



FONDO DE INVESTIGACION PESQUERA

INFORMES TECNICOS FIP

FIP - IT / 94 - 23

INFORME : METODOS DE EVALUACION DE STOCK
FINAL : EN RECURSOS BENTONICOS DE FONDOS
BLANDOS

UNIDAD : INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO,
EJECUTORA DIRECCION ZONAL X Y XI REGIONES

[REDACTED]
CONSEJO DE INVESTIGACION PESQUERA - CIP
Presidente del Consejo: JUAN MANUEL CRUZ SANCHEZ

[REDACTED]
INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO - IFOP
Director Ejecutivo: PABLO ALVAREZ TUZA

JEFE DE PROYECTO:

GABRIEL JEREZ A.

AUTORES:

GABRIEL JEREZ A.
NELSON EHRHARDT
ALBERTO REYES C.

COLABORADORES:

ALEJANDRO ZULETA V.
ADOLFO GONZALEZ E.

RESUMEN EJECUTIVO

Este informe contiene los resultados del análisis de los métodos que se han utilizado en la evaluación de stock de recursos bentónicos de fondos blandos, y que en su mayoría han sido desarrollados para pesquerías ícticas.

Luego de revisar múltiples fuentes bibliográficas y de recopilar la información relevante relativa a la evaluación de stock, se elaboraron fichas técnicas de los distintos modelos, a partir de las cuales se clasificaron los modelos de evaluación de stock conforme a criterios preestablecidos.

El análisis de los modelos, así como las características propias de los recursos bentónicos de fondos blandos, condujeron a seleccionar tres de ellos como los más indicados para ser utilizados en recursos pesqueros de esta naturaleza: modelo Análisis de Cohorte (Jones, 1984), Método de Líneas de Transecta (Burnham *et al.*, 1980) y Spatial (Seijo *et al.*, 1993).

Tomando como referente, y caso de estudio, se estimaron los costos de operación con que estos modelos pueden ser aplicados para las pesquerías de almeja de los géneros tales como: *Venus*, *Protothaca* y *Gari* entre otros.

ÍNDICE GENERAL

	Página
RESUMEN EJECUTIVO	i
ÍNDICE GENERAL	ii
ÍNDICE DE FIGURA Y TABLAS	iv
ÍNDICE DE ANEXOS	v
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	3
3. OBJETIVOS	7
3.1 Objetivo general	7
3.2 Objetivos específicos	7
4. METODOLOGÍA	8
4.1 Recopilación y clasificación de la información	8
4.2 Clasificación y análisis de modelos	9
4.3 Casos de Evaluación de stock a nivel nacional y mundial	12
4.4 Dimensionamiento de costos de operación	12
5. RESULTADOS	15
5.1 Recopilación y clasificación de la información	15
5.2 Clasificación y análisis de los modelos	16
5.2.1 Clasificación sistémicas de los modelos	16
5.2.2 Análisis de los modelos	19
5.3 Casos de evaluaciones de stock de recursos bentónicos de fondos blandos a nivel nacional y mundial	34
5.4 Dimensionamiento de los costos de operación	35

6.	DISCUSIÓN	37
7.	BIBLIOGRAFÍA	41

FIGURA Y TABLAS**ANEXOS**

1. Fichas técnicas de los modelos
2. Estimaciones de los costos de operación

ÍNDICE DE FIGURA Y TABLAS

- Figura 1.** Diagrama de clasificación de modelos de evaluación de stock de recursos bentónicos de fondos blandos.
- Tabla 1.** Resumen de acciones de evaluación de stock de recursos bentónicos de fondos blandos en Chile en los últimos años.
- Tabla 2.** Resumen de casos de evaluación de stock de recursos bentónicos de fondos blandos realizados a nivel mundial.

ÍNDICE DE ANEXOS**ANEXO 1**

FICHAS TÉCNICAS DE MODELOS DE EVALUACIÓN DE STOCK

ANEXO 2

ESTIMACIONES DE COSTO DE OPERACIÓN

1. INTRODUCCIÓN

La necesidad de efectuar evaluaciones de stock de los recursos pesqueros es inherente a la administración pesquera, ya que la aplicación de niveles crecientes de esfuerzo pesquero, en un régimen de manejo de libre acceso, conlleva al agotamiento de los stocks, la subsecuente sobre-explotación de los recursos y la disipación de la renta, de no mediar medidas de administración pesquera que reviertan la situación de deterioro de los recursos pesqueros.

Desde fines del siglo pasado, las grandes pesquerías mundiales de peces han sido objeto de intensos estudios, los que se han centrado en la formulación de modelos destinados a la cuantificación de la biomasa, la determinación del estado de explotación de los recursos y, más recientemente, al establecimiento de proyecciones de la biomasa del stock explotable. Consecuentemente con lo anterior, los modelos y las diversas metodologías estuvieron centradas principalmente en las pesquerías mundiales de recursos ícticos de mayor importancia.

Sólo en las últimas décadas se han centrado esfuerzos orientados a enfrentar problemas similares en pesquerías de otros recursos pesqueros no ícticos, como las pesquerías de crustáceos y de recursos bentónicos, entre otros.

La estimación de la abundancia de los recursos bentónicos presenta notables desafíos metodológicos, debido principalmente a la estrecha relación que presentan los recursos con la distribución del sustrato apto para las diferentes especies, así como las particulares características de agrupación que presentan los individuos que componen un stock. Lo anterior se suma a la complejidad que introduce la dinámica larvaria en los procesos de reclutamiento de nuevos individuos y a las dificultades que suelen presentarse en las estimaciones de edad de los individuos.

Por otra parte, la expansión y el crecimiento que ha experimentado el desarrollo de herramientas computacionales, tanto en hardware como en software, ha impulsado en forma concomitante el desarrollo y diversificación de modelos y metodologías orientadas a la evaluación de stock, propiamente tal, o a la estimación de parámetros poblacionales necesarios para efectuar las evaluaciones. Lo anterior ha estado acompañado por el notable aumento de la capacidad de procesamiento y análisis de datos.

En este contexto, el Fondo de Investigación Pesquera, ha considerado pertinente y relevante destinar esfuerzos para efectuar una recopilación y análisis de los métodos de evaluación de stock de recursos bentónicos que se han utilizado a nivel mundial.

2. ANTECEDENTES

El conjunto de enfoques, metodologías y algoritmos de cálculo utilizados para la estimación cuantitativa de la abundancia en número y la biomasa en peso de un stock, es conocida en un sentido particular, como evaluación de stock, y tiene como finalidad estimar el nivel de explotación actual de un stock y aquel al cual, en el largo plazo, se genera la máxima producción (rendimiento) en peso de una pesquería.

La evaluación de stock es por tanto, una área de la biología pesquera orientada a la cuantificación de la abundancia de los stock, a partir de los parámetros poblacionales que describen la dinámica de las poblaciones de recursos pesqueros, con el fin de conocer el estado de explotación de los stocks a través de indicadores del impacto que ejercen las actividades de pesca sobre el estado de los stocks. Desde este punto de vista, Gulland y Rossenberg (1992), indican que en el proceso de efectuar la evaluación de un stock, es posible distinguir tres fases:

- determinación de los efectos y las repercusiones de la explotación pesquera en la población.
- traducción de esa información cuantitativa en elementos útiles para la formulación de orientaciones estratégicas a largo plazo.
- prestación de asesoramiento táctico, por ejemplo sobre el nivel de la captura total permisible para el año siguiente.

La primera fase en la evaluación del stock propiamente tal, está destinada a detectar los cambios en la abundancia o en la composición del stock, los que son utilizados como una señal de los efectos que está generando la actividad de pesca, para

posteriormente efectuar la evaluación propiamente tal; que en su forma más simple a partir de las curvas de rendimiento por recluta posee dos fases: identificar la curva (o superficie) correspondiente a las características biológicas de la población en estudio y luego localizar en ella el lugar que ocupa actualmente la pesquería. En ambas fases la estimación de la mortalidad natural (M), o la división de la mortalidad total (Z) por ambas mortalidades (natural y por pesca) normalmente constituye el problema más difícil de resolver (Gulland y Rosenberg, 1992).

En este contexto, se define un stock como un grupo discreto de animales, que poseen escaso nivel de mezcla con grupos adyacentes, en que una característica fundamentalmente consiste en que al interior de esta unidad discreta los parámetros poblacionales se mantienen constantes a través del área de distribución del stock, de modo que pueden ser considerados operacionalmente como los parámetros del stock (Sparre *et al.*, 1989).

Gulland (1983), estableció que para el propósito del manejo de pesquerías resulta más apropiada la definición de Unidad de Stock con fines más bien operacionales. De acuerdo a su definición, un grupo de organismos puede ser considerado como un stock si las posibles diferencias dentro del grupo y el intercambio con otros grupos pueden ser ignoradas sin correr riesgos de que los parámetros de los procesos poblacionales más importantes no muestren diferencias significativas.

Desde los primeros avances en la formulación de modelos de evaluación de stock, que se remonta a la última década del siglo pasado, ha habido un progresivo y permanente perfeccionamiento y reformulación de ellos, de modo que han surgido nuevos modelos y nuevas metodologías a partir de los preexistentes, de esta forma existe más bien un proceso continuo de generación de los modelos. Esto otorga complejidad a los intentos por establecer criterios de clasificación de los modelos de evaluación de stock, ya que inevitablemente se debe asumir el desafío de discretizar

un proceso que ha sido más bien continuo. Un buen ejemplo de esto, lo constituye el origen de los métodos denominados "análisis secuencial de poblaciones" y sus diferentes formas actuales ("análisis de población virtual, análisis de cohortes, etc.), cuya derivación proviene del método bioestadístico de Derzhavin (1922), en Ricker, 1975.

Aunque es factible identificar diversas formas de clasificar modelos, es posible distinguir dos grandes grupos de métodos para determinar los cambios en la abundancia de las poblaciones de recursos pesqueros, el primero de ellos es tal vez el más generalizado, consiste en utilizar estadísticas de captura y esfuerzo de pesca, provenientes de muestreos de la actividad comercial, los que son complementados con muestreos biológicos de las capturas, como la composición de especies presentes en las capturas, estructura de talla del desembarque, relación longitud-peso, etc.; además de estudios biológicos específicos destinados a conocer algunos parámetros poblacionales como el crecimiento, la reproducción etc. Este primer grupo de modelos es conocido como Métodos Indirectos de Evaluación.

Un segundo grupo de métodos lo constituyen aquellos destinados a la determinación de la abundancia de recursos pesqueros mediante metodologías que no se basan en datos de captura comercial y esfuerzo de pesca. Este grupo es conocido como Métodos Directos de Evaluación de Stock (Ulltang, 1977).

Los métodos indirectos de evaluación de stock están, por lo general, expuestos a las dificultades que derivan del cambio tecnológico de la flota, que modifica frecuentemente los poderes de pesca de las embarcaciones, sobrepasando la capacidad de actualización de los procedimientos de estandarización. Por otra parte, estos modelos se enfrentan a las dificultades propias del acceso a información fidedigna, oportuna y completa. Sin embargo, pueden llegar a ser de bajo costo de aplicación dependiendo del éxito de las entidades de administración pesquera en

asegurar la calidad de la información que es aportada por las industrias pesqueras, o mediante programas continuos de muestreos dirigidos a pesquerías objetivo, lo que puede permitir la vigilancia permanente del estado de exploración de los stocks.

Los métodos directos de evaluación de stock, en cambio, suelen ser de costos notablemente más elevados, ya que requieren efectuar acciones de evaluación en forma independiente de la actividad de pesca comercial, implicando el uso de una o más embarcaciones y/o aviones, equipos hidroacústicos, buzos, trampas, fotografía submarina etc., elementos que deben ser aplicados en una fracción importante del área de distribución del recurso o de las zonas de pesca a evaluar. Una de las dificultades de estos métodos es la limitada validez de sus resultados en términos de su cobertura espacial, debido a la falta de homogeneidad en las características de los sustratos y las distribuciones de los recursos que se evalúan. Estos métodos generan una estimación instantánea de la abundancia de uno o más recursos pesqueros, por lo que se hace necesario efectuar dos o más de estas evaluaciones para obtener una estimación confiable de la tendencia que muestra un stock a través del tiempo y el espacio.

Independientemente del tipo de modelo que se utilice, la evaluación de stock requiere usar un modelo matemático que permita conocer las variables de estado del stock en cualquier instante de tiempo, mediante la parametrización correspondiente. Dado que la abundancia del stock es una variable que depende de la magnitud de los procesos vitales de ingreso y egreso de biomasa al sistema, normalmente, se parametrizan estos procesos, los que luego se combinarán para determinar la magnitud de la variable abundancia en un tiempo t y $t+1$.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

Clasificar y analizar técnicamente los métodos de evaluación de stock, aplicados tanto a nivel nacional como internacional, en recursos bentónicos que habitan en fondos blandos, con énfasis en bivalvos.

3.2 Objetivos específicos

- Identificar y clasificar en un contexto sistémico, los métodos de evaluación de stock utilizados a nivel nacional e internacional, en la administración de pesquerías que explotan recursos bentónicos de fondos blandos.
- Desarrollar detalladamente las metodologías y requerimientos de información de los diferentes métodos de evaluación identificados en objetivo anterior.
- Estimar los costos de operación asociados a la aplicación de los diferentes métodos de evaluación de stock individualizados en el primer objetivo específico.

4. METODOLOGÍA

La ejecución de este proyecto se ha abordado mediante tres actividades principales:

- Recopilación y clasificación de la información.
- Análisis y clasificación de los modelos
- Casos de evaluaciones de stock a nivel mundial y nacional
- Estimación de los costos de operación.

4.1 Recopilación y clasificación de la información

Esta actividad consistió en una exhaustiva exploración bibliográfica del conjunto de modelos que han sido utilizados, a nivel nacional e internacional, en la evaluación de stock de recursos bentónicos de fondos blandos, principalmente en bivalvos. Esta revisión incluyó documentos impresos, ya sea a la forma de publicaciones periódicas, ocasionales e informes técnicos.

Para obtener la literatura nacional, se recurrió a las revistas nacionales con competencia en el área de pesquerías y biología marina. Se revisaron por una parte las bases de datos de documentos disponibles en la biblioteca del INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, informes y publicaciones disponibles en esta biblioteca y que han sido efectuadas mediante financiamiento proyectos en esta área, por instituciones como CORFO, Subsecretaría de Pesca, Fondo de Gobiernos Regionales y SERPLAC.

También se ha revisado la colección de publicaciones de Informes, Documentos Técnicos y Circulares de FAO, disponibles en Biblioteca del INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO (colección completa). Complementariamente, se ha

consultado el banco de referencia sobre este tema disponible a través de INTERNET.

Además, se efectuó una búsqueda intensiva en la Biblioteca Central de la Universidad de Miami, durante dos semanas, bajo la orientación del Dr. Nelson Ehrhardt, consultor externo del proyecto.

4.2 Clasificación y análisis de modelos

Para el análisis y posterior clasificación de los modelos, se procedió a elaborar las respectivas fichas técnicas de ellos. Para estos efectos, resulta de particular utilidad establecer la distinción entre los trabajos que contienen formulaciones o proposiciones de métodos de evaluación de stock propiamente tal, y aquellos trabajos que contienen aplicaciones de métodos preexistentes y que más bien aportan algún tipo de adaptación a una pesquería en particular. De tal forma se incluyó en la bibliografía consultada básicamente los documentos que contenían :

- Formulación de modelos (o proposición de métodos).
- Aplicación de modelos y,
- Información General sobre el tema (revisiones, análisis comparativos, etc.)

Conforme a la propuesta técnica de este proyecto, la metodología utilizada para la clasificación de los métodos se efectuó utilizando los siguientes criterios:

- Variables de estado que utiliza.
- Datos de entrada.
- Procedimientos de estimación.

Si bien existe una conceptualización global que sustenta la formulación de los modelos de evaluación de stock, lo que podría otorgarles amplia validez y aplicabilidad, es el conjunto de supuestos y restricciones que poseen, lo que reduce la validez de sus aplicaciones en la medida en que se satisfacen (o se cumplen satisfactoriamente) aquellos supuestos en las poblaciones de organismos en que los modelos son aplicados.

En este contexto, el análisis de los modelos identificados previamente, consistió en obtener elementos de juicio apropiados para discriminar en favor de aquellos modelos que poseen mayor aplicabilidad a las pesquerías de recursos bentónicos de fondos blandos.

Los criterios utilizados para esta selección se relacionan con :

- los supuestos centrales del modelo
- requerimientos de los métodos en cuanto a información de entrada (parámetros, variables y escala espacial y temporal mínima necesaria).

Las fichas técnicas mencionadas anteriormente, consisten en un documento de síntesis en que se resumen los aspectos más substanciales de cada modelo y han sido confeccionadas conforme a lo planteado en la propuesta técnica respectiva. El contenido de cada ficha considera lo siguiente:

CONTENIDO DE LAS FICHAS TÉCNICAS

- Número correlativo de la ficha
- Número de clasificación del modelo o método (de acuerdo al esquema de la Fig.1).

A) Aspectos Generales

1. Nombre del Método o Modelo : Se menciona el nombre común del método descrito.
2. Autores : Se indica a los autores principales
3. Citas Bibliográficas : Para facilitar la búsqueda en la literatura se proporciona la cita bibliográfica del método de los autores principales
4. Descripción : En este punto se proporcionan las principales características del método o modelo, con sus correspondientes algoritmos fundamentales.
5. Aplicaciones : Aquí se indica la utilización del método, en particular en recurso bentónicos de fondos blandos, cuando procede.

B) Aspectos Metodológicos

1. Supuestos Generales : Se presentan las principales restricciones del método y los supuestos que sustentan su aplicación.
2. Información de Entrada : Se indican los requerimientos de información (base de datos) y los parámetros de entrada al modelo respectivo.
3. Consideraciones Estadísticas : En este tema se abordan los criterios estadísticos que deben ser tomados en cuenta en la aplicación del método.
4. Fuentes de Error : Se señala el origen y tipo de error más frecuente que puede afectar los resultados de la aplicación del modelo.

C) Productos que generan los Métodos o Modelos

1. Tipo de Resultado que entrega : Se señala el tipo de resultados que proporciona el modelo.
2. Nivel de Incertidumbre del Método o Modelo : Aquí se indica la fuente de incerteza que puede afectar los resultados, por falta de antecedentes o conocimiento del comportamiento de los parámetros y variables de entrada al modelo.

D) Ventajas y Desventajas del Método o Modelo

1. Ventajas : Criterios que aconsejan su uso.
2. Desventajas : Debilidades propias del modelo.

4.3 Casos de Evaluación de stock a nivel nacional y mundial

En este capítulo se presenta una síntesis de trabajos de evaluación de stock realizados a nivel mundial, rescatando los casos mas relevantes o conocidos, y a nivel nacional. Estos últimos, en su mayoría corresponden a trabajos realizados en la zona centro y sur del país, dado que aquella presenta los mayores bancos de recursos bentónicos de fondos blandos.

4.4 Dimensionamiento de los costos de operación

De acuerdo a lo solicitado por las Bases Especiales del proyecto se estiman los costos de operación aproximados, expresados en moneda estándar. dólares americanos, que requiere la implementación de los métodos o modelos. Sin perjuicio de lo anterior, un análisis detallado de los costos de operación para la aplicación de un método de evaluación de stock convencional son estimados a partir de un

ejemplo de caso de estudio. Se utilizan los antecedentes con que cuentan los autores para la pesquería de almeja (*Venus antiqua*) y culengue (*Gari solida*) de la Xª Región.

Para estos fines se valoran los siguientes ítems de costos sobre una base de cálculo de costo mensual por punto de muestreo (centro de desembarque a muestrear), incluyendo los costos de operación en cada caso, expresados en unidades monetarias estándares : dólares americanos (marzo, 1997).

Los ítems considerados para la estimación de costos son los siguientes:

a) Información de entrada a los modelos

- Costos de obtención de datos de captura, esfuerzo y rendimiento de pesca por área de extracción.
 - Obtención de los datos (muestreo en muelle)
 - Generación de archivos (codificación, digitación y validación de archivos)
 - Procesamiento primario de los archivos.

- Costos de datos biológicos: Estructura de talla de las capturas, relación longitud- peso y muestreos poblacionales independientes de la actividad de pesca.
 - Obtención de los datos (muestreo en muelle)
 - Generación de archivos (codificación, digitación y validación de archivos)
 - Procesamiento primario de los archivos.

- Costos de estudios biológicos específicos
 - Reproducción (ciclo de madurez sexual, talla de primera madurez sexual y fecundidad potencial).
 - Edad y crecimiento

b) Parametrización : Análisis de información y estimación de parámetros

- Mortalidad por pesca
- Mortalidad total
- Mortalidad natural
- Talla de Primera Captura
- Talla crítica
- Edad y crecimiento

c) Costos de implementación y aplicación de los modelos

La aplicación de los diferentes modelos implica usar toda o parte de la información itemizada anteriormente, con diferentes niveles de exigencia en la agregación y cobertura en el espacio y en el tiempo.

La adición de costos asociados a la obtención de la información que requieren los modelos, permite obtener una estimación de los costos de operación de los modelos en estudio.

5. RESULTADOS

5.1 Recopilación y clasificación de la información

El espectro de información recopilada permitió registrar un total de 63 publicaciones que fueron revisadas, de las cuales se concentró la atención en aquellas que contenían formulaciones y análisis de modelos y metodologías relacionadas con la evaluación de stock de recursos bentónicos a nivel mundial y nacional. En este sentido, una fracción muy importante del material revisado está asociado con los aportes que han hecho expertos FAO sobre el tema y que sin duda han liderado muchos de los avances relevantes.

El registro bibliográfico de los trabajos consultados en este proyecto, se inicia con el trabajo de Petersen de 1896, en que se registró el primer trabajo que consideramos relevante sobre este tema, ya que mantiene su vigencia y aplicabilidad. Posteriormente, se destaca el caso de la ecuación de captura de Baranov (Ricker, 1975), el cual es la base conceptual y teórica de la mayoría de los actuales métodos o modelos de evaluación de stock. Para consignar este registro, se ha optado por incorporar todas las publicaciones relevantes que han estado disponibles, independientemente del tipo de recurso pesquero (o el tipo de pesquería) al cual está referido, de modo tal que no se ha limitado a los recursos bentónicos de fondos blandos, exclusivamente.

En este registro bibliográfico, se asigna además un número identificador del trabajo que está asociado con la ficha del modelo si corresponde.

A partir de la información reunida, se han elaborado las fichas técnicas correspondientes, las que están contenidas en el Anexo 1. Se incluye un total de 13 fichas que corresponden a igual número de modelos diferentes que representan el

grupo más sustancial de métodos actualmente vigentes y disponibles para efectuar evaluaciones de stock, no sólo en pesquerías bentónicas sino en pesquerías de otros recursos no bentónicos, y que tendrían aplicabilidad en este tipo de recursos.

La información reunida ha permitido identificar los casos más relevantes en que se han efectuado evaluaciones de stock de recursos bentónicos de fondos blandos en nuestro país y que se detalla mas adelante.

5.2 Clasificación y análisis de los modelos

5.2.1 Clasificación sistémica de los modelos

Existe una perspectiva secuencial en la formulación de los modelos y las diferentes metodologías que han sido propuestas, la que es posible apreciar en una aproximación a través del tiempo. Esto es, a partir del año en que los diferentes modelos han sido dados a conocer o en que han sido publicados los trabajos en que fueron planteados. Desde esta perspectiva, el desarrollo y perfeccionamiento de los modelos muestra una aparición secuencial y progresiva, lo que muchas veces tiene asociado un aumento de la complejidad y de la calidad de los resultados que entregan.

En este gradiente de modelos que han sido propuestos, es posible identificar una primera dicotomía en los modelos y distinguir dos grandes grupos a partir de un primer criterio de clasificación, como es el uso de estadísticas de captura. Este criterio permite distinguir los **Métodos Directos de Evaluación de Stock**, que corresponden a aquellos que no se basan en estadísticas de captura para obtener estimaciones de la abundancia de los stock, y que utilizan información que es generada en forma independiente a la actividad de pesca comercial. A su vez, es

posible distinguir dos subcategorías dentro de los métodos directos: **Métodos con pesca** (con extracción de ejemplares) y **Métodos sin pesca**.

El segundo grupo de esta dicotomía consiste en aquellos modelos que se basan en estadísticas de captura para la estimación de la abundancia de los stocks, este grupo de modelos corresponde a los **Métodos Indirectos de Evaluación de Stock**, los que a su vez, también, presentan dos subcategorías, que los separa en **Modelos Globales** (también denominados sintéticos o de producción), de aquellos **Analíticos** (o estructurados). Los modelos globales son particularmente útiles en aquellos casos de escasez de información acerca de la pesquería, ya que utilizan pocos parámetros poblacionales y consideran el stock como una biomasa homogénea, ya que no incorporan por ejemplo, consideraciones acerca de la estructura de edad o de longitudes del stock. Estos modelos usan como dato de entrada, valores de captura por unidad de esfuerzo, provenientes de una serie de tiempo de varios años, y los modelos se basan en el supuesto que la biomasa del stock es proporcional a la captura por unidad de esfuerzo, considerando la invariabilidad del coeficiente de capturabilidad en el tiempo y en el espacio.

Los modelos analíticos en cambio, se basan en una descripción más detallada del stock, y son más exigentes en términos de la cantidad y calidad de la información de entrada que requieren. Consecuentemente, se considera que estos modelos entregan predicciones más realistas acerca del estado de los stocks (Sparre *et al.*, 1989).

En la **Figura 1** se entrega un diagrama de clasificación de los modelos a partir de la información contenida en las fichas técnicas de cada uno de ellos.

La conjunción entre las características biológicas y de la dinámica poblacional de los recursos pesqueros a someter a evaluación, y el conjunto de supuestos y

restricciones que posee cada uno de los modelos, sumado a las características de la base de datos disponible acerca de la pesquería del recurso, constituye la clave en el proceso de análisis y selección del o de los modelos apropiados a utilizar en cada caso.

Actualmente, se tiende con más frecuencia a aplicar a lo menos dos o más métodos de evaluación de los recursos, a lo que se suma la incorporación de procedimientos de calibración de parámetros, con el fin de validar los resultados e incorporar procedimientos de cálculos iterativos que satisfacen una condición de ajuste. De esta forma, se genera una estrategia de complementación de las bondades de diferentes métodos que se utilizan como una batería de estrategias de evaluación de los recursos, abandonando progresivamente las modalidades de utilizar un sólo modelo determinístico en forma independiente del uso alternativo de otros modelos. Esto hace que la clasificación planteada no sea más que una representación simplificada y elemental de la progresión en que los modelos han sido formulados, lo que no guarda relación con la forma imbricada en que se utilizan.

Es posible identificar múltiples criterios de clasificación de los modelos, atendiendo por ejemplo a características matemáticas asociadas a la estructura de los algoritmos de cálculo, los supuestos centrales; genealógicos (identificando precedentes y derivaciones) etc. Sin embargo, consideramos que la simplicidad de la clasificación planteada es vigente y orienta en la identificación de los modelos apropiados a utilizar conforme al tipo de pesquería a evaluar y a la base de datos disponible.

Otro tipo de clasificaciones de los modelos de evaluación, dice relación con sus características matemáticas relevantes. Entre estas clasificaciones se pueden señalar las siguientes:

- Modelos determinísticos v/s estocásticos.
- Modelos parsimoniosos v/s complejos.
- Modelos en el dominio de la frecuencia (talla o edad) v/s en el dominio del tiempo.
- Modelos robustos v/s modelos sensibles.

Estas clasificaciones pueden llevar a reunir, modelos que bajo una clasificación tienden a estar separados y al incorporar un próximo criterio de clasificación, son separados nuevamente. Por ejemplo, varios modelos globales son determinísticos, al igual que los modelos tipo "análisis de cohortes", sin embargo, poseen diferente clasificación de acuerdo al tipo de información que utilizan y a los supuestos en que se sustentan. Lo anterior enfatiza la necesidad de utilizar criterios de clasificación conforme a las características del modelo que se pretende destacar.

5.2.2 Análisis de los modelos

Este capítulo presenta una identificación de los modelos o métodos más relevantes por grupo de clasificación, la cual es profundizada en cada una de las fichas técnicas que se adjuntan en el **Anexo 1**.

La revisión de los diferentes modelos o métodos de evaluación de stock, factibles de aplicar a recursos bentónicos, y en lo posible a los de hábitat de fondos blandos, permitió filtrar aquellos que presentaban propiedades similares y destacar a los mas representativos de los grupos de clasificación (Fig.1). Este filtro constituye la base de construcción de las fichas técnicas presentadas.

A continuación se detalla la clasificación sistémica de los modelos recopilados.

1. MODELOS DE EVALUACIÓN DIRECTA

Dentro de este grupo se presentan dos subtipos:

1.1 MODELOS QUE IMPLICAN CAPTURA

Estos modelos consideración la captura (extracción) de ejemplares y, en general, son destructivos. En este grupo se reconocen, a su vez dos subgrupos particulares:

- 1.1.1 Métodos de Marcaje y Recaptura (**FICHA 1**)
- 1.1.2 Métodos de Captura por Área Barrida (**FICHA 2**)

1.2 MÉTODOS QUE NO IMPLICAN CAPTURA

Dentro de este grupo se destaca sólo un método.

- 1.2.1 Método Hidroacústico (**FICHA 3**)
- 1.2.2 Método de Línea de Transecta (**FICHA 4**)

Por su parte, el segundo gran grupo de métodos o modelos se clasifica en:

2. MODELOS DE EVALUACIÓN INDIRECTA

En general, usan series temporales de datos de captura, esfuerzo pesquero y algunos, estructuras de talla o edad. Al interior de este grupo, se reconocen también, dos subgrupos relevantes:

2.1 MODELOS GLOBALES O SINTÉTICOS

Denominados así, pues no dan cuenta de la estructura en talla o edad del stock y proporcionan un estimación total de la biomasa o abundancia del stock. Se identifican tres subtipos relevantes:

- 2.1.1 Modelos de Producción (**FICHA 5**)
- 2.1.2 Modelos de Éxito de Captura (**FICHA 6**)
- 2.1.3 Modelo de Análisis de Reducción de Stock (**FICHA 7**)

Este último modelo posee algunos atributos de modelos estructurados o analíticos, dado que algunos de sus parámetros de entrada requieren discriminar los grupos de edades o tallas totalmente reclutados al stock de aquellos pre-reclutas.

El otro gran subgrupo de modelos de evaluación indirecta se denomina:

2.2 MODELOS ESTRUCTURADOS O ANALÍTICOS

Estos modelos contemplan, en general, a todos los modelos o métodos que se basan en la conocida ecuación de captura de Baranov. En su interior se reconocen dos subgrupos principales:

2.2.1 Modelos de Análisis de Población Virtual

Dentro de este grupo, destacan cuatro modelos:

2.2.1.1 Modelos de Análisis de Población Virtual (**FICHA 8**)

Este modelo es, quizás, uno de los más usados en la evaluación de stock en el mundo, fue desarrollado por Gulland, 1965.

2.2.1.2 Modelo de Análisis de Cohorte en edad (**FICHA 9**)

Este modelo es una derivación del anterior y contiene una simplificación del cálculo de la tasa de explotación que lo hace fácil de usar.

2.2.1.3 Modelo de Análisis de Cohorte en talla (**FICHA 10**)

Este método se deriva del anterior y permite ser aplicados a cohortes estructuradas en talla.

2.2.1.4 Modelos basados en Curvas de Captura (**FICHA 11**)

Este modelo de evaluación permite estimar la tasa actual de explotación del stock.

2.2.2 Modelos de Rendimiento por Recluta y Rendimiento por Área

Este agrupamiento contiene modelos que evalúan el rendimiento por recluta como efecto de cambios en la mortalidad por pesca. Normalmente se han usados en la administración de pesquerías, dado que permiten conocer y comparar valores de mortalidades por pesca actuales con mortalidades por pesca referenciales (recomendadas). Se identifican tres tipos relevantes:

2.2.2.1 Modelo de Rendimiento por Recluta de Thompson & Bell, 1934 (**FICHA 12**).

2.2.2.2 Modelo de rendimiento por Recluta de Beverton & Holt, 1957 (**FICHA 13**).

2.2.2.3 SPATIAL (**FICHA 14**).

Este corresponde a un conjunto integrado de tres modelos desarrollados especialmente para pesquerías bentónicas o sedentarias.

El análisis de los modelos de evaluación de stock, se ha efectuado teniendo presente las características más relevantes de los stocks de recursos bentónicos que resultan determinantes para identificar los modelos apropiados para este tipo de recursos, ya que no hay ningún método que resulte ser el mejor en todas las

situaciones. El más apropiado dependerá de las características de las poblaciones (o de los stocks), de las pesquerías asociadas a su explotación y de la finalidad u objetivo de administración pesquera que se persiga con la evaluación. Consecuentemente se resumen en forma sucinta los aspectos más relevantes que caracterizan la dinámica poblacional de los recursos bentónicos de fondos blandos y que deben ser tomados en cuenta al momento de aplicar algunos de métodos de manera práctica..

Entre muchos aspectos destacables de la historia de vida de un recurso podemos mencionar los siguientes:

a) Distribución Espacial. Entre los factores más relevantes que determinan la distribución espacial de los recursos bentónicos, tanto en fondos blandos como duros, son :

- Distribución del sustrato apto para los juveniles y adultos.
- Disponibilidad del sustrato apto durante los períodos de asentamiento de nuevos individuos.
- Tasas de mortalidad diferencial y depredación.
- Disponibilidad de alimento para juveniles y adultos.
- Estacionalidad de los eventos de arribo de parches de larvas competentes (patrones de circulación costera).

b) Asentamiento y Reclutamiento de nuevos individuos. En los recursos bentónicos frecuentemente la estrategia reproductiva incluye una larva pelágica, la que suele permanecer 30 o más días en la columna de agua durante su fase de dispersión. Lo anterior otorga alta variabilidad a los procesos de asentamiento y reclutamiento de nuevos organismos a la población.

c) **Crecimiento** : en general muchas especies bentónicas de fondos blandos muestran crecimiento lento, con longevidades que frecuentemente superan los 5 años y en que además, suelen presentarse dificultades serias en la determinación de edad, especialmente en las clases superiores. A lo anterior se suma la alta variabilidad en las tasas de crecimiento que se registran para individuos que pertenecen a una misma clase de talla, lo que genera superposición de modas en los histogramas de frecuencia y dificultades en la asignación de edades.

d) **Reproducción** : Este tipo de recursos bentónicos presentan altas tasas de fecundidad, con períodos prolongados de maduración y desove, aunque con uno o más eventos de desove en cada estación reproductiva, pudiendo presentar desoves totales o parciales, que se concentran en los períodos primavera-verano, y no tienden a prolongarse a lo largo de todo el año, salvo escasas excepciones.

Los factores señalados anteriormente, determinan que los recursos bentónicos de fondos blandos, tiendan en general, a aproximarse a la Clase 4 o el Tipo D planteado por Shepherd *et al.* (1987) y Gulland y Rosenberg (1992), respectivamente. Esto implica, que a partir de las características de los histogramas de frecuencia, es posible identificar elementos orientadores acerca de las metodologías más apropiadas a utilizar con el fin de efectuar una evaluación de stock de recursos pesqueros. Estos criterios permiten identificar los modelos de evaluación de stock, estructurados en talla, como apropiados para ser utilizados en este tipo de recursos, sin descartar los que utilizan estructura de edad.

Modelo 1. Modelo de Análisis de Cohorte estructurados por talla (Jones, 1984 / Schnute, 1987)

Este modelo es apropiado para aquellas pesquerías en que no es posible disponer de composiciones de edad de las capturas. En este caso, las verdaderas cohortes

en edad, son reemplazadas por cohortes en talla. Además, la cohorte se asimila a un vector de abundancia actual estructurado en talla (Pseudo-cohorte). Para esto, es necesario suponer un conjunto de parámetros como constantes, así como la condición de equilibrio del stock. Esto equivale a suponer que el escenario que forman todas las clases de talla capturadas durante un año, equivalen al paso de una cohorte durante su lapso de vida.

El análisis de cohortes en talla, tuvo sus orígenes en la formulación inicial planteada por Jones (1976), y Jones and van Zalinge (1981), el que posteriormente fue revisado por Jones (1984) y Pauly (1984). Este método normalmente es aplicado a pseudo-cohortes en que se supone al stock en condición de equilibrio, por lo que se establece un sistema de parámetros constantes. Para simular una condición de equilibrio, es esencial que los datos provengan de un período de tiempo relativamente largo (a lo menos un año o una serie de varios años). El método supone que los especímenes más grandes son también los más viejos.

Es posible aplicar análisis de cohortes a verdaderas cohortes, pero eso implica que debemos ser capaces de seguir las cohortes en el tiempo, idealmente un número de años próximo a la longevidad de los individuos, sin embargo, en tal caso resulta más apropiado aplicar un análisis basado en edades.

El programa LCOHORT en el programa LFSA (Sparre, 1987a), permite ejecutar el Método de Jones para análisis de cohortes en talla. De igual forma la versión del COMPLETE ELEFAN de Gayanilo *et al.* (1988) contiene las rutinas necesarias para este análisis.

El procedimiento básico consiste en estimar el número de individuos de la población que pertenece a cada uno de los intervalos de talla, y se refiere al número de ejemplares que alcanza el intervalo de tamaño durante el período de tiempo en que

se obtuvo la captura; sin embargo, un individuo puede alcanzar dicho tamaño en cualquier instante del período de tiempo, en que se efectúan las capturas, por esta razón, para estimar el stock presente en el momento en que se realizan las capturas, es necesario calcular el número promedio de animales en el mar en cada intervalo de tamaños, bajo la suposición de equilibrio.

La variable de estado "abundancia media" del stock se obtiene como un promedio del número de sobrevivientes entre intervalos de talla. Así, la abundancia media del stock corresponde a la suma de las abundancias medias por intervalo de talla.

Los estimados de abundancia en número de individuos y los de la tasa instantánea de mortalidad de pesca obtenidas por este método son altamente sensibles al valor inicial de F/Z utilizado en relación con las estimaciones realizadas con los individuos de intervalos de tallas superiores. Para enfrentar esta situación, se han incorporado procedimientos de calibración en el análisis de cohortes por tamaños, mediante el uso de un índice externo de F , el que puede ser obtenido desde las diferencias entre las tasas de mortalidad natural (M) y total (Z). A su vez, la mortalidad total se obtiene de una función linealizada de la relación entre la captura y la talla (Pauly, 1984). Durante el proceso de calibración, la tasa instantánea de mortalidad por pesca del stock, que deriva del análisis de cohortes, se compara con la tasa instantánea de mortalidad por pesca estimada externamente, para lo cual, la primera es ponderada por las abundancias promedio calculadas para cada intervalo de talla. El proceso de calibración consiste por tanto, en reemplazar los valores iniciales de F/Z que se aplica al tamaño más grande hasta que el estimado ponderado de F es igual al externo. Este procedimiento de calibración fue desarrollado específicamente para ser aplicado a pesquerías de invertebrados por Ehrhardt y Legault (1994), y ha sido utilizado para la evaluación indirecta del stock de almeja de la X Región (Jerez *et al.*, 1997).

Cabe agregar que MacCall (1986) introdujo una mejoría en el algoritmo de cálculo de la abundancia en número a la talla, reemplazando el supuesto de que la captura se realiza de manera instantánea a la mitad del período considerado (normalmente 1 año) expresado y disminuyendo la restricción del valor de M con máximo en 0,3. Esta mejoría se introduce en el reemplazo de la expresión $\exp^{(M/2)}$ por $(M/(1-\exp^{(M)}))$, la cual es particularmente conveniente de usar en pesquerías que presentan estacionalidad.

Modelo 2. Método de Línea de Transecta, Burnham *et al.*, 1980

Este método es clasificado como un método de evaluación directa, propiamente tal, y su uso se intensificó en Chile en la última década, aplicado principalmente a las pesquerías de macha (*Mesodesma donacium*) de la zona norte y centro del país (Ariz *et al.*, 1994, 1996; Baros *et al.*, 1995; González, 1995), debido, en parte, al bajo costo de aplicación y, en parte, a la exactitud y precisión de las estimaciones de abundancia que de su aplicación se obtienen.

El método estima la abundancia poblacional, a través de la estimación de la densidad numérica absoluta y el área ocupada por esta población. Para esto, es necesario distribuir en el área de interés un número indefinido de transectas lineales (o alguna de las tres versiones metodológicas: transectas lineales, franjas de transecta e intersectas lineales). En el caso de recursos bentónicos de fondos blandos, como la macha, se ha modificado el método con la aplicación de cuadrantes distribuidos sistemáticamente a lo largo de la línea de transecta, lo cual ha facilitado el muestreo por parte de la flota comercial que opera en esta pesquería.

Tal como se mencionó, los métodos basados en líneas de transectas son métodos particularmente adecuados para estimar la densidad de poblaciones animales sedentarias o sésiles y efectuar muestreos de hábitats. Robotham (1995) sintetiza

estos métodos de manera didáctica y proporciona elementos teóricos y prácticos para su aplicación.

Este método es una técnica utilizada para estimar la abundancia de una población animal en un área dada, la que posteriormente es recorrida por un observador con el propósito de detectar una muestra de los objetos de interés (ejemplares de una especie animal). Una vez detectado el objeto, el observador registra tres medidas: 1) distancia perpendicular a la transecta del i -ésimo objeto detectado, 2) distancia radial del observador al i -ésimo objeto detectado y 3) ángulo radial (visibilidad).

Inicialmente se debe definir una función de detección (g_y), la cual naturalmente, debe decrecer con el aumento de la distancia entre el objeto observado y la línea de transecta, tal que: $g(y) = P$ (probabilidad de detectar un objeto "y") y $g(0) = 1$ (probabilidad de detectar un objeto sobre la línea de transecta). El objetivo del método es determinar la densidad "D" de los objetos en un área "A".

El principal supuesto del método consiste en que la función $g(0) = 1$, esto es, que todos los ejemplares u objetos sobre la línea son observados con probabilidad 1. En particular, no es necesario suponer que los objetos se distribuyen aleatoriamente en el área. Resulta crítico, eso sí, que la línea de transecta se coloque al azar con respecto a la distribución de los objetos, lo cual permite extrapolar las estimaciones a un área mayor. Resumiendo, los principales supuestos del modelo son: 1) Los objetos están distribuidos en el área "A" de acuerdo a un proceso estocástico desconocido. 2) La línea se localiza aleatoriamente en el área. 3) la función de detección " $g(y)$ " es independiente entre objetos. 4) Un objeto no se cuenta más de una vez. 5) Los objetos son inmóviles al momento de detectarlos. 6) la probabilidad de ver un objeto en la línea es 1 y 7) el método supone que todos los objetos son iguales.

La estimación apropiada de la densidad con uso de muestreo en líneas de transecta involucra una mezcla de teoría estadística de muestreo y conocimiento de la población biológica bajo estudio. Burnham *et al*, (1980) resume las siguientes consideraciones: 1) La línea central de la transecta debe estar demarcada, 2) Se debe procurar ver los objetos con probabilidad 1, 3) la línea debe cruzar la mayor porción de la distribución de los objetos en el área de estudio, 4) El observador debe ser entrenado en el avistamiento, 5) Conviene aplicar el método en sectores con $n > 40$ objetos, 6) Se recomienda un muestreo piloto para afinar la estimación posterior, 7) Las líneas de transecta no deben estar correlacionadas con la distribución de los objetos en la población estudiada.

La información de entrada al método de línea de transecta consiste en número de ejemplares observados en la línea de transecta o dentro de cuadrantes a lo largo de esta línea, así como la unidad de superficie "A" en la cual la línea de transecta se ubica. Como resultado, el método proporciona una estimación de la densidad de ejemplares de la población estudiada y la abundancia en número de la misma, a través de la estimación del área cubierta por las líneas de transecta, en función de un ancho definido o no.

Las principales fuentes de error en la estimación de la abundancia a partir de este método están constituidas por defectos en la detección de los objetos en el área de estudio, producto de falta de experiencia del observador (inhabilidad para extraer los ejemplares de la arena, etc.), escasa visibilidad ambiental (turbidez del agua, marejadas, etc.). Así también, la violación del supuesto de inmovilidad de los objetos altera las estimaciones de número de ejemplares y, posteriormente, de la estimación de densidad.

Las principales ventajas del método consisten en que tiene bajos costos de aplicación, es directo, no manipula ni mata a los ejemplares en estudio, no es

destrutivo del hábitat natural estudiado, puede ser utilizado bajo diferentes condiciones ambientales del mar, exceptuando exceso de turbidez presencia de marejadas en la zona de estudio. Una desventaja relativa es que el método requiere de personal especializado y experimentado, que conozca como funciona la población biológica en estudio. No puede ser aplicado a especies muy móviles ni crípticas.

Modelo 3. YAREA, Seijo *et al.*, 1993

Aunque SPATIAL no ha sido aplicado formalmente en la evaluación de stock de recursos bentónicos, creemos que es útil darlo a conocer con mas detalle, pues constituye un gran esfuerzo de investigación en modelamiento, tanto de aspectos biológicos como económicos, en este tipo de pesquerías. Spatial, es un software de simulación desarrollado para modelar la distribución espacio temporal de la intensidad de pesca usando diferentes aproximaciones alternativas. Yarea, es uno de los tres modelos que contiene este software, que introduce unidades de área geográficamente contiguas. El modelo genera un stock virgen por parches estocásticos de distribución de reclutamientos, restringidos por un valor máximo de biomasa espacialmente distribuida en toda el área correspondiente, valor que suministra el usuario. YAREA modela la dinámica espacial de la estructura poblacional, genera valores de intensidad de pesca especialmente distribuidos como una función de valores de captura por unidad de esfuerzo heterogéneos en su distribución en el espacio, que son resultantes de la distribución no homogénea de la estructura poblacional y de coeficientes de capturabilidad para una edad específica.

Los modelos tradicionales de evaluación de stock, emplean un concepto de unidad de stock que no posee una asociación directa de distribución espacial de la biomasa y el esfuerzo de pesca. La utilidad del concepto de unidad de stock se basa ampliamente en los supuestos de pool dinámico. Sin embargo, esto resulta poco válido para especies sedentarias y difícilmente de aplicar cuando está disponible la

información acerca de la distribución espacial por subunidades estadísticas, como ocurre para las especies sedentarias (Caddy 1975, 1983; Seijo *et al.*, 1993).

Los supuestos más realistas acerca de la distribución espacial debieran incluir los siguientes aspectos:

- El reclutamiento ocurre en parches de tamaño y ubicación aleatoria, con la restricción que la biomasa no exceda la biomasa virgen de cada unidad de área.
- La fracción del esfuerzo asignado dentro de cada unidad de área de una zona de pesca, esta determinada tanto por la cantidad de biomasa local por sí sola (que es proporcional a la asignación de esfuerzo), como en combinación con las prácticas de pesca tradicional.

Las predicciones de un modelo basado en estos supuestos difieren significativamente de aquellos que emplean el concepto de unidad de stock.

El comportamiento del modelo es en general el siguiente:

- Bajo asignaciones proporcionales de esfuerzo, el rendimiento global declina más rápidamente con el incremento del esfuerzo por sobre el nivel de rendimiento máximo sostenido, que en modelos basados en el supuesto de pool dinámico.
- Los valores máximos de mortalidad pueden ocurrir más temprano en la vida que lo predicho en las ojivas de selectividad de los artes de pesca, si las clases anuales están independientemente distribuidas y no hay regulación de talla mínima. La varianza de la biomasa por unidad de área es predicha para disminuir con la edad.

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

El modelo supone períodos anuales sucesivos, en los que el reclutamiento es instantáneo y ocurre al inicio de cada año.

Los coeficientes de capturabilidad son estimados para cada cohorte de la estructura poblacional, utilizando selectividades determinadas por longitud y la curva de captura de Baranov.

El esfuerzo pesquero se distribuye en una área compuesta por subunidades de área (grilla) de acuerdo con la distribución espacial de la CPUE resultante de la abundancia relativa de la biomasa y la capturabilidad del recurso en los diferentes lugares de captura.

Este método está formulado para trabajar con una sola especie, en la que el reclutamiento total anual puede ser especificado en una forma determinística o de modo estocástico, con una función general stock-reclutamiento. Dentro de los límites de máxima biomasa especificada, el reclutamiento se adiciona a unidades de área seleccionadas al azar en parches que se extienden abarcando más de una unidad de área. La distribución de densidades resultante en relación con el centro de la unidad de área central, se ajusta aproximadamente a una distribución normal bivariada.

El crecimiento se modela como una proceso de crecimiento von Bertalanffy con la especificación de la edad máxima, la longitud máxima de la especie y los parámetros de curvatura correspondiente.

El modelo no considera factores de migración, dispersión y movimiento, ya que esta formulado esencialmente para poblaciones que no presentan desplazamientos significativos entre unidades de área adyacentes, por lo que el grado de realismo de

los resultados que entrega el modelo dependen de la escala de la unidad de área seleccionada.

5.3 Casos de Evaluaciones de Stock de Recursos Bentónicos de Fondos Blandos a nivel nacional y mundial.

Los antecedentes que se tiene sobre estudios de evaluaciones de stock de recursos bentónicos de fondos blandos en Chile son escasos, lo que indica que no existe un proceso rutinario en relación a la cuantificación de los stock de este tipo de recursos. Lo anterior, puede ser explicado porque en su mayoría, los recursos bentónicos chilenos no están sujetos a medidas de administración pesquera que hagan necesario disponer anualmente de evaluaciones de stock. Una excepción a esta norma la constituye la pesquería del recurso loco, el que está sometido al "Régimen Bentónico de Extracción y Proceso". Sin embargo, es posible encontrar trabajos realizados en algunos recursos de fondos blandos (principalmente bivalvos), tal como se muestra en la **Tabla 1**.

Una gran mayoría de estas evaluaciones han consistido en el uso del modelo de Jones de análisis de cohorte (en su modo de análisis de una pseudo-cohorte). En menor medida se ha recurrido a estimaciones directas de la abundancia, como la aplicación de métodos basados en el uso de cuadrantes. En general, todas las evaluaciones han sido realizadas de manera asistemáticas en el tiempo y en el espacio.

Otros recursos bentónicos chilenos en los que se han efectuado evaluaciones de stock son el recurso loco, erizo y locate, entre los más relevantes, en los que se han utilizado análisis de pseudo-cohortes (Zuleta y Moreno, 1995; Jerez, 1990; Escuela de Ciencias del Mar (UCV), 1996; Andrade *et al.*, 1996).

Se ha considerado conveniente presentar, resumidamente, algunos trabajos a nivel mundial de evaluación de stock, con el objeto de tener un punto de referencia para evaluar los modelos o métodos aplicados en Chile. Estos trabajos se presentan en la **Tabla 2** adjunta. Destaca el número de trabajos centrados en la evaluación de stock de diferentes clases de ostiones, lo que señala la importancia económica que este recurso representa en esos países. Se aprecia, además, que la mayoría de los métodos usados son del tipo Evaluación Directa y con Captura. En Chile, por el contrario, es alta la proporción de métodos de Evaluación indirecta del stock, debido entre otras razones, a que en Chile no se permite el uso de artes de pesca destructivos del sustrato, tales como: dragas, arrastre costero, succión hidráulica u otros.

5.4 Dimensionamiento de los costos de operación

Para los métodos de evaluación de stock, identificados en la sección anterior, es posible estimar los costos de operación teniendo como caso de estudio la pesquería de almeja y culengue de la X Región.

En el **Anexo 2** se señalan los costos de obtención de información (captura, esfuerzo, estructura de talla y longitud peso), se estiman además los costos de estudios biológicos específicos como reproducción, crecimiento y parametrización poblacional.

Conforme a estas estimaciones, un estudio para un recurso, durante un año de monitoreo en un centro de desembarque e incluyendo los estudios biológicos específicos, tiene un costo estimado en US\$ 30,295 (equivalente a 12,5 millones de pesos al cambio oficial en moneda nacional de marzo de 1997), lo que permite obtener la información mínima necesaria para efectuar una evaluación indirecta de

un recurso bentónico. Este costo aumenta progresivamente según se incrementa el número de centros de desembarque a muestrear.

En este contexto, se considera apropiado como primera aproximación, utilizar los costos referenciales indicados en el Anexo 1 para estimar costos de aplicación de modelos de evaluación de stock de recursos bentónicos de fondos blandos en diferentes zonas del país para un número preestablecido de centros de desembarque. Se escapan de esta estimación las regiones XI y XII, en donde los costos de operación en general se incrementan ostensiblemente, en a lo menos un 60%.

A la cifra anterior, se suma los costos directos de la aplicación del modelo seleccionado propiamente tal, lo que posee costos de análisis y elaboración de informe. En el caso del SPATIAL, además existe un costo de adquisición e implementación de software.

6. DISCUSIÓN

La evaluación de stock de un recurso marino constituye un procedimiento no estándar usado ampliamente en los centros de investigación pesquera a nivel mundial. Este procedimiento implica el uso de más de un modelo de la dinámica poblacional y de estimación de la abundancia. Contrasta con este enfoque, el sentido tradicional que se le ha asignado a los modelos de evaluación de stock, los cuales se han utilizado como sinónimo de estimación de abundancia del stock. En este proyecto, consideramos la evaluación de stock como un proceso de cálculo que tiene por objetivo central estimar la abundancia del stock. Acoplado a esta variable de estado (la abundancia del stock) necesariamente deben adjuntarse otras variables importantes (ciclo reproductivo, relación stock-recluta, edad o talla de primera captura, talla crítica, longevidad, etc.), con el fin de tener un panorama completo de estructura y función del stock analizado, tanto en el espacio como en el tiempo. Así, los modelos seleccionados en las fichas del Anexo 1 pueden ser clasificados a su vez como modelos de estimación de abundancia o modelos de evaluación de stock acotados. Entre los primeros se ubican los modelos de Evaluación Directa : Marcaje y recaptura, Área Barrida, Método Hidroacústico, Método de Líneas de Transecta y algunos modelos de Evaluación Indirecta : modelos de Éxito de Captura, Jones (1984), Pope (1972) y Gulland (1965), Entre los segundos se ubica los modelos de Producción, el Análisis de Reducción de Stock, los Métodos de Curvas de Captura, así como los modelos de rendimiento por recluta de Beverton & Holt (1957), Thompson (1992), Thompson & Bell (1934), SPATIAL de Seijo *et al.* (1993).

En este contexto, el proyecto centró su atención en 14 modelos tradicionales de dinámica de poblaciones y estimación de abundancia, los cuales proporcionan estimadores de las variables de estado del stock (abundancia, tasas vitales, estructura, tasas de mortalidad por pesca, etc.). Sin embargo, se consideró en forma

particular tres de estos modelos: el Análisis de cohorte para tallas (Jones, 1984), el Método de Transectas Lineales (DeVries, 1979; Burnham *et al.*, 1980) y el modelo YAREA del programa SPATIAL (Seijo *et al.*, 1993). Estos modelos poseen diferencias substanciales en lo referente a la estructura, los requerimientos de información de entrada, los supuestos asociados y los resultados de su aplicación. La diferencia fundamental radica en que el Análisis de Cohorte no contempla la estructura espacial del stock, mientras que el Método de Transectas Lineales y SPATIAL constituyen modelos que se consideran, particularmente, el patrón de distribución espacial, cuya base de datos es compleja y difícil de obtener. Por su parte, el Análisis de Cohorte y el Método de Transectas Lineales son modelos determinísticos a diferencia de SPATIAL, el cual incorpora un procedimiento de cálculo estocástico del reclutamiento. Por su parte, el Método de Transectas Lineales es una técnica de estimación directa de la abundancia, a diferencia del Análisis de Cohorte y de SPATIAL. Sin embargo, los tres modelos tienen en común los supuestos de: crecimiento individual en base a la función de von Bertalanffy, la no existencia de procesos migratorios (stock cerrado), la tasa de mortalidad natural constante en el tiempo y en el espacio e independiente de la edad de los individuos.

En relación a la clasificación de los modelos de evaluación propuesta, se puede señalar que no es la única posible, y es muy probable que modelos que en la clasificación de globales o analíticos estén separados, queden juntos en otra. En general, los modelos que utilizan datos de captura y esfuerzo tienden a ser modelos de tipo global o sintéticos (modelos de éxito de captura, modelos de producción del stock o modelos de stock-reclutas). Por su parte, los modelos que utilizan la captura estructurada en edades o tallas se asocian a modelos analíticos o estructurales (como los modelos de análisis secuencial de poblaciones). Megrey (1989) efectuó una completa síntesis comparativa de modelos de este último tipo, denominándolos genéricamente como Análisis de stock edad-estructurados ("Age-structured stock analysis").

Otro tipo de modelo que se ha usado ampliamente como un modelo de evaluación de stock es el Análisis de reducción de stock (Kimura & Tagart, 1982). Este es equivalente a un modelo de simulación del comportamiento del stock, del reclutamiento y de las tasas globales de mortalidad por pesca. Requiere como información de entrada un nivel de estimación de la abundancia del stock en estado virgen, así como de un conjunto de parámetros de dinámica poblacional del mismo. Como tal, permite la estimación de abundancia relativa del stock, la cual puede ser calibrada con estimaciones independientes de la abundancia del stock. Además, la información de entrada (capturas y parámetros de crecimiento y peso) debe ser estructurada para la fracción pre-recluta, recluta y stock completamente reclutado. Por tanto, puede decirse que se trata de un modelo mixto (parte global y parte estructurado) que permite simular y proyectar la abundancia del stock en el tiempo.

Tanto los modelos estudiados por Megrey (1989) como el propuesto por Kimura & Tagart (1982) pueden considerarse modelos de evaluación de stock, derivados de los modelos mencionados en la recopilación y, que por tanto no proporcionan nuevos antecedentes teóricos a la discusión. Del mismo modo, el trabajo de Walters (1986) proporciona una excelente síntesis de los diferentes tipos de modelos globales y estructurados que permiten efectuar evaluaciones de stock. Este último autor resume los principales factores o propiedades que los modelos describen en cuanto a : replicabilidad (cuanto el modelo repite el comportamiento del resultado si se repite la información de entrada al mismo); estacionaridad (el efecto de mantención promedio del comportamiento de las variables independiente de las variaciones aleatorias de las mismas); robustez (define el grado de resistencia al cambio de los resultados del ajuste del modelo a cambios imprevistos en las variables subyacentes del mismo), entre otras propiedades.

Cabe señalar que los modelos de evaluación de stock han sido analizados desde la perspectiva económica en un conjunto de modelos denominados genéricamente

como "modelos bioeconómicos", los cuales utilizan información biológica pesquera, la cual es incorporada a modelos que contienen funciones costo beneficio. En este sentido cabe destacar el trabajo de Clark (1976).

En relación a los costos de aplicación de los modelos (obtención de la información base y de los resultados), debe señalarse que se pueden ver sujetos a modificación dependiendo del recurso, tamaño y lejanía de la zona de estudio y nivel de precisión deseado; así como también deberá corregirse, cuando corresponda, el costo de acuerdo al nivel de inflación que se produzca entre esta fecha y la que se establezca para realizar una evaluación de stock.

Finalmente, debemos señalar que es dificultoso encontrar en la literatura científica disponible modelos de evaluación de stock específicos para recursos bentónicos de fondos blandos, por lo que la mayor parte de los modelos aplicados a este tipo de recursos se origina en modelos desarrollados para evaluar stock de peces.

7. BIBLIOGRAFÍA

- ALVERSON, D.L., & W.T. PEREYRA. 1969.** Demersal fish explorations in the northeastern Pacific Ocean - an evaluation of exploratory fishing methods and analytical approaches to stock assessment and yield forecasts. J. Fish. Res. Bd. Can. 26: 1985-2001.
- ANDRADE, C. ; J. GONZÁLEZ; J. OLIVA; V. BAROS; A. OLGUIN; C. LEON y M. ROMERO. 1996.** Estudio del ciclo vital del recurso locote (*Thais chocolata*) en las regiones I a IV. informe final. FIP 94-34. IFOP. 162 p.
- ARIZ, L.; G. JEREZ; E. PEREZ y CH. POTOENJAK. 1994.** Informe Final Proyecto: "Bases para la ordenación y el Desarrollo de las Pesquerías Artesanales del Recurso Macha (*Mesodesma donacium*) en Chile Central". Instituto de Fomento Pesquero - AGCCl. 61 p.
- ARIZ, L.; I. CÉSPEDES; G. JEREZ y H. MIRANDA. 1996.** Análisis e Investigación del recurso macha (*Mesodesma donacium*) en Putu y La Trinchera, VII Región. Informe Final. Instituto de Fomento Pesquero - Intendencia Regional del Maule. VII Región. 84 p.
- BAILEY, N.J.J. 1951.** On estimating the size of mobile populations from recapture data. Biometrika 38: 293-306.
- BAROS, V.; D. CASTELLI y C. PACHECO. 1995.** Evaluación del Banco de Machas (*Mesodesma donacium*) ubicado en Playa Las Machas, Zona de Arica, 1995. I Región. Informe Final Proyecto. 33 P.

- BEVERTON, R. J. H. & S. J. HOLT. 1956.** A review of methods of estimating mortality rates in fish populations, with special reference to sources of bias in catch sampling. Rapp. P. - V. Reun. Cons. Perm. Int. Explor. Mer 140 : 67-83.
- BEVERTON, R.J.H. & S.J. HOLT. 1957.** On the dynamics of exploited fish populations. U.K. Min. Agric. Fish., Fish. Invest. (Ser. 2) 19 : 533 p.
- BRAATEN, D.O. 1969.** Robustness of the DeLury population estimator. J. Fish. Res. Bd. Can. 25: 339-355.
- BUSTOS, E.; M.GUARDA; C.OSORIO; E.LOZADA; I. SOLIS; M. DIAZ y E. VALENZUELA. 1981.** Estudio Biológico-Pesquero del Recurso Almeja en la Bahía de Ancud. Instituto de Fomento Pesquero. 150 p.
- BUSTOS *et al.* 1990.** Informe de avance del Proyecto: "Evaluación del recurso *Tawera gayi* en los principales bancos del recurso en las zonas adyacentes de la Comuna de Ancud."
- BURNHAM, K.; ANDERSON, R. & J. LAAKE. 1980.** Estomation of density from line transect sampling of biological populations. Wildlife Monographs N°72.
- CADDY J. F. 1970.** A method of surveying scallop populations from a submersible. J. Fish. Res. Board Can. 27 : 535 - 549.
- CADDY J. F. 1975.** Spatial model for an exploited shellfish population, and its application to Georges Bank scallops fishery. J. Fish. Res. Board Can. 32 : 1305 - 1328.

- CADDY, J. F. 1983. (ed.), Progresos realizados en la evaluación mundial de cefalópodos. FAO. Doc. Tec. Pesca, (231) : 452 p.
- CADDY, J. F. 1988. A perspective on the population dynamics and assessment of scallop fisheries, with special reference to the sea scallop (*Placopecten magellanicus*) Gmelin, p. 559 - 574. in: Caddy, J. (ed). Marine Invertebrate Fisheries: Their Assessment and Management. New York, John Wiley & Sons Inc., Interscience, 752 p.
- CANALES,C.; F.PONCE y D. RIVAS. 1994. Estado de explotación del recurso almeja y nivel de desarrollo de su pesquería en las regiones X y XI. Informe Técnico Subsecretaría de Pesca.
- CHAPMAN, D.G. 1951. Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological sample censuses. Univ. Calif. Publ. Stat. 1: 131-160.
- CHAPMAN, D.G. 1961. Statistical problems in dynamics of exploited fisheries populations. Proc. Berkeley Symp. Math. Stat. Probab. 4:153-168.
- CHIEN, Y.H & CONDREY, R.E., 1985. A modification of the DeLury method for use when natural mortality is not negligible. Fish. Res.,3: 23-28
- CLARK, C. 1976. Mathematical bioeconomics: the Optimal Management of Renewable Resources. Jhon Willey & Sons, New York. 352 p.

- DEFEO, O. 1993.** The effect of spatial scales in populations dynamics and modelling and sedentary fisheries : The yellow clam **Mesodesma mactroides** of an Uruguayan exposed sandy beach. Thesis (D.S.). CINESTAV. Instituto Politécnico Nacional. Merida. México. 308 p.
- DELURY, D.B. 1947.** On the estimation of biological populations. *Biometrics* 3: 145-167.
- DeVRIES, P. 1979.** Line intersect sampling Statistical Theory, Applications, and Suggestion for extended use in Ecological Inventory. in Cormack, R.; Patil, G. & D. Robson. (eds). *Sampling Biological Populations*. p1-70.
- DICKIE, L. 1955.** Fluctuations in abundance of the giant scallop, **Placopecten magellanicus** (Gmelin), in the Digby Area of the Bay of Fundy. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 12 (6) : 797 - 856.
- EHRHARDT, N. & C. LEGAULT. 1994.** Programas de computación para el cálculo de mortalidades de referencia incluyendo elementos de incerteza. Curso de Evaluación de Stock. INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO/ FONDEF. Valparaíso. Agosto.1994.
- ESCUELA DE CIENCIAS DEL MAR (UCV). 1996.** Síntesis ejecutiva del Informe Final. Programa de Investigación: "Análisis de la pesquería y evaluación del stock del erizo (**Loxechinus albus**), explotado en la región de Magallanes". Documento Técnico Anamar, 3:46 p.
- FOX, W. 1970.** An exponential yield model for optimizing exploited fish populations. *Trans. Am. Fish. Soc.* 99 : 80 - 88.

- GAYANILO Jr, F.C.; M. SORIANO & D. PAULY. 1988.** A draft guide to the Compleat ELEFAN. ICLARM Software 2,65 p
- GONZÁLEZ, J. 1995.** Investigación y manejo de recursos bentónicos en Areas de manejo de pescadores artesanales de la III Región. Proyecto de Investigación. INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO - Gobierno Regional de Atacama. (6): 44-65.
- GULLAND, J.A. 1965.** Estimation of mortality rates. Annex to Artic Fisheries Working Group Report (meeting in Hamburg, January 1965). International Council for the Exploration of the Sea, C.M. 1965, Document 3 (mimeo), Copenhagen.
- GULLAND, J.A., 1983.** Fish stock assessment: a manual of basic methods. Chichester, U.K.; Wiley Interscience, FAO/Wiley series on food and agriculture, Vol 1:223p
- GULLAND, J. A. & A. ROSENBERG. 1992.** Exámen de los métodos que se basan en la talla para evaluar las poblaciones de peces. FAO Documento Técnico de Pesca Nº 323. Roma, FAO. 112 p.
- HUGHES, S. & N. BOURNE. 1981.** Stock assessment and life history of a newly discovered Alaska surf clam (*Spisula polynyma*) resource in the southeastern Bearing Sea. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38 : 1173 - 1181.
- JEREZ, G. 1990.** Inves Evaluación de stock recurso almeja, Bahía Ancud. Informe Final . Proyecto Subsecretaría de Pesca - Instituto de Fomento Pesquero. 49 p + tablas y figuras.

- JEREZ, G.; F. PONCE y D. RIVAS. 1991.** Análisis de la explotación del recurso almeja (*Venus antiqua antiqua* King y Broderip, 1835) en la Bahía de Ancud, Chile. Instituto de Fomento Pesquero 36: 3-16
- JEREZ, G. 1991.** La pesquería del erizo (*Loxechinus albus*) en la X Región. Diagnóstico y evaluación de stock. XI Jornadas de Ciencias del Mar. Chile.
- JEREZ, G.; A. GONZÁLEZ y L. ARIZ. 1997a.** Evaluación indirecta del stock del recurso macha (*Mesodesma donacium*) en las regiones IV y V. Pre-informe Final (en aprobación). Proyecto FIP N° 94-31. 39 p.
- JEREZ, G.; N. EHRHARDT; A. REYES y A. GONZÁLEZ. 1997b.** Evaluación indirecta del stock del recurso almeja (*Venus antiqua*) en la X región. Pre-informe Final (en aprobación). Proyecto FIP N° 94-30. 43 p.
- JONES, R., 1976.** Mesh regulation in the demersal fisheries of the South China Sea area. Manila, Southchina Sea Fisheries Development and Coordinating Programme, SCS/76/WP/34: 75 pp.
- JONES, R., 1984.** Assessing the effects of in exploitation pattern using length composition data (with notes of VPA and cohort analysis). FAO Fish. Tech. Pap., (256) : 118 p.
- JONES, R. & N.P. VAN ZALINGE. 1981.** Estimates of Mortality Rate and Population Size for Shrimp in Kuwait Waters. Kuwait Bull. of Mar. Sci., (2): 273-288.
- KIMURA, D. & J. TAGART. 1982.** Stock reduction analysis, another solution to the catch equations. Can.J.Fish.Aquat. Sci. 39:1467-1472.

- LESLIE, P. H. & D. H. S. DAVIS. 1939.** An attempt to determine the absolute number of rats on a given area. *J. Anim. Ecol.* 8 : 94-113.
- MacCALL, A.D. 1986.** Virtual population analysis (VPA) equations for nonhomogeneous populations, and a family of approximation including improvements on Pope's cohort analysis. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 43: 2406-2409.
- MEGREY, B. 1989.** Review and comparison of age-structured stock assessment models from theoretical and applied points of view. *Am. Fish.Soc. Symposium.* 6: 8-48.
- MOHN, R. & D. RODDICK. 1987.** Research sampling and survey design for sea scallops (*Placopecten magellanicus*) on Georges Bank. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 7 : 117 - 121.
- MONTECINOS, J. 1987.** Cuantificación de un banco de navajuelas, *Tagelus dombeii* (Lamarck, 1818) en la Bahía de Concepción (Chile) por el método de ecoacústica. Informe de práctica profesional para optar al título de Técnico Marino, Sede Talcahuano, Pontificia Universidad Católica de Chile. 70 pp.
- MURAWSKI, S. & F. SERCHUCK. 1989.** Mechanized shellfish harvesting and its management: The offshore clam fishery of the eastern United States. p. 479 - 506. in Caddy, J. (de). 1989. *Marine Invertebrate Fisheries: Their Assessment and Management.* New York, John Wiley & Sons Inc., Interscience, 752 p.

- NICKERSON, R. 1975.** A critical analysis of some razor clam (**Siliqua patula**. Dixon) populations in Alaska. State of Alaska. Dept. Fish. and Games, 294 p.
- PAULY, D. 1984.** Fish population dynamics in tropical waters. A manual for use with programmable calculators. ICLARM Stud. Rev 8:325 p.
- PELLA, J.J. & P.K. TOMLINSON. 1969.** A generalized stock production model. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. 13:419-496.
- PETERSEN, C.G.J. 1896.** The yearly immigration of young plaice into the Limfjord from the German Sea, etc. Rep. Dan. Biol. Sta. 6: 1-48.
- PICCINETTI, C.; A. SIMUNOVIC & S. JUSIC. 1986.** Distribution and abundance of **Chlamys opercularis** (L.) and **Pecten jacobaeus** (L.) in Adriatic Sea. Annex E. (mimeo). p. 99 - 105.
- POPE, J. G. 1972.** An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. Int. Comm. Northwest Atl. Fish. Res. Bull. 9 : 65-74.
- RICKER, W.E. 1975.** Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. Bulletin N° 191, Fisheries Research Board of Canada, Ottawa. 382 pp.
- SCHAEFER, M. B. 1954.** Some aspects of the dynamics of the populations important to the management of commercial marine fisheries. Bull. Inter. Amer. Trop. Tuna Comm. 1 : 27-56.

- SCHAEFER, M. B. 1957.** A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-Am Trop. Tuna Comm. Bull. 2 : 245-285.
- SCHNUTE, J. 1977.** Improved estimates from the Schaefer production model: theoretical considerations. J. Fish. Res. Bd. Can. 34:583-603.
- SCHNUTE, J. 1987.** A general fishery model for a size-structured fish population. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44 : 924-940.
- SEBER, G. 1982.** The estimation of animal abundance. Macmillan Publishing Co. Inc. 2da Edition. 653 p.
- SEIJO, J.C.; J.F. CADDY & J. EUAN 1993.** SPATIAL. Space-time dynamics in marine fisheries - a bio-economic software package for sedentary species. FAO Computerized Information Series (Fisheries). No.6 Rome, FAO. 116p.
- SERCHUK, F.; P. WOOD; J. POSGAY & B. BROWN. 1979.** Assessment and status of sea scallop (*Placopecten magellanicus*) populations off the northeast coast of the United States. Proc. National Shellfisheries Ass. 69: 161 - 191.
- SHEPHERD, J.G. 1987.** Towards a method for short-term forecasting of catch rates based on length- compositions. Iclarm conf.proc., 13:167-176 p.
- SPARRE, P., 1987a.** A method for the estimation of growth, mortality and gear selection/recruitment parameters from length-frequency samples weighted by catch per effort ICLARM Conf.Proc. (13): 75-102.

- SPARRE, P.; E. URSIN & S. VENEMA. 1989.** Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1 - Manual. Fao Fisheries Technical Paper N° 306/1: 337 p.
- SZARZI, N; T. J. QUINN II; D. N. MCBRIDE. 1995.** Assessment of shallow - water clam resource: case study of razor clams, eastern Cook Inlet, Alaska. ICES mar. Sci. Symp. 199: 274 - 286.
- TARIFEÑO, E.; Y. ANDRADE & J. MONTECINOS. 1990.** An echoacoustic method for assessing clam populations on a sandy bottom. Rapp.p. V Reun. Cons. Int. Explor. Mer. 189 : 95 - 100
- THOMPSON, W.F. & F. H. BELL. 1934.** Biological statistics of the Pacific halibut fishery. 2. Effects of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. Rep. Int. Pacific Halibut. Comm. 8 : 49 p.
- THOMPSON, G.G. 1992.** Management advice from a simple dynamic pool model. Fishery Bulletin, U.S. 90: 552-560
- ULLTANG, Ø .1977.** Determinación de la abundancia de las poblaciones por métodos que no se basan en los datos sobre captura comercial y esfuerzo de pesca. FAO. Doc. Tec. Pesca. (176) : 25 p.
- VEGA, R.; J. LEON & N. SALDIVIA. 1989.** Informe Final Proyecto: "Monitoreo preliminar del banco de ostiones de Bahía Coquimbo". Instituto de Fomento Pesquero .16 p .

- VILLANUEVA, S . 1984. Pesca experimental de navajuela (*Tagelus dombeii*) en el litoral de la III Región, Atacama. Estudio Informe Final. SERPLAC III Región. 11 p.
- WALTERS, C. 1986. Adaptive Managment of Renewable Resources. Macmillan Pub. Co. New York, Collier Macmillan Pub., London. 374 p.
- WOLFF, M. 1987. A Modification of Leslie's Method for Population Size Estimates, to Include the Effects of Natural Mortality. In: J. Munro (ed.). ICLARM Fishbyte 5 (2): 16-18.
- ZULETA , A.; P.RUBILAR; C. MORENO y L. VERGARA. 1995. Informe final Proyecto: Evaluación de la Pesquería y del Recurso Loco a Nivel Nacional. Instituto de Fomento Pesquero 169 p.

FIGURA Y TABLAS

Figura 1. Diagrama de clasificación de modelos de evaluación de stock de recursos bentónicos de fondos blandos.

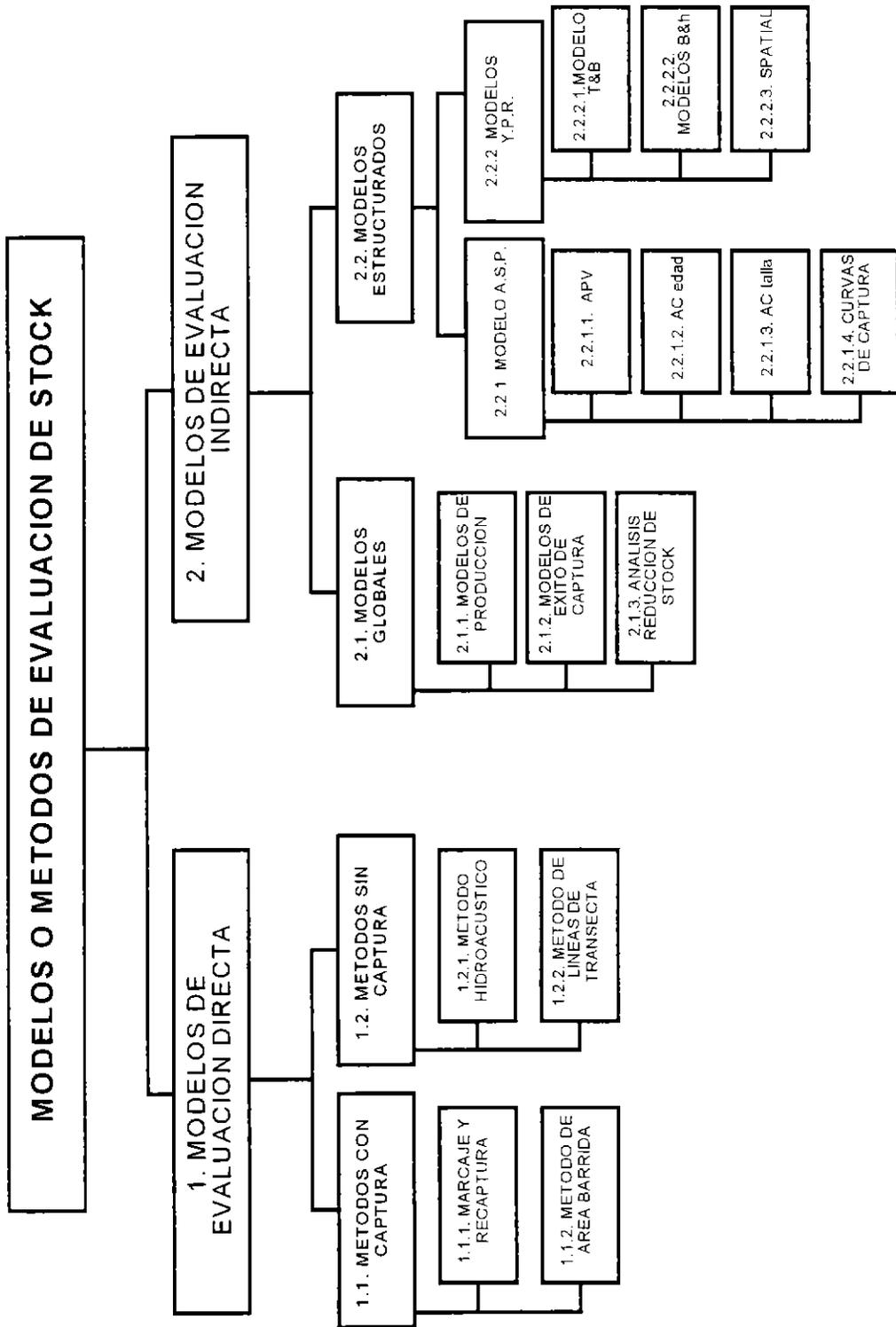


TABLA 1. Resumen de acciones de evaluación de stock de recursos bentónicos de fondos blandos realizados en Chile en los últimos años.

RECURSO	ESPECIE	MODELO	LUGAR	AUTOR
ALMEJA	<i>Venus antiqua</i>	Fox (1970) RpR(ByH, 1957)	X Región	Bustos et al., 1981
ALMEJA	<i>Venus antiqua</i>	Jones (1984)	X Región	Jerez et al., 1991
ALMEJA	<i>Venus antiqua</i>	Jones (1984)	X Región	Canales et al., 1994
ALMEJA	<i>Venus antiqua</i>	Jones (1984)	X Región	Jerez et al., 1997
MACHA	<i>Mesodesma donacium</i>	Jones (1984) Línea Transecta	IV y V Región	Ariz et al., 1994
MACHA	<i>Mesodesma donacium</i>	Línea Transecta	I Región	Baros et al., 1995
MACHA	<i>Mesodesma donacium</i>	Jones (1984) Línea Transecta	VII Región	Ariz et al., 1996
MACHA	<i>Mesodesma donacium</i>	Jones (1984) Línea Transecta	III Región	González, 1995
NAVAJUELA	<i>Tagelus dombeii</i>	Cuadrantes con Dragado Hidráulico	III Región	Villanueva, 1984
NAVAJUELA	<i>Tagelus dombeii</i>	Hidroacústica	VIII Región	Tarifeño et al., 1990
OSTION	<i>Chlamys (Argopecten) purpurata</i>	Cuadrantes	IV Región	Vega et al., 1989
TAWERA	<i>Tawera gayi</i>	Cuadrantes	X Región	Bustos et al., 1990

TABLA 2. Resumen de casos de evaluación de stock de recursos bentónicos de fondos blandos realizados a nivel mundial.

RECURSO	ESPECIE	MODELO	LUGAR	AUTOR
SURF CLAM	<i>Spisula polynyma</i>	Area Barrida con Dragado Hidráulico	USA	Hughes & Bourne, 1981
SURF CLAM	<i>Spisula solidissima</i>	Area Barrida con Dragado Hidráulico	USA	Murawski & Serchuk, 1989
CLAM	<i>varias especies</i>	APV	USA	Szarzi et al., 1995
YELLOW CLAM	<i>Mesodesma mactroides</i>	Area Barrida con cuadrantes	Uruguay	Defeo, 1993
RAZOR CLAM	<i>Siliqua patula</i>	Marcaje y Recaptura	USA	Nickerson, 1975
SCALLOP	<i>Chlamys (Argopecten) purpurata</i>	Método de Exito de Captura	Perú	Wolff, 1987
SCALLOP	<i>Placopecten magellanicus</i>	Método de Area Barrida	Canadá	Dickie, 1955
SCALLOP	<i>Placopecten magellanicus</i>	Método de Area Barrida, APV, B&H, T&B	Canadá	Caddy, 1988
SCALLOP	<i>Placopecten magellanicus</i>	Método de Area Barrida y Fotografía Submarina	Canadá	Caddy, 1970
SCALLOP	<i>Placopecten magellanicus</i>	Método de Area Barrida y Draga	Canadá	Mohn & Roddick, 1987
SCALLOP	<i>Placopecten magellanicus</i>	Método de Area Barrida y Draga	USA	Sherchuk et al., 1979
SCALLOP	<i>Chlamys opercularis, Pecten jacobanus</i>	Método de Area Barrida y Draga	Italia	Piccinetti et al., 1986

ANEXOS

ANEXO 1

Fichas Técnicas de los modelos

FICHA TÉCNICA DE MODELOS DE EVALUACIÓN DE STOCK.

PROYECTO: MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE FONDOS BLANDOS.

A) IDENTIFICACIÓN DEL MÉTODO O MODELO

1. NOMBRE DEL MÉTODO O MODELO: Marcaje y Recaptura
2. AUTORES: PETERSEN (1896);
BAILEY (1951);
CHAPMAN (1951).

3. CITAS BIBLIOGRÁFICAS:

PETERSEN, C.G.J. 1896. The yearly immigration of young plaice into the Limfjord from the German Sea, etc. Rep. Dan. Biol. Sta. 6: 1-48.

BAILEY, N.J.J. 1951. On estimating the size of mobile populations from recapture data. Biometrika 38: 293-306.

CHAPMAN, D.G. 1951. Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological sample censuses. Univ. Calif. Publ. Stat. 1: 131-160.

4. DESCRIPCIÓN:

Estos modelos relacionan las razones de mezcla que experimentan a través del tiempo grupos de organismos marcados y no marcados entre los cuales se mezclan los primeros. Estas razones de mezcla se utilizan para estimar la posible abundancia de los individuos no marcados. Ambos grupos de individuos están sujetos a las mismas tasas de explotación y por lo tanto se pueden establecer las razones de mezcla entre ellos. Todos estos modelos se basan en un solo experimento de marcaje, aun cuando éstos se pueden repetir en cuantas ocasiones se pueda.

El modelo de Petersen se expresa como

$$\frac{m_i}{C_i} = \frac{T_i}{N_i}$$

donde m_i es el número de individuos marcados que se encontraron en una captura C_i , C_i es la captura en números de individuos con y sin marcas obtenidas durante un período de tiempo i , T_i es el número de individuos marcados al comienzo del período de tiempo i , y N_i es la abundancia total de todos los individuos en la población al comienzo del intervalo de tiempo i . Un estimado del tamaño de la población es por tanto

$$N_i = \frac{T_i C_i}{m_i}$$

Se ha demostrado, sin embargo, que este estimador sobrestima el tamaño de una población cuando se utiliza lo que se denomina un censo directo. Censo directo se refiere a que el número de períodos de muestreo i en un experimento es fijo. Mientras que un censo inverso es uno en que el número de recapturas es fijo y el esfuerzo de muestreo continua hasta que se consigue el número de recapturas previsto. Tanto Bailey (1951) como Chapman (1951) proponen modificaciones del modelo de Petersen para producir estimadores insesgados de abundancia.

El modelo de Bailey bajo el método de censo directo está dado por la siguiente ecuación

$$N_i = \frac{T_i(C_i + 1)}{(m_i + 1)}$$

La varianza del estimador de N está dada por

$$Var(N_i) = \frac{T_i^2(C_i + 1)(C_i - m_i)}{(m_i + 1)^2(m_i + 2)}$$

El método de Bailey y de Chapman bajo el método de censo indirecto está dado por la siguiente ecuación

$$N_i = C_i \frac{(T_i + 1)}{m_i} - 1$$

La varianza del estimador de N está dada por

$$Var(N_i) = \frac{(T_i - m_i + 1)(N_i + 1)(N_i - T_i)}{m_i(T_i + 2)}$$

5. APLICACIONES:

Estos modelos son apropiados para marcajes realizados en poblaciones bentónicas de fondos blandos que no están sujetas a procesos significativos de migración (inmigración y/o emigración) y que no exhiben procesos marcados de reclutamiento durante la implementación del experimento. Estos modelos se aplican a estas poblaciones cerradas para estimar su abundancia inicial.

El método de Petersen fue aplicado por Dickie (1955) en evaluaciones de *Placopecten magellanicus* en la Bahía de Fundy.

B) ASPECTOS METODOLOGICOS

1. SUPUESTOS GENERALES:

Se supone que estos métodos se aplican a una unidad de efectivo o población cerrada, donde los cambios en la abundancia en el tiempo se deben sólo a causas de mortalidad sin que exista un efecto del reclutamiento. Se supone también que la capturabilidad y la mortalidad natural de la fracción marcada es la misma que aquella de la población no marcada. Esto significa que los individuos marcados no han sido afectados en su capacidad de supervivencia y capturabilidad por el hecho de haber sido manipulados (capturados, marcados y liberados). Se supone también que los individuos marcados están completamente mezclados con la fracción no marcada de la población o efectivo. Esto último no siempre es factible, especialmente cuando los individuos marcados son artificialmente concentrados en el momento de su liberación. Este efecto va a tender ser mayor entre especies con menor movilidad.

2. INFORMACIÓN DE ENTRADA:

Los métodos requieren de vectores de capturas totales en números por cada período de tiempo i , así como también el número de marcas recuperadas en dichas capturas conjuntamente con el número total de marcas liberadas en el experimento.

3. CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS:

La falta de cumplimiento de algunas de las suposiciones básicas de los modelos puede dar como resultado que las recapturas de individuos marcados no sigan el mismo patrón de mortalidad que aquéllos no marcados. Esto es especialmente importante en pesquerías con explotación intensiva en que los individuos marcados no tienen oportunidad de mezclarse homogéneamente a través de todo el efectivo explotado. De esta forma la información generada inmediatamente después de las liberaciones puede estar sesgada, indicando que existe un retorno mucho mayor de individuos marcados que los que realmente hubieran sido recuperados si se les hubiera dado tiempo para dispersarse en el efectivo.

Se requiere que las capturas se reporten en número de individuos capturados en toda la pesquería o unidad de efectivo sobre la cual se realiza el experimento de marcaje, lo cual implica una capacidad de transformar capturas generalmente dadas en peso a números.

4. FUENTES DE ERROR:

Las estadísticas de captura deben estar dadas en números de individuos desembarcados y el número de individuos recapturados debe ser totalmente contabilizado. Normalmente, las capturas de recursos bentónicos se expresan en peso, por lo tanto, se deberá transformar estas capturas a números mediante información sobre frecuencias de longitud y muestras de información sobre tamaño-peso. Estas muestras bioestadísticas deben ser aleatorias y representativas de los cambios en condición biológica de los individuos a través de las estaciones. Esto tiene especial relevancia cuando se consideran los procesos de maduración y desove, y las épocas de crecimiento lento. Por otro lado, organismos bentónicos de fondos blandos pueden estar sujetos a condiciones ambientales diferenciales entre áreas de explotación y, por lo tanto, tener condiciones de crecimiento también diferenciales. En estos casos, se deberá considerar la necesidad de separar las capturas por zonas de extracción y aplicar la información bioestadística que les corresponda a cada zona en la transformación de peso a números. Lo anterior implica que estos métodos de marcaje deberían implementarse por zonas de extracción y no globalmente a nivel regional para no incurrir en los errores descritos. Por otra parte la recuperación de individuos marcados puede ser sesgada como función del tipo y tamaño de las marcas. De esta forma si las marcas no son fácilmente reconocibles es posible que pasen al total del desembarque sin que sean observados y registradas como tal. Por último, si la calidad y diseño de las marcas permite que éstas se desprendan fácilmente a través del tiempo, entonces se introducirá un error en cuanto a que el número de individuos marcados va disminuyendo artificialmente con el tiempo creando un sesgo de sobrevaluación en los estimadores de abundancia

C) PRODUCTOS QUE GENERAN LOS MÉTODOS O MODELOS

1. TIPO DE RESULTADO QUE ENTREGA:

Estimación de la abundancia en número de individuos durante el período considerado en el experimento de marcaje.

2. NIVEL DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO O MODELO:

Los estimados de abundancia inicial están afectados por las pérdidas iniciales por mortalidad de individuos marcados inmediatamente después de su liberación. De esta forma existe una mortalidad críptica que reduce el número inicial T_i y con ello se crea una sobre estimación de la abundancia. Esta mortalidad inicial críptica es muy incierta y difícil de evaluar. Existe por otro lado la posibilidad que las marcas se caigan de los individuos paulatinamente a través del tiempo y con esta pérdida se reduce la probabilidad de recuperación de los individuos marcados originalmente. Con ello se produce una subestimación de los valores de m_i con lo cual se produce una sobre estimación de la abundancia. Estas pérdidas por desprendimiento pueden tener tasas mayores al comienzo del experimento cuando recién se liberan los individuos marcados, como pérdidas que ocurren continuamente a través de todo el experimento.

Sin embargo, un recurso de incertidumbre mayor, deriva de los efectos desconocidos que se generan en caso de que el experimento sea afectado por un proceso de reclutamiento. Si esto sucede, las capturas (C_i) serán mucho mayores que las esperadas y con ello la abundancia estimada por estos métodos será sobre estimada en relación directa con la intensidad del reclutamiento. Una posible solución en la aplicación de marcajes de organismos bentónicos de fondos blandos sería la de marcar y liberar solamente a aquellos individuos que puedan ser reconocidos como pertenecientes a una edad determinada. Las capturas deberán en este caso ser separadas por edades según claves de edad-tamaño y las abundancias serían estimadas para los diferentes grupos de edad marcadas.

D) VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL MÉTODO O MODELO

1. VENTAJAS:

La ventaja principal de estos modelos consiste en que generan información importante sobre el proceso de captura y sobre los niveles de abundancia del efectivo. En casos de marcajes más sofisticados y con otros propósitos, es posible estimar el crecimiento, las mortalidades de pesca y naturales, así como las tasas de pérdidas de marcas.

2. DESVENTAJAS:

La desventaja de los métodos radica en su carácter restringido a efectivos localizados en ciertas zonas de extracción. Al mismo tiempo se requiere de inversiones substanciales para la realización del marcaje y después para mantener un sistema de recuperación de las marcas en las capturas que sea consistente con los niveles temporales y espaciales del esfuerzo de pesca desarrollado en la pesquería.

El marcaje de especies bentónicas de fondos blandos es físicamente realizable sin mayores problemas técnicos. Sin embargo, las características de las marcas no siempre facilitan su visualización una vez que ha transcurrido algún tiempo en el agua. En estas especies, con excepción del ostión, las tasas de mezcla de los individuos marcados con los no marcados es extremadamente lenta por la baja movilidad de los individuos. De esta manera los experimentos de marcaje requerirán de un diseño experimental de liberación, el cual permita una distribución natural de los individuos liberados dentro de una región.

FICHA TÉCNICA DE MODELOS DE EVALUACIÓN DE STOCK.

PROYECTO: MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE FONDOS BLANDOS.

A) IDENTIFICACIÓN DEL MÉTODO O MODELO

1. NOMBRE DEL MÉTODO O MODELO: Abundancia Basada en Capturas por Área Barrida
2. AUTORES: ALVERSON y PEREYRA (1969);
3. CITAS BIBLIOGRÁFICAS:
ALVERSON, D.L., & W.T. PEREYRA. 1969. Demersal fish explorations in the northeastern Pacific Ocean - an evaluation of exploratory fishing methods and analytical approaches to stock assessment and yield forecasts. J. Fish. Res. Bd. Can. 26: 1985-2001.
4. DESCRIPCIÓN:
Este modelo relaciona la abundancia promedio obtenida en una área conocida (el área barrida con un sistema de pesca) con la abundancia latente (standing stock) que existe en el área total explorada y en el momento de llevar a cabo la prospección. El método de área barrida de Alverson y Pereyra estima la abundancia de la biomasa latente explotable total de un recurso según la relación

$$P_w = \frac{1}{c} \sum_{i=1}^N \frac{(CPUE_i)(A_i)}{a_i}$$

donde P_w es la abundancia latente total en peso en el área explorada. c es un coeficiente relacionado con la eficiencia de captura del sistema de pesca relativo a una especie determinada y por lo tanto es un coeficiente de vulnerabilidad de cada especie al sistema de pesca empleado. a_i es el área promedio barrida sobre el fondo por el sistema de pesca utilizado en un estrato de muestreo i . A_i es el área total del estrato i , $CPUE_i$ es la captura por unidad de esfuerzo promedio estándar en el estrato i , N es el número total de estratos en el área explorada.

La $CPUE_i$ promedio de un estrato i se calcula de la forma estándar con que se estima un promedio aritmético considerando todas las cpue de cada área barrida dentro del estrato dividido por el número de áreas barridas realizadas en el estrato. La varianza de la CPUE promedio ($Var(CPUE)$) también se estima de la forma estándar de una varianza de un promedio aritmético. Con un estimador de $Var(CPUE)$ es posible calcular una varianza para la biomasa latente P_{wi} dentro de cada estrato i de la forma siguiente

$$VarP_{wi} = \frac{1}{n_i} \left(\frac{A_i}{a_i} \right)^2 \frac{1}{c^2} (VarCPUE_i)$$

El intervalo de confianza dentro del cual puede variar el estimado de biomasa latente en cada estrato i , está dado por:

$$P_{wi} \pm t_{0,80(n-1)} \sqrt{\text{Var } P_{wi}}$$

donde t corresponde a valores tabulados de la distribución de Student con un nivel de significancia del 20% y $(n-1)$ grados de libertad.

El intervalo de confianza del estimado de biomasa latente total, P_w , se encuentra simplemente mediante la suma de los límites inferiores de todos los intervalos de confianza de todos los estratos y de los límites superiores de todos los intervalos de confianza de todos los estratos.

5. APLICACIONES:

Este modelo puede ser utilizado para evaluar la abundancia latente de poblaciones de especies bentónicas de fondos blandos, las cuales pueden ser capturadas con rastras, redes de arrastre de fondo o cualquier otro sistema de captura que retenga las especies que se encuentran en un área medible. El método requiere que las especies no estén sujetas a procesos significativos de migración (inmigración y/o emigración) durante el período de prospección.

El método de Alverson y Pereyra ha sido aplicado por Hughes y Bourne (1981) para evaluar la abundancia de *Spisula polynyma* en una región del sudeste del Mar del Bering. Por Piccinetti et al. (1986) para evaluar la distribución y abundancia de *Pecten jacobaeus* y *Chlamys opercularis* en el Mar Adriático. Por Robert y Jamieson (1986) en evaluaciones experimentales de *Placopecten magellanicus* en Georges Bank.

B) ASPECTOS METODOLOGICOS

1. SUPUESTOS GENERALES:

Una suposición fundamental en este método es que la CPUE es un índice relativo de la abundancia promedio disponible al sistema de pesca empleado en las exploraciones. Esto implica que la capturabilidad a través de todas las exploraciones deba mantenerse constante, de esta forma se requiere que los individuos en el efectivo tengan una misma probabilidad de ser capturados, o en su defecto que el esfuerzo de pesca esté distribuido al azar sobre el recurso. Puesto que los recursos bentónicos de fondos blandos presentan marcadas concentraciones de abundancia, entonces el esfuerzo de muestreo debe ser necesariamente aleatorio sobre las abundancias espaciales.

Estas suposiciones pueden sostenerse de una manera estadísticamente mas adecuada, si es que se realizan estratificaciones con fundamentos relacionados a las densidades espaciales del mismo recurso.

Otro supuesto importante en la formulación de la abundancia latente tiene relación con el factor de expansión (A/a) dentro de un estrato i , el cual requiere que la abundancia del recurso dentro de un estrato sea homogénea. Esta condición dependerá en gran medida de la habilidad de diseñar los estratos correspondientes a las diferentes densidades poblacionales de un recurso.

2. INFORMACIÓN DE ENTRADA:

El método requiere de capturas en peso (o en números) por áreas barridas estándares que han sido prospectadas con sistemas de pesca que permitan la cuantificación de dichas áreas. Las áreas estándares se miden por la longitud navegada a una velocidad determina en un tiempo determinado veces el ancho efectivo de captura o barrido del sistema de pesca. Mediante el uso de posicionadores por satélite es posible determinar la longitud del área barrida con bastante exactitud con lo cual el área barrida puede determinarse expeditamente si es que se conoce el ancho efectivo del arte de pesca. Se requiere información sobre la localización geográfica media de cada estación de barrido para con esto lograr determinar las CPUE promedio correspondiente a los estratos y las definiciones de las áreas totales de distribución del efectivo investigado.

3. CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS:

El método requiere de muestreos aleatorios con estratificaciones correspondientes a áreas en que se espera que la densidad poblacional (y por tanto la abundancia) sea homogénea. Estas estratificaciones son importantes para

controlar la varianza de los estimadores de la abundancia. En las pesquerías que se ha utilizado este modelo, especialmente en Georges Bank, se ha adoptado por estratificaciones *a priori* basadas en información sobre la CPUE observada en la pesquería (EE.UU.) o la designación de estratos de CPUE comerciales mediante el trazado de isopletras que definen regiones con niveles de CPUE más homogéneos (Canadá) (Robert y Jamieson 1986; Mohn et al. 1987). También se han realizado post estratificaciones basándose en los resultados de CPUE correspondientes a áreas barridas aleatoriamente durante las exploraciones (Canadá) (Robert y Jamieson 1986).

Es importante hacer notar que en la actualidad es posible realizar re-muestreos en computadoras (bootstrapping) de las estaciones de muestreo realizadas durante las exploraciones y utilizar ese proceso para reconstruir isolíneas de abundancia relativa (CPUE) que pueden utilizarse para la determinación de los valores de CPUE promedio requerido por el modelo y al mismo tiempo determinar una varianza para el área A del estrato. Con ello se pueden estimar muchos valores de abundancia latente para áreas post estratificadas y totales del efectivo. Con estos valores estimados de abundancia es posible calcular una varianza de la abundancia latente directamente de las muestras bootstrap.

4. FUENTES DE ERROR:

Las estadísticas de CPUE de la pesquería que se utilizan en las definiciones de los estratos deben ser lo menos sesgada posible en términos de la localización espacial de las CPUE comerciales, ya que de otra forma los estratos serán delimitados erróneamente y la asignación de los sitios que deberán ser muestreados podrían resultar en un diseño experimental no balanceado. La principal fuente de error, sin embargo, está en la determinación de la capturabilidad de los individuos en cada área barrida. Esto es, si por cuestiones del comportamiento del sistema de pesca, de las características del fondo, o de la densidad del recurso, el sistema de pesca ejerce una capturabilidad diferencial entre lances, entonces esta situación influenciará la CPUE resultante durante el experimento.

Las estadísticas de esfuerzo (área barrida) del experimento deben ser correctamente estandarizadas para cada estación de muestreo. Estos errores se minimizan si es que las definiciones de áreas se realizan mediante el uso de posicionadores satelitales que midan una distancia pre establecida para realizar el barrido. Si dicha distancia se mide en base al tiempo y velocidad de barrido, entonces se pueden introducir errores relativos al viento y corrientes que puedan afectar a la embarcación que realiza el barrido.

C) PRODUCTOS QUE GENERA EL MÉTODO

1. TIPO DE RESULTADO QUE ENTREGA:

Abundancia latente de un efectivo explotado. Esta abundancia puede estar dada en números (si es que la CPUE se mide en números) o en peso (si es que la CPUE se mide en peso). Puesto que las abundancias latentes se pueden estimar ya sea por clases de longitud o edad, si es que esta información también se colecta durante los barridos, entonces es posible determinar la mortalidad total de los grupos de tamaño o edades en la población explotada.

2. NIVEL DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO O MODELO:

El nivel de incertidumbre de los valores de las abundancias latentes estimadas por este método tiene relación directa con la habilidad de diseñar apropiadamente las estratificaciones adoptadas. Si las estratificaciones fueron mal establecidas con referencia a la distribución espacio-temporal aglomerada de los recursos bentónicos de fondos blandos en el momento del muestreo, entonces las varianzas de los estimadores serán muy grandes y con ello la incertidumbre de los estimadores (intervalos de confianza muy amplios). En general, sin embargo, cualquier nivel de estratificación dará como resultado varianzas de los estimadores de abundancia que son más apropiadas que aquellas obtenidas si no se realizara estratificación alguna. Mientras más contagiosa sea la distribución de las abundancias de un recurso bentónico sobre un área de explotación, mayor es la necesidad de contar con estratificaciones espaciales que contribuyan al control de la varianza de los estimadores de abundancia.

D) VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL MÉTODO O MODELO MODELO

1. VENTAJAS:

La ventaja principal de este método es que se logra rápidamente una visión sinóptica de la abundancia espacial de un recurso. Por otro lado permite entender posibles relaciones entre las abundancias estimadas espacialmente y ciertas condiciones del hábitat y del medio ambiente en que habita la especie en cuestión. Permite determinar los rendimientos comerciales que puede generar un recurso y al mismo tiempo permite la cuantificación de mortalidad que está afectando a la población en el momento de la evaluación.

2. DESVENTAJAS:

La desventaja del método radica en que es costoso por la necesidad de embarcaciones y equipos de captura, además del personal técnico y científico que requieren las colecciones de datos y sus análisis. El método genera solamente un estimado de abundancia latente que corresponde a una situación puntual en el tiempo y espacio. Con ello el método no genera información que permita elucidar cuestiones dinámico poblacionales sobre el estado de explotación de un recurso. Esto podría ser solucionado en parte si es que las evaluaciones se realizaran en varias ocasiones a través de cada año. Esto, sin embargo, tiene relación directa con las capacidades económicas de realizar estas evaluaciones de forma consistente y a largo plazo.

FICHA TÉCNICA DE MODELOS DE EVALUACIÓN DE STOCK.

PROYECTO: MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE FONDOS BLANDOS.

A) IDENTIFICACIÓN DEL MÉTODO O MODELO

1. NOMBRE CLASIFICATORIO : Método Hidroacústico
2. AUTORES : MONTECINOS (1987); TARIFEÑO et al. (1990).

3. CITAS BIBLIOGRÁFICAS:

TARIFEÑO, E.; Y. ANDRADE & J. MONTECINOS. 1990. An echo-acoustic method for assessing clam populations on a sandy bottom. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer. 189: 95-100.
MONTECINOS, J. 1987. Cuantificación de un banco de navajuelas. *Tagelus dombeii* (Lamarck, 1818) en la Bahía de Concepción (Chile) por el método de ecoacústica. Informe de práctica profesional para optar al título de Técnico Marino. Sede Talcahuano, Pontificia Universidad Católica de Chile. 70 pp.

4. DESCRIPCIÓN:

El método consiste en relacionar cuantitativamente la densidad del recurso (número de individuos por unidad de área) con la densidad de ecotrazos (número de trazos verticales por cm de papel) en el ecograma, contados bajo amplificación óptica. Estos ecotrazos se leen en la formación de un eco secundario en el ecograma, lo cual se expresa físicamente por la presencia de una "línea gris" (denominada "pseudodynaline"), cuya anchura se relaciona con la mayor o menor densidad del recurso en el sustrato analizado. Esta relación se establece a través una regresión lineal descrita por:

$$d_j = a + (b * d_E)$$

donde, d_E es la densidad de ecotrazos (trazos por cm^2) y d_j es la densidad del recurso en el banco prospectado (individuos por unidad de área), a y b son los parámetros de la regresión.

La abundancia del recurso (N_j) en el área prospectada se calcula de:

$$N_j = A_j d_j$$

y en el área total de:

$$N_t = \sum_{j=1}^n N_j$$

Esta función representa una curva de calibración construida a partir de datos obtenidos directamente del banco estudiado. Para la obtención de los ecogramas se utiliza un ecosonda portable (el cual debe poseer una alta precisión en la función de ganancia, un oscilador de 70Hz y una duración de pulso de 0,6 ms. El transductor debe tener una equivalencia de área de $16 cm^2$). Este aparato debe ser colocado a bordo de una embarcación, la cual deberá barrer el área aq una velocidad no superior a los 2 nudos. Es factible encontrar numerosos trabajos que utilizan métodos hidroacústicos aplicados a recursos ícticos, así como manuales de uso de técnicas acústicas (Saville, 1977), sin embargo su aplicabilidad a recursos bentónicas esta en una etapa muy preliminar, con un potencial desarrollo a futuro.

5. APLICACIONES:

Las aplicaciones del método son escasas a nivel mundial para recursos bentónicos, debido probablemente al alto costo del equipamiento y a la necesidad de contar con especialistas hidroacústicos para la interpretación de los ecogramas. En Chile, dos autores (Montecinos (1987) y Tarifeño et al. (1990)) usaron este método para estimar la abundancia del recurso navajuela (*Tagelus dombeii*) en bancos de la Bahía de Concepción. Estos autores desarrollaron este método de manera ad hoc para este recurso y su hábitat.

B) ASPECTOS METODOLOGICOS

1. SUPUESTOS GENERALES:

La principal suposición del método consiste en que los bivalvos presentes en sustrato blando (arena, fango, etc.) producen un cambio en las propiedades de reflexión de ondas acústicas disparadas verticalmente sobre este sustrato. Así, las diferencias existentes en las propiedades de reflexión del fondo conteniendo bivalvos, se producen debido a que estos poseen diferente densidad acústica que el sedimento sin ejemplares. Estas diferencias deberían ser observadas en la señal recibida por el ecosonda.

2. INFORMACIÓN DE ENTRADA:

Para efectos de utilizar el método ecoacústico, se debe construir una curva de calibración que relacione la densidad de ecotrazos versus la densidad del recurso en el área estudiada. Para esto se requiere efectuar un muestreo de densidad poblacional (utilizando un método de muestreo diseñado estadísticamente). La densidad de ecotrazos se obtiene de la aplicación de registros ecoacústicos en el área de estudio.

3. CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS: El método requiere aplicar un diseño de muestreo de la densidad paralelo al registro hidroacústico, debido a la necesidad de contar con muestras de densidad (individuos / m²), las cuales permiten, posteriormente, construir una curva de calibración.

4. FUENTES DE ERROR:

Una de las principales fuentes de error en la estimación de la abundancia lo constituye el construir una curva de calibración deficiente, que no refleje exactamente la relación existente entre la intensidad del pulso del ecograma y la densidad del recurso. Además, de los errores propios de aplicación del ecosonda en condiciones estándar, cabe la posibilidad de encontrar algún grado de sobreposición o mezcla con otras especies de fondos blandos.

C) PRODUCTOS QUE GENERAN LOS MÉTODOS O MODELOS

1. TIPO DE RESULTADO QUE ENTREGA: Proporciona ecogramas de los fondos blandos ocupados por almejas, las cuales quedan presentadas por la formación de un eco secundario particular. La presencia de otro tipo de recurso no produce el mismo efecto reflexivo en el ecograma registrado. En términos específicos, la señal registrada proporciona el número de ecotrazos por centímetro de ecograma. El grado de correlación entre la densidad de ecotrazos y densidad de almejas permite construir la curva de calibración que se utiliza posteriormente en la estimación de la abundancia total del área muestreada. Además, es factible obtener información sobre la distribución del recurso, batimetría del área y distribución de los sedimentos de los fondos muestreados.

2. NIVEL DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO O MODELO:

Una fuente importante de incertidumbre se genera en la posibilidad de que los bivalvos presentes en el área estudiada se encuentren a profundidades mayores a los 20 cm. También este punto puede constituir una fuente de error. Además, el método por sí sólo no permite discriminar los tamaños de los bivalvos contenidos en el sustrato analizado, con lo cual disminuye la certeza del tamaño de la población en términos de número de ejemplares.

D) VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL MÉTODO O MODELO

1. VENTAJAS:

La principal ventaja del método es que permite registrar información de presencia, y posteriormente, abundancia de recursos bentónicos de fondos blandos en amplias áreas submareales de manera relativamente rápida. Permiten la estimación de abundancia de un recurso sin necesidad de perturbar el hábitat del mismo, dado que no requiere extraer sustrato para dichos fines (excepto por las muestras para efectos de calibración). También facilita la obtención de información de sustratos de batimetría profunda, donde las muestras para calibración pueden ser tomadas mecánicamente con dragas u otro sistema no manual.

2. DESVENTAJAS:

Una desventaja del método consiste en la necesidad de utilizar profesionales especialistas y equipos sofisticado (y por ende costoso), no siempre al alcance de los presupuestos normales para el estudio de la abundancia de recursos bentónicos. A esto se agrega la posibilidad de aparición de bancos compuestos por mezclas de recursos, lo cual dificulta la construcción de las curvas de calibración requeridas para la estimación monoespecífica del recurso. Eventualmente, el estado del mar puede afectar o alterar el registro del ecosonda, por lo cual se podría restringir el período de estudio y con ello, el costo del mismo.

FICHA TÉCNICA DE MODELOS DE EVALUACIÓN DE STOCK.

PROYECTO: MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE FONDOS BLANDOS.

A) IDENTIFICACIÓN DEL MÉTODO O MODELO

1. NOMBRE CLASIFICATORIO : Método de Líneas de Transecta
2. AUTORES : DeVRIES (1979)
BURNHAM et al. (1980)
SEBER (1982).

3. CITAS BIBLIOGRÁFICAS:

DeVRIES, P. 1979. Line intersect sampling Statistical Theory, Applications, and Suggestion for extended use in Ecological Inventory. in Cormack, R.; Patil, G. & D. Robson. (eds). Sampling Biological Populations. p1-70.

BURNHAM, K.; ANDERSON, R. & J. LAAKE. 1980. Estomation of density from line transect sampling of biological populations. Wildlife Monographs N°72.

SEBER, G. 1982. The estimation of animal abundance. Macmillan Publishing Co. Inc. 2da Edition. 653 p.

4. DESCRIPCIÓN:

Los métodos basados en líneas de transectas, son básicamente de tres tipos: muestreos por franjas de transectas, muestreo por transectas lineales y muestreo por intersecciones lineales. Son métodos particularmente adecuados para estimar la densidad de poblaciones animales sedentarias o sésiles y efectuar muestreos de hábitats. Robotham (1995) sintetiza estos métodos de manera didáctica y proporciona elementos teóricos y prácticos para su aplicación. Recientemente, ha aumentado su aplicación a problemas de pesquerías. Nos referiremos, en particular, al método de muestreo por transectas lineales.

Este método es una técnica utilizada para estimar la abundancia de una población animal en un área dada, la que posteriormente es recorrida por el observador con el propósito de detectar una muestra de los objetos de interés. Una vez detectado el objeto, el observador registra tres medidas:

- Y_i = distancia perpendicular a la transecta del i -ésimo objeto detectado
- r_i = distancia radial del observador al i -ésimo objeto detectado
- θ_i = ángulo radial (visibilidad)

En la práctica, es raro que las tres medidas sean registradas en forma simultánea, normalmente, la distancia perpendicular " Y_i " o la distancia radial " r_i " con el ángulo θ_i son registrados, ya que:

$$Y_i = r_i * \text{sen}\theta_i$$

Sin embargo, es conveniente registrar las tres mediciones para verificar las estimaciones.

Inicialmente se debe definir una función de detección (g_y), la cual naturalmente, debe decrecer con el aumento de la distancia entre el objeto observado y la línea de transecta, tal que:

$$g_{(y)} = P(\text{probabilidad de detectar un objeto } y) \text{ y}$$

$$g_{(0)} = 1 (\text{probabilidad de detectar un objeto sobre la línea de transecta})$$

El objetivo del método es determinar la densidad "D" de los objetos en un área "A". inicialmente, parte suponiendo que alrededor de la línea de transecta hay una franja de ancho infinito "W" = ∞. Luego, supongamos que (g_y) representa la probabilidad de detectar un objeto a una distancia perpendicular "Y", La probabilidad no condicional de detectar un punto en la franja es:

$$P_w = \frac{1}{w} \int_0^w g(y) dy$$

El área de búsqueda de un objeto es:

$$A = 2 W L$$

donde:

- A = área de búsqueda del objeto
- W = ancho de la franja al rededor de la línea de transecta
- L = longitud de la línea de transecta

El número espera de objetos detectados es:

$$E(n) = D A P_w = D 2 W L P_w$$

donde:

- D = número de objetos detectados
- P_w = probabilidad de detectar un objeto

Ahora bien. si se define la cantidad :

$$\mu_w = P_w W$$

Así. el número esperado será:

$$E(n) = D 2 L \mu_w$$

donde hay sólo dos parámetros: D y μ_w

Correspondiente a los n objetos detectados hay "y_i" distancias perpendiculares. La función de densidad de probabilidad marginal para cualquier distancia "y" es:

$$f(y) = \frac{g(y)}{\mu_w}$$

Si se supone que los objetos sobre la línea se ven con certeza, luego g(0)=1, y f(0)= 1/(μ_w). Con esto se obtiene que :

$$D_j = \frac{E(n) f(0)}{A}$$

donde:

- D_j = densidad de objetos en el área A.

De aquí, la densidad media en toda el área de estudio será:

$$\hat{D} p = \frac{1}{A} \sum_{j=1}^A \hat{D} j$$

con estimador de varianza igual a:

$$\hat{V}ar(\hat{D}_p) = \frac{1}{A(A-1)} \sum_{j=1}^A [\hat{D}_j - \hat{D}_p]^2$$

5. APLICACIONES:

Las aplicaciones del método a recursos marinos bentónicos de fondos blandos son escasas a nivel mundial. En parte porque requiere de un amplio esfuerzo de muestreo, aunque no requiere un gran número de réplicas por área estudiada. Variaciones a este método de transectas se han aplicado a la pesquería de la macha en Chile, consistente en la distribución de cuadrantes a través de una línea de transecta (Ariz et al. 1994 y 1996; Baros et al., 1995; González, 1995).

B) ASPECTOS METODOLOGICOS

1. SUPUESTOS GENERALES:

El principal supuesto del método consiste en que la función $g(0) = 1$, esto es, que todos los ejemplares u objetos sobre la línea son observados con probabilidad 1. En particular, no es necesario suponer que los objetos se distribuyen aleatoriamente en el área. Resulta crítico, eso sí, que la línea de transecta se coloque al azar con respecto a la distribución de los objetos, lo cual permite extrapolar las estimaciones a un área mayor. Resumiendo, los principales supuestos del modelo son: 1) Los objetos están distribuidos en el área "A" de acuerdo a un proceso estocástico desconocido. 2) La línea se localiza aleatoriamente en el área. 3) la función de detección "g(y)" es independiente entre objetos. 4) Un objeto no se cuenta más de una vez. 5) Los objetos son inmóviles al momento de detectarlos. 6) la probabilidad de ver un objeto en la línea es 1 y 7) el método supone que todos los objetos son iguales.

2. INFORMACIÓN DE ENTRADA:

La información de entrada al método de línea de transecta consiste en número de ejemplares observados en la línea de transecta o dentro de cuadrantes a lo largo de esta línea, así como la unidad de superficie "A" en la cual la línea de transecta se ubica.

3. CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS:

La estimación apropiada de la densidad con uso de muestreo en líneas de transecta involucra una mezcla de teoría estadística de muestreo y conocimiento de la población biológica bajo estudio. Burnham et al, (1980) resume las siguientes consideraciones: 1) La línea central de la transecta debe estar demarcada, 2) Se debe procurar ver los objetos con probabilidad 1, 3) la línea debe cruzar la mayor porción de la distribución de los objetos en el área de estudio. 4) El observador debe ser entrenado en el avistamiento, 5) Conviene aplicar el método en sectores con $n > 40$ objetos. 6) Se recomienda un muestreo piloto para afinar la estimación posterior. 7) Las líneas de transecta no deben estar correlacionadas con la distribución de los objetos en la población estudiada.

4. FUENTES DE ERROR:

Las principales fuentes de error en la estimación de la abundancia a partir de este método están constituidas por defectos en la detección de los objetos en el área de estudio, producto de falta de experiencia del observador (inhabilidad para extraer los ejemplares de la arena, etc.), escasa visibilidad ambiental (turbidez del agua, marejadas, etc.). Así también, la violación del supuesto de inmovilidad de los objetos altera las estimaciones de número de ejemplares y, posteriormente, de la estimación de densidad.

C) PRODUCTOS QUE GENERAN LOS MÉTODOS O MODELOS

1. TIPO DE RESULTADO QUE ENTREGA:

Proporciona una estimación de la densidad de ejemplares de una población estudiada y la abundancia en número de la misma, a través de la estimación del área cubierta por las líneas de transecta, en función de un ancho definido o no.

2. NIVEL DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO O MODELO:

Una fuente importante de incertidumbre se genera en la posibilidad de que los bivalvos presentes en el área estudiada se encuentren a profundidades no detectables por el muestreo (tanto para el buceo como para el método de extracción desde el sustrato). Otro aspecto del que el método no da cuenta se refiere a las diferencias en peso y tamaño de los ejemplares detectados, los cuales son esencialmente iguales para efectos de la estimación de abundancia.

D) VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL MÉTODO O MODELO

1. VENTAJAS:

Las principales ventajas del método consisten en que tiene bajos costos de aplicación, es directo, no manipula ni mata a los ejemplares en estudio, no es destructivo del hábitat natural estudiado, puede ser utilizado bajo diferentes condiciones ambientales del mar, exceptuando exceso de turbidez presencia de marejadas en la zona de estudio.

2. DESVENTAJAS:

El método requiere de personal especializado y experimentado en conocer como funciona la población biológica en estudio. No puede ser aplicado a especies muy móviles ni crípticas.

FICHA TÉCNICA DE MODELOS DE EVALUACIÓN DE STOCK.

PROYECTO: MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE FONDOS BLANDOS.

A) IDENTIFICACIÓN DEL MÉTODO O MODELO

1. NOMBRE DEL MÉTODO O MODELO: Modelos de Producción
2. AUTORES: SCHAEFER (1954 Y 1957);
FOX (1970);
SCHNUTE (1977);
PELLA Y TOMLINSON (1969).
3. CITAS BIBLIOGRÁFICAS:
SCHAEFER, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull. 1(2):27-56.
SCHAEFER, M.B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull. 2:247-268.
FOX, W.W., Jr. 1970. An exponential yield model for optimizing fish populations. Trans. Am. Fish. Soc. 99:80-88.
SCHNUTE, J. 1977. Improved estimates from the Schaefer production model: theoretical considerations. J. Fish. Res. Bd. Can. 34:583-603.
PELLA, J.J. & P.K. TOMLINSON. 1969. A generalized stock production model. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. 13:419-496.

4. DESCRIPCIÓN:

Estos modelos se desarrollaron para aquellas situaciones en que las estructuras de edad en una población explotada no son bien conocidas. Mediante la condensación de la estructura de edad en una sola ecuación diferencial que explica los procesos de crecimiento, reproducción y mortalidad, estos modelos han pasado a ser la clase más simple de modelos dinámico poblacionales en existencia. Las diferencias entre los modelos se deben a las formulaciones sobre los procesos de crecimiento poblacional compensatorio adoptado por cada autor, tales como el logístico en el caso de Schaefer y Schnute, el exponencial de Gompertz en el caso de Fox, y el de Bernoulli en Pella y Tomlinson. Existen versiones en equilibrio poblacional y en no equilibrio, además de otros modelos que introducen efectos retardados del reclutamiento, explotación, mortalidad natural, etc.

El modelo de Schaefer en equilibrio está representado por una función parabólica entre la producción y el esfuerzo de pesca dada como

$$Y_E = U_\infty f_t - b f_t^2$$

donde Y_E es la producción en equilibrio en términos del esfuerzo efectivo de pesca (f) en cualquier año t . El parámetro U_∞ es la captura por unidad de pesca máxima, y b es un parámetro. Con estos parámetros es posible calcular la captura máxima sostenible de un efectivo explotado y el esfuerzo óptimo que se requiere para realizar dicha captura mediante las fórmulas

$$MSY_E = \frac{U_\infty^2}{4b} \quad y$$

$$f_{MSY} = \frac{U_\infty}{2b}$$

El modelo de Schaefer en no-equilibrio está dado por la siguiente función de regresión lineal múltiple que relaciona los promedios de los cambios en abundancias relativas entre los años $t+1$ y $t-1$ con la abundancia relativa y el esfuerzo de pesca en el año t de la forma siguiente

$$\frac{\frac{1}{2}(U_{t+1} - U_{t-1})}{U_t} = bU_\infty - bU_t - qf_t$$

en que las variables independientes son $U_t = \text{CPUE}$ en el año t , y $f_t = \text{esfuerzo estandarizado para el año } t$. Los parámetros de la regresión lineal múltiple son estimados por medio mínimo cuadráticos. Puesto que el modelo anterior permite estimar el coeficiente de capturabilidad q , entonces es posible calcular los valores de las tasas instantáneas de mortalidad de pesca anuales (F) como el producto de q y el esfuerzo de pesca en cada año t . La abundancia promedio anual en t se estima simplemente como la razón entre la CPUE en el año t y el valor de q .

El modelo en equilibrio de Fox está representado por una función de regresión no lineal exponencial negativa dado como

$$Y_E = U_\infty f_t e^{-bf_t}$$

desde donde la captura máxima sostenible en equilibrio está dada según los parámetros de la ecuación anterior por

$$MSY_E = \frac{U_\infty}{be^l}$$

y el esfuerzo de pesca que genera dicha captura máxima sostenible está dado por

$$f_{MSY} = \frac{1}{b}$$

El modelo de Fox en no-equilibrio está dado por una función de regresión lineal múltiple que relaciona los promedios de los cambios en abundancias relativas entre los años $t+1$ y $t-1$ con el logaritmo natural de la abundancia relativa y el esfuerzo de pesca en el año t de la forma siguiente

$$\frac{\frac{1}{2}(U_{t-1} - U_{t-2})}{U_t} = b \text{Ln}U_{\infty} - b \text{Ln}U_t - q f_t$$

en que las variables independientes son $\text{Ln}U_t = \text{Ln CPUE}$ en el año t , y $f_t =$ esfuerzo estandarizado para el año t . Los parámetros de la regresión lineal múltiple son estimados por medio regresionales mínimo cuadráticos. Puesto que el modelo anterior permite estimar el coeficiente de capturabilidad q , entonces en una forma similar al modelo de Schaefer, es posible calcular los valores de las tasas instantáneas de mortalidad de pesca F en cada año t como el producto de q y el esfuerzo de pesca correspondiente al año. La abundancia promedio anual se estima como la razón entre la CPUE en el año t y el valor de q .

El modelo en no equilibrio de Schnute también es una regresión lineal múltiple que relaciona razones de CPUE con promedios de CPUE y esfuerzo en años consecutivos según

$$\text{Ln}\left(\frac{U_{t-1}}{U_t}\right) = bU_{\infty} - b\frac{(U_t + U_{t-1})}{2} - q\frac{(f_t + f_{t-1})}{2}$$

donde las variables independientes son los promedios de las CPUE y de los esfuerzos en dos años consecutivos (t y $t+1$), y bU_{∞} , b y q son los parámetros que se estiman por medio mínimo cuadráticos. De la misma forma que los modelos de Schaefer y Fox, se puede utilizar el estimado de q para calcular las tasa de mortalidad de pesca anual y las abundancias promedio anuales con los valores de esfuerzo de pesca y CPUE correspondientes.

El modelo generalizado en equilibrio de Pella y Tomlinson está dado por

$$Y_E = \alpha f_t + \beta f_t^{\frac{m}{m-1}}$$

en donde α , β y m son parámetros estimados mediante ajustes mínimo cuadráticos no lineales. Cuando $m=2$ el modelo de Pella y Tomlinson iguala al modelo de Schaefer, y cuando se aproxima a 1 (límite) el modelo se iguala al de Fox.

5. APLICACIONES:

Estos modelos han sido muy poco aplicados a casos de pesquerías de poblaciones bentónicas de fondos blandos ya que solamente en Chile se ha utilizado el modelo de Fox con *Venus antiqua* por Bustos et al. (1981). Tal vez esta falta de aplicaciones se deba a las suposiciones más bien estrictas que tienen los modelos y los requerimientos de largas series de información estadística (ver B.1. Supuestos Generales y B.2. Información de Entrada).

B) ASPECTOS METODOLOGICOS

1. SUPUESTOS GENERALES:

Se supone que estos modelos se aplican a una unidad de efectivo o población cerrada, donde los cambios en la abundancia en el tiempo se deben sólo a causas combinadas de mortalidad, crecimiento, y reclutamiento. Las variaciones de los modelos que suponen equilibrio tienen la implicancia que los excedentes de producción utilizados por la pesquería son exactamente repuestos durante cada período de tiempo, lo cual supone que la población responde instantáneamente a cualquier perturbación que la saque de la posición de equilibrio. Sin duda que esta condición de equilibrio raramente existe en las poblaciones marinas explotadas, por lo que esta restricción reduce la utilidad de los modelos en equilibrio. Existen algunas correcciones de equilibrio mediante la utilización de estadísticas de esfuerzo estimadas como el promedio de los años que la especie contribuye significativamente a los desembarques de una pesquería.

Los modelos suponen que la CPUE es un índice relativo de la abundancia media, mientras que el esfuerzo es un índice de la tasa instantánea de pesca. Esta suposición es violada cuando el coeficiente de capturabilidad no es constante.

Otras suposiciones de los modelos son que el tamaño de la población en equilibrio depende exclusivamente de los niveles del esfuerzo de pesca y que sólo el tamaño de la población en equilibrio y el esfuerzo de pesca determinan la cantidad de producción en equilibrio. Sin duda que estas dos suposiciones son afectadas por condiciones ambientales dinámicas que producen fluctuaciones en el tamaño de la población.

2. INFORMACIÓN DE ENTRADA:

Los modelos requieren de vectores de capturas en peso y esfuerzo estandarizado de pesca por períodos de tiempo lo suficientemente largos, cubriendo períodos de desarrollo pesquero, para que de esta forma exista una regresión significativa que permita la estimación de los parámetros de los modelos.

3. CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS:

Los ajustes mínimo cuadráticos tanto en los modelos bajo condiciones de equilibrio como aquéllos en no equilibrio requieren que el rango regresional contenga suficiente cambio en capturas como razón de incrementos (o disminuciones) del esfuerzo. Así por ejemplo, en los modelos de regresión lineal múltiples de los modelos en no equilibrio es posible que las regresiones no sean estadísticamente significativas a pesar de que existe un buen ajuste a los datos observados. Esto generalmente se debe a la falta de cambios observados en las CPUE y esfuerzos de pesca en la serie de tiempo utilizada para los ajustes. En pesquerías afectadas por procesos de reclutamiento interanuales significativos, se crean condiciones en que a incrementos del esfuerzo existe un incremento de las CPUE con el consiguiente efecto sobre los ajustes mínimo cuadráticos que en cuyo caso generan estimados irreales de los parámetros en cuestión.

Los estimados de CPUE deben provenir de una muestra representativa de información con el menor sesgo posible. Sesgos en los estimados de CPUE crean sesgos en los estimadores de los parámetros estimados por los modelos.

4. FUENTES DE ERROR:

Las estadísticas de captura deben estar dadas en pesos desembarcados mientras que las unidades de esfuerzo en las pesquerías bentónicas pueden ser más difícilmente estimables, especialmente cuando existe una variedad de sistemas de pesca. A veces en estas pesquerías existen diferencias espaciales en las unidades que caracterizan al esfuerzo. Con ello pueden existir sesgos considerables en las estimaciones de una CPUE estandarizada para la pesquería, si en efecto el esfuerzo de pesca no está bien definido como un índice de mortalidad por pesca. De esta manera, las estadísticas de esfuerzo deben ser correctamente estandarizadas tanto entre grupos de pescadores y sistemas de pesca como entre períodos de tiempo que resultan de cambios en q . La muestra de esfuerzo debe ser representativa de todas las unidades y operaciones que se realizan en una zona de extracción, para evitar sesgos en las estandarizaciones.

La suposición de que no existen efectos diferidos en los componentes dinámicos de una población (como la reproducción, crecimiento y mortalidad natural) está asociada a la suposición de que no existen estructuras de

edad o diferencias debidas al sexo en la población analizada. Estas dos suposiciones pueden causar los mayores recursos de error en la interpretación de los resultados de los análisis de un modelo de producción ya que simples cambios en las estructuras de edades y del tamaño del efectivo desovante como resultado de cambios en la mortalidad por pesca, resultan en efectos diferidos que afectan considerablemente las predicciones futuras de captura a varios niveles de esfuerzo de pesca. Por otra parte la suposición de que la población eventualmente alcanzará un nivel de equilibrio en respuesta a cambios en el esfuerzo de pesca, ignora los efectos competitivos de otras especies que comparten el mismo ecosistema o hábitat, y desconoce también los efectos del medio físico en que habitan. Fallas en la suposición de equilibrio pueden ser el resultado de tendencias de largo plazo o cíclicas en factores bióticos o abióticos que influyen la productividad poblacional. Todo lo anterior puede dar como resultado interpretaciones muy erróneas sobre las condiciones de explotación que se encuentran las poblaciones estudiadas con estos modelos.

C) PRODUCTOS QUE GENERAN LOS MÉTODOS O MODELOS

1. TIPO DE RESULTADO QUE ENTREGA:

Los modelos en equilibrio generan estimados de las biomazas máximas de un efectivo, las capturas máximas sostenibles y los niveles de esfuerzo de pesca que se necesita para obtener esos máximos. Las trayectorias de la pesquería pueden compararse con las trayectorias de los modelos hacia o desde la captura máxima sostenible, y por lo tanto permiten entender en que situación de desarrollo se encuentra una pesquería.

Los modelos de producción en no equilibrio permiten la estimación del coeficiente de capturabilidad (q) con el cual se estima la abundancia promedio anual y la mortalidad de pesca que ha experimentado un efectivo. Estos dos recursos de información son muy importantes para entender el estado de explotación o desarrollo de una pesquería.

2. NIVEL DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO O MODELO:

En los ajustes de los modelos de regresión se supone que las variables de entrada son medidas sin error lo cual es evidente que no ocurre cuando éstas se deben estimar. Por otra parte, los parámetros estimados por estos modelos pueden ser altamente inciertos dependiendo de la calidad de la información estadística utilizada. Esto último incluye incertidumbres de las estandarizaciones realizadas con las unidades de esfuerzo, y las integraciones de las fuentes de información sobre capturas. Por último, si el efectivo no se encuentra en equilibrio, los modelos que requieren equilibrio poblacional generaran información altamente incierta y solo existen posibilidades de correcciones aproximadas de como compensar por la falta de equilibrio poblacional.

D) VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL MÉTODO O MODELO

1. VENTAJAS : La ventaja principal de estos modelos es que generan una trayectoria del desarrollo pesquero y establecen límites máximos esperados de las capturas realizables. Por otra parte, los modelos proveen de una visión acerca de las respuestas de los efectivos a los niveles de esfuerzo empleados en la pesquería. Esto último es de importancia considerable para la reglamentación y administración de las pesquerías. Por último, los modelos de producción permiten generar un marco de referencia importante para los análisis económicos que se requieren en la administración y desarrollo pesqueros.

2. DESVENTAJAS : La principal desventaja de los modelos radica en su carácter global que no permiten visualizar la evolución dinámica de las abundancias por edades en la población explotada. De esta forma las predicciones y proyecciones que se puedan realizar con estos modelos pueden ser altamente inciertas. Los modelos aparentemente tienen recursos modestos de información, sin embargo, los requerimientos de la información misma son bastante grandes. De esta manera, si las estadísticas de captura no son correctas o si las unidades de esfuerzo no está rigurosamente estandarizadas, entonces los estimados provenientes de estos modelos pueden ser altamente sesgados.

FICHA TÉCNICA DE MODELOS DE EVALUACIÓN DE STOCK.

PROYECTO: MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE FONDOS BLANDOS.

A) IDENTIFICACIÓN DEL MÉTODO O MODELO

1. NOMBRE DEL MÉTODO O MODELO: Modelos Basados en Éxito de Captura
2. AUTORES: LESLIE & DAVIS (1939);
DELURY (1947);
BRAATEN (1969).;
CHIEN & CONDREY (1985).
3. CITAS BIBLIOGRÁFICAS:
LESLIE, P.H., & D.H.S. DAVIS. 1939. An attempt to determine the absolute number of rats on a given area. J. Anim. Ecol. 8: 94-113.
DELURY, D.B. 1947. On the estimation of biological populations. Biometrics 3: 145-167.
BRAATEN, D.O. 1969. Robustness of the DeLury population estimator. J. Fish. Res. Bd. Can. 25: 339-355.
CHIEN, Y.H. & R.E. Condrey. 1985. A modification of the DeLury method for use when natural mortality is not negligible. Fish. Res. 3: 23-28.

4. DESCRIPCIÓN:

Estos modelos relacionan cambios dinámicos que experimentan las abundancias relativas (CPUE) después que se haya completado el proceso de reclutamiento de un efectivo o población cerrada y como consecuencia de una explotación intensa que se ejerciera durante períodos cortos de tiempo. De esta manera, los modelos expresan las tendencias decrecientes de la CPUE (o alguna forma funcional de la misma) a medida que se acumula ya sea la captura o el esfuerzo de pesca durante el periodo dado de explotación intensa. Estos modelos son globales de tipo determinístico ya que no requieren de composiciones de edades para expresar los procesos de mortalidad a que están sujetas las cohortes.

El modelo de Leslie y Davis expresa la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en cualquier tiempo del período de explotación intensa como una función lineal de la captura acumulada hasta ese punto. De esta forma el modelo está dado por

$$CPUE_t = qN_0 - qK_{t-1}$$

donde K_{t-1} es la captura acumulada hasta el periodo de tiempo $t-1$, mientras que q es el coeficiente de captura y N_0 es la abundancia inicial de la población. El modelo anterior es una regresión lineal con pendiente q e intercepto qN_0 . De esta manera la abundancia inicial es simplemente la razón entre el intercepto y la pendiente que se estiman por procesos mínimo cuadráticos lineales.

El modelo de DeLury expresa el logaritmo natural de la CPUE en cualquier tiempo del periodo de explotación intensa como una función lineal del esfuerzo acumulado hasta ese punto. De esta forma el modelo está dado por

$$\ln(CPUE_t) = \ln(qN_o) - qE_{t-1}$$

donde E_{t-1} es el esfuerzo de pesca acumulado hasta el período de tiempo t-1.

El modelo de Braaten es una modificación del modelo de Leslie y Davis (a pesar que Braaten identifica en su trabajo al modelo como de DeLury). La modificación consiste en una corrección de la serie de capturas acumuladas para tomar en cuenta la verdadera relación que existe entre la CPUE y el tamaño promedio de la abundancia de la población (ver Sección B.1. Supuestos). El modelo corregido de Braaten está dado por

$$CPUE_t = qN_o - q * \left(\sum_{j=1}^{t-1} C_j + \frac{C_t}{2} \right)$$

donde C_j es la captura en cualquier período j anterior a t. Las capturas acumuladas corresponden desde el primer período (j=1) hasta el período anterior a t (esto es t-1) mas la mitad de la captura en el último período (t). La formulación para las capturas acumuladas corresponde a la variable independiente. En el modelo, la pendiente q y el intercepto se estiman por procesos mínimo cuadráticos lineales. La abundancia inicial se estima como la razón entre los estimados del intercepto y la pendiente.

El modelo de Chien y Condrey es una modificación del modelo de Leslie y Davis (a pesar que Chien y Condrey identifican en su trabajo al modelo de Leslie y Davis como DeLury). La modificación consiste en una corrección en caso que la mortalidad natural (M) durante el período de explotación intensa no sea notoria (ver Sección B.1. Supuestos). El modelo de Chien y Condrey incluye la corrección de Braaten. El modelo de Chien y Condrey está dado por

$$\frac{C_t}{f} = qN_o - \left(\frac{1}{f} \right) (1 - e^{-(q \cdot f + M)}) K_t$$

donde f es el esfuerzo constante para cada período t (ver Sección B.1. Suposiciones) y K_t es la captura acumulada siguiendo la formulación propuesta por Braaten. Una regresión lineal entre las variables dependiente e independiente genera un estimador del intercepto (qN_o) mientras que la pendiente es un estimador de q' según

$$q' = \frac{1}{f} (1 - e^{-(q \cdot f + M)})$$

Así, un estimado de q puede obtenerse de la relación anterior si es que se cuenta con un estimado de M para el período de tiempo analizado. El valor de q, que no se debe confundir con q' que es el valor de la pendiente, se despeja de la relación anterior según

$$q = \left(-\frac{1}{f}\right)(\ln(1 - q' \cdot f) + M)$$

Un estimado de la abundancia inicial se obtiene como la razón entre los estimados del intercepto y q.

5. APLICACIONES:

Estos modelos son particularmente apropiados para poblaciones bentónicas que no están sujetas a procesos significativos de migración (inmigración y/o emigración) y que exhiben procesos estacionales marcados de reclutamiento. Estos modelos se aplican a estas poblaciones cerradas para estimar su abundancia inicial y alternativamente ya sea el coeficiente de capturabilidad o la mortalidad natural aplicados en el periodo.

El método de Leslie y Davis (pero identificado como DeLury) ha sido aplicado por Dickie (1955) en evaluaciones de *Placopecten magellanicus* en la Bahía de Fundy y el método de Chien y Condrey ha sido aplicado en evaluaciones de *Venus antiqua* y en la X Región por Jerez et al., 1997b.

B) ASPECTOS METODOLOGICOS

1. SUPUESTOS GENERALES:

Se supone que estos métodos se aplican a una unidad de efectivo o población cerrada, donde los cambios en la abundancia en el tiempo se deben sólo a causas de mortalidad sin que exista un efecto del reclutamiento. Los modelos de Leslie y Davis y DeLury suponen que no ocurre mortalidad natural dado que es aplicado a cortos periodos de tiempo, mientras que el modelo de Chien y Condrey permite la incorporación de tasas de mortalidad natural. Sin embargo para incluir esta mortalidad se debe establecer otro supuesto y es que el esfuerzo de pesca durante cada período de tiempo incluido en los análisis debe ser de igual magnitud. Esta suposición puede ser reemplazada por valores promedio del esfuerzo de pesca cuando estas unidades varían aleatoriamente con una varianza reducida.

Una suposición importante es aquella adoptada por Leslie y Davis y DeLury en que la CPUE es un índice relativo de la abundancia al comienzo del período de análisis. Esta suposición no es válida puesto que la CPUE se sabe es un índice de la abundancia relativa promedio durante el período de análisis. Por esta razón, Braaten (1969) sugiere la incorporación de la mitad de la captura durante el último de los períodos incluidos en los análisis como una manera de corregir la temporalidad de las CPUE y la abundancias que le correspondan.

Los métodos suponen también que el coeficiente de capturabilidad se mantiene constante durante el período de explotación intensa. La experiencia indica que esta suposición puede que no sea satisfecha en algunas pesquerías de recursos bentónicos de fondos blandos en donde las unidades de esfuerzo compiten (interaccionan) por densidades locales altas al comienzo del periodo y que luego se disipan. De esta forma las fracciones del efectivo capturadas por unidad de esfuerzo tenderían a disminuir a medida que avanza la estación de pesca.

Puesto que los modelos anteriores se basan indirectamente en curvas de captura, entonces una suposición fundamental que se relaciona a esta curva es que todos los individuos en el efectivo tienen igual probabilidad de ser capturados, o en su defecto que el esfuerzo de pesca está distribuido al azar sobre todo el recurso. Luego de un evento de captura, la ecuación de captura supone que los ejemplares remanentes en la población se redistribuyen en el área aleatoriamente. Ninguna de estas suposiciones pueden ser satisfechas en las pesquerías bentónicas de fondos blandos puesto que existen marcadas concentraciones de abundancia y el esfuerzo de pesca normalmente se concentra sobre las mismas sin que los individuos de la población se muevan en procesos migratorios significativos.

2. INFORMACIÓN DE ENTRADA:

Los métodos requieren de vectores de capturas en números por periodos de tiempo definidos y de CPUE debidamente estandarizadas para cada periodo. En el caso del modelo de DeLury se requiere de un vector de valores de esfuerzo estandarizado. En el caso del modelo de Chien y Condrey se requiere un estimado de la mortalidad natural correspondiente a las unidades de tiempo utilizadas en los periodos de análisis.

3. CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS:

La falta de cumplimiento de algunas de las suposiciones básicas de los modelos puede dar como resultado que las tendencias entre las variables dependiente e independiente no sean lineales pero que sigan alguna tendencia no lineal. Esto es particularmente obvio cuando existen pesquerías con grandes intensidades de pesca estacionales en que la aglomeración del esfuerzo al comienzo de la estación crea situaciones de cambio en q , los cuales difieren con aquéllos observados hacia el fin de una temporada de pesca como efecto de una disipación de las interacciones entre unidades de pesca. De esta manera es importante considerar alguna prueba de linealidad en caso de observarse tendencias curvilíneas.

El ajuste mínimo cuadrático tiene que cubrir un rango regresional que no esté afectado por procesos de reclutamiento puesto que éste tiene un efecto sobre la pendiente de la regresión y con ello sobre el estimado del intercepto que se utiliza para estimar la abundancia inicial.

Los estimados de CPUE deben provenir de una muestra representativa de información con el menor sesgo posible. Sesgos en los estimados de CPUE crean sesgos en los estimadores de abundancia inicial pero no en q . Mientras que sesgos en las capturas crean sesgos considerables en los estimados de q y en menor cuantía en la abundancia inicial.

4. FUENTES DE ERROR:

Las estadísticas de captura deben estar dadas en números de individuos desembarcados y la CPUE en número de individuos desembarcados por unidad de esfuerzo estándar. Normalmente, las capturas de recursos bentónicos se expresan en peso. Por lo tanto se deberá transformar estas capturas a números mediante información sobre frecuencias de longitud y muestras de información sobre largo-peso. Estas muestras deben ser aleatorias y representativas de los cambios en condición biológica de los individuos a través de las estaciones. Esto tiene especial relevancia cuando se consideran los procesos de maduración y desove, y las épocas de crecimiento lento. Por otro lado, organismos bentónicos de fondos blandos pueden estar sujetos a condiciones ambientales diferenciales entre áreas de explotación y por lo tanto tener condiciones de crecimiento diferenciales. En estos casos, se deberá considerar la necesidad de separar las capturas por zonas de extracción y aplicar la información bioestadística que les corresponda a cada zona en la transformación de peso a números.

Las estadísticas de esfuerzo deben ser correctamente estandarizadas tanto de acuerdo a grupos de pescadores y sistemas de pesca como entre periodos de tiempo. La muestra de esfuerzo debe ser representativa de todas las operaciones que se realizan en una zona de extracción.

C) PRODUCTOS QUE GENERAN LOS MÉTODOS O MODELOS

1. TIPO DE RESULTADO QUE ENTREGA:

Parámetro del coeficiente de capturabilidad (q) del periodo considerado y estimación de la abundancia en números al inicio del periodo considerado.

2. NIVEL DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO O MODELO:

En los análisis de regresión se supone que las variables de entrada son medidas sin error lo cual es evidente que no ocurre cuando éstas se deben estimar. En este sentido se podría establecer la varianza de los estimados de capturas en números y de los CPUE mediante procesos numéricos de re-muestreo (bootstrapping) e incorporar ajustes de regresión también con re-muestreo (bootstrapping). De esta manera se puede evaluar la incertidumbre con que se han generado los interceptos y pendientes debido a los errores en las estimaciones de los datos de entrada. Por otra parte cada ajuste de regresión generará varianzas para el intercepto y la pendiente estimados.

D) VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL MÉTODO O MODELO

1. VENTAJAS:

La ventaja principal de estos modelos consiste en que con una breve serie estacional de datos de captura y esfuerzo es factible estimar un coeficiente de capturabilidad y la abundancia al inicio de ese período, asociando un intervalo de confianza a dicha estimación. Con los valores de q y del esfuerzo de pesca correspondiente al período se puede calcular la mortalidad instantánea de pesca para el período.

2. DESVENTAJAS:

La desventaja de los métodos radica en su carácter global, que no permite visualizar la estructura del stock en grupos de edad. Además, los métodos mas comunes suponen que el coeficiente de capturabilidad no cambia durante el período de análisis y que los ejemplares se redistribuyen aleatoriamente en el área luego de un evento de captura. Ambas consideraciones pueden tener connotaciones significativas en algunas de las pesquerías de recursos bentónicos. Si los procesos de reclutamiento ocurren sobre períodos largos de tiempo, los efectos de estos procesos podrían llegar a limitar severamente el uso de estos modelos puesto que las pendientes decrecientes de CPUE sobre la variable independiente pueden ser subvaloradas por efectos del reclutamiento.

FICHA TÉCNICA DE MODELOS DE EVALUACIÓN DE STOCK.

PROYECTO: MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE FONDOS BLANDOS.

A) IDENTIFICACIÓN DEL MÉTODO O MODELO

1. NOMBRE CLASIFICATORIO: ANÁLISIS DE REDUCCIÓN DE STOCK (ARS)
2. AUTORES : KIMURA & TAGART, 1982
3. CITAS BIBLIOGRÁFICAS:
KIMURA, D.K. & J.V. TAGART. 1982. Stock Reduction Analysis, another solution to the catch equations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1467 - 1472.

4. DESCRIPCIÓN:

El modelo permite suponer que la biomasa del stock en cualquier año es función del crecimiento, reclutamiento, mortalidad natural y la captura. El modelo es dinámico y determinista (al cual se le pueden introducir comportamientos aleatorios en los parámetros que presenten mayor incertidumbre) y posee características de modelo con efecto retrasado del reclutamiento y la biomasa pasada sobre la biomasa actual del stock ("delay-diference" en sentido de Deriso (1980)).

El ARS posee tres ecuaciones básicas de cálculo. La primera permite estimar el nivel de reclutamiento (R_1) del periodo $t=1$, al inicio de la serie de tiempo de datos de captura, momento que se considera al stock en estado virgen y en condiciones de equilibrio, por medio de:

$$R_1 = \frac{B_1 \{ [1 - e^{(-M)}] + \rho [e^{(-2M)} - e^{(-M)}] \}}{[1 - \rho \omega * e^{(-M)}]}$$

donde B_1 es la biomasa del stock al inicio del periodo de explotación, M la tasa instantánea de mortalidad natural, ρ es la función de 1 menos el cociente de pesos medios (ω_k) a la edad de reclutamiento (k) y peso asintótico (ω_∞), ω es el cociente entre el peso medio a la edad de pre-reclutamiento (ω_{k-1}) y el peso medio a la edad de reclutamiento (ω_k). Los valores de reclutamiento para el resto de la serie de tiempo ($t>1$) se obtienen de la aplicación de funciones alternativas de reclutamiento, dependiendo del conocimiento o antecedentes que se tengan de la relación stock-reclutamiento del recurso estudiado. Normalmente, una de las funciones más flexibles de reclutamiento consideradas en el modelo corresponde a la de Cushing (1971), la que se expresa como:

$$R_i = R_1 * (B_{i-k} / B_1)^r$$

Los parámetros ω_{k-1} , ω_k y ρ pueden ser estimados a través de un procedimiento mínimo-cuadrático entre los pesos medios W_{k+j} de las $k+j$ edades de post-reclutamiento (con $j \geq 0$) y cada edad j mayor a k , a partir de:

$$W_{k+j} = \frac{\omega_{k-1} + (\omega_k - \omega_{k-1})(1 - \rho^{1+j})}{(1 - \rho)}$$

La segunda ecuación relevante evalúa la biomasa del stock B_2 al tiempo $t=2$,

$$B_2 = (1 + \rho) s_1 B_1 - \rho s_1 e^{-(M-F_1)} B_0 + R_2 - \rho \omega s_1 R_1$$

donde B_1 y B_0 se usan como parámetros de entrada supuestos y representan los parámetros de escalamiento del modelo. s_1 es una tasa de sobrevivencia del stock al tiempo $t=1$ por efecto de las tasas de mortalidad por pesca y mortalidad natural sobre el stock (este parámetro incorpora la variable captura (C_i) al tiempo t).

Finalmente, la tercera ecuación permite estimar la biomasa del stock a $t=i$, con $i \geq 2$ con:

$$B_i = (1 + \rho) s_{(i-1)} B_{(i-1)} - \rho s_{(i-1)} s_{(i-2)} B_{(i-2)} + R_{(i)} - \rho \omega s_{(i-1)} R_{(i-1)}$$

Los subíndices $i-1$ e $i-2$ denotan el efecto de retardo de la biomasa y el reclutamiento sobre la biomasa actual del stock (B_i).

5. APLICACIONES:

A nivel mundial, el ARS ha sido utilizado, original y principalmente, en la evaluación de recursos ícticos a partir del trabajo de Kimura & Tagart (1982), los que aplicaron el modelo a tres pesquerías del Océano Pacífico nor-oriental: la perca (*Sebastes alutus*), el arenque (*Clupea harengus palasi*) y la merluza (*Merluccius productus*). Después de una década de su creación, el ARS fue aplicado a una pesquería de abalón (*Haliotis rubra*) en México (Prince & Guzmán del Prío, 1993). A nivel nacional, se cuenta con antecedentes de aplicación a pesquerías ícticas y pesquerías bentónicas, tanto de fondos duros como de fondos blandos. En relación a su aplicación a recursos de fondos duros, el ARS se ha usado para describir el comportamiento de la pesquería del erizo (*Loxechinus albus*) en la zona sur (Jerez, 1988) y del recurso loco (*Concholepas concholepas*) en la zona central (Jerez, 1991). En particular, respecto a recursos de fondos blandos, este modelo se ha aplicado a las pesquerías de machas (*Mesodesma donacium*) de la zona central de Chile (Potocnjak et al., 1994; Ariz et al., 1996).

B) ASPECTOS METODOLOGICOS

1. SUPUESTOS GENERALES:

El ARS supone la existencia de un stock unitario, en el cual los procesos de reclutamiento, mortalidad y crecimiento son la única fuente de variación de la abundancia del mismo. Específicamente, supone una tasa instantánea de mortalidad natural constante para todas las edades del stock. Por otra parte, si bien es posible introducir al modelo una función conocida de reclutamiento, este permite suponer la forma de la función stock-recluta que mas se adapte al recurso, si es que no se cuenta con datos empíricos que permitan establecer dicha función.

2. INFORMACIÓN DE ENTRADA:

El modelo requiere de un importante número de parámetros de entrada y una serie de tiempo de datos de captura. Los parámetros de entrada son los siguientes: N =número de períodos de la serie de tiempo de datos de la captura, M = tasa instantánea de mortalidad natural, ρ y ω = parámetros derivados de los coeficientes de crecimiento en peso y los pesos medios a la edad de reclutamiento, B_1 = biomasa supuesta al inicio del período t , tipo de función de reclutamiento, r = parámetro de forma de la función de reclutamiento y k = período (edad) al cual ocurre el reclutamiento.

3. CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS:

El ARS utiliza parámetros provenientes de ajustes mínimo-cuadráticos de tipo regresional, lineales y no lineales, tales como los parámetros de crecimiento, la tasa de mortalidad natural y la relación longitud-peso. La obtención de cada parámetro de entrada, requiere, por tanto, satisfacer los requerimientos teóricos estadísticos de las regresiones aplicadas. A su vez, la serie de tiempo de datos de captura debe ser construida en base a diseños y protocolos de muestreo estándares, con el fin de lograr una representación adecuada del nivel de captura al que se ha sometido a la pesquería en el período considerado.

4. FUENTES DE ERROR:

Sin duda las fuentes de error aumentan en relación al número de variables y parámetros a estimar por el modelo. Considerando los errores propios del muestreo (por lectura de datos y procedimientos de registro que generen sesgos), se deben agregar errores de cálculo en la estimación de parámetros producto de considerar, por ejemplo, un modelo de crecimiento o reclutamiento no adecuado para el recurso que se analiza.

Por otra parte, al igual que lo indicado para otros modelos, las estadísticas de captura están dadas en números de individuos desembarcados, sin embargo las capturas de recursos bentónicos se expresan normalmente en peso. Por lo tanto se deberá transformar estas capturas a números mediante información sobre frecuencias de longitud y muestras de información sobre largo-peso. Estas muestras deben ser aleatorias y representativas de los cambios en condición biológica de los individuos a través de las estaciones del año. Esto tiene especial relevancia cuando se consideran los procesos de maduración y desove, y las épocas de crecimiento lento. Por otro lado, organismos bentónicos de fondos blandos pueden estar sujetos a condiciones ambientales diferenciales entre áreas de explotación y por lo tanto tener condiciones de crecimiento diferenciales. En estos casos, se deberá considerar la necesidad de separar las capturas por zonas de extracción y aplicar la información bioestadística que les corresponda a cada zona en la transformación de pesos a números.

Además, algunos parámetros requieren el conocimiento de la edad, información que comúnmente contiene un fuerte potencial de error por indeterminación práctica. De hecho, la validación de la variable edad es un procedimiento infrecuente, pero altamente necesario en este tipo de recursos, ya que su historia vital está fuertemente influenciada por el hábitat y las condiciones ambientales que los rodean. Paralelamente, los procesos de reclutamiento por efecto de migraciones no son considerados en el modelo.

C) PRODUCTOS QUE GENERAN LOS MÉTODOS O MODELOS

1. TIPO DE RESULTADO QUE ENTREGA:

El modelo de ARS proporciona fundamentalmente dos vectores: la biomasa del stock y la tasa instantánea de mortalidad por pesca para cada período de la serie de tiempo de datos de captura con que se cuente. El modelo permite proyectar (como un modelo de simulación) el nivel de biomasa y de mortalidad por pesca consecuente con valores supuestos de captura (o niveles de cosecha en el caso de explotación planificada por cuotas de captura).

2. NIVEL DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO O MODELO:

La incertidumbre generada por el modelo depende de la incertidumbre introducida por los parámetros de entrada al mismo. En este sentido, la falta de certeza en la definición de la unidad de stock se presenta como una barrera a la obtención de resultados realistas. Dado que se trata de un modelo determinista y los parámetros de entrada se suponen medidos sin error, los resultados obtenidos no presentan desviaciones y son precisos, mas sin embargo, pueden ser inexactos.

D) VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL MÉTODO O MODELO

1. VENTAJAS:

Permite efectuar simulación del comportamiento del stock y proyección a futuro del mismo en base a niveles de explotación predefinido en la serie de tiempo de datos de captura. Otra ventaja del modelo consiste en la posibilidad de evaluar el efecto de niveles de reclutamientos pasados sobre la biomasa actual del stock.

2. DESVENTAJAS:

El número de parámetros involucrados en la estimación de la biomasa del stock hace menos parsimonioso al modelo y aumenta el costo de su aplicación en comparación con otras técnicas mas simples. Por otra parte, el modelo al ser de carácter global no evalúa la biomasa de manera estructurada a la edad o talla, lo cual puede ser subsanado con la transformación de la biomasa global en biomasa a la edad o talla utilizando la relación longitud-peso y una muestra estadísticamente válida de una clave talla-edad adecuada.

FICHA TÉCNICA DE MODELOS DE EVALUACIÓN DE STOCK.

PROYECTO: MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE FONDOS BLANDOS.

A) IDENTIFICACIÓN DEL MODELO

1. NOMBRE : ANÁLISIS SECUENCIAL DE POBLACIONES (ASP)
2. AUTORES : GULLAND, J.(1965)
3. CITA BIBLIOGRÁFICA:

GULLAND, J.A. 1965. Estimation of mortality rates. Annex to Arctic Fisheries Working Group Report (meeting in Hamburg, January 1965). International Council for the Exploration of the Sea, C.M. 1965, Document 3 (mimeo). Copenhagen.

4. DESCRIPCIÓN DEL MODELO :

El modelo permite estimar la abundancia de la población virtual estructurada en edades. Modelo de tipo estructural y determinístico. Consiste en realizar un proceso recursivo para calcular la tasa de mortalidad por pesca y el tamaño poblacional a cada edad de una cohorte. Se conoce al modelo de Gulland de ASP como "solución hacia atrás" dado que se efectúa el cálculo de la abundancia a través de la cohorte procediendo desde las edades más vieja hacia las más jóvenes. Las ecuaciones básicas del método son:

$$N_{i+1} = N_i e^{-Z_i} \quad (1), \quad C_i = \frac{F_i N_i (1 - e^{-Z_i})}{Z_i} \quad (2), \quad \frac{C_i}{N_i} = \frac{F_i (e^{Z_i} - 1)}{Z_i} \quad (3)$$

donde, el subíndice (i) corresponde al grupo de edad de la cohorte en cada periodo de tiempo considerado; N es la abundancia en número de la cohorte, F y Z son tasas instantáneas de mortalidad por pesca y mortalidad total, respectivamente y C es la captura.

El proceso de cálculo se inicia estimando el valor de N_{imax} (N_i correspondiente al grupo de edad terminal) a partir de la ecuación (2) introduciendo un valor de F_{imax}

$$N_{imax} = \frac{C_i Z_{imax}}{F_{imax} (1 - e^{-Z_i})}$$

luego se estima un F_i en la ecuación (3) mediante iteración hasta converger en un valor igual al cociente C_i/N_i . para finalmente, calcular N_{i-1} con la ecuación (1). Repitiendo dicho procedimiento para cada edad (i) hasta la edad menor que la cohorte presenta al momento de su reclutamiento.

5. APLICACIONES:

La aplicación principal del modelo se ha centrado en la estimación de abundancia del stock de peces, estructurada por edades, para lo cual se han desarrollado sofisticados procedimientos de construcción de claves talla-edad. En general, la inexistencia de dichas claves para recursos bentónicos ha impedido su aplicación rutinaria. No se tienen antecedentes de su uso en pesquerías bentónicas chilenas.

B) ASPECTOS METODOLOGICOS

1. SUPUESTOS GENERALES:

Se trabaja sobre un stock unitario, los procesos de crecimiento siguen la función de von Bertalanffy, el parámetro de mortalidad natural se supone constante a todas las edades, los parámetros de entrada son medidos sin error.

2. INFORMACIÓN DE ENTRADA:

Se requiere conocer la estructura de las capturas en número a la edad (C_i), la tasa instantánea de mortalidad natural (M), y una estimación de la tasa instantánea de mortalidad por pesca para el grupo de edad terminal de la cohorte (F_{max}).

3. CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS:

El modelo es intensivo en uso de bases de datos de capturas estructuradas por edad y claves talla-edad. Ambas fuentes de información requieren cuidadosos protocolos de muestreo, a fin de recabar la información suficiente para representar los procesos de crecimiento y mortalidad a los que esta sometido el stock en un área geográfica dada. Normalmente, requiere la definición de un diseño de muestreo aleatorio multietápico (2 o 3 etapas y, a veces, estratificado dependiendo de las características de la flota o zona donde opere la pesquería).

4. FUENTES DE ERROR:

Las fuentes de error fundamentales son, básicamente de tres tipos: 1) error de muestreo de las variables de entrada (capturas, tallas, edades, pesos); 2) errores de estimación de los parámetros de entrada al modelo (crecimiento y mortalidad natural y por pesca) y 3) errores de cálculo de la abundancia por agrupamiento inadecuado de áreas de extracción o delimitación imprecisa de la unidad de stock. Una fuente común de error en la aplicación de este modelo consiste en utilizar claves talla-edad de períodos o áreas de pesca que no son coincidentes con los períodos y áreas de captura analizadas.

C) PRODUCTOS QUE GENERA EL MODELO

1. TIPO DE RESULTADO QUE ENTREGA:

Proporciona un vector de abundancia estructurado por edad y un vector de mortalidad por pesca a la edad para cada grupo de edad y período analizado. Permite, con lo anterior proyectar a un período $i+1$ la abundancia de la cohorte.

2. NIVEL DE INCERTIDUMBRE DEL MODELO:

El modelo es de tipo determinístico y estructurado en edad, por lo que los parámetros de entrada son medidos sin error. En versiones actualizadas de este modelo, se incorpora información auxiliar (captura y esfuerzo) para calibrar y sintonizar los resultados obtenidos, mediante la comparación de índices de abundancia relativa (CPUE) del modelo y estimaciones independientes del coeficiente de capturabilidad.

D) VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL MODELO

1. VENTAJAS:

La principal ventaja del modelo consiste en que permite usar las series históricas de matrices de datos de captura a la edad, visualizar los cambios en la abundancia por grupo de edad y los niveles de reclutamiento a la pesquería.

2. DESVENTAJAS:

Por el contrario, la versión original del ASP de Gulland no posee algoritmos de calibración por medio de índices de CPUE, los cuales fueron desarrollados posteriormente por otros autores ni tampoco contempla el concepto de separabilidad de la mortalidad por pesca, introducido más tarde por Doubleday (1976).

FICHA TÉCNICA DE MODELOS DE EVALUACIÓN DE STOCK.

PROYECTO: MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE FONDOS BLANDOS.

A) IDENTIFICACIÓN DEL MODELO O MÉTODO

1. NOMBRE DEL MODELO : ANÁLISIS DE COHORTE PARA EDADES
2. AUTORES : POPE, J.G.(1972)
3. CITA BIBLIOGRÁFICA:
POPE, J. G. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. Int. Comm. Northwest Atl. Fish. Res. Bull. 9 : 65-74.
4. DESCRIPCIÓN DEL MODELO:
El modelo permite determinar la población virtual a partir de parámetros de crecimiento, de mortalidad natural y del vector de capturas por grupos de edad. El modelo es de tipo estructural y determinístico y se deriva de una simplificación matemática del modelo de Gulland (1965). El modelo básicamente se representa por medio de la siguiente ecuación:

$$N_t = (N_{t+1}e^{(M/2)} + C_t)e^{(M/2)}$$

El modelo propuesto por Pope supone que las capturas ocurren en la mitad del periodo (t), aproximación que simplificó la función del VPA original de Gulland, 1965.

5. APLICACIONES:
La aplicación principal del modelo es determinar la población virtual por grupo de edad. En términos prácticos, este modelo ha sido aplicado principalmente a pesquerías ícticas, no teniéndose antecedentes de uso en pesquerías bentónicas en Chile o a nivel mundial. En general, se ha usado el modelo de Jones (1984) como una derivación del de Pope (1972) en pesquerías de recursos bentónicos nacionales.

B) ASPECTOS METODOLOGICOS

1. SUPUESTOS GENERALES:
Se supone la existencia de un stock unitario donde no ocurren procesos migratorios y la tasa de mortalidad natural es constante a todas las edades; el crecimiento sigue la función de crecimiento de von Bertalanffy; la captura ocurre en su totalidad en la mitad del periodo de extracción considerado; la tasa instantánea de mortalidad por pesca debe variar en un rango de 0,3 a 1,2.
2. INFORMACIÓN DE ENTRADA:
Parámetros de crecimiento (Loo y k), tasa instantánea de mortalidad natural (M), tasas instantáneas de mortalidad por pesca para los grupos de edad terminales de cada año y tasas instantáneas de mortalidad por pesca por edad específica para el año más reciente. Captura en número a la edad.

3. CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS:

Al igual que todos los métodos del tipo "Análisis secuencial de poblaciones" requiere contar con parámetros poblacionales obtenidos con el ajuste de funciones, normalmente de tipo mínimo-cuadráticas. Estas funciones requieren, a su vez, de datos obtenidos de diseños estadísticos convencionales de muestreo (mono, bi o tri-étápicos, estratificados y aleatorios simples, para variables tales como: 1) registro de capturas por embarcaciones y zonas de extracción, acumuladas en el período considerado ciclo natural de la especie (normalmente anual), 2) registro de tallas y pesos de la captura asociadas a las mismas áreas de extracción en los mismos períodos de análisis, 3) muestreos de talla y estructuras duras para registrar edad y componer claves talla-edad y 4) delimitación y agrupamiento de las zonas de extracción que constituyen la unidad de stock analizada.

4. FUENTES DE ERROR:

Las fuentes de error fundamentales son, básicamente de tres tipos: 1) error de muestreo de las variables de entrada (capturas, tallas, edades, pesos); 2) errores de estimación de los parámetros de entrada al modelo (crecimiento y mortalidad natural y por pesca) y 3) errores de cálculo de la abundancia por agrupamiento inadecuado de áreas de extracción o delimitación imprecisa de la unidad de stock.

C) PRODUCTOS QUE GENERA EL MODELO

1. TIPO DE RESULTADO QUE ENTREGA : El vector de abundancia del stock por grupo de edad, el vector de mortalidades por pesca a la edad y el vector de abundancia media por grupo de edad.

2. NIVEL DE INCERTIDUMBRE DEL MODELO : El modelo es de tipo determinístico y estructurado en edad, por lo que los parámetros de entrada son medidos sin error. En versiones actualizadas de este modelo, se incorpora información auxiliar (captura y esfuerzo) para calibrar y sintonizar los resultados obtenidos, mediante la comparación de índices de abundancia relativa (CPUE) del modelo y estimaciones independientes.

D) VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL MODELO

1. VENTAJAS:

La principal ventaja del modelo consiste en la simplificación analítica del algoritmo que permite calcular la abundancia por grupo de edad, evitándose la estimación numérica (secuencial e iterativa) de la tasa instantánea de mortalidad por pesca (F). Obviamente, el método permite estimar la abundancia.

2. DESVENTAJAS:

Por el contrario, la principal desventaja del modelo se presenta en el requerimiento de vectores de captura estructurados por edad, lo cual obliga a construir claves talla-edad, información que normalmente no se dispone en recursos bentónicos de fondos blandos. Posee, al igual que otros métodos de "análisis secuencial de poblaciones" la desventaja de no considerar la existencia de densidades diferenciales al interior de la unidad de stock, lo que supone el carácter uniforme u homogéneo de la abundancia de los diferentes grupos de edad al interior del área de distribución del stock.

FICHA TÉCNICA DE MODELOS DE EVALUACIÓN DE STOCK.

PROYECTO: MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE FONDOS BLANDOS.

A) IDENTIFICACIÓN DEL MODELO O MÉTODO

1. NOMBRE : ANÁLISIS DE COHORTE BASADO EN TALLAS
2. AUTORES : JONES, R.(1984)

3. CITA BIBLIOGRÁFICA:

JONES, R., 1984. Assessing the effects of in exploitation pattern using length composition data (with notes of VPA and cohort analysis). FAO Fish. Tech. Pap., (256) : 118 p.

4. DESCRIPCIÓN DEL MODELO :

El modelo permite estimar la abundancia del stock a la edad o talla y corresponde a una derivación del modelo de análisis de cohorte de Pope (1972). Este modelo es de tipo determinístico y estructurado en talla. Al igual que el análisis de población virtual y análisis de cohorte en edad, este modelo requiere una estructura de tallas de las capturas representativa de una condición de equilibrio. Además, los cálculos no necesariamente tienen referencia a un período de un año, como en el caso del método de análisis de cohorte de Pope (1972). La función fundamental esta descrita por la siguiente ecuación:

$$N_t = (N_{t+\Delta t} e^{(M\Delta t/2)} + C_t) e^{(M\Delta t/2)}$$

El término Δt implica el período de tiempo transcurrido entre cada intervalo de talla en que se estructure la captura, valor que crece desde las tallas inferiores hacia las superiores. El modelo, para ser aplicado en talla, requiere convertir Δt en un intervalo de tallas mediante el uso de los parámetros de crecimiento de la función de von Bertalanffy en la siguiente ecuación:

$$\Delta t = t_{(L_2)} - t_{(L_1)} = \frac{1}{K} \ln \left[\frac{L_\infty - L_1}{L_\infty - L_2} \right]$$

Esta ecuación reemplaza al término Δt en la función para estimar N_t , con lo cual se tendrá una expresión de la abundancia de stock a la talla.

5. APLICACIONES:

Normalmente se utiliza en el cálculo de la población virtual estructurada en tallas de poblaciones marinas explotadas. Podemos indicar que es uno de los modelos de estimación de abundancia del stock mas conocidos en la actualidad, cuya aplicación se ha efectuado para, al menos, tres especies comerciales de bivalvos chilenos: *Venus antiqua* (Jerez et al, 1991; Canales et al, 1994; Jerez et al, 1997b), *Protothaca thaca* (Jerez et al, 1997b) y *Mesodesma donacium* (Ariz et al, 1994, 1996; González, 1995, Jerez et al, 1997a).

B) ASPECTOS METODOLOGICOS

1. SUPUESTOS GENERALES:

Es aplicable en pesquerías con niveles de mortalidad por pesca variable entre 0.3 y 1.2. La tasa de mortalidad natural es constante a todos los grupos de talla. El proceso de crecimiento sigue una función de von Bertalanffy. El vector de abundancia por grupo de talla equivale al paso de una cohorte por cada grupo de talla en el tiempo (población en condiciones de equilibrio).

2. INFORMACIÓN DE ENTRADA:

Mortalidad por pesca terminal (F_{ter}), Tasa de mortalidad natural (M), vector de captura a la talla, parámetros de crecimiento (L_0 , k).

3. CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS:

Al igual que todos los métodos del tipo "Análisis secuencial de poblaciones" requiere contar con parámetros poblacionales obtenidos con el ajuste de funciones, normalmente de tipo mínimo-cuadráticas. Estas funciones requieren de datos obtenidos de diseños estadísticos convencionales de muestreo, tales como: 1) registro de capturas por embarcaciones y zonas de extracción, acumuladas en el período considerado ciclo natural de la especie (normalmente anual), 2) registro de tallas y pesos de la captura asociadas a las mismas áreas de extracción en los mismos períodos de análisis y 3) delimitación y agrupamiento de las zonas de extracción que constituyen la unidad de stock analizada.

4. FUENTES DE ERROR:

Las fuentes de error fundamentales son, básicamente de tres tipos: 1) error de muestreo de las variables de entrada (capturas y tallas), 2) errores de estimación de los parámetros de entrada al modelo (crecimiento y mortalidad natural y por pesca) y 3) errores de cálculo de la abundancia por agrupamiento inadecuado de áreas de extracción o delimitación imprecisa de la unidad de stock.

C) PRODUCTOS QUE GENERA EL MODELO

1. TIPO DE RESULTADO QUE ENTREGA:

El vector de abundancia del stock por grupo de talla, el vector de mortalidades por pesca a la talla y el vector de abundancia media por grupo de talla.

2. NIVEL DE INCERTIDUMBRE DEL MODELO:

La principal incertidumbre del modelo esta dada por el desconocimiento que se pueda tener de la unidad de stock (delimitación) y de los parámetros de crecimiento y mortalidad natural, considerando un adecuado nivel de certeza en los parámetros derivados de las variables muestreadas supuestamente medidas sin error (capturas, tallas y pesos). Aunque el modelo no requiere conocer, directamente, la estructura de edad, implícitamente se debe tener un modelo de crecimiento talla - edad para obtener los parámetros de incremento del tamaño en número y peso de la cohorte.

D) VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL MODELO

1. VENTAJAS:

La principal ventaja de este modelo es que puede ser usado para estimar la abundancia de stock estructurados por talla, sin requerir procedimientos de construcción de claves talla-edad, ni utilizar información sobre esfuerzo pesquero.

2. DESVENTAJAS:

Por su parte, la principal desventaja consiste en suponer una población explotada en condición de equilibrio, lo cual supone la existencia de una "pseudo cohorte" representativa del paso de una cohorte verdadera por los diferentes grupos de talla o edad considerados. Al igual que otros modelos de tipo "análisis secuencial de poblaciones" no contempla el carácter heterogéneo de la distribución de la abundancia de los recursos bentónicos en un área dada, lo que puede generar sesgos en la estimación de la misma.

FICHA TÉCNICA DE MODELOS DE EVALUACIÓN DE STOCK.

PROYECTO: MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE FONDOS BLANDOS.

A) IDENTIFICACIÓN DEL MÉTODO O MODELO

1. NOMBRE : Modelos basados en Curvas de Captura

2. AUTORES: CHAPMAN (1961);
PAULY (1984);
RICKER (1975).

3. CITAS BIBLIOGRÁFICAS:

CHAPMAN, D.G. 1961. Statistical problems in dynamics of exploited fisheries populations. Proc. Berkeley Symp. Math. Stat. Probab. 4:153-168.

PAULY, D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters. A manual for use with programmable calculators. ICLARM Stud. Rev. 8. 325p.

RICKER, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Fish. Res. Bd. Can. Bull. 191. 382p.

4. DESCRIPCIÓN:

Estos modelos relacionan los cambios dinámicos que experimentan las capturas de una cohorte o clase anual totalmente reclutada como consecuencia de la mortalidad total (Z) que se ha ejercido durante todo el tiempo que la cohorte está sujeta a explotación. Los modelos expresan las tendencias decrecientes del logaritmo natural de la captura (o alguna otra forma funcional de la misma) a medida que la cohorte pasa por el período de explotación. Estos modelos son estructurados por edades o tamaños y expresan los procesos de mortalidad a que están sujetas las cohortes. Los modelos se basan en la formulación de la ecuación de captura para todas las edades totalmente reclutadas de una cohorte. La ecuación de captura para cualquier edad t está expresada como

$$C_t = EN_t$$

donde E es la fracción correspondiente a explotación de la mortalidad anual total que experimenta una cohorte y que está expresada como

$$E = \frac{F}{Z}(1 - e^{-(Z)})$$

donde F es la tasa instantánea de mortalidad por pesca y Z es la tasa instantánea de mortalidad total e igual a $F+M$. donde M es la tasa instantánea de mortalidad natural.

Por otra parte la abundancia del reclutamiento de una cohorte se puede expresar como N_0 , por lo que la abundancia N_t de una cohorte a cualquier edad t se puede expresar como función de la abundancia del reclutamiento de la cohorte mediante la función

$$N_t = N_0 e^{-(Z_t)}$$

que reemplazando esta última expresión en la ecuación de captura resulta que

$$C_t = EN_0 e^{-(Z_t)}$$

Aplicando logaritmos naturales a ambos lados de la igualdad anterior da como resultado una curva de captura que puede ser interpretada como un modelo de regresión lineal simple que relaciona el logaritmo natural de la frecuencia de captura de una edad con la edad.

Esto es

$$\ln(C_t) = \ln(EN_0) - Z_t$$

Mediante un ajuste de regresión lineal simple a los datos observados se obtiene la pendiente de la recta que es un estimador de la tasa instantánea de mortalidad total Z . Un estimado del reclutamiento de la cohorte se obtiene desde el intercepto del ajuste anterior y de la estimación de Z y de F (a partir de Z y M). De esta manera, la abundancia del reclutamiento se da como

$$N = \frac{e^{\ln(EN_0)}}{\frac{F}{Z}(1 - e^{-(Z_t)})}$$

En equilibrio, las capturas de cada clase de edad en un año deben ser similares a las capturas de todas las edades de una cohorte en todos los años en que la cohorte contribuye a la pesquería. De esta manera las formulaciones anteriores pueden aplicarse a las estadísticas de captura por edades en un año si es que se puede suponer que existe un estado de equilibrio para el efectivo.

Por otra parte, el método de Pauly permite el cálculo de Z mediante curvas de captura en base a tamaños, en que en forma similar al método anterior por edades, Z se obtiene como la pendiente de la línea de regresión ajustada al logaritmo natural del número de individuos en una clase de longitud, corregido por el tiempo que les toma crecer a través del intervalo de tamaño, sobre la edad relativa media de los individuos en la misma clase de longitud. De esta manera la curva de captura en tamaño está dada por

$$\ln\left(\frac{N_j}{\Delta t_j}\right) = a + Z_t' j$$

donde N_j es el número de individuos capturados en una clase de tamaño j , t_j es el tiempo que requiere un individuo en crecer a través de la clase de tamaño j , y t_j' es la edad relativa de los peces correspondiente al tamaño promedio de la clase de tamaño j .

El valor de t_j se calcula a partir de una ecuación de crecimiento para la especie. El caso normal es el de utilizar la formulación tradicional de von Bertalanffy dada por

$$L_a = L_\infty (1 - e^{-K(a-a_0)})$$

donde L_a es el tamaño correspondiente a la edad a , L_∞ es el tamaño promedio máximo correspondiente a una edad infinita o tamaño asintótico, K determina la tasa de aproximación de la función de crecimiento al tamaño asintótico, y a_0 es la edad teórica a la cual el tamaño es cero. A partir de esta ecuación se puede factorizar la edad a como función del tamaño L_a de forma tal que:

$$a = a_0 - \frac{1}{K} \ln\left(1 - \frac{L_a}{L_\infty}\right)$$

Así, si L_j y L_{j-1} son los tamaños límites inferior y superior, respectivamente, de un intervalo de tamaño j , entonces el tiempo requerido para crecer a través de dicho intervalo de tamaño puede expresarse como

$$\Delta t_j = a_{j+1} - a_j = \frac{1}{K} \ln \left(\frac{L_\infty - L_j}{L_\infty - L_{j+1}} \right)$$

La edad relativa promedio en el intervalo de tamaño se calcula desde la ecuación de crecimiento según

$$t_j' = \frac{\ln \left(1 - \left(\frac{L_{t_j}}{L_\infty} \right) \right)}{-K}$$

donde L_{t_j} es el tamaño promedio correspondiente al intervalo de tamaño j .

El modelo de la curva de captura para tamaños de Pauly requiere de la condición de equilibrio puesto que se aplica a frecuencias de tamaño observadas en un año (o cualquier otro período de tiempo compatible con la ecuación de crecimiento).

5. APLICACIONES:

Estos modelos son particularmente apropiados para poblaciones bentónicas que no estén sujetas a procesos de cambios significativos de reclutamiento y que han experimentado tasas estables de explotación durante algún período de tiempo. Estos modelos se aplican a poblaciones cerradas para estimar la abundancia del reclutamiento y la tasa instantánea de mortalidad total.

El método de Pauly ha sido aplicado por Jerez et al., 1997b en evaluaciones de *Venus antiqua* en la X Región.

B) ASPECTOS METODOLOGICOS

1. SUPUESTOS GENERALES:

Se supone que estos métodos se aplican a una unidad de efectivo o población cerrada, donde los cambios en la abundancia en el tiempo se deben a causas de mortalidad constantes sin que exista un efecto de tendencias en el reclutamiento. Los modelos suponen que los análisis se aplican a edades o tamaños completamente reclutados a la pesquería y que la capturabilidad no varía ni con la edad o tamaño ni con el tiempo. Por otra parte, se supone que la mortalidad natural es constante para todas las edades reclutadas y que esta mortalidad no cambia a través del tiempo, especialmente como efecto de la misma explotación.

Puesto que los modelos anteriores se basan en curvas de captura, entonces una suposición que se relaciona a esta curva es que todos los individuos en el efectivo tienen igual probabilidad de ser capturados, o en su defecto que el esfuerzo de pesca está distribuido al azar sobre todo el recurso.

Desviaciones de estas suposiciones da como resultado curvas de captura que no son estrictamente lineales. Esto es, que la parte descendente derecha de las mismas sigue una curvatura evidente.

2. INFORMACIÓN DE ENTRADA:

Los métodos requieren de vectores de capturas en números identificadas por edad o tamaño para periodos de tiempo definidos.

3. CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS:

La falta de cumplimiento en algunas de las suposiciones básicas de las curvas de captura puede dar como resultado que las tendencias entre las variables dependiente e independiente no sean lineales pero que sigan alguna tendencia no lineal. Esto es particularmente obvio cuando existen pesquerías en que se observan cambios en la capturabilidad a medida que los individuos crecen o incrementan en edad, por cambios en la mortalidad natural con la edad o tamaño. En estos casos es importante considerar alguna prueba de linealidad. Por otra parte, la pendiente de las curvas de captura pueden cambiar debido a cambios paulatinos e imperceptibles a mas largo plazo en alguna dirección ya sea creciente o decreciente del reclutamiento.

El ajuste mínimo cuadrático tiene que cubrir un rango regresional que no esté afectado por procesos de reclutamiento o selectividad puesto que éste tiene un efecto sobre la pendiente de la regresión que estima Z , y con ello sobre el estimado del intercepto que se utiliza para estimar la abundancia inicial o reclutamiento. Pruebas de ajuste de Chi-cuadrado deberían utilizarse como un criterio para definir la primera edad completamente reclutada.

Los estimados de frecuencias de capturas por edad o tamaño deben provenir de muestras biológicas representativas de las capturas y de estimadores insesgados de las capturas totales de la pesquería. Sesgos en los estimados de las capturas totales crean sesgos en los estimadores del reclutamiento pero no de la pendiente que estima Z .

4. FUENTES DE ERROR:

Las estadísticas de captura deben estar dadas en números de individuos desembarcados, sin embargo las capturas de recursos bentónicos se expresan normalmente en peso. Por lo tanto se deberá transformar estas capturas a números mediante información sobre frecuencias de longitud y muestras de información sobre largo-peso. Estas muestras deben ser aleatorias y representativas de los cambios en condición biológica de los individuos a través de las estaciones del año. Esto tiene especial relevancia cuando se consideran los procesos de maduración y desove, y las épocas de crecimiento lento. Por otro lado, organismos bentónicos de fondos blandos pueden estar sujetos a condiciones ambientales diferenciales entre áreas de explotación y por lo tanto tener condiciones de crecimiento diferenciales. En estos casos, se deberá considerar la necesidad de separar las capturas por zonas de extracción y aplicar la información bioestadística que les corresponda a cada zona en la transformación de pesos a números.

Por otra parte, las capturas cuando se estratifican por edades requieren de claves de edad-longitud provenientes de las mismas muestras biológicas que se utilizaran anteriormente para determinar los números desembarcados a partir de estadísticas dadas en peso. Las fuentes de error que potencialmente se pueden introducir en este proceso son aquéllas relacionados con la determinación de la edad.

Las tendencias en reclutamiento crean problemas en los estimadores de Z y del reclutamiento. Estos errores pueden ser detectados mediante graficados de las CPUE de las edades o clases de tamaño indicativas del reclutamiento. Sin embargo, las variaciones al azar del reclutamiento no afectan las condiciones promedio con que las regresiones ajustadas a los datos observados estiman los parámetros de los modelos en cuestión.

C) PRODUCTOS QUE GENERAN LOS MÉTODOS O MODELOS

1. TIPO DE RESULTADO QUE ENTREGA:

Un estimado promedio de la tasa instantánea de mortalidad total (Z) para las edades o tamaños considerados como totalmente vulnerables al sistema de pesca y un estimado de la abundancia en números de la primera edad o tamaño totalmente vulnerable al sistema de pesca (reclutamiento).

2. NIVEL DE INCERTIDUMBRE DEL MÉTODO O MODELO:

En los análisis de regresión se supone que las variables de entrada son medidas sin error lo cual es evidente que puede no ocurrir cuando éstas se deben estimar como es el caso de las capturas a edad a partir de desembarques globales en peso, y de las edades. En estos casos se podría establecer la varianza de los estimados de capturas en números mediante procesos numéricos de re-muestreo (bootstrapping) que incluyan los errores estándares de las relaciones largo-peso y de las claves de edad-longitud, e incorporar ajustes de regresión a los datos re-muestreados (bootstrapping). De esta manera se puede evaluar la incertidumbre con que se han generado los interceptos y pendientes debido a los errores en las estimaciones de los datos de entrada. Por otra parte cada ajuste de regresión generará varianzas para el intercepto y la pendiente estimados. De esta forma es posible incorporar las incertidumbres en los datos con aquellas incertidumbres de los ajustes para evaluar la incertidumbre total de los estimados.

D) VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL MÉTODO O MODELO

1. VENTAJAS :

La ventaja principal de estos modelos consiste en que con series relativamente cortas de datos de captura por edades es factible estimar una tasa de mortalidad total y la abundancia del reclutamiento. Con los valores de Z y M se puede estimar el valor de la tasa de mortalidad de pesca F correspondiente al período de análisis.

Una ventaja considerable del método de regresión utilizado con curvas de captura es que genera estimados robustos de Z cuando el reclutamiento varía al azar.

2. DESVENTAJAS :

La desventaja de los métodos radica en la suposición de equilibrio. Sin embargo, esta suposición es más importante en cuanto se refiere a cambios en capturabilidad y mortalidad entre los grupos de edad o tamaño que con referencia a cambios al azar en el reclutamiento. Otra desventaja notable es la imposibilidad de detectar cambios paulatinos en una tendencia dada que pueda existir en el reclutamiento, lo cual crea sesgos no identificables en los estimadores generados por el modelo.

Otra desventaja es la que se refiere al carácter del estimado de Z , el cual es una valor promedio para todas las edades o tamaños totalmente reclutados. Sin embargo, pueden existir regiones dentro de los rangos regresionales que pueden mostrar divergencias de la linealidad de las curvas de captura, siendo a veces difícil interpretar estadísticamente la existencia de dichas tendencias

FICHA TÉCNICA DE MODELOS DE EVALUACIÓN DE STOCK.

PROYECTO: MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE FONDOS BLANDOS.

A) IDENTIFICACIÓN DEL MODELO O MÉTODO

1. NOMBRE : RENDIMIENTO POR RECLUTA ("YIELD PER RECRUIT")
2. AUTORES : BEVERTON, R & HOLT, S. (1957)
3. CITA BIBLIOGRÁFICA:
BEVERTON, R.J.H. & S.J.HOLT. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. U.K. Min. Agric. Fish., Fish. Invest. (Ser. 2) 19 : 533 p.

4. DESCRIPCIÓN DEL MODELO:

Este modelo describe el rendimiento de una cohorte de individuos en función de diferentes valores de tasas instantáneas de mortalidad por pesca (F) y edades de entrada a la pesquería (t_c). En su forma clásica (Ricker, 1975: ecuación 10.16), con crecimiento isométrico ($b=3$), el modelo tiene la siguiente forma:

$$Y = F \int_{t=t_R}^{t=t_L} R w_t e^{-Z(t-t_R)} dt$$

Dado que el reclutamiento (R) es normalmente un parámetro difícil de estimar, se evalúa como constante, sacándolo de la integral y llevándolo a la rama izquierda de la ecuación (Y/R). Si se supone un crecimiento isométrico ($b=3$), wt se obtiene de:

$$\bar{w}_t = W_\infty (1 - e^{-k(t-t_0)})^3$$

Donde W_∞ representa el peso asintótico, (k) y (t_0) son parámetros de crecimiento. Así, la expresión que reemplaza a w_t en la integral da origen a la conocida solución cerrada:

$$Y/R = F e^{-\lambda r} W_\infty \left(\frac{1 - e^{-Z\lambda}}{Z} - \frac{3e^{-kr} (1 - e^{-(Z+K)\lambda})}{Z + K} + \frac{3e^{-2kr} (1 - e^{-(Z+2K)\lambda})}{Z + 2K} - \frac{e^{-3kr} (1 - e^{-(Z+3K)\lambda})}{Z + 3K} \right)$$

Donde λ corresponde a la diferencia entre la longevidad máxima (t_λ) y la edad de reclutamiento a la pesquería (t_r). r es la diferencia entre la edad de reclutamiento (t_r) y la edad cero (t_0). La variación en el rendimiento por recluta (Y/R) se produce al cambiar los valores de F y r, respectivamente.

Por otra parte, existen derivaciones de este modelo para ser aplicadas a datos estructurados en talla y con componentes estacionales (Sparre & Venema, 1995).

5. APLICACIONES:

Este modelo se utiliza para determinar la combinación óptima de una mortalidad por pesca (F) y una edad de entrada a la pesquería (t_c) que proporciona un rendimiento por recluta (Y/R) máximo. En general, el modelo ha sido ampliamente aplicado a pesquerías ícticas, sin embargo es escaso su uso en pesquerías de invertebrados bentónicos. Este modelo ha sido aplicado en Chile a recursos bivalvos de fondos blandos tales como: *Venus antiqua* (Bustos et al., 1981; Jerez et al., 1991, 1997b; Canales, 1994) y *Mesodesma donacium* (Ariz et al., 1994, 1996).

B) ASPECTOS METODOLOGICOS

1. SUPUESTOS GENERALES:

La tasa instantánea de mortalidad natural (M) y la tasa instantánea de mortalidad por pesca (F) global son constantes a todas las edades y en todo momento. El modelo se aplica a un stock unitario. El proceso de crecimiento se ajusta a una función de von Bertalanffy, la selectividad ocurre en "filo de cuchillo", el reclutamiento es constante y el modelo supone condición de equilibrio del stock..

2. INFORMACIÓN DE ENTRADA:

Parámetro de peso de talla infinita (W_{oo}), parámetros gravimétricos (a y b), parámetro de crecimiento (k), tasa instantánea de mortalidad natural (M), tasa instantánea de mortalidad por pesca (F), edad de reclutamiento (t_R), edad de primera captura (t_c), edad máxima reproductiva (t_λ), edad de longitud cero (t_0).

3. CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS:

Cada parámetro de entrada proviene de un proceso de estimación, el cual considera en su origen el registro de información obtenida con un diseño estadístico de muestreo, el que a su vez, debe ser adaptado a cada especie y hábitat en particular. Fundamentalmente, dicho diseño involucra a las variables de estructura de talla de la captura, la captura misma, el nivel de esfuerzo pesquero y las relaciones gravimétricas.

4. FUENTES DE ERROR:

El error en la estimación de los rendimientos por recluta deriva de los errores en los parámetros de entrada. Sin duda, los principales errores del método derivan de la violación de los supuestos de stock unitario y población en estado de equilibrio. Lo que puede producir sesgos tanto a nivel global en la estimación de parámetros de la dinámica poblacional (crecimiento, mortalidad natural, reclutamiento, etc.) como a nivel específico (proporción variable inter-edades o tallas de la captura y del stock entre años, lo cual elimina el supuesto de condición de equilibrio). Otro supuesto importante dice relación con la consideración de que el crecimiento sigue la función asintótica de crecimiento individual de von Bertalanffy, lo cual restringe las posibilidades de utilizar otras funciones de crecimiento. Así también, constituye una fuente de error usar el modelo en su forma acotada para crecimiento isométrico ($b=3$) cuando existe evidencia de crecimiento alométrico ($b \neq 3$).

C) PRODUCTOS QUE GENERA EL MODELO

1. TIPO DE RESULTADO QUE ENTREGA:

Proporciona valores de rendimiento por recluta que genera una cohorte de individuos que ingresan a la pesquería a una edad determinada (t_c) sometida a diferentes valores de tasas instantáneas de mortalidad por pesca (F). En la función de rendimiento por recluta puede determinarse los siguientes Puntos Biológicos de Referencia: F_{max}, F_{0.1}, F_{2/3} y cualquier otro que sea definido por el usuario en función de sus objetivos de manejo.

2. NIVEL DE INCERTIDUMBRE DEL MODELO:

La incertidumbre del modelo esta determinada por la que proporcionen los parámetros de entrada. En su condición de modelo determinista, los parámetros de entrada son medidos sin error. Como todos los modelos de producción y rendimiento pesqueros, la incertidumbre de los resultados del rendimiento por recluta dependen directamente de la incertidumbre de los parámetros de crecimiento y mortalidad (natural y por pesca).

D) VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL MODELO

1. VENTAJAS:

Las ventajas mas relevantes dicen relación con la posibilidad de relacionar la actividad pesquera con el rendimiento esperado de una cohorte en el stock, a través de relacionar la mortalidad por pesca, la cual equivale al producto entre el coeficiente de capturabilidad (q) y el esfuerzo efectivo de pesca (f). Señala, además, a qué edad conviene comenzar a explotar una cohorte si se considera constante la mortalidad por pesca o vice-versa, con qué mortalidad por pesca se producirá el mayor rendimiento por recluta si se considera una edad de entrada a la pesquería constante.

2. DESVENTAJAS:

Como desventaja del modelo puede considerarse el carácter determinístico de las estimaciones de rendimiento por recluta, el cual no permite discriminar el efecto instantáneo en los rendimientos generados por diferentes edades (o tallas) sometidas a diferentes niveles de mortalidad por pesca. Por su carácter de modelo en equilibrio, no se pueden variar las mortalidades entre edades ni entre años. Este modelo no permite calcular la abundancia de un stock y por si solo no puede considerarse un modelo de evaluación de stock.

FICHA TÉCNICA DE MODELOS DE EVALUACIÓN DE STOCK.

PROYECTO: MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE FONDOS BLANDOS.

A) IDENTIFICACIÓN DEL MODELO O MÉTODO

1. NOMBRE : RENDIMIENTO POR RECLUTA (YPR)

2. AUTORES : THOMPSON, W. & BELL, F. (1934)

3. CITA BIBLIOGRÁFICA:

THOMPSON, W.F. & F. H. BELL. 1934. Biological statistics of the Pacific halibut fishery. 2. Effects of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. Rep. Int. Pacific Halibut. Comm. 8 : 49 p.

4. DESCRIPCIÓN DEL MODELO:

Es un modelo de tipo determinístico, estructurado en edad, que permite a partir de un vector de abundancia media a la edad y valores de F y M de entrada, obtener un vector de capturas en peso (rendimiento) a la edad. En su forma esencial corresponde a la ecuación de captura de Baranov llevada a peso. El modelo toma la siguiente expresión general:

$$Y_E = \sum_{t=t_{Rc}}^{t=t_x} \left(\frac{F}{Z} N_t w_t (1 - e^{-(Z-(F+M)t})} \right)$$

Donde Y_E es el rendimiento de equilibrio del stock explotado con una tasa instantánea global de mortalidad por pesca (F), con N_t, w_t y M constantes. t_R y t_x corresponden a la edad de reclutamiento a la pesquería y la máxima longevidad, respectivamente. Así, para diferentes valores de F se obtienen diferentes valores de Y_E , los cuales pueden ser valores máximos u óptimos deseados.

5. APLICACIONES:

Permite calcular el rendimiento de equilibrio de una cohorte estructurada en edad, para diferentes combinaciones de mortalidad por pesca y natural. El modelo ha sido escasamente aplicado a poblaciones de recursos bentónicos. Jerez et al (1997) han efectuado una aplicación al recurso macha (*Mesodesma donacium*) en el marco de un proyecto de evaluación indirecta del stock de ese recurso en la zona central de Chile.

B) ASPECTOS METODOLOGICOS

1. SUPUESTOS GENERALES:

La tasa de mortalidad por pesca y mortalidad natural son valores constantes para cada grupo de edad. Independiente de cuando ocurre el reclutamiento, si el crecimiento y F actúan al mismo tiempo, mientras mas grande es la tasa de pesca, mas pequeño será el tamaño promedio de un ejemplar a una edad dada, debido a que muchos serán capturados tempranamente en la temporada de pesca, antes que hayan crecido completamente. Se supone que el stock permanece en equilibrio y no existen procesos migratorios.

2. INFORMACIÓN DE ENTRADA :

Vector de pesos medios a la edad (w_t), vector de abundancia por grupo de edad (N_t), tasa instantánea de mortalidad por pesca global (F) y mortalidad natural (M).

3. CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS:

Cada parámetro de entrada proviene de un proceso de estimación, el cual considera en su origen, el registro de información obtenida con un diseño estadístico de muestreo, el que a su vez, debe ser adaptado a cada especie y hábitat en particular. Fundamentalmente, dicho diseño involucra a las variables de estructura de talla de la captura, la captura misma, el nivel de esfuerzo pesquero y las relaciones gravimétricas entre la talla y el peso individual.

4. FUENTES DE ERROR:

Este modelo, dada su condición de aplicación a una población en situación de equilibrio, requiere suponer que las proporciones entre las abundancias de los diferentes grupos de edad se mantienen estables en el tiempo, producto de un proceso de incremento (crecimiento y reclutamiento) y descuento (mortalidad natural y por pesca) de la abundancia del stock que esta balanceado en el largo plazo. Así, las fuentes de error derivan de los errores de estimación de los parámetros de entrada, los cuales determinan consecuentemente los resultados de su aplicación. No considera estimadores de varianza de los parámetros de entrada ni de salida. Por ser un modelo determinístico no incorpora aleatoriedad en los parámetros de salida.

C) PRODUCTOS QUE GENERA EL MODELO

1. TIPO DE RESULTADO QUE ENTREGA:

Proporciona un valor de rendimiento de equilibrio (Y_E), a partir de un valor dado de F , manteniendo constantes los parámetros de N_t , w_t y M . Puede ser identificada la combinación que produce un rendimiento máximo (en peso), dado diferentes valores de F .

2. NIVEL DE INCERTIDUMBRE DEL MODELO:

La que se genere por los parámetros de entrada, los que se ingresan sin error al modelo. Al igual que el resto de los modelos de rendimiento y producción, la incertidumbre de los resultados proviene del nivel de incertidumbre de los parámetros de crecimiento y mortalidad (natural y por pesca) que se usen.

D) VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL MODELO

1. VENTAJAS:

El modelo presenta la ventaja de mostrar el rendimiento que genera una cohorte sometida a diferentes niveles de F y M , permitiendo determinar que combinación de estos produce el rendimiento máximo. Este proceso puede ser efectuado de manera sencilla en una planilla de cálculo cualquiera. Se pueden definir puntos biológicos de referencia sobre la curva de rendimiento que genera el modelo: $F_{0.1}$, F_{max} u otro F de referencia predeterminado.

2. DESVENTAJAS:

Tal vez, una desventaja del modelo sea el suponer que el stock se encuentra en condición de equilibrio. Por otra parte, este modelo no es un modelo de estimación de abundancia del stock, sino un modelo de evaluación del rendimiento pesquero, dada una determinada combinación de parámetros de mortalidad por pesca, mortalidad natural y parámetros de crecimiento.

FICHA TÉCNICA DE MODELOS DE EVALUACIÓN DE STOCK.

PROYECTO: MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE FONDOS BLANDOS.

A) IDENTIFICACIÓN DEL MODELO

1. NOMBRE : SPATIAL
2. AUTORES : SEIJO, J; CADDY, J & EUAN, J.(1993)

3. CITA BIBLIOGRÁFICA:

SEIJO, J; CADDY, J & EUAN, J. 1993. Spatial: Space-Time Dynamics In Marine Fisheries - A Bioeconomics Software Package For Sedentary Species. FAO Computerized Information Series (Fisheries) N°6. Rome, FAO 1993. 116 p.

4. DESCRIPCIÓN DEL MODELO:

Spatial es un grupo de modelos (3) destinados a describir el comportamiento bio-económico de una pesquería de una especie sedentaria o bentónica. Esta compuesto de 3 modelos particulares: ALLOC, YAREA y CHART.

ALLOC corresponde al modelo que evalúa la asignación espacial del esfuerzo de pesca y corresponde a un modelo dinámico, el cual estima parámetros y tasas variables en el tiempo. Utiliza información tanto, biológica como económica. El modelo básico de evaluación de la asignación espacial de la intensidad de pesca $f_{ip}(t+DT)$ es:

$$f_{ip}(t + DT) = f_{ip}(t) + \int_t^{t+DT} SAE_{ip}(t) * DAYS * VESS_p(t) dt$$

donde: $VESS_p(t)$ es el número de embarcaciones de un puerto p, las cuales estacionalmente asignan su esfuerzo pesquero a especies objetivos definidas. $SAE_{ip}(t)$ equivale a una distribución óptima de las embarcaciones del puerto p entre varios bancos i del recurso en el tiempo t. DT es el incremento en tiempo.

YAREA representa a un modelo de rendimiento edad estructurado espacialmente. La ecuación básica que define este modelo es la siguiente:

$$CPUE_{ij}(t) = \sum (q_k * N_{ijk}(t) * W_k)$$

donde: $CPUE_{ij}(t)$ es el rendimiento en el punto de coordenada espacial ij del período t. q_k representa el coeficiente de capturabilidad edad específico. N_{ijk} es la abundancia del grupo de edad k en el punto ij y W_k es el peso medio a la edad k.

CHART, finalmente, corresponde a un modelo bioeconómico geográfico edad estructurado.

5. APLICACIONES:

El modelo fue desarrollado para ser aplicado en pesquerías de recursos bentónicos y recoger las características propias de su distribución, ecología, estructura y dinámica poblacional. A la fecha, los autores no poseen antecedentes de su utilización práctica en pesquerías a nivel nacional ni mundial.

B) ASPECTOS METODOLOGICOS

1. SUPUESTOS GENERALES:

El stock es unitario, compuesto de substock considerados puntos en un plano, con o sin continuidad geográfica entre ellos. supone que no ocurren procesos migratorios del recurso. El crecimiento de la biomasa ocurre de manera determinística. Los rendimientos (CPUE) son función de variables biológicas y económicas.

2. INFORMACIÓN DE ENTRADA:

CPUE por substock o banco del recurso, distancia desde el puerto o lugar de zarpe y desembarque al banco del recurso. tamaño de flota. parámetros de crecimiento, mortalidad natural, costo del esfuerzo, precios de venta en playa de los recursos. La información espacial se asigna a cuadrículas 10x10, cuya unidad puede variar.

3. CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS:

Dado que Spatial esta orientado a evaluar el stock de un recurso de tipo bentónico (sedentario) contempla el registro de información a una escala espacial que requiere intensiva actividad de muestreo. Dicha escala espacial recoge una mas fina distribución de variables que, normalmente, no están georeferenciadas. Lo anterior supone estructurar diseños de muestreo intensivos en el espacio, lo cual resulta costoso para efectos de implementación.

4. FUENTES DE ERROR:

Spatial contiene rutinas que funcionan de manera determinística, excepto YAREA y CHART respecto al proceso de reclutamiento, el cual opera de manera estocástica. Spatial no presenta estimadores de varianza de sus parámetros de salida.

C) PRODUCTOS QUE GENERA EL MODELO

1. TIPO DE RESULTADO QUE ENTREGA:

CPUE por substock, distancias de operación de la flota desde el puerto, dinámica de flota de corto y largo plazo. intensidad de pesca

2. NIVEL DE INCERTIDUMBRE DEL MODELO :

El nivel de incertidumbre de los resultados de Spatial provienen de las incertezas propias del registro de información que lo alimenta, el cual es altamente exigente en número y calidad de datos para conformar la base de análisis posterior.

D) VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL MODELO

1. VENTAJAS:

La ventaja principal de este programa, el cual contiene varios modelos de la dinámica de poblaciones, es el carácter integrado de los mismos y su interactividad, lo cual lo hace relativamente sencillo de usar. Recoge adecuadamente el comportamiento espacial de la dinámica de la flota y del recurso, lo que se traduce en estimaciones más exactas de la abundancia del stock y parámetros particulares de la actividad pesquera asociada.

2. DESVENTAJAS:

Como desventaja, tal vez la constituya la necesidad de contar con abundantes antecedentes e información de entrada al SPATIAL, estructurada espacialmente. El otro aspecto que genera alguna dificultad en su uso es que no resulta flexible a situaciones de comportamiento o estructura imprevistas de las pesquerías que se analicen, dado que se trabaja el programa como "caja negra".

ANEXO 2

Costos de aplicación de los modelos

A) CAPTURA, ESFUERZO Y RENDIMIENTO DE PESCA				MILES	\$ 2.944
				US \$	7.111
A1. MUESTREO EN MUELLE					
OPERACIÓN	FIJO	VARIABLES			
		MENSUAL	ANUAL		
PIE DE METRO	45	4		48	
BALANZAS	80	5		60	
ROPA TRABAJO	35				
BOLSO MATERIALES	8				
GRABADORA	20	5		60	
TABLILLAS	5				
MOVILIZACIÓN.		8		96	
PILAS		3		36	
FORMULARIOS		4		48	
COMUNICACIONES		15		180	
VIATICOS		18		216	
SUPERVISIÓN		30		360	
SEGUROS		12		144	
COLACIONES		45		540	
VARIOS		18		216	
TOTALES	193	167		2004	
COSTO TOTAL OPERACIÓN ANUAL POR CENTRO DE MUESTREO					2197
COSTO DE MUESTREO EN MUELLE				MILES \$	2197
				US \$	6.307
A.2. INGRESO DE DATOS					
OPERACIÓN					
EQUIPO	60	5		60	
INSUMOS	5	5		60	
VARIOS		15		180	
TOTAL OPERACION	65	25		300	
TOTAL DIGITACIÓN				MILES \$	385
				US \$\$	982
A.3. PROCESAMIENTO PRIMARIO					
OPERACIÓN					
EQUIPO	58	5		60	
INSUMOS		12		144	
VARIOS		10		120	
TOTAL OPERACIÓN	58	27		324	
TOT. PROC. PRIMARIO				MILES \$	382
				US \$	925
RESUMEN					
				MILES \$	
OPERACION				2.944	7.111
TOTAL				2.944	7.111

B) MUESTREOS BIOLÓGICOS :		MILES	\$ 1.294
ESTRUCTURA DE TALLA Y LONGITUD PESO		US \$	3.126
A1. MUESTREO EN MUELLE			
OPERACIÓN	FIJO	VARIABLES	
		MENSUAL	ANUAL
FORMULARIOS		4	48
COMUNICACIONES		5	60
VIATICOS		7	84
SEGUROS		6	72
VARIOS		18	216
TOTALES	0	40	480
COSTO TOTAL OPERACIÓN			480
ANUAL POR CENTRO DE MUESTREO			
		MILES \$	US \$
COSTO DE MUESTREO EN MUELLE		480	1.188
A.2. INGRESO DE DATOS			
OPERACIÓN	FIJO	MENSUAL	ANUAL
EQUIPO	35	5	60
INSUMOS		15	180
VARIOS		15	180
TOTAL OPERACIÓN	35	35	455
		MILES \$	US \$
TOTAL DIGITACIÓN		480	1.188
A.3. PROCESAMIENTO PRIMARIO			
OPERACIÓN	FIJO	MENSUAL	ANUAL
EQUIPO		5	60
INSUMOS		12	144
VARIOS		10	120
TOTAL OPERACIÓN	0	27	324
		MILES \$	US \$
TOT. PROC. PRIMARIO		324	783
RESUMEN			
		MILES \$	3.126
TOTAL		1.294	3.126

C) ESTUDIOS BIOLÓGICOS ESPECIFICOS:		MILES	\$ 3.850
		US \$	9.300
1. ESTUDIOS DE REPRODUCCION			
1.1. OBTENCION DE MUESTRAS Y PROCESAMIENTO DE ELLAS			
OPERACIÓN	COSTOS FIJOS	COSTOS VARIABLES	
		MENSUAL	ANUAL
REACTIVOS QUIMICOS	750	15	180
COMUNICACIONES		10	120
MATERIALES LABORATORIO	80	40	480
ARRIENDO EMBARCACION		65	780
VIATICOS		20	240
SEGUROS		10	120
VARIOS		18	216
TOTALES	830	178	2.136
COSTO TOTAL OPERACIÓN			2.966
		MILES \$	US \$
COSTO DE MUESTREO Y PROCESAMIENTO MUESTR		2.966	7.164
1.2. INGRESO DE DATOS			
OPERACIÓN			
EQUIPO	35	5	60
INSUMOS	20	5	60
VARIOS		25	300
TOTAL OPERACION	55	35	475
		MILES \$	US \$
TOTAL DIGITACIÓN		530	1.280
1.3. PROCESAMIENTO DATOS Y ELABORACION DE INFORME			
OPERACIÓN			
EQUIPO	15	5	60
INSUMOS		12	144
VARIOS		10	120
TOTAL OPERACION	15	27	339
		MILES \$	US \$
TOT. PROC. DATOS		354	855
RESUMEN			
		MILES \$	US \$
TOTAL		3.850	9.300

D) PARAMETRIZACIÓN :			
ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS DE MORTALIDAD TOTAL, POR PESCA Y NATURAL APARTIR DE LOS DATOS GENERADOS POR LOS MODULOS A. Y B.			
		MILES	735
		US \$	1.775
OPERACIÓN	FIJO	VARIABLES MENSUAL	ANUAL
EQUIPO	250	5	5
INSUMOS	65	45	45
VARIOS		55	55
TOTAL OPERACION	315	105	420
TOTAL PARAMETRIZACIÓN		MILES \$	735
		US \$	1.775

E) ELEMENTOS PARA LA ESTIMACIÓN DE LOS COSTOS DE OPERACIÓN DE LOS MODELOS

ESTIMACIÓN EFECTUADA A PARTIR DE LOS COSTOS TOTALES ANUALES DE MONITOREO DE LA ACTIVIDAD DE PESCA Y PARA ESTUDIOS BIOLÓGICOS ESPECÍFICOS QUE INCLUYEN DOCE MUESTRAS DISTRIBUIDAS EN UN AÑO DE ESTUDIO.

ITEMS	MILES \$ COSTO	US \$ COSTO
A) CAPTURA, ESFUERZO Y RENDIMIENTO DE PESCA MUESTREO EN UN CENTRO DE DESEMBARQUE	2.944	7.111
B) MUESTREOS BIOLÓGICOS : ESTRUCTURA DE TALLA Y LONGITUD PESO (1 CENTRO DE DESEMBARQUE)	1.294	3.126
C) ESTUDIOS BIOLÓGICOS ESPECÍFICOS: 1. ESTUDIOS DE REPRODUCCIÓN (60 MUESTRAS MENSUALES APROX). 2. CRECIMIENTO MEDIANTE LECTURA DE ANILLOS	3.850 3.719	9.300 8.983
D) PARAMETRIZACIÓN :	735	1.775
COSTO TOTAL DE UN ESTUDIO QUE CONTENGA:		
MUESTREOS DE CAPTURA Y ESFUERZO EN 1 MUELLE		
MUESTREOS BIOLÓGICOS EN EL MISMO MUELLE		
ESTUDIO DE REPRODUCCIÓN		
ESTUDIO DE CRECIMIENTO		
ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS DE MORTALIDAD		
	12.542	30.295