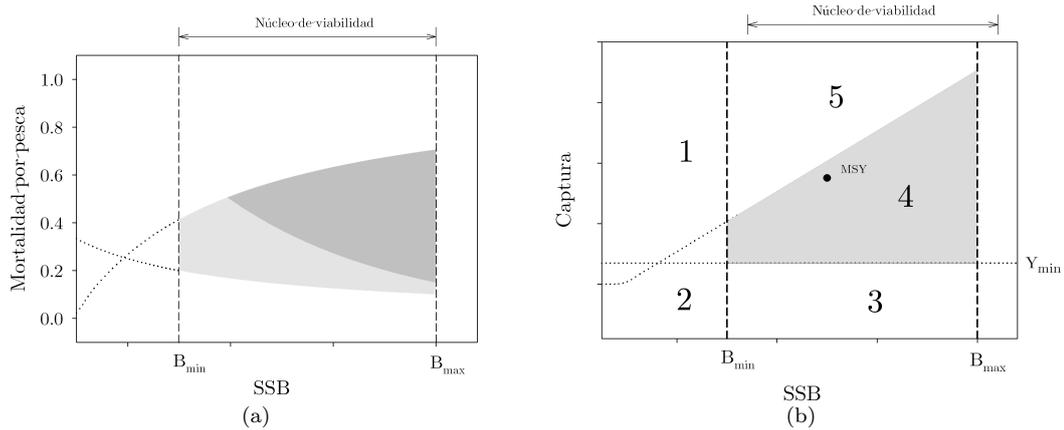


Figura 4.9: Planos mortalidad por pesca-biomasa (F-B) y captura-biomasa (Y-B). En el plano F-B (a) el dominio de estados viables se muestra en gris, dividido en dos regiones: la más conservativa con crecimiento poblacional positivo (gris claro) y la menos conservativa con crecimiento poblacional negativo (gris oscuro). El plano Y-B (b) es dividido en cinco dominios, los estados viables (cuarto dominio) son mostrados en gris. El clásico *MSY* se muestra en este plano, cayendo en el dominio de los estados viables.

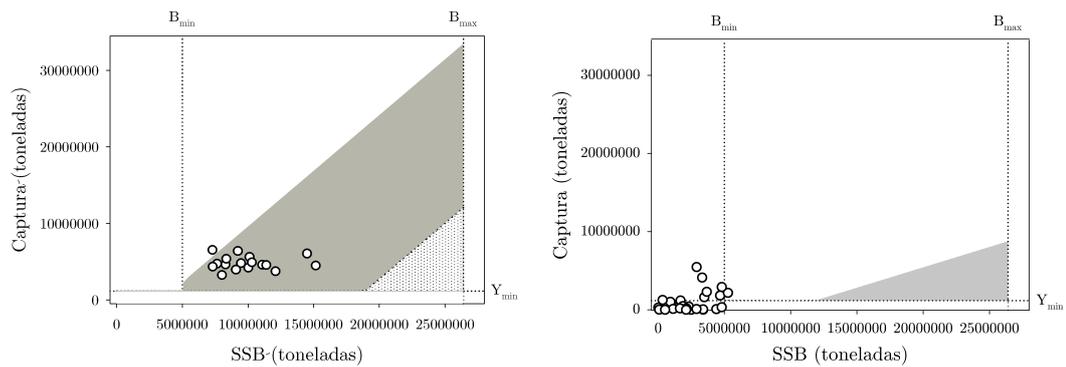


Figura 4.10: Planos Y-B. A la izquierda se observa el plano para el periodo pre- colapso (1963–1971), y a la izquierda para el periodo post- colapso (1972–1984). Los valores observados se muestran en círculos.

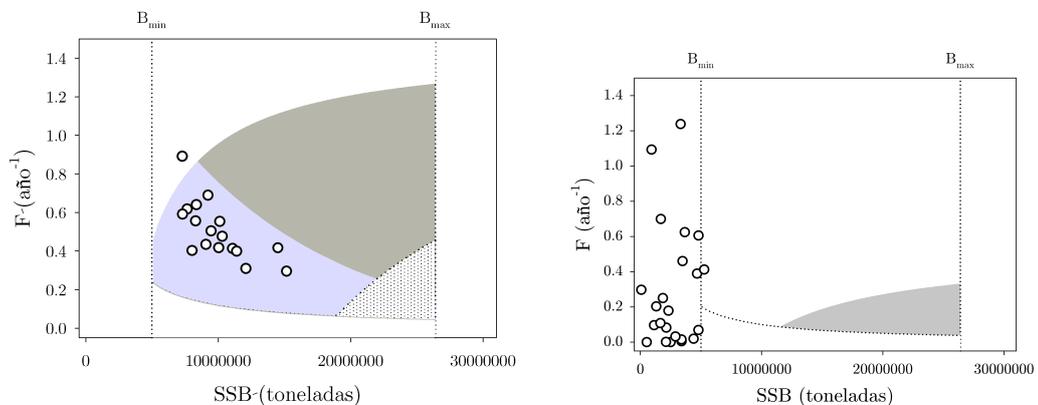


Figura 4.11: Planos F-B. A la izquierda se observa el plano para el periodo pre- colapso (1963–1971), y a la izquierda para el periodo post- colapso (1972–1984). Los valores observados se muestran en círculos.

4.3. Evaluación de estrategias de manejo para la anchoveta peruana

Las cinco estrategias de manejo definidas (Tabla 3.4) fueron evaluadas y comparadas con las trayectorias observadas durante el periodo 1963-1984 (*statu quo*). Para cada una de las estrategias evaluadas se muestran las trayectorias de las biomاسas para el escenario saludable (Figura 4.12) y para el escenario de recuperación (Figura 4.14), las trayectorias de las capturas para el escenario saludable (Figura 4.13) y para el escenario de recuperación (Figura 4.15) y, un resumen de los indicadores utilizados (Figura 4.16). Los valores estimados para cada uno de los indicadores se muestran en la Tabla 4.3.

La estrategia E1 fue sostenible en ambos escenarios, obteniendo en ambos casos una probabilidad de sostenibilidad $p^* = 1,000$ (Tabla 4.3). Las biomاسas promedio se mantuvieron por encima de B_{\min} durante todo el horizonte de simulación, mostrando una tendencia creciente salvo durante los periodos El Niño en donde la biomasa del stock decrecía (Figuras 4.12 y 4.14). Las capturas promedio fueron constantes, iguales a la captura mínima (Figuras 4.13 y 4.15). En el escenario saludable no fue necesario imponer ninguna veda para asegurar la sostenibilidad del stock, y en el escenario de recuperación, luego de una veda de un año al inicio del periodo, no fue necesario volver a imponer otra para mantener la sostenibilidad. Sin embargo, aunque esta estrategia asegura la sostenibilidad del stock no es óptima desde el punto de vista económico, pues la pesquería funciona sólo para no tener pérdidas.

La estrategia E2 no fue sostenible en ambos escenarios, obteniendo una probabilidad de sostenibilidad $p^* = 0,161$ para el escenario saludable y $p^* = 0,414$ para el escenario de recuperación (Tabla 4.3). Esto se debió principalmente a que durante los periodos de El Niño las biomاسas del stock desovante disminuyó por debajo del punto de referencia ecológico B_{\min} (Figuras 4.12 y 4.14). Las capturas promedio fueron superiores a la captura mínima (Figuras 4.13 y 4.15), aunque fue necesario imponer vedas para recuperar la sostenibilidad del stock durante los periodos El Niño. Como en el caso anterior, en el escenario de recuperación también fue necesaria una veda de un año al inicio del periodo.

La estrategia E3 no fue sostenible en ambos escenarios, obteniéndose en ambos casos una probabilidad de sostenibilidad $p^* = 0,000$ (Tabla 4.3). Esto se debió a que al aplicar la captura máxima viable, al siguiente periodo la biomasa decrece hasta B_{\min} en el caso determinista, pero al considerar la incertidumbre es muy probable que se la biomasa descienda por debajo del punto de referencia ecológico. Es así que en las trayectorias de biomاسas, para ambos escenarios, se observan alternadamente periodos bruscos de crecimiento y decrecimiento (Figuras 4.12 y 4.14), observándose también que los límites superior e inferior de las simulaciones son mucho más variables que los de las otras

estrategias, debido a que esta estrategia es mucho más sensible a la incertidumbre que las otras evaluadas. Algo similar se observó en las capturas, en las cuales hubo una alternancia entre altos niveles de captura y vedas (Figuras 4.13 y 4.15). Esta situación no es económicamente eficiente pues durante las vedas se producen pérdidas económicas y no se puede asegurar un suministro continuo de biomasa para las industrias pesqueras.

La estrategia E4 fue sostenible en ambos escenarios, obteniendo una probabilidad de sostenibilidad $p^* > 0,99$ en ambos escenarios (Tabla 4.3). Siendo muy similar a E2, la principal diferencia está que además de la precaución se toma en cuenta el estado del stock para establecer las cuotas, imponiéndose vedas cuando este se encuentra fuera del núcleo de viabilidad. En virtud de esto se observó que se logró mantener la sostenibilidad del stock, aunque se observa también que fue necesario imponer vedas durante los periodos El Niño para que no se pierda la condición de sostenibilidad (Figuras 4.13 y 4.15). Nuevamente, en comparación con E2, las biomazas promedio fueron superiores durante los horizontes de simulación para ambos escenarios (Tabla 4.3), aunque las capturas fueron inferiores. Las capturas promedio fueron superiores a la captura mínima, excepto durante los periodos El Niño. Como en los casos anteriores, en el escenario de recuperación fue necesaria una veda de un año al inicio del periodo para recuperar la viabilidad del stock.

Finalmente, la estrategia E5 fue sostenible en ambos escenarios, obteniendo una probabilidad de sostenibilidad $p^* = 1,000$ en los dos escenarios (Tabla 4.3). Siendo E5 similar a E4, la principal diferencia es que se utilizan controles inferiores (el promedio entre el mínimo y el máximo) y, como en E4, además de la precaución se toma en cuenta el estado del stock para establecer las cuotas, imponiéndose vedas cuando este se encuentra fuera del núcleo de viabilidad aunque esté dentro de los puntos de referencia precautorios. En virtud de esto se logró mantener la sostenibilidad del stock y, a diferencia de E4, no fue necesario imponer vedas para mantener la sostenibilidad (Figuras 4.13 y 4.15). En comparación con E4, las biomazas promedio fueron superiores durante los horizontes de simulación para ambos escenarios (Tabla 4.3), aunque las capturas fueron inferiores pero mostrando menor variabilidad. Las capturas promedio fueron superiores a la captura mínima, y fue posible mantener la pesquería activa incluso durante los periodos El Niño. Como en los casos anteriores, en el escenario de recuperación fue necesaria una veda de un año al inicio del periodo para recuperar la viabilidad del stock.

Se observó que salvo en la estrategia E4 que fue bastante sensible a la incertidumbre en las capturas (descarte y pesca negra) debido a que llevaba al stock periódicamente al punto de referencia ecológico, en el resto de los casos la variabilidad en las capturas y biomazas debida a la incertidumbre en las capturas no fue muy importante, teniendo el mayor efecto sobre la variabilidad del stock la incertidumbre ambiental, asociada a El Niño. En ese sentido, el enfoque precautorio del ICES (E2) no fue suficiente para asegurar la sostenibilidad del stock, pues para determinados

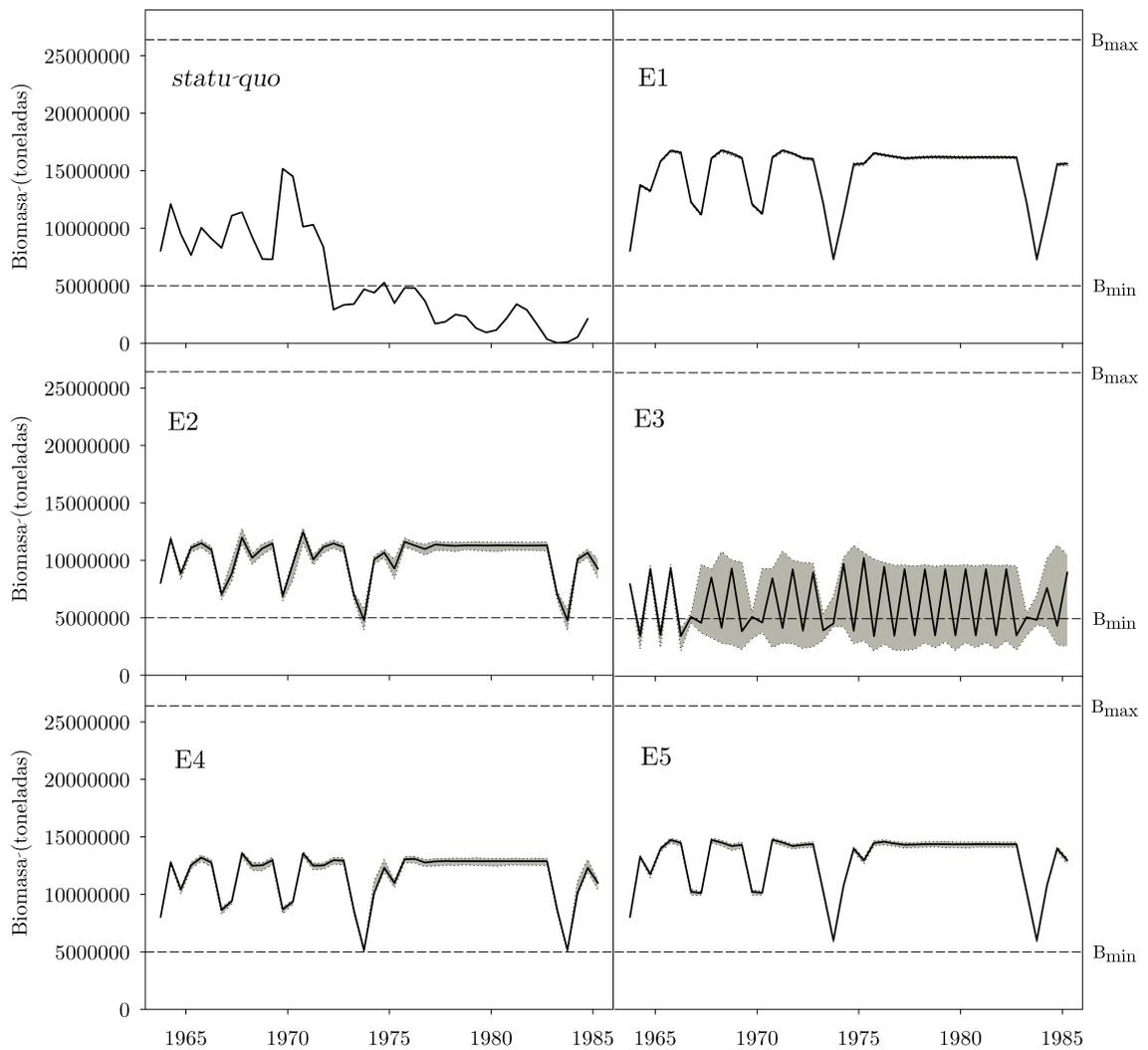


Figura 4.12: Trayectorias de la biomasa del stock desovante bajo cada una de las estrategias de manejo evaluadas para el escenario del stock saludable. En gris se destacan se resaltan los límites (máximo y mínimo) para las todas las trayectorias observadas ($n = 10\ 000$).

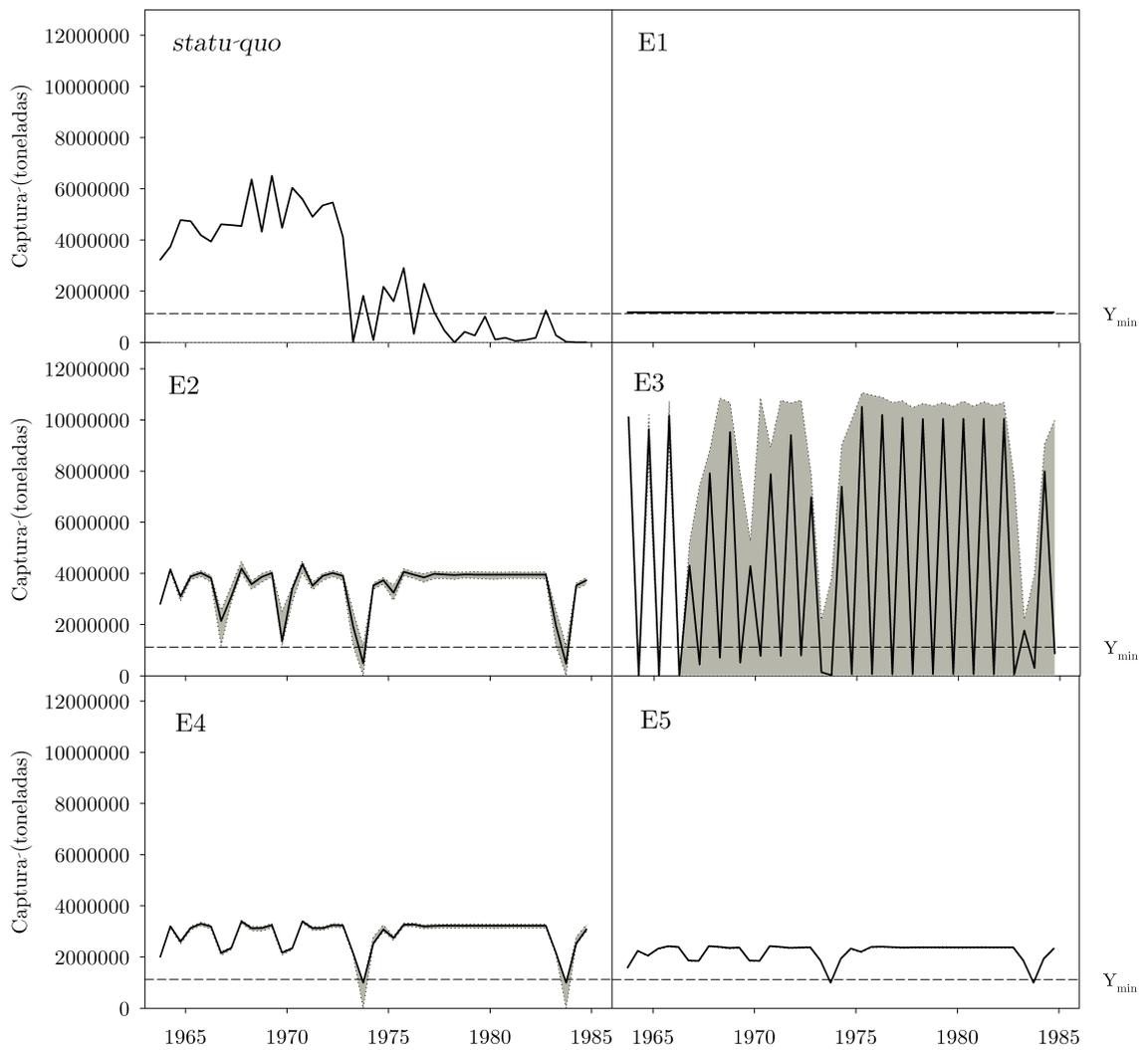


Figura 4.13: Trayectorias de la captura bajo cada una de las estrategias de manejo evaluadas para el escenario del stock saludable. En gris se destacan se resaltan los límites (máximo y mínimo) para las todas las trayectorias observadas ($n = 10\ 000$).

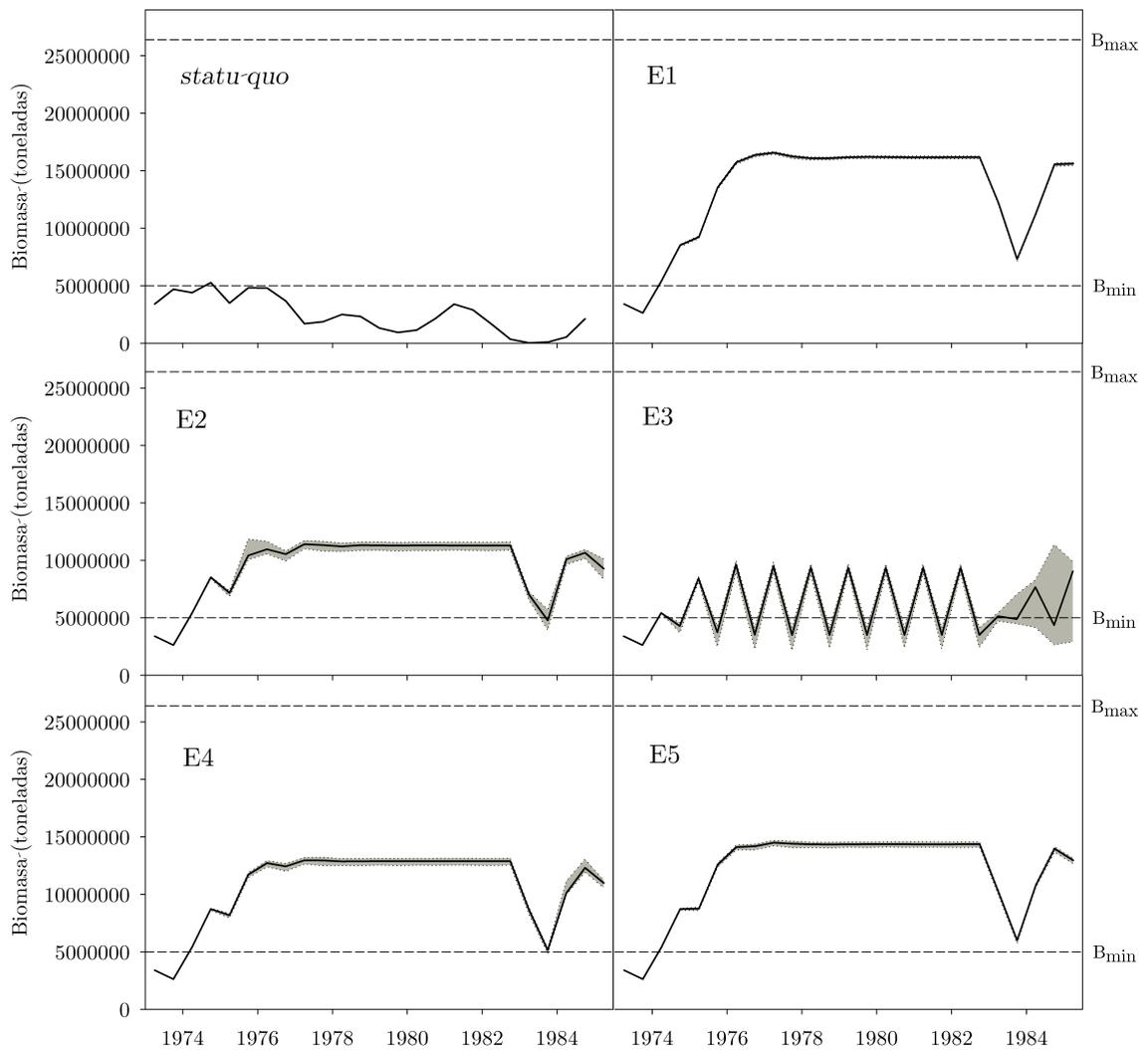


Figura 4.14: Trayectorias de la biomasa del stock desovante bajo cada una de las estrategias de manejo evaluadas para el escenario de recuperación. En gris se destacan se resaltan los límites (máximo y mínimo) para las todas las trayectorias observadas ($n = 10\ 000$).

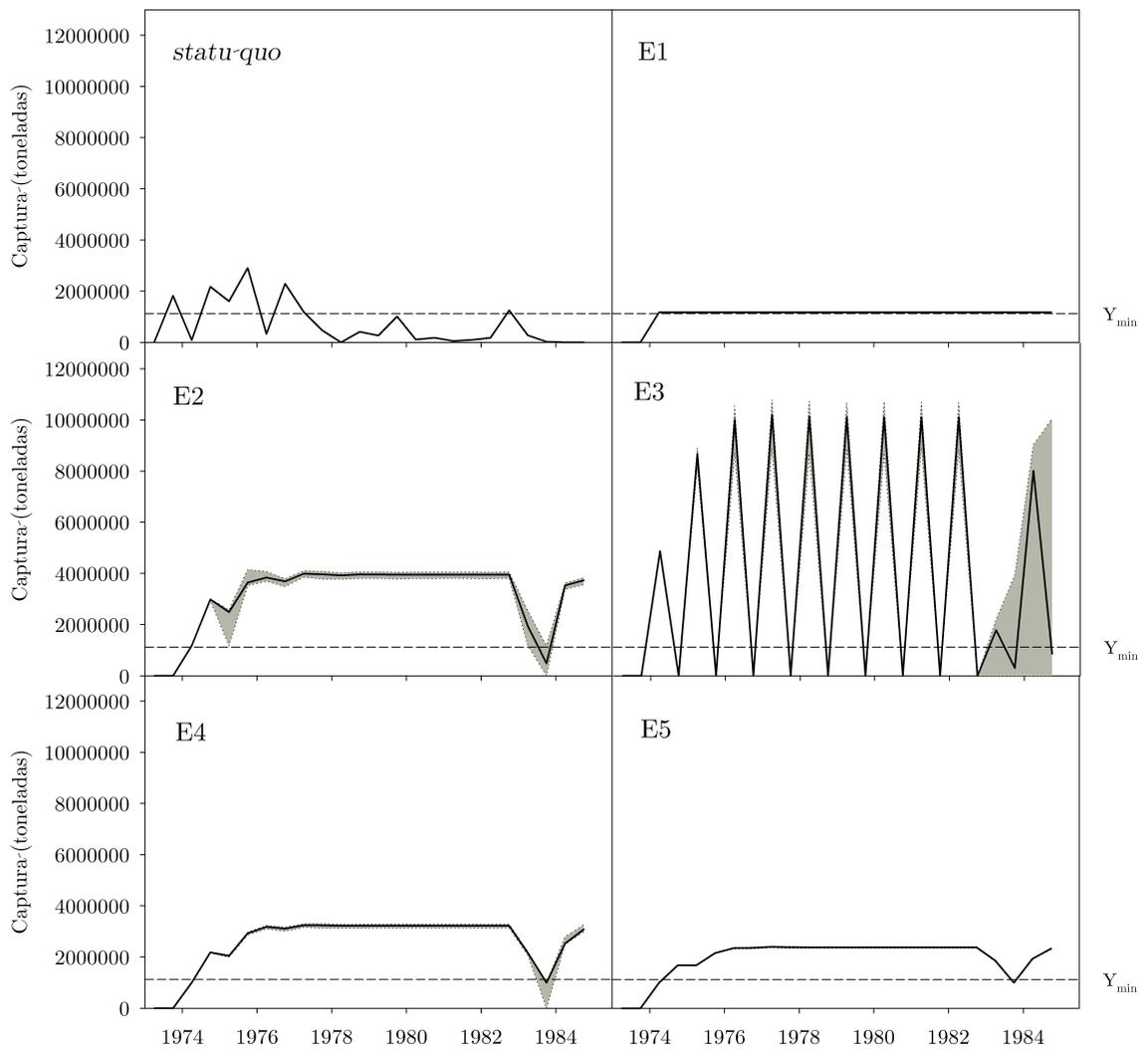


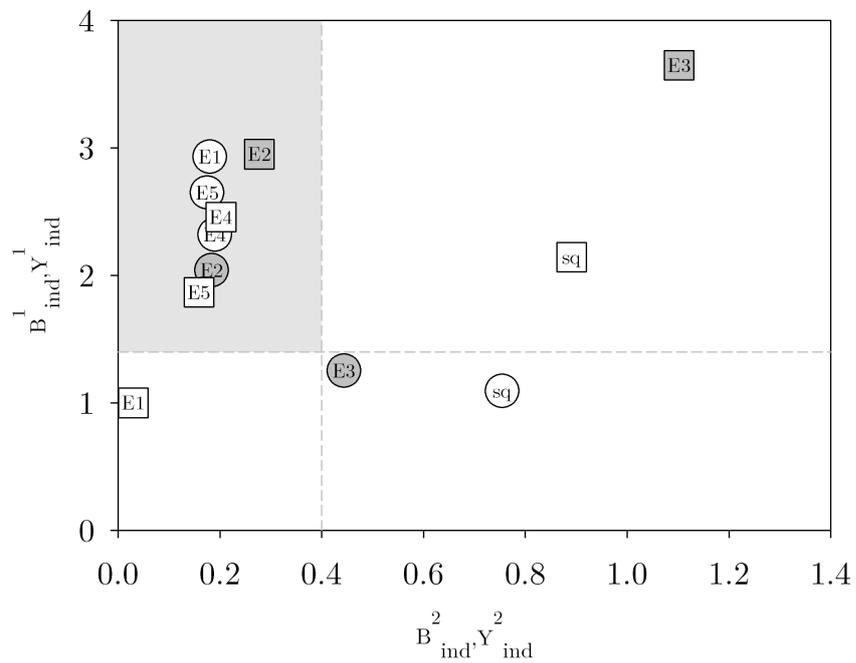
Figura 4.15: Trayectorias de la captura bajo cada una de las estrategias de manejo evaluadas para el escenario de recuperación. En gris se destacan se resaltan los límites (máximo y mínimo) para las todas las trayectorias observadas ($n = 10\ 000$).

Tabla 4.3: Valores de los indicadores de sostenibilidad de las estrategias evaluadas para el manejo del stock de anchoveta peruana (*Engraulis ringens*).

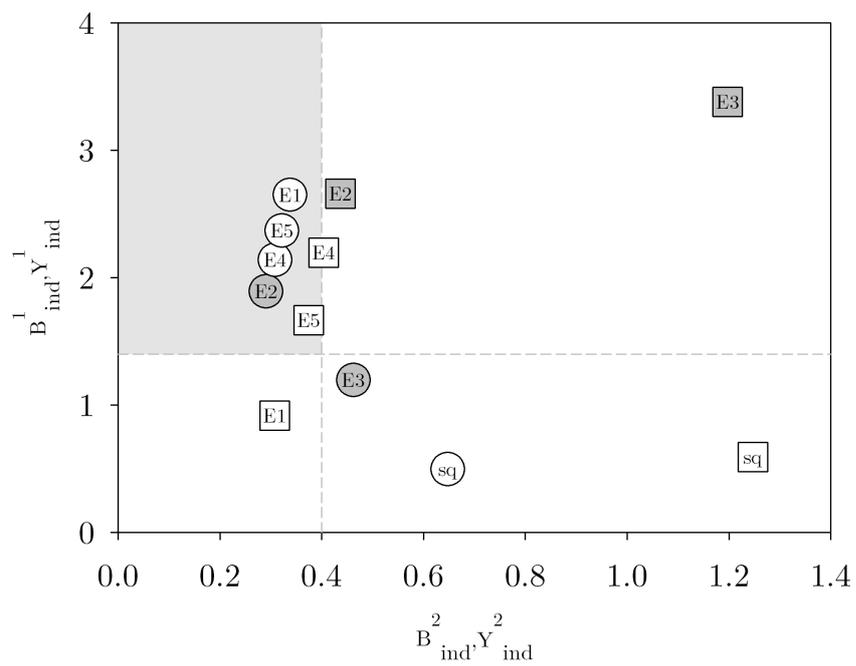
| Estrategia | p^* | SSB_{ind}^1 | SSB_{ind}^2 | Y_{ind}^1 | Y_{ind}^2 |
|---------------------------------------|-------|---------------|---------------|-------------|-------------|
| Escenario saludable (1963-1984) | | | | | |
| E1 | 1.000 | 2.931 | 0.181 | 1.000 | 0.000 |
| E2 | 0.161 | 2.040 | 0.184 | 2.951 | 0.278 |
| E3 | 0.000 | 1.252 | 0.444 | 3.648 | 1.102 |
| E4 | 0.993 | 2.318 | 0.185 | 2.458 | 0.202 |
| E5 | 1.000 | 2.594 | 0.181 | 1.866 | 0.159 |
| Escenario de recuperación (1973-1984) | | | | | |
| E1 | 1.000 | 2.650 | 0.338 | 0.917 | 0.308 |
| E2 | 0.414 | 1.892 | 0.291 | 2.659 | 0.437 |
| E3 | 0.000 | 1.196 | 0.462 | 3.378 | 1.198 |
| E4 | 0.996 | 2.138 | 0.308 | 2.196 | 0.404 |
| E5 | 1.000 | 2.370 | 0.322 | 1.666 | 0.374 |

niveles de la biomasa del stock desovante es necesario que se asegure también un reclutamiento mínimo (Figura 4.6).

En la figura 4.16 se muestra un resumen de los indicadores evaluados para cada una de las estrategias y escenarios. Los dos indicadores asociados a cada variable (biomasa y captura) se combinan para tener en cuenta su magnitud relativa y su variabilidad. Así, la zona gris representa la región en la cual la estrategia responde en promedio con un valor mayor al punto de referencia (B_{\min} , Y_{\min}) y presenta además una baja variabilidad. Se resaltan en gris las estrategias cuya probabilidad de sostenibilidad fue menor a 0,90, por lo que aún teniendo asociados valores deseables en los indicadores no serían óptimas pues podrían derivar en el colapso del stock. En la figura 4.16a se observa que las estrategias E4 y E5 fueron las mejores en el escenario saludable según nuestros criterios, notando además que los valores observados (*statu quo*, sq) se encontraron no sólo fuera de la región óptima, sino que además no cumplieron con los puntos de referencia ecológicos y socio-económicos. De manera similar, en la figura 4.16b observamos que sólo E5 tuvo un buen desempeño en el escenario de recuperación, debido a que la variabilidad de la biomasa en E4 fue más alta que en el escenario anterior, debido a la probabilidad de colapso durante los periodos El Niño. Como en el escenario anterior, los valores observados (sq) no cumplieron con los puntos de referencia ecológicos y socio-económicos. Tomando en cuenta esto, concluimos que E5 fue la mejor de las estrategias evaluadas, asegurando niveles apropiados de biomasa y capturas, con una baja variabilidad durante el horizonte de simulación y no siendo necesaria la imposición de vedas de pesca para garantizar la sostenibilidad del recurso.



(a) Escenario saludable



(b) Escenario de recuperación

Figura 4.16: Indicadores de sostenibilidad para el escenario del stock saludable. En gris se resaltan las estrategias no sostenibles ($p^* < 0,90$). Los indicadores asociados a las capturas se representan con circunferencias y los asociados a la biomasa con cuadrados. El área destacada representa la zona donde los indicadores tienen un valor aceptable.

4.4. Análisis de viabilidad de la pesquería de la anchoveta peruana 1963–1984

Los conceptos y métodos de la teoría de viabilidad nos permiten obtener, luego de definir explícitamente un conjunto de objetivos perpetuos (el conjunto deseable \mathbb{D}), objetivos operacionales para el manejo (*capturas viables*). Adicionalmente, nuestro análisis nos permite determinar si los objetivos perpetuos originalmente considerados son compatibles desde el punto de vista ecológico y socioeconómico. Para el caso de la anchoveta peruana el modelo permitió calcular una máxima cuota social equivalente a un desembarque de 915 800 t semestrales, la cual posibilita el manejo del stock sin la necesidad de imponer vedas de pesca, y que es similar a la cuota social actual, equivalente a un desembarque de 1 000 000 t semestrales. Por otro lado, el conjunto de capturas viables brinda un marco para la definición de diversas estrategias de manejo que aseguran la sostenibilidad de los recursos pero que pueden responder a objetivos de manejo distintos. Así, es posible definir desde estrategias conservativas (orientadas a la protección de los recursos) hasta estrategias que busquen maximizar los ingresos de la pesquería a corto plazo. En este contexto, la evaluación de estrategias de manejo nos permite seleccionar las estrategias que respondan a los objetivos previamente definidos, tomando en cuenta diferentes fuentes de incertidumbre.

Después de 1971, debido al impacto conjunto de la sobrepesca y El Niño 1972-73, la anchoveta atravesó por un periodo post-colapso. La comparación de los resultados obtenidos por el modelo de control viable antes y después del colapso revelan cambios en la dinámica del stock y la manera en que ésta afecta a las condiciones que permiten garantizar su sostenibilidad. Así, después del colapso, la alteración de la estructura poblacional de la anchoveta la hizo más dependiente del reclutamiento, el cual está influenciado por factores ambientales muy variables en el norte del Ecosistema de la Corriente de Humboldt (e.g. El Niño, afloramiento). Estos cambios en la resiliencia del stock se manifestaron en la disminución de los niveles sostenibles de pesca, especialmente ante condiciones ambientales desfavorables como periodos El Niño.

En la figura 4.17a se observa que las trayectorias de la biomasa de reclutas y adultos se mantuvieron dentro del núcleo de viabilidad hasta 1971, considerando las condiciones prevalentes antes del colapso. Sin embargo, tomando en cuenta las condiciones post-colapso (Figura 4.17b) las trayectorias escapan del núcleo de viabilidad ya en 1971. Esto indica que antes de 1971 la situación ya era potencialmente inestable, y tal como se puede observar en la figura 4.18, durante 1969 los niveles de pesca estuvieron por encima del máximo viable. Después del colapso, descontando la reducción del núcleo de viabilidad y de los niveles de capturas viables asociados, en la figura 4.19 se observa que las trayectorias se encontraban incluso fuera del conjunto deseable \mathbb{D} , haciéndose evidente que el stock estaba en una situación crítica, incluso al margen de los resultados de la viabilidad del stock.

En la figura 4.20 se muestra una comparación entre los niveles de pesca sostenibles simulados por el modelo durante el periodo 1963 - 1984 y las capturas observadas para el mismo, destacándose entre líneas punteadas los eventos El Niño tomados en cuenta en este trabajo. En gris oscuro se delimita la región de capturas viables sin considerar fuentes de incertidumbre en las capturas (modelo determinista) y en gris claro la región de capturas viables tomando en cuenta la incertidumbre en las capturas (modelo estocástico). Las capturas observadas se muestran en círculos, blancos cuando se encontraban dentro del conjunto de controles viables y negros cuando se encontraban fuera de éstos. Estos resultados muestran que hubo sobrepesca desde finales de 1968, lo que conllevó al colapso de la pesquería durante El Niño de 1972-73, y que una veda era necesaria incluso desde inicios de 1970 a fin de asegurar la sostenibilidad del stock. Además, las simulaciones realizadas en el escenario de recuperación muestran que hubiera sido necesaria una moratoria de un año después del colapso para que el stock regrese al núcleo de viabilidad, posibilitando un manejo sostenible en adelante. Las simulaciones realizadas para la evaluación de estrategias de manejo sugieren que el colapso podría haber sido evitado si se hubieran asumido estrategias más conservativas y, en otro caso, que la pesquería se hubiera podido recuperar más rápidamente después del colapso luego de una moratoria de un año y la implementación de una mejor estrategia de manejo posterior. Es interesante notar que la estrategia precautoria del ICES (E2) no aseguró la sostenibilidad del stock durante los periodos El Niño, mostrando que un enfoque precautorio no asegura necesariamente la sostenibilidad. Un resultado similar fue encontrado por [De Lara et al. \(2007\)](#), en donde la sostenibilidad del enfoque precautorio depende de que esté asegurado un reclutamiento mínimo, lo cual no necesariamente se cumple en condiciones de alta variabilidad ambiental como en el Ecosistema de la Corriente de Humboldt.

En vista de lo anterior, la teoría de viabilidad se presenta como una alternativa útil para producir un marco conceptual y operacional que permita definir políticas de manejo que aseguren la sostenibilidad de los recursos pesqueros considerando restricciones ecológicas, económicas y sociales.

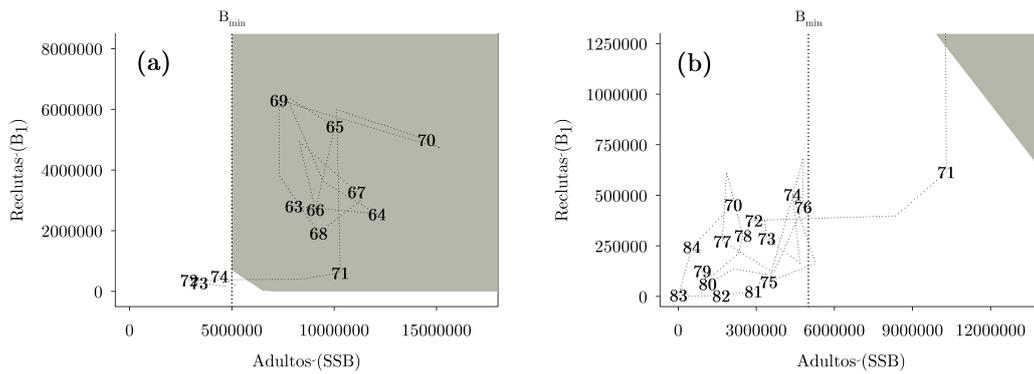


Figura 4.17: Núcleo de viabilidad y trayectorias pre y post colapso. Se muestra el núcleo de viabilidad (reclutas-biomasa) y las trayectorias observadas para (a) antes del colapso de la pesquería de anchoveta (1963-1971) y (b) después del colapso (1972-1984). El núcleo de viabilidad se muestra en gris.

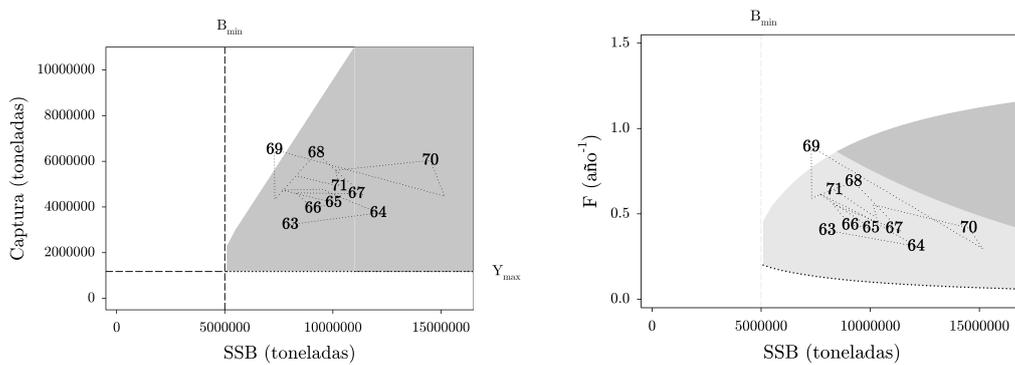


Figura 4.18: Espacios de fase y trayectorias observadas antes del colapso. A la derecha se muestra el plano Y-B y a la izquierda el plano F-B. El conjunto de controles-estados sostenibles se muestra en gris.

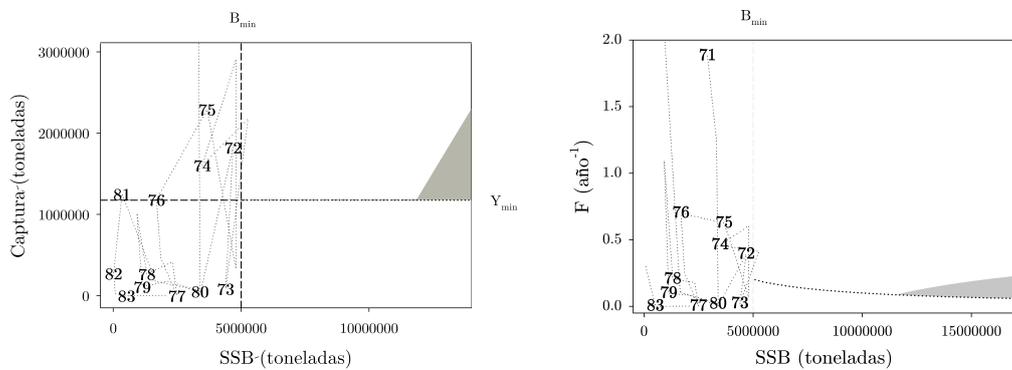


Figura 4.19: Espacios de fase y trayectorias observadas después del colapso. A la derecha se muestra el plano Y-B y a la izquierda el plano F-B. El conjunto de controles-estados sostenibles se muestra en gris.

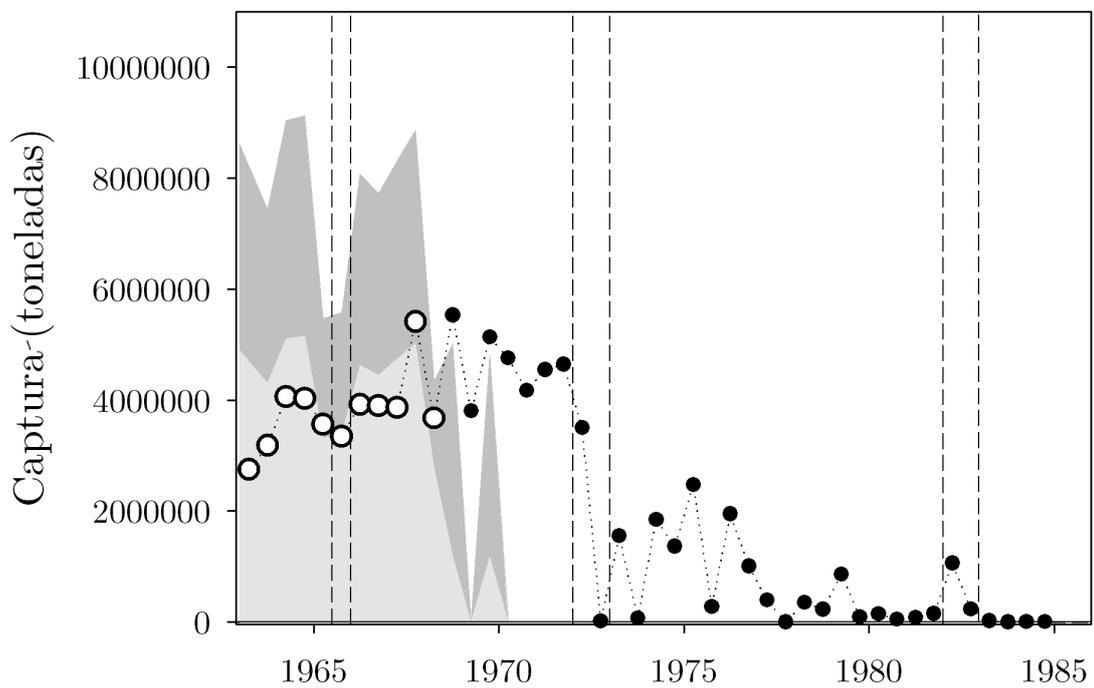


Figura 4.20: Capturas viables para la anchoveta peruana *Engraulis ringens* (1963–1984). El área gris oscuro muestra los niveles de capturas viables sin considerar la incertidumbre en las capturas, y el área gris claro considerando la incertidumbre. Los puntos representan las capturas observadas. Las capturas sostenibles se muestran en blanco, y las capturas no sostenibles en negro. Las franjas rayadas delimitan los periodos El Niño considerados.

V. Conclusiones

1. Se aplicó un modelo de control viable para la dinámica poblacional de anchoveta peruana (*Engraulis ringens*), encontrándose las condiciones que aseguran la posibilidad del manejo sostenible del stock.
2. El modelo de control viable simuló biomazas sostenibles a largo plazo, mediante el control de las capturas, teniendo en cuenta las restricciones ecológicas, sociales y económicas particulares de la pesquería de la anchoveta peruana; lo cual verifica la hipótesis planteada.
3. Se encontró que la máxima cuota social que posibilita el manejo del stock sin la necesidad de imponer vedas de pesca es equivalente a un desembarque de 915 800 t semestrales, ligeramente inferior al valor de 1 000 000 t asumido actualmente.
4. Se encontró que el núcleo de viabilidad para la anchoveta peruana es:

$$\mathbb{V}(f, \mathbb{D}) = \left\{ (B_1, B_2, B_3) \in \mathbb{R}^3 \left| \begin{array}{l} B_1 \geq 0, B_2 \geq 0, B_3 \geq 0, \\ 5\,000\,000 \leq B_2 + B_3 \leq 26\,400\,000, \\ 6\,000\,000 \leq 2,098B_1 + 1,311B_2 \end{array} \right. \right\},$$

siendo posible el manejo sostenible del stock si éste se encuentra en el núcleo de viabilidad.

5. Se determinaron los niveles de pesca viables durante el periodo 1963 - 1984, indicando que hubo sobrepesca desde finales de 1968, lo cual conllevó al colapso de la pesquería durante El Niño de 1972-1973.
6. La estrategia precautoria del ICES (E2) no aseguró la sostenibilidad del stock durante los periodos El Niño, y la mejor estrategia fue la E5 (precautoria viable media), la cual hubiera podido evitar el colapso de la pesquería de anchoveta y además hubiera mantenido los niveles de pesca sobre la cuota social.
7. Se encontró que después del colapso de la anchoveta, hubiera sido necesaria una moratoria de un año para que el stock regrese al núcleo de viabilidad.

8. El núcleo de viabilidad y las capturas viables asociadas mostraron ser herramientas útiles para el diseño de estrategias de manejo que aseguren la sostenibilidad de los recursos pesqueros.

VI. Recomendaciones y perspectivas

1. Monitorear el estado de la anchoveta usando la teoría de viabilidad.
2. Acoplar el modelo de la dinámica de anchoveta con modelos de previsión de El Niño para incorporar el efecto de la estocasticidad ambiental sobre la viabilidad de la pesquería de anchoveta.
3. Considerar el efecto de las interacciones ecológicas sobre la dinámica del stock (e.g. competencia, depredación).
4. Evaluar otras estrategias de manejo (e.g. manejo adaptativo) que aseguren la sostenibilidad en condiciones de incertidumbre.
5. Considerar otros indicadores ecológicos (indicadores ecosistémicos, e.g. biomasa mínima de depredadores) y socioeconómicos para la evaluación de estrategias de manejo.
6. Analizar el efecto de los puntos de referencia sobre la sostenibilidad, niveles de biomasa y captura del stock.
7. Comparar los resultados de la viabilidad entre modelos analíticos y sintéticos.
8. Mejorar la parametrización del modelo utilizando otras técnicas de optimización (e.g. algoritmos genéticos).

Referencias

- ALHEIT, J., ÑIQUEN, M. 2004. Regime shifts in the Humbolt Current Ecosystem. *Progress in Oceanography*, 60:201–222.
- AUBIN, Jean-Pierre. *Viability Theory*. Birkhäuser, Boston, 1991. 542 pp.
- AUBIN, J., SAINT-PIERRE, P. 2004. An Introduction to Viability Theory and Management of Renewable Resources. En: Kropp, J. y Scheffran, J. (eds.). *Decision Making and Risk Management in Sustainability Science*. Nova Science Publishers, New York.
- AUBIN, J. 2003. A Concise Introduction to Viability Theory, Optimal Control and Robotics [En línea]. Ecole Normale Supérieure de Cachan. <http://lastre.asso.fr/aubin/CACH000.pdf>
- AUBIN, J. 2002. An introduction to Viability Theory and management of renewable resources: Coupling Climate and Economic Dynamics [En línea]. <http://viab.dauphine.fr/aubin/index.html>
- BÉNÉ, C., DOYEN, L. GABAY, D. 2001. A viability analysis for a bio-economic model. *Ecological Economics*, 36:385-396.
- BJØRNDAL, T., LANE, D., WEINTRAUB, A. 2004. Operational research models and the management of fisheries and aquaculture: A review. *European Journal of operational research*. 156:533-540.
- BONNEUIL, N. y MÜLLERS, K. Viable populations in a prey-predator system. *Journal of Mathematical Biology*, 35(3):261–293, February 1997.
- BUTTERWORTH, D. S., COCHRANE, K. L., y OLIVEIRA, J. A. A. D. 1997. Management procedures: a better way to manage fisheries? the South African experience. En: E. K. Pikitch, D. D. H. y Sissenwine, M. P., editores, *Global Trends: Fisheries Management*, pages 83-90. American Fisheries Society Symposium 20.
- CAHUIN, S., CUBILLOS, L., ÑIQUEN, M., ESCRIBANO, R. 2009. Climatic regimes and the recruitment rate of anchoveta, *Engraulis ringens*, off Peru. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 84:591-597.
- CASTILLO, S. y MENDO, J. 1987. Estimation of unregistered peruvian anchoveta (*Engraulis ringens*) in official catch statistics, 1951-1982. En: Pauly, D., Tsukuyama, I. *The Peruvian Anchoveta and Its Upwelling Ecosystem: Three Decades of Change*. 351 p.
- CSIRKE, J. 1979. El reclutamiento de la anchoveta peruana y su dependencia de la población adulta en los años 1961–1976. *Boletín del Instituto del Mar del Perú*, 4(1):1-30.
- CSIRKE, J. 1989. Changes in the catchability coefficient in the Peruvian Anchoveta (*Engraulis ringens*) fishery. En: Pauly, D., Muck, P., Mendo, J. y Tsukuyama, I. (eds.). *The Peruvian upwelling ecosystem: Dynamics and interactions*. 438 pp.
- CSIRKE, J., GUEVARA-CARRASCO, R., CÁRDENAS, G., ÑIQUEN, M., 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.
- DE LARA, M., DOYEN, L., GUILBAUD, T. y ROCHET, M.-J. Monotonicity properties for the viable control of discrete time systems. *Systems and Control Letters*, 56(4):296–302, 2006.

- DE LARA, M., DOYEN, L., GUILBAUD, T. y ROCHET, M.-J. Is a management framework based on spawning-stock biomass indicators sustainable? A viability approach. *ICES J. Mar. Sci.*, 64(4):761-767, 2007.
- De Lara, M., Doyen, L. 2008. Sustainable Management of Natural Resources. Mathematical Models and Methods. Springer-Verlag, Berlin, 2008.
- DE LARA, M., MARTINET, V. 2008. Multi-criteria dynamic decision under uncertainty: A stochastic viability analysis and an application to sustainable fishery management. *Mathematical Biosciences*, 217:118-124.
- DOYEN, L. 2006. Viable harvesting of a renewable resource. [En línea] http://cermics.enpc.fr/scilab_new/site/Tp/Optimisation_dynamique/
- DOYEN, L. , BÉNÉ, C. 2003. Sustainability of fisheries through marine reserves: a robust modeling analysis. *Journal of Environmental Management*, 69:1-13.
- EISENACK, K. 2006. Formal viability analysis of participatory fisheries management. [En línea] <http://web.fu-berlin.de/ffu/akumwelt/bc2006/papers/> 16 p.
- EISENACK, K., SCHEFFRAN, J., KROPP, J.P. 2006. Viability analysis of management frameworks for fisheries. *Environmental Modeling and Assessment* 11: 69-79.
- FAO. 2007. FAO Yearbook of Fishery Statistics. Capture production 2005. 100/1.
- FAO. 2009. Información sobre la ordenación pesquera en de la República del Perú. [En línea] <http://www.fao.org/fi/oldsite/FCP/es/PER/body.htm>
- GONZALEZ-LAXE, F. 2005. The precautionary principle in fisheries management. *Marine Policy*, 29:495-505.
- GULLAND, J.A. 1977. Fish population dynamics. John Wiley & Sons. 372 pp.
- HILBORN, R. y WALTERS, C. J. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman and Hall. 570 p.
- IMARPE. 2000. Trabajos expuestos en el taller internacional sobre la anchoveta peruana (TIAP). Boletín del Instituto del Mar del Perú, 19:1-2.
- IRI - EPPF (The international Research institute for Climate and society - Eastern Pacific Pelagic Fisheries). 2006. Fisheries data from the Pacific Coast of South America. [En línea] <http://ingrid.ldeo.columbia.edu/SOURCES/.IRI/.EPPF/>
- JØRGENSEN, S.E. y BENDORICCHIO, G. 2001. Fundamentals of ecological modelling. Third edition. Elsevier Science. 543p.
- MARTINET, V., DOYEN, L. 2007. Sustainability of an economy with an exhaustible resource: A viable control approach. *Resource and energy economics*, 29:17-39.
- MAUNDER, M., SIBERT, J.R., FONTENEAU, A., HAMPTON, J., KLEIBER, P., HARLEY, S. 2006. Interpreting catch per unit effort data to assess the status of individual stocks and communities. *ICES Journal of Marine Science*, 63:1373-1385.
- MUCK, P. Major trends in the pelagic ecosystem off Peru y their implications for management. En: PAULY, D., MUCK, P., MENDO, J., TSUKAYAMA, I. (Eds.), *The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics y interactions. ICLARM Conference Proceedings 18*, pp. 386-403, 1989.
- MUCK, P., ZAFRA, A., ARANDA, C. The seasonal dynamics of Sea Surface Temperature and its impact on Anchoveta distribution off Perú. En: PAULY, D., MUCK, P., MENDO, J., TSUKAYAMA, I. (Eds.), *The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics y interactions. ICLARM Conference Proceedings 18*, pp. 386-403, 1989.
- NOAA. 2008. [En línea] Cold and warm episodes by season. http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml

- ÑIQUEÑ, M., FREÓN, P. 2006. A new record set by the peruvian fishery. Globec international newsletter, octubre 2006.
- OLIVEROS, R., PEÑA, C., TAM, J. [En preparación] Synthetic population models for Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*).
- PALOMARES, M. L., MUCK, P., MENDO, J., CHUMAN, E., GOMEZ, O., PAULY, D. 1987. Growth of the Peruvian Anchoveta (*Engraulis ringens*), 1953 to 1982. En: Pauly, D., Tsukuyama, I. The Peruvian Anchoveta and Its Upwelling Ecosystem: Three Decades of Change. 351 p.
- PAULY, D. 1984. Fish Population Dynamics in Tropical Waters: a manual for use with programmable calculators. ICLARM Studies and Reviews 8. 325 p.
- PAULY, D. Managing the Peruvian upwelling ecosystem: a synthesis. En: PAULY, D., TSUKAYAMA, I. (Eds.), *The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change*. ICLARM Studies y Reviews 15, pp. 325-342, 1987.
- PAULY, D., PALOMARES, M. L., GAYANILO, F.C. 1987. VPA Estimates of the Monthly Population Length Composition, Recruitment, Mortality, Biomass and Related Statistics of Peruvian Anchoveta, 1953 to 1981. En: Pauly, D., Tsukuyama, I. The Peruvian Anchoveta and Its Upwelling Ecosystem: Three Decades of Change. 351 p.
- PAULY, D., PALOMARES, M. L. 1989. New Estimates of Monthly Biomass, Recruitment and Related Statistics of Anchoveta (*Engraulis ringens*) off Peru (4°-14°S), 1953-1985. En: Pauly, D., Muck, P., Mendo, J., Tsukuyama, I. The Peruvian Upwelling Ecosystem: Dynamics and Interactions. 438 p.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- RAPAPORT, A., TERRAUX, J.P., DOYEN, L. 2006. Viability analysis for the sustainable management of renewable resources. Mathematical and Computer modeling, 43:466-484.
- ROUGHGARDEN, J., SMITH, F. 1996. Why fisheries collapse and what to do about it. Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 93: 5078-5083.
- SAINSBURY, K. J., PUNT, A. E., y SMITH, A. D. M. (2000). Design of operational management strategies for achieving fishery ecosystem objectives. ICES Journal of Marine Science, 57: 731-741.
- SPARRE, P., VENEMA, S. 1998. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1: Manual. FAO Fisheries technical paper. No. 306.1. Roma, FAO. 407 p.
- TAM, J. OLIVEROS, R. JORDAN, A., FERNANDEZ, F. Different parameterization approaches for the Peruvian hake (*Merluccius gayi peruanus*) population growth models. (Sometido) IMCA monograph (VIII Seminario Optimización matemática y afines).
- TICHIT, M., HUBERTS, B., DOYEN, L., GENIN, D. 2004. A viability model to assess the sustainability of mixed herds under climatic uncertainty. Animal Research, 53:405-417.

A. Programas

Management Strategy Evaluation script

```
1 #####
2 #####
3 # MANAGMENT STRATEGY EVALUATION (MSE)
4 # FOR PERUVIAN ANCHOVY
5 # Ricardo Oliveros-Ramos @ CIMOBP - IMARPE.
6 # e-mail: roliveros@imarpe.gob.pe
7 # Versión 0.1 - 26/01/2009
8 #####
9 #####
10 # This script simulate fishery management strategies
11 # for peruvian anchovy and compare them throug the
12 # Management Strategy Evaluation (MSE) procedure.
13 #####
14 ##### Simulation control #####
15 #####
16 t.ini=proc.time()
17 # strategies to be chosen beetween E1 (min), E2 (precautionary ICES)
18 # E3 (max viable), E4 (precautionary viable) and E5 (viable)
19 obs=0 # 1 for observed catches
20 N=10 # number of simulations (Montecarlo)
21 colapse=TRUE # Scenarium
22 sce=if(colapse) "post" else "pre"
23 uncertainty=TRUE # model uncertainty on/off
24 est=c("E1","E2","E3","E4","E5")
25 #est="mor" # fishery moratorium
26 SSBs=c()
27 n=1; t=1
28 #####
29 ##### Parameters #####
30 #####
31 # population growth
32 M1=1.0179
33 M2=0.8465
34 peso12=3.484
35 peso23=2.002
36 # recruitment
37 alpha.base=0.8537
38 alpha.enso=0.3636
39 beta.base=80.015e-09
40 beta.enso=70.054e-09
41 # reference points
42 Bmin=5000000
43 Bmax=26400000
44 Bpa=1.4*Bmin
45 Ymin=1175000
46 Ymin.viab=1000000
47 Fpa=0.35
48 Fviab=0.25
49 # uncertainty
50 sigma.mu=0.09
51 sigma.sd=sqrt(0.04)
52 omega.mu=0.05
53 omega.sd=sqrt(0.03)
54 sigma=rlnorm(N*T,mean=log(sigma.mu),sd=sigma.sd)
55 omega=rlnorm(N*T,mean=log(omega.mu),sd=omega.sd)
56 factor=if(uncertainty) (1+sigma)*(1+omega) else double(N*T)+1
```

```

57 factor=matrix(factor,ncol=T,nrow=N)
58 #####
59 ### Initial conditions #####
60 #####
61 Y.1963=as.matrix(read.table("yield1.txt"))
62 Y.1973=as.matrix(read.table("yield3.txt"))
63 Y.1974=as.matrix(read.table("yield2.txt"))
64 Y.obs=if(colapse) Y.1973 else Y.1963
65 # Initial biomasses
66 B.1963=c(2814600,7028300,1001080) # healthy stock
67 B.1973=c(286960,1543100,1857288)
68 B.1974=c(162310,2911800,2359150) # post-colapse stock
69 B.ini=if(colapse) B.1973 else B.1963
70 # ENSO
71 ENSO.1963=as.matrix(read.table("enso1.txt")) # healthy stock
72 ENSO.1973=as.matrix(read.table("enso3.txt"))
73 ENSO.1974=as.matrix(read.table("enso2.txt")) # post-colapse stock
74 ENSO=if(colapse) ENSO.1973 else ENSO.1963
75 T=length(ENSO) # time horizon
76 times.1963=seq(from=1963.75,by=0.5,len=T+1)
77 times.1973=seq(from=1973.25,by=0.5,len=T+1)
78 times.1974=seq(from=1974.75,by=0.5,len=T+1)
79 times=if(colapse) times.1973 else times.1963
80 #####
81 ### Dynamics #####
82 #####
83 ricker=function(ssb,x) {
84   a=(1-x)*alpha.base+x*alpha.enso
85   b=(1-x)*beta.base+x*beta.enso
86   R=a*ssb*exp(-b*ssb)
87   return(R)
88 }
89 dynamics=function(B,Y,x) {
90   B1=ricker(SSB(B),x)
91   B2=peso12*exp(-0.5*M1)*B[1]
92   B3=peso23*exp(-0.5*M2)*B[2]
93   Y2=Y*B2/(B2+B3)
94   Y3=Y*B3/(B2+B3)
95   B2=B2-Y2
96   B3=B3-Y3
97   stock=c(B1,B2,B3)
98   stock[stock<0]=1
99   return(stock)
100 }
101 SSB=function(stock) {
102   ssb=stock[2]+stock[3]
103   return(ssb)
104 }
105 #####
106 ### Viability results #####
107 #####
108 Ymax=function(B) {
109   Y=peso12*exp(-0.5*M1)*B[1]+peso23*exp(-0.5*M2)*B[2]-Bmin
110   Y=max(Y,Ymin)
111   return(Y)
112 }
113 test=function(B) {
114   TEST=if(peso12*exp(-0.5*M1)*B[1]+peso23*exp(-0.5*M2)*B[2]-Bmin>0) TRUE else FALSE
115   return(TEST)
116 }
117 #####
118 ### Management strategies #####
119 #####
120 yield=function(B,strategy) {
121   ssb=SSB(B)
122   Y=if(ssb<Bmin) 0 else switch(strategy,
123     E1=Ymin,
124     E2=if(ssb>=Bpa) Fpa*ssb else Ymin,
125     E3=if(test(B)) Ymax(B) else 0,
126     E4=if(test(B)) {if(ssb>=Bpa) Fviab*ssb else Ymin.viab} else 0,
127     E5=if(test(B)) {if(ssb>=Bpa) 0.5*(Fviab*ssb+Ymin) else Ymin.viab} else 0,
128     mor=0)
129   return(Y)

```

```

130 }
131 #####
132 ### Analysis #####
133 #####
134 ref.1=function(x) {
135   lim1=c(mean(x),min(x),max(x))
136   return(lim1)
137 }
138 #####
139 ### Simulation #####
140 #####
141 if(obs==0) {
142   ssb.est=cbind()
143   Prob=rbind()
144   MOR.len=rbind()
145   R.ind=rbind()
146   SSB.ind=rbind()
147   B.ind=rbind()
148   Y.ind=rbind()
149   R.serie=array(0,dim=c(length(times),length(ref.1(1)),length(est)))
150   SSB.serie=array(0,dim=c(length(times),length(ref.1(1)),length(est)))
151   B.serie=array(0,dim=c(length(times),length(ref.1(1)),length(est)))
152   Y.serie=array(0,dim=c(length(times)-1,length(ref.1(1)),length(est)))
153   for(strategy in est) {
154     R.t=cbind()
155     SSB.t=cbind()
156     B.t=cbind()
157     Y.t=cbind()
158     prob=0
159     MOR=c()
160     for(n in 1:N) {
161       pop=rbind(B.ini)
162       yields=c()
163       for(t in 1:T) {
164         Y=yield(pop[,t],strategy)
165         enso=ENSO[t]
166         pop.new=dynamics(pop[,t],Y*factor[n,t],enso)
167         pop=rbind(pop,pop.new)
168         yields=c(yields,Y)
169       }
170       R=pop[,1]
171       ssb=apply(pop,1,SSB)
172       bio=apply(pop,1,sum)
173       R.t=cbind(R.t,R)
174       SSB.t=cbind(SSB.t,ssb)
175       B.t=cbind(B.t,bio)
176       Y.t=cbind(Y.t,yields)
177       moratoria=min(which(ssb>=Bmin))-1
178       MOR=c(MOR,moratoria)
179       prob=prob+min(prod(floor(ssb[-(1:(moratoria+2))]/Bmin)),1)
180     }
181     #####
182     # Scenario variability #
183     #####
184     r.m=t(apply(R.t,1,ref.1)) # Recruits variability
185     ssb.m=t(apply(SSB.t,1,ref.1)) # Spawners variability
186     bio.m=t(apply(B.t,1,ref.1)) # Biomass variability
187     y.m=t(apply(Y.t,1,ref.1)) # Yield variability
188     R.serie[,which(est==strategy)]=r.m
189     SSB.serie[,which(est==strategy)]=ssb.m
190     B.serie[,which(est==strategy)]=bio.m
191     Y.serie[,which(est==strategy)]=y.m
192     ssb.est=cbind(ssb.est,ssb.m[,1]) # Spawners mean serie
193     #####
194     # Indicators #####
195     #####
196     MOR.len=rbind(MOR.len,mean(MOR)/2)
197     Prob=rbind(Prob,prob/N)
198     R.ind.1=mean(apply(R.t,2,mean))/Bmin
199     R.ind.2=mean(apply(R.t,2,sd))/mean(apply(R.t,2,mean))
200     R.ind=rbind(R.ind,c(R.ind.1,R.ind.2))
201     SSB.ind.1=mean(apply(SSB.t,2,mean))/Bmin
202     SSB.ind.2=mean(apply(SSB.t,2,sd))/mean(apply(SSB.t,2,mean))

```

```

203   SSB.ind=rbind(SSB.ind,c(SSB.ind.1,SSB.ind.2))
204   B.ind.1=mean(apply(B.t,2,mean))/Bmin
205   B.ind.2=mean(apply(B.t,2,sd))/mean(apply(B.t,2,mean))
206   B.ind=rbind(B.ind,c(B.ind.1,B.ind.2))
207   Y.ind.1=mean(apply(Y.t,2,mean))/Ymin
208   Y.ind.2=mean(apply(Y.t,2,sd))/mean(apply(Y.t,2,mean))
209   Y.ind=rbind(Y.ind,c(Y.ind.1,Y.ind.2))
210 }
211 ssb.est=data.frame(ssb.est)
212 dimnames(ssb.est)=list(times,est)
213 write.table(ssb.est,file=paste(sce,"_SSB_mean.csv",sep=""),quote = FALSE, sep =
    ", ", col.names = TRUE, row.names = TRUE)
214 boxplot(ssb.est)
215 ind=cbind(MOR.len,Prob,R.ind,SSB.ind,B.ind,Y.ind)
216 vars=c("R","SSB","B","Y")
217 inds=c("MOR.len","Prob")
218 for(v in vars) {
219   indss=paste(v,".ind.",1:2,sep="")
220   inds=c(inds,indss)
221 }
222 dimnames(ind)=list(est,inds)
223 write.table(ind,file=paste(sce,"_indicadores.csv",sep=""),quote = FALSE, sep =
    ", ", col.names = TRUE, row.names = TRUE)
224 names.1=list(as.character(times),c("Mean","Min","Max"),est)
225 names.2=list(as.character(times[-length(times)]),c("Mean","Min","Max"),est)
226 dimnames(R.serie)=names.1
227 dimnames(SSB.serie)=names.1
228 dimnames(B.serie)=names.1
229 dimnames(Y.serie)=names.2
230 R.serie=data.frame(R.serie)
231 write.table(R.serie,file=paste(sce,"_R.csv",sep=""),quote = FALSE, sep = ", ",
    col.names = TRUE, row.names = TRUE)
232 SSB.serie=data.frame(SSB.serie)
233 write.table(SSB.serie,file=paste(sce,"_SSB.csv",sep=""),quote = FALSE, sep =
    ", ", col.names = TRUE, row.names = TRUE)
234 B.serie=data.frame(B.serie)
235 write.table(B.serie,file=paste(sce,"_B.csv",sep=""),quote = FALSE, sep = ", ",
    col.names = TRUE, row.names = TRUE)
236 Y.serie=data.frame(Y.serie)
237 write.table(Y.serie,file=paste(sce,"_Y.csv",sep=""),quote = FALSE, sep = ", ",
    col.names = TRUE, row.names = TRUE)
238 } # End if MSE
239 if(obs==1) {
240   pop=rbind(B.ini)
241   for(t in 1:T) {
242     Y=Y.obs[t]
243     yields=c(yields,Y)
244     enso=ENSO[t]
245     pop.new=dynamics(pop[t,],Y,enso)
246     pop=rbind(pop,pop.new)
247   }
248   biomass=apply(pop,1,SSB)
249   plot(times,biomass,type="b",ylim=c(0,3000000))
250   SSB.min=min(apply(pop,1,SSB))
251   SSBs=c(SSBs,SSB.min)
252   ssb.min=paste(strategy,"=",round(SSB.min,0))
253   b.pa=paste("Bpa=",round(Bpa,0))
254   print(paste(ssb.min,",",b.pa))
255   #SSBs=matrix(SSBs,ncol=length(bpa),nrow=length(est),dimnames=list(est,as.character(bpa)))
256   #print(SSBs)
257 }
258 t.end=proc.time()
259 proceso=t.end-t.ini
260 proceso=proceso[3]
261 horas=floor(proceso/3600)
262 proceso=proceso-3600*horas
263 minutos=floor(proceso/60)
264 proceso=proceso-60*minutos
265 segundos=round(proceso,0)
266 print(paste("tiempo de proceso=",horas,"h",minutos,"m",segundos,"s",sep=""))

```

B. Resultados matemáticos

Proposición 1 Sean $B = (B_1, \dots, B_A) \in \mathbb{R}^A$, $Y \in \mathbb{R}$ y la dinámica $f : \mathbb{R}^A \times \mathbb{R} \rightarrow \mathbb{B}$ definida por:

$$f(B, Y) = \begin{pmatrix} \mathcal{R}(SSB(B)) \\ g_2(B_1) - Y_2(B, Y) \\ \vdots \\ g_A(B_{A-1}) - Y_A(B, Y) \end{pmatrix},$$

donde $SSB(B) = \sum_{a=2}^A B_a$ y tal que $\sum_{a=2}^A Y_a(B, Y) = Y$. Dados los puntos de referencia $B_{\min} \geq 0$, $B_{\max} \geq 0$ y $Y_{\min} \geq 0$, si g_2 y \mathcal{R} tienen la propiedad de que

$$B_{\min} \leq SSB(B) \leq B_{\max} \Rightarrow g_2(\mathcal{R}(SSB(B))) \geq B_{\min}, \quad (\text{B.1})$$

entonces, el núcleo de viabilidad asociado a la dinámica f y el conjunto deseable \mathbb{D} (3.13) está dado por

$$\mathbb{V}(f, \mathbb{D}) = \left\{ B \in \mathbb{B} \left| \begin{array}{l} B_i \geq 0, \quad i = 1, \dots, A, \\ B_{\min} \leq SSB(B) \leq B_{\max}, \\ B_{\min} \leq SSB(f(B, Y_{\min})) \end{array} \right. \right\}.$$

Demostración. Consideremos el conjunto

$$\mathbb{V} = \left\{ B \in \mathbb{B} \left| \begin{array}{l} B_i \geq 0, \quad i = 1, \dots, A, \\ B_{\min} \leq SSB(B) \leq B_{\max}, \\ B_{\min} \leq SSB(f(B, Y_{\min})) \end{array} \right. \right\}.$$

Sea $B \in \mathbb{V}$. Como $SSB(f(B, Y)) = SSB(f(B, 0)) - Y$, existe $\tilde{Y} \geq Y_{\min}$ tal que

$$B_{\min} \leq SSB(f(B, \tilde{Y})) \leq B_{\max}.$$

Además,

$$\begin{aligned} SSB(f(f(B, \tilde{Y}), Y_{\min})) &= SSB(f(f(B, \tilde{Y}), 0)) - Y_{\min} \\ &= \sum_{a=2}^A g_a(f_{a-1}(B, \tilde{Y})) - Y_{\min} \\ &= g_2(\mathcal{R}(SSB(B))) + \sum_{a=3}^A g_a(f_{a-1}(B, \tilde{Y})) - Y_{\min} \\ &\geq g_2(\mathcal{R}(SSB(B))) - Y_{\min} \\ &\geq B_{\min}. \end{aligned}$$

Las dos últimas líneas debido a que $g_a \geq 0$ y por (B.1). Luego, $f(B, \tilde{Y}) \in \mathbb{V}$ y, por definición, \mathbb{V} es un dominio de viabilidad. Por otro lado, se cumplen las siguientes inclusiones:

$$\mathbb{V}(f, \mathbb{D}) \subset \left\{ B \in \mathbb{B} \left| \begin{array}{l} B_i \geq 0, \quad i = 1, \dots, A; \quad \exists Y \geq Y_{\min}, \\ B_{\min} \leq SSB(B) \leq B_{\max}, \\ B_{\min} \leq SSB(f(B, Y)) \leq B_{\max} \end{array} \right. \right\} \subset \mathbb{V} \subset \mathbb{V}^0.$$

La primera inclusión y la última inclusión se derivan de las definiciones de núcleo de viabilidad (3.17), conjunto deseable (3.13) y el conjunto de restricciones (3.14); la tercera de (3.16) y la segunda es fácil de ver. Finalmente, por lo discutido en la subsección 3.3.2, concluimos que $\mathbb{V}(f, \mathbb{D}) = \mathbb{V}$. \square

Corolario 1 *Supongamos que se satisfacen las condiciones de la Proposición 1. Denotando*

$$\begin{aligned} Y_{\max}(B) &= SSB(f(B, 0)) - B_{\min}, \\ Y_{\min}(B) &= \max(SSB(f(B, 0)) - B_{\max}, Y_{\min}) \end{aligned}$$

los conjuntos de controles (capturas) viables para cada stock en el núcleo de viabilidad están dados por

$$\mathbb{Y}_{\mathbb{V}(f, \mathbb{D})}(B) = [Y_{\min}(B), Y_{\max}(B)],$$

Demostración. Sea $Y \geq Y_{\min}$ y $B \in \mathbb{V}(f, \mathbb{D})$. Para que $Y \in \mathbb{Y}_{\mathbb{V}(f, \mathbb{D})}(B)$ debe cumplirse que $f(B, Y) \in \mathbb{V}(f, \mathbb{D})$. Esto es equivalente a $B_{\min} \leq SSB(f(B, Y)) \leq B_{\max}$ y $SSB(f(f(B, Y), Y_{\min})) \geq B_{\min}$. De la primera condición se deriva que

$$SSB(f(B, 0)) - B_{\max} \leq Y \leq SSB(f(B, 0)) - B_{\min},$$

luego, para $Y \leq Y_{\max}$ tenemos que $SSB(f(B, Y)) \geq 0$ y,

$$\begin{aligned} SSB(f(f(B, Y), Y_{\min})) &= SSB(f(f(B, Y), 0)) - Y_{\min} \\ &= \sum_{a=2}^A g_a(f_a(B, Y)) - Y_{\min} \\ &= g_2(\mathcal{R}(SSB(B))) + \sum_{a=3}^A g_a(f_{a-1}(B, Y)) - Y_{\min} \\ &\geq g_2(\mathcal{R}(SSB(B))) - Y_{\min} \\ &\geq B_{\min}. \end{aligned}$$

Finalmente, esto nos da $Y_{\min}(B) \leq Y \leq Y_{\max}(B)$, como queríamos demostrar. \square

Proposición 2 *Dado B_{\min} , una condición necesaria y suficiente para la existencia de una cuota social mínima $Y_{\min} \geq 0$ que satisfaga las condiciones de la Proposición 1 es*

$$\min_{SSB \in [B_{\min}, B_{\max}]} g_2(\mathcal{R}(SSB)) \geq B_{\min}.$$

En ese caso,

$$Y_{\min}^* = \min_{SSB \in [B_{\min}, B_{\max}]} g_2(\mathcal{R}(SSB)) - B_{\min}$$

es no negativa y para todo $Y_{\min} \in [0, Y_{\min}^*]$ el núcleo de viabilidad es no vacío.

Demostración. La necesidad es evidente, pues

$$\min_{SSB \in [B_{\min}, B_{\max}]} g_2(\mathcal{R}(SSB)) \geq B_{\min} + Y_{\min} \geq B_{\min}$$

. Para la suficiencia, notemos que para toda $SSB \in [B_{\min}, B_{\max}]$, Y_{\min}^* es no negativa y que para $Y_{\min} \in [0, Y_{\min}^*]$ se cumple que

$$Y_{\min} + B_{\min} \leq Y_{\min}^* + B_{\min} = \min_{SSB \in [B_{\min}, B_{\max}]} g_2(\mathcal{R}(SSB)) \leq g_2(\mathcal{R}(SSB)),$$

como queríamos, lo que demuestra la proposición. \square

Lema 3 *Para la dinámica poblacional de la anchoveta peruana, con $B_{\min} = 5\,000\,000$ t, $B_{\max} = 26\,400\,000$ t y $Y_{\min} = 1\,000\,000$ t, g_2 y \mathcal{R} cumplen que*

$$B_{\min} \leq SSB \leq B_{\max} \Rightarrow g_2(\mathcal{R}(SSB)) \geq B_{\min}$$

.

Demostración. La prueba es directa, dados los parámetros que se muestran en la Tabla 4.1. \square

Proposición 4 *El núcleo de viabilidad para la anchoveta peruana, dada la dinámica f (3.12) y el conjunto deseable \mathbb{D} (3.15) es*

$$\mathbb{V}(f, \mathbb{D}) = \left\{ (B_1, B_2, B_3) \in \mathbb{R}^3 \left| \begin{array}{l} B_1 \geq 0, B_2 \geq 0, B_3 \geq 0, \\ 5\,000\,000 \leq B_2 + B_3 \leq 26\,400\,000, \\ 6\,000\,000 \leq 2,098B_1 + 1,311B_2 \end{array} \right. \right\},$$

Demostración. La prueba es inmediata, considerando los parámetros para la dinámica dados en la Tabla 4.1, el Lema 3 y la Proposición 1. \square