



FONDO DE INVESTIGACION PESQUERA

INFORMES TECNICOS F I P

FIP - IT / 94 - 22

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

UNIDAD : CONSULTORA AMBIENTAL S.R.L.
EJECUTORA

INFORME FINAL
PROYECTO FIP 94-22
"METODOS DE EVALUACION DE STOCK EN
RECURSOS
BENTONICOS DE FONDOS DUROS"

1996

CONSULTORA AMBIENTAL SRL

Investigador Responsable: Dr. Miriam Fernández

Co-Investigadores: Dr. Omar Defeo

Dr. Jose Orensanz

Dr. Raul Palacios

RESUMEN EJECUTIVO

El objetivo de este estudio fue clasificar y analizar técnica y económicamente los métodos de evaluación de stock, aplicados tanto a nivel nacional como internacional, en recursos bentónicos que habitan fondos duros, con especial énfasis en gastrópodos.

Se utilizaron diferentes metodologías para identificar los métodos de evaluación de stock utilizados. La metodología más exitosa resultó la búsqueda a través de sistemas computarizados. Sin embargo igualmente se obtuvieron publicaciones por otros métodos.

Las publicaciones fueron clasificadas, según el criterio pre-establecido en nuestra propuesta de trabajo, en métodos directos e indirectos, y subclasificadas dentro de estas categorías (para métodos indirectos en: modelos de producción simple o con regazo, análisis de reducción de stock, métodos de depleción de stock, modelos de stock-reclutamiento, modelos de rendimiento por recluta, y otros modelos estructurados). Para cada trabajo aplicado a recursos bentónicos de fondos duros, se presenta una ficha técnica que contiene: el modelo, sus supuestos, requerimiento de datos, fuentes de errores, respuesta a violaciones de los supuestos, recurso al que fue aplicado, y estimación de costos). Se presenta además una clasificación de acuerdo a si los modelos son estructurados o no, diferenciales o de diferencia, estocásticos o determinísticos, y si incorporan incertidumbre o no.

De acuerdo a esta recopilación bibliográfica, los métodos de evaluación directos no son normalmente utilizados para evaluaciones de poblaciones explotadas. En general esta metodología se utiliza para poblaciones no explotadas, y en estudios ecológicos a escala espacial reducida. En la mayoría de los casos se realizan estimaciones de densidad, pero no de abundancia poblacional. Esto podría deberse a la amplia distribución geográfica de las especies, y el patrón de micro-distribución agregada, que hacen que los costos de estimación directa sean muy elevados. Por otro lado, este último factor hace que los especialistas pesqueros consideren que sólo las evaluaciones directas serían una alternativa válida de evaluación de estos stocks. Se considera que la metodología aplicada a plantas terrestres, en vez de a peces es la que debería utilizarse para invertebrados bentónicos. Los métodos de muestreo, los diseños, como así también el análisis de los datos utilizados para especies bentónicas de fondos duros, no ha alcanzado gran desarrollo. Comparativamente, han ocurrido mayores desarrollos para recursos de fondos blandos. En es

proyecto FIP. Se hace referencia a metodologías desarrolladas recientemente para recursos agregados (de muestreo y análisis), y aún no aplicadas a recursos bentónicos.

El mismo patrón fue observado para métodos de evaluación indirectos. Se han recopilado gran número de trabajos. Sin embargo, estos no presentan metodologías novedosas. Por tal motivo, se han incluido referencias no estrictamente relacionados a fondos duros, cuando estas presenten alternativas aplicables a los recursos foco de este estudio. El problema observado fue discutido por Breen (1992). Breen concluyó que tradicionalmente las técnicas modernas de evaluación de stock han sido aplicadas tardíamente a abalones y especies semejantes. Breen atribuye este problema a que (1) los stocks de abalones han sido sobreexplotados mas recientemente que otras especies de peces, para las cuales los modelos fueron desarrollados, y (2) a que las poblaciones de abalones difieren sustancialmente de otras poblaciones marinas explotadas, lo cual previene la aplicación directa de técnicas standards. A estos problemas se suman otros relacionados con los datos disponibles. En general el índice de CPUE no es un buen indicador de abundancia, por el comportamiento agregado de estas especies, y esto previene el uso de modelos que dependen exclusivamente de estos datos, como los modelos de producción.

La tendencia actual en modelos de dinámica poblacional, fundamentalmente de especies no explotadas y/o de fondos blandos, es la incorporación de la influencia de los patrones de circulación, de factores ambientales, de la disponibilidad de larvas, y de la dinámica espacial en dichos modelos. Aunque estas características son deseables, estos modelos requieren de gran cantidad de información biológica, y de la estimación de una gran cantidad de parámetros.

INDICE GENERAL

INDICE

Antecedentes	1
Objetivos	2
Metodología de trabajo	3
Objetivo 1	3
I. Identificación	3
II. Clasificación	5
Objetivo 2	6
Objetivo 3	6
Resultados	8
I. Identificación	8
II. Clasificación	13
a. Criterios de selección	13
b. Organización del informe	14
c. Clasificación	14
c.1. Simbología	15
c.2. Evaluación Económica	16
c.3. Métodos de evaluación indirecta	19
c.3.1. M.Produccion Simples	20
c.3.2. M.Produccion Regazo	78
c.3.3. A. Reduccion Stock	99
c.3.4. Modelos de Depleción	120
c.3.5. Modelos Stock-Reclutamiento	127
c.3.6. Rendimiento por recluta	159
c.3.7. Otros modelos estructurados	200
c.4. Métodos de evaluación directa	215
IV. Análisis y discusión	293
V. Conclusiones	299
VI. Referencias	300
Anexo I	306
Tablas y Figuras	307

ANTECEDENTES

En Chile existen una gran cantidad de recursos bentónicos, principalmente gastrópodos, que son explotados comercialmente por el sector pesquero artesanal, y que se caracterizan por constituir bancos y habitar fondos duros. De acuerdo a las últimas estadísticas pesqueras del SERNAP el desembarque promedio de invertebrados por pesca artesanal es aproximadamente 184.500 toneladas, y la recolección promedio de algas asciende a 92.934 toneladas. Dentro de los invertebrados, 59.900 toneladas (32%) corresponden a organismos que habitan fondos duros (SERNAP).

Dentro de los invertebrados, el erizo (*Loxechinus albus*) representa el mayor volumen de los desembarques de la pesca artesanal, y con una tendencia aún creciente (SERNAP). Dentro de los moluscos, el recurso que clásicamente concentró el interés de la pesca artesanal de fondos duros fue el loco (*Concholepas concholepas*), aunque ha ocurrido un notorio aumento en las capturas de lapas (*Fissurella spp.*) en los últimos años. El pulpo (*Octopus mimus*), el piure (*Pyura chilensis*), y en menor escala la jaiba mora (*Homalaspis plana*), son otros de los recursos bentónicos explotados por pescadores artesanales en Chile. La característica común a estos recursos es su estrecha asociación con fondos rocosos. La limitante de vivir asociado a un sustrato específico, debido a las características biológicas de algunas especies (ejemplo: agregaciones reproductivas; Castilla 1979; depositación de huevos; Shepherd y Partington 1995), y la oferta de refugios (Eggleston et al. 1990), contribuyen a la distribución agregada. Esta distribución agregada debería tenerse en cuenta en los diseños de muestreo para evaluaciones directas, como también para el análisis de la información proveniente de la pesca artesanal.

Además de la distribución agregada, la mayoría de los recursos de fondos duros explotados en Chile poseen una fase larval de dispersión. Algunas especies poseen fases larvales muy cortas (horas o días), y/o se encuentran distribuidas en áreas de retención larval (Shepherd y Partington 1995), de modo que estas poblaciones se pueden considerar "cerradas". Sin embargo, en la mayoría de los casos la duración de la fase larval es larga, y las larvas son transportadas a zonas lejanas del stock parental. Este factor también debe ser considerado en los modelos de evaluación de stock.

Un stock es una colección arbitraria de individuos, caracterizados por atributos cuantitativos que miden su potencial para producir cosechas inmediatas (Gulland 1983). Estos atributos incluyen, entre otros, el número total de individuos, la densidad por unidad de área/volumen en el área en que son explotados, la biomasa total, la biomasa por unidad de área, el tamaño promedio. Los modelos de evaluación de stock intentan predecir el modo en que uno o más de estos atributos se comportarán bajo presión de pesca, y el tiempo de respuesta del stock (Hilborn y Walters 1992).

Los métodos de evaluación de stock utilizados frecuentemente para evaluar poblaciones explotadas y estimar su potencial de producción son los indirectos, fundamentalmente debido a que los costos asociados a la toma de información son menores. Sin embargo, en algunos casos se utilizan métodos de evaluación directos (McShane 1994; 1995). En las pesquerías artesanales, la toma de información resulta particularmente difícil debido a la diversidad de especies explotadas, y a que la flota está dispersa en gran cantidad de localidades. El foco tradicional de toma de datos de captura y esfuerzo, desarrollado para pesquerías de Norteamérica y Europa, debería ser modificado para las pesquerías artesanales, y los métodos de evaluación, desarrollados especialmente para peces, no siempre pueden adaptarse a los recursos foco de la pesca artesanal bentónica (Gallucci et al. 1996).

La gran diversidad de métodos de evaluación de stock directos e indirectos, y los avances metodológicos realizados en los últimos años, requieren de un minucioso estudio en la elección del modelo de evaluación apropiado para un stock particular. No existe un criterio universal sobre el uso de modelos particulares para evaluación de stocks (Larkin 1977; Hilborn 1979; Ludwig y Walters 1985; Hilborn y Walters 1992), ya que esto depende de la calidad de los datos disponible como también de las características de historia de vida de las especies explotadas. Las características de agrupación y comportamiento de los recursos asociados a fondos duros, requieren especial atención en la selección del modelo apropiado. Por lo tanto, la administración pesquera de Chile, ha requerido explorar y evaluar técnica y económicamente la aplicación de métodos de evaluación de stock de recursos bentónicos que habitan fondos duros.

OBJETIVOS GENERALES Y ESPECIFICOS

De acuerdo a lo estipulado en los Términos Básicos de Referencia para el Proyecto Métodos de evaluación de stock en recursos de fondos duros, los objetivos del presente proyecto son:

Objetivo General:

Clasificar y analizar técnica y económicamente los métodos de evaluación de stock, aplicados tanto a nivel nacional como internacional, en recursos bentónicos que habitan en fondos duros, con especial énfasis en gastrópodos.

Objetivos Específicos:

Objetivo 1. Identificar y clasificar en un contexto sistemático los métodos de evaluación de stock utilizados a nivel nacional como internacional en la administración de pesquerías que explotan recursos de fondos duros.

Objetivo 2. Desarrollar detalladamente las metodologías y requerimientos de información de los diferentes métodos de evaluación de stock individualizados en 1.

Objetivo 3. Estimar los costos de operación asociados a la aplicación de diferentes métodos de evaluación de stock individualizados.

METODOLOGIA DE TRABAJO

La metodología de trabajo propuesta se detalla a continuación, y ha sido desarrollada separadamente para cada objetivo específico.

Objetivo 1. Identificar y clasificar en un contexto sistemático los métodos de evaluación de stock utilizados a nivel nacional como internacional en la administración de pesquerías que explotan recursos de fondos duros.

I. Identificación

En primer lugar se recopilarán trabajos clásicos de evaluación de stock, ya que en la mayoría de los casos los modelos actualmente utilizados son variantes de modelos clásicos. Muchos modelos no fueron necesariamente desarrollados para fondos duros, pero fueron la base de un modelo que luego se modificó para esa condición particular. Estos trabajos clásicos (ejemplo Schaefer 1954; Beverton y Holt 1957) serán incluidos en los análisis. Esto será de particular interés ya que muchas veces los modelos de evaluación de stock son mal interpretados en aplicaciones a invertebrados (ejemplo, stock-reclutamiento: Caputi y Brown 1986; Phillips 1986).

Dentro del material relacionado a fondos duros se focalizarán los esfuerzos dentro del grupo de los gastrópodos. Sin embargo, se incluirán en la búsqueda y análisis métodos de evaluación de stock de otros recursos de fondos duros.

Se utilizarán 4 metodologías de muestreo diferentes con el objetivo de identificar los distintos métodos de evaluación de stock utilizados en la administración de pesquerías en general, y de recursos de fondos duros

en particular. Tanto a nivel nacional como internacional se utilizarán las siguientes estrategias de muestreo: (i) búsquedas bibliográficas en revistas con referees (período 1982-presente; utilizando palabras claves en los casos en que la búsqueda se realice a través de computadores); (ii) búsqueda en centros de investigación adonde se desarrollen métodos de evaluación de stock (dirigida fundamentalmente a literatura gris); (iii) pedidos de trabajos a investigadores; y (iv) revisión de listas bibliográficas de referencia de los trabajos pioneros (o relevantes) en cada método de evaluación de stock, taxón, y área geográfica. A través del método i esperamos detectar los trabajos que hayan sido publicados en las revistas de mayor difusión mundial y nacional. A través de la técnica ii se espera acceder a material publicado como literatura gris por los grandes centros de evaluación de stock del mundo (ej. IATTC, IPHC), adonde historicamente se han publicado los primeros métodos de evaluación de stock. Este tipo de material también podría ser recopilado a través del método de muestreo iii, el cual además permitiría acceder a tesis o publicaciones en revistas de difusión regional, por autores que hayan desarrollado métodos de evaluación de stock en recursos de fondos duros. Este material también podría ser detectado por el método de muestreo iv, aunque la búsqueda se limite sólo a los trabajos más relevantes.

Método i: Revistas con referees. A nivel internacional se realizará una búsqueda, utilizando como fuente los resúmenes publicados en los discos Compact Cambridge (ASFA). El ASFA contiene resúmenes de las revistas pesqueras de mayor difusión como también de otras áreas de interés (por ejemplo: ecología), lo que permitiría detectar métodos de evaluación directa no exclusivos de las ciencias pesqueras. Con el objetivo de identificar métodos de evaluación de stock utilizados internacionalmente en recursos bentónicos, la búsqueda se dirigirá a grupos semejantes a los explotados en Chile, y particularmente a gastrópodos (por ejemplo, abulón). Se utilizarán como palabras claves evaluación de stock (stock assessment), muestreo (sampling), modelo/modelos/modelaje (model*), recursos bentónicos (benth*), comportamiento agregado (aggregat*), abulón (abalone) en diferentes combinatorias. Consideramos que será más ventajoso no restringir la búsqueda utilizando palabras claves muy específicas, ya que en muchos casos los resúmenes no contienen todos los detalles de interés.

Por último, se realizará una búsqueda utilizando como palabras claves evaluación de stock y cada uno de los recursos (grupos) explotados en Chile (ejemplo: algas, erizos, gastrópodos, jaibas), o para especies semejantes (por ejemplo con distribución espacial agregada). Finalmente se realizará una búsqueda utilizando el nombre científico de especies explotadas en Chile (ejemplo: *Concholepas concholepas*) de modo de identificar trabajos sobre recursos exclusivos de Chile publicados en el exterior. A nivel nacional la búsqueda se realizará en las revistas Biología Pesquera, Investigación Pesquera, Revista Chilena de Historia Natural, e Investigaciones Marinas.

Métodos ii y iii: Otras estrategias de búsqueda de métodos de evaluación de stock se dirigirán a instituciones e investigadores que han publicado la literatura más relevante en evaluación de recursos bentónicos, con el objetivo de obtener material publicado en revistas de difusión regional, o literatura gris. Se enviarán cartas de

solicitud de publicaciones a centros de investigación, tanto a nivel internacional como nacional. En base al interés particular en gastrópodos, requerido en la propuesta, pero también teniendo en cuenta a otros invertebrados bentónicos explotados en Chile, se seleccionarán los centros de investigación e investigadores que se contactarán. Entre ellos se encontrarán los siguientes centros (e investigadores): University of California (USA, Davis; L. Botsford); University of Washington (USA, School of Fisheries; V. Gallucci, R. Hilborn, P. Sullivan, J. Skalski); University of British Columbia (Canadá; C. Walters, D. Ludwig); Washington Department of Fisheries (USA; Dr. Bradbury), NOAA/NMFS (USA; M. Fogarty, R. McConnaghey, H. Lai, R. Methot, M. Sisenwine); IFREMER (Francia; P. Berthou, D. Pelletier); CSIRO y otros centros de Australia (B. Phillips, J. Prince, S. Shepherd), Ministry of Agriculture and Fisheries of New Zealand y otros centros de Nueva Zelandia (P. Breen, P. McShane), y Sudáfrica (D. Butterworth, M. Berg). Sin embargo esta lista puede ser ampliada dependiendo de la búsqueda detallada en i.

A nivel nacional, se visitará la biblioteca del IFOP con el objetivo de recopilar literatura gris. Se contactarán además investigadores de Universidades en las que clásicamente se han realizado estudios relacionados con pesquerías (entre ellas Universidad del Norte, Pontificia Universidad Católica de Chile, Universidad Austral). Por último se cursaran cartas a investigadores que han realizado trabajos relacionados con pesquerías de gastrópodos en Chile (Dr. J.C.Castilla, Dr. Gallardo, Dr. C. Moreno, Dr. W.Stotz). Se espera que a través de esta búsqueda a nivel nacional e internacional, se acceda no sólo a literatura pesquera de especies explotadas en Chile, sino también sobre historia de vida de dichas especies.

Método iv: Por último, se prestará especial atención a la lista de referencia de las publicaciones identificadas en i, ii, e iii, ya que trabajos publicados internacionalmente (revistas regionales, o literatura gris), podrían no ser detectados en las búsquedas detalladas anteriormente. Sin embargo, estos podrían ser la base de métodos de evaluación utilizados en regiones o especies particulares.

II. Clasificación

Los métodos de evaluación de stock identificados serán clasificados en principio en dos grandes categorías: directos e indirectos. Dentro de los métodos directos se realizará una clasificación de acuerdo a si los métodos son adaptativos o no adaptativos, y en segundo lugar a la escala espacial de aplicación de cada metodología encontrada. Consideramos que la inclusión de la escala espacial en la clasificación de métodos de evaluación directos es de importancia, ya que en general los métodos directos son utilizados para estudios de pequeña escala. Los métodos adaptativos de muestreo han sido utilizados para especies que presentan distribución agregada, y están distribuidos en localidades geográficas muy restringidas. Estos métodos han sido experimentalmente utilizados para el recurso loco en el Area de Manejo de El Quisco, Chile (observación personal), pero la logística asociada a este muestreo no sería aplicable a evaluaciones directas de gran escala.

En cuanto a los métodos indirectos, se clasificarán en primer lugar en las grandes categorías en las que FIP requiere focalizar el estudio: de producción (simples y con rezago), y estructurados. En cada caso se utilizarán subcategorías (de diferencia o no, estructurados por talla o peso, con incertidumbre o no). Para los propósitos de este estudio los métodos de evaluación de stock serán también subclasificados según si incorporan la estructura espacial. Este factor es de importancia en los métodos de evaluación de stock de recursos bentónicos agregados, que son el foco de este inventario.

Objetivo 2. Desarrollar detalladamente las metodologías y requerimientos de información de los diferentes métodos de evaluación de stock identificados.

Una vez que los métodos de evaluación de stock hayan sido clasificados en las categorías pre-establecidas, se analizará cada modelo identificado. Se supone que a través de la metodología de búsqueda se recopilarán gran cantidad de trabajos, y que en muchos casos el modelo utilizado será común. En esa situación se seleccionará el trabajo pionero en la categoría, o que represente un real aporte al conocimiento, y se listarán igualmente las variantes que presenten los otros modelos (especies, otras características). En los casos en que no se presenten variantes, se listarán las publicaciones en los que se haya utilizado cada modelo.

Para cada categoría establecida, se describirá el modelo y se analizarán los supuestos centrales, el soporte estadístico, los datos requeridos, la respuesta ante posibles violaciones a los supuestos, y las principales fuentes de error asociadas a este modelo particular. Luego, para cada nuevo método analizado, se realizarán comparaciones con el modelo original propuesto (e.g. Schaefer dentro de los modelos de producción). Se analizará además la forma de obtención de datos (serie de tiempo, contraste), el tipo de recurso al que fue aplicado, la historia de dicha pesquería (años que se ha explotado, niveles de explotación), y la historia de vida de la especie (de vida corta/larga, período larval, y potencial de dispersión). En base a este análisis se generará una ficha técnica que podrá ser utilizada como fuente de referencia.

Objetivo 3. Estimar los costos de operación asociados a la aplicación de diferentes métodos de evaluación de stock individualizados.

Los métodos de evaluación de stock serán clasificados en (1) directos; e (2) indirectos. Dentro de cada categoría de métodos de evaluación identificados, los costos se clasificarán en (1) de muestreo, y (2) de análisis.

(1) **Métodos directos:** En la Tabla II se presenta la clasificación de costos requerida por el Consejo de Investigación Pesquera, y la metodología de estudio de los mismo.

Se realizarán encuestas en la V Región, con el objetivo de estimar los costos de uso de embarcación y de buceo por hora, y el área que un buzo puede cubrir por unidad de tiempo para estimar la densidad de las especies de interés. También se estimará el tiempo de muestreo (medir/pesar/sexar) necesario en horas de muestreador para un número de individuos determinado (número mínimo de muestra requerido por sitio de muestreo en base a especificaciones del modelo). La estimación de tiempo de muestreo se realizará en base a la experiencia de los autores y encuestas. Se encuestarán biólogos y asesores de caletas de la V Región para obtener datos sobre tiempo de muestreo, y fundamentalmente costos de muestreo en pesos por hora hombre. En base a esta información, será posible estimar el costo promedio de obtención de datos para cada método de evaluación directa por unidad de área. Finalmente, los costos podrán ser extrapolados al número de localidades (área total) en las cuales se desea realizar la evaluación de stock.

Los costos asociados al proceso de análisis de datos serán estimados en base a la experiencia de los autores (en horas hombre), y consultas a expertos. Por análisis de datos entendemos el ingreso y análisis preliminar de los datos para alimentar el modelo de evaluación de stock, modelaje, y elaboración de informes. Los precios promedio por hora hombre se calcularán en base al valor actual utilizado por el Instituto de Fomento Pesquero y la Pontificia Universidad Católica de Chile. Estas dos Instituciones se seleccionaron por su representatividad en Chile Central. Los costos serán reportados en pesos chilenos.

(2) **Métodos indirectos:** Como se destacó anteriormente, los costos variarán según la distribución geográfica de la pesquería (por ejemplo, será más local en el caso de la jaiba que del loco) y por lo tanto se reportarán en horas hombre por puerto de desembarque. El esfuerzo de muestreo (costos) dependerá de la cantidad de localidades para las cuales el investigador requiera datos para alimentar el modelo, y del tamaño mínimo de muestra requerido (o error que se quiera utilizar).

En la Tabla III se clasifican los costos según lo solicitado por el Consejo de Investigación Pesquera, y la metodología de estimación de los mismos. En base a encuestas a biólogos y asesores de caleta de la V Región, se calculará el esfuerzo de muestreo total, el cual será reportado en horas hombre por puerto y embarcación. Los costos asociados al análisis de los datos serán estimados en base a la experiencia de los autores, y consultas a expertos en evaluaciones de stock, cuando se considere necesario. Los precios promedio por hora hombre se calcularán en base al valor utilizado por el Instituto de Fomento Pesquero y la Pontificia Universidad Católica de Chile. Estos serán reportados en hora hombre por puerto de desembarco.

RESULTADOS

I. Identificación

Como se señaló en la propuesta de trabajo, se utilizaron diferentes metodologías para identificar los métodos de evaluación de stock, utilizados tanto a nivel nacional como internacional, en la administración de pesquerías que explotan recursos de fondos duros. Para el cumplimiento de esta sección, se recopilaron los trabajos clásicos de evaluación de recursos los cuales fueron utilizados a modo de referencia. Este criterio fue pre-establecido en nuestra propuesta de trabajo, debido al poco desarrollo teórico que existe en la metodología indirecta de evaluación de recursos explotados de fondos duros. Como se señala a continuación, en general se han aplicado modelos clásicos, con algunas excepciones en que se han re-adaptado dichos modelos para las condiciones particulares de los recursos bentónicos de fondos duros.

Dentro del material relacionado a fondos duros se focalizaron los esfuerzos dentro del grupo de los gastrópodos.

Método (i) búsquedas bibliográficas en revistas con referees. En nuestra propuesta se consideraba realizar la búsqueda en el período comprendido entre 1982-presente, en las bases de datos disponibles en Chile. Dado que hemos tenido acceso a sistemas de búsqueda en EEUU y Alemania, el período fue extendido entre 1964 y 1996. La búsqueda se realizó en los archivos de Marine and Oceanographic Biology (1964 a 1996), y Cambridge Scientific Abstracts (ASFA; 1978-96). El ASFA contiene resúmenes de libros y de las revistas pesqueras de mayor difusión, como también de otras áreas de interés (por ejemplo: ecología), lo que permitió detectar métodos de muestreo o evaluación directa, no exclusivos de las ciencias pesqueras. Se utilizaron diferentes combinatorias de palabras claves, las cuales fueron listadas en nuestra propuesta de trabajo. Las combinaciones de palabras claves utilizadas fue extendida y se listan en la Tabla I. Se listan además, el número de trabajos encontrados en cada búsqueda en ASFA para cada período (1978-87 y 1987-96). No se utilizaron palabras claves demasiado específicas para aumentar las probabilidades de encontrar trabajos de interés para este proyecto. Del total de trabajos encontrados en cada búsqueda (segundo número listado en Tabla I), se realizó una revisión para determinar aquellos de interés para cumplir los objetivos de este proyecto. Debido a la no-restricción en las palabras claves utilizadas, muchos de los trabajos listados no estaban dentro del foco de este proyecto (ej. bioquímica, fisiología, etc). En otros casos (por ejemplo búsqueda de $\text{model(*)} + \text{stock(*)} + \text{spatial(*)}$) la mayoría de los modelos no tenían ninguna relación con especies bentónicas o con evaluación de stock, sino con modelos espaciales de producción de fitoplancton. Como se puede observar (Tabla I), en muchos casos una importante proporción de los trabajos estaban fuera de nuestra área de interés. Para cada período, la Tabla I incluye el número de trabajos considerados "relevantes" (primer número) del total de trabajos que resultaron de cada búsqueda. El criterio para considerar un trabajo relevante en esta etapa fue muy amplio. Se incluyeron como relevantes aquellos trabajos que incluyeran los siguientes temas: pesquerías

(descripciones, evaluación de stock, metodologías), historia de vida, biología reproductiva, y ecología (interacciones tróficas, distribución espacial, interacciones biológicas, dinámica de poblaciones y comunidades). Posteriormente, se realizó una evaluación exhaustiva de los trabajos de interés, y los restantes se utilizaron sólo como fuente de referencia (sobre la historia de vida, ecología, y distribución espacial).

De la lista reducida de trabajos que se obtuvo, no todos los trabajos incluían aspectos metodológicos, en muchos casos eran meros reportes descriptivos de pesquerías. En otros casos, sólo se presentaba un abstract (presentaciones a congresos), o sólo los abstracts estaban disponibles en inglés y los trabajos completos estaban en otros idiomas (japonés, italiano, ruso, tailandes). De todos modos, en ningún caso se detectó un trabajo en otro idioma que castellano, francés, inglés o alemán, y que en base al abstract hubiera significado un aporte a los métodos de evaluación de recursos bentónicos de fondos duros. En algunos casos (ej. japonés), las referencias a estos trabajos fueron igualmente incluidos en el texto.

En Chile se revisaron revistas chilenas en diferentes bibliotecas (N=5, incluyendo bibliotecas personales). Se revisaron las siguientes revistas: Revista de Biología Marina (desde 1975), Biología Pesquera (desde 1975), Investigaciones Marinas (desde 1975), Ciencia y Tecnología del Mar (1982-1995), Gayana (1982-1994), Revista Chilena de Historia Natural (desde 1981), Medio Ambiente (1981, 1983-1991), e Investigación Pesquera (desde 1985). Además, se revisaron los ejemplares disponibles en las bibliotecas del IFOP, y de la Pontificia Universidad Católica de Chile de las siguientes revistas: Biota, Clava, Boletín Antártico Chileno, Series Científicas INACH, y Chile Pesquero. Estas revistas no siempre han tenido una publicación regular, y el foco de las mismas, aunque marino, no es evaluaciones de stock. Las revistas mencionadas se revisaron en dos oportunidades (Marzo y Diciembre de 1996), y la búsqueda se realizó a través de los índices de cada publicación. El número de publicaciones encontradas en las revistas chilenas es muy limitado, y en general no está en relación con desarrollo de metodologías sino con la aplicación de métodos pre-existentes. Esto revela que los métodos de evaluación de stock de recursos bentónicos de fondos duros no son comunes en la literatura chilena.

Métodos (ii) búsquedas en centros de investigación y **(iii)** pedidos de trabajos a investigadores. Se contactaron centros adonde clásicamente se han desarrollado métodos de evaluación de stock, y/o a investigadores de dichos centros, con el objetivo de obtener literatura gris.

Se contactaron los siguientes centros CSIRO, FAO, IATTC, IFREMER, IPHC, y NMFS. Dichas instituciones se contactaron en primer término vía correo postal. Se recibió respuesta sólo de la IPHC, que envió material sobre los desarrollos metodológicos llevados a cabo por dicha institución, o utilizado la base de datos de la IPHC.

Con posterioridad realizamos nuevos contactos con los restantes centros a través de correos electrónicos. Recibimos respuestas de FAO (del Dr. J. Caddy, sección invertebrados, y del Dr. Csirke, Latinoamérica). El Dr. Caddy nos indicó que no existe ningún trabajo de FAO sobre este tema (excepto el manual actualmente en preparación sobre recursos bentónicos, Orensanz y Defeo), y que la última recopilación en este área era su libro (1988).

De CSIRO recibimos una notificación (de L. Cavanagh) de que nuestro mensaje había sido transferido a las personas encargadas de las publicaciones, y dichos investigadores (K. Bashford, y J. Bray) nos informaron posteriormente que CSIRO no ha desarrollado métodos de evaluación para recursos bentónicos de fondos duros, tampoco realizado modificaciones de modelos clásicos para su aplicación dichos recursos, que no se encuentren disponibles en publicaciones periódicas. Quisieramos destacar, que conocemos de la existencia de aplicaciones de metodologías de evaluación de recursos a invertebrados por investigadores de dicho centro, y de algunas modificaciones metodológicas (ej. stock-reclutamiento, Phillips). Sin embargo, estos trabajos están también publicados en revistas científicas, y fueron incluidas en este informe.

Debido a la falta de respuesta del departamento de publicaciones de los Centros restantes, se contactaron investigadores. En NOAA contactamos al Dr. R. McConnaughey, y al Dr. T. Waingwright, quienes están a cargo de la sección de invertebrados y evaluación de stocks en el Northwest Center, Seattle, y al Dr. T. Minello (Southeast Center, Galveston) para solicitarles su cooperación en dirigir el pedido. A través de la colaboración de estos investigadores, recibimos reportes recientes sobre evaluaciones de stock de invertebrados conducidos por el NMFS. Los trabajos recibidos estaban relacionados únicamente a aplicaciones (no desarrollos) de metodologías. En su mayoría estos trabajos estaban relacionados con crustáceos y otros recursos de fondos blandos.

Las oficinas de las cuales se obtuvo menor nivel de respuesta fueron la IATTC e IFREMER. En el primer caso, la falta de respuesta no sería de mayor importancia, ya que los reportes de la IATTC, están disponibles en bibliotecas (ej. Bundesforschungsanstalt für Fisherei; Informations und Dokumentationsstelle, Hamburg y Ocean and Fisheries Library, Seattle). Además, excepto informes de varias décadas atrás que contienen desarrollos de modelos de evaluación, la mayoría de los reportes presentes no son relevantes para nuestro proyecto.

En IFREMER se contactaron en segunda instancia dos investigadores del grupo de evaluación de stock, con el objetivo de obtener literatura gris de este centro, que no está disponible en general en las bibliotecas a las que tuvimos acceso. Se contactaron al Dr. Berthou (en 5 oportunidades, vía fax y correo electrónico), quien está a cargo del laboratorio de recursos bentónicos, y a la Dr. Dominique Pelletier. Del Dr. Berthou no obtuvimos respuesta. La Dr. D. Pelletier, quien trabaja en técnicas geoestadísticas, envió dos de sus trabajos que considero relevantes para los objetivos de nuestro proyecto. Posteriormente, se contactó el servicio de

publicaciones de IFREMER. Este servicio fue contactado a través de correo electrónico, y la Sra. Nelly Courtay, del Departamento de Ediciones de Ifremer nos hizo llegar la lista de publicaciones de IFREMER (de todos los departamentos, incluido Pesca marítima). Las publicaciones relacionadas a recursos bentónicos o pesca artesanal, que estaban contenidas en esta lista, eran sobre recursos de fondos blandos (ej. Morizur et al. 1992; Berthou y Glemarec 1988; Armstrong et al. 1989). Esta lista incluye publicaciones oficiales de IFREMER Éditions.

En Chile se revisaron las bibliotecas de IFOP y CORFO con el objetivo de detectar literatura gris. En ambos casos la búsqueda se realizó por palabras claves. En IFOP se realizó la búsqueda a través del sistema computarizado disponible en dicha biblioteca. En CORFO se revisaron fichas por tema. En ambos casos la búsqueda se dirigió a: evaluación de stock, fondos duros, modelos, loco, erizo, jaiba, lapa. Se revisaron los informes técnicos que resultaron de esta búsqueda, y aquellos relevantes (aún aquellos marginalmente relevantes) fueron considerados en la elaboración de este informe.

Por último se solicitaron trabajos a investigadores quienes han realizado trabajos en recursos de interés para este proyecto (particularmente abulones y lapas pero también jaibas y erizos). Se solicitó exclusivamente literatura gris, ya que tuvimos acceso a las revistas pesqueras y libros. Los investigadores contactados fueron: L. Botsford (UCD, USA); J. Skalski (Center of Quantitative Sciences, UW, USA); C. Walters (University of British Columbia; Canadá); Dr. Bradbury y R. Buckley (Washington Department of Fisheries, Olympia, USA); y M. Fogarty, H. Lai, R. McConnaughey, R. Methot, T. Minello, y T. Waingwright (NMFS, USA). Por último, se solicitaron publicaciones específicamente sobre abulones a los Dres. J. Prince, y S. Shepherd (Australia), y P. Breen, y P. McShane (Nueva Zelandia). No se pudo contactar al Dr. M. Berg, quien realizó varios modelos para invertebrados (fundamentalmente crustáceos). El Dr. Berg no trabaja actualmente en investigación. La mayoría de las contribuciones que estos autores enviaron, se encuentran publicadas en revistas de gran difusión (ej. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Marine Ecology Progress Series, Fisheries Bulletin, ICES).

Por último, y para suplir los problemas surgidos por falta de respuesta de algunos centros, se contrataron los servicios de CISTI. CISTI es una compañía privada, que provee servicios de búsqueda y envío de información científica, ofreciendo acceso a una de las mejores colecciones de revistas científicas, resúmenes de conferencias, monografías, reportes técnicos, y traducciones en varias áreas de las ciencias, incluido ciencias biológicas (ver información en ANEXO I). A través de esta fuente se tuvo acceso a varias publicaciones del Canadian Manuscripts-Reports Fisheries and Aquatic Sciences, que no se encontraban disponibles en los centros adonde se produjeron inicialmente (British Columbia).

Se contactaron también investigadores en Chile, fundamentalmente aquellos involucrados en proyectos pesqueros del recurso loco, por ser esta el área de mayor desarrollo en Chile, y por ser los gastrópodos el foco

de este proyecto. Se obtuvo material de dos de los investigadores contactados. Los restantes no respondieron a nuestro pedido, o respondieron pero finalmente no enviaron sus trabajos. En las búsquedas que se realizaron en Marzo de 1996, y nuevamente en Diciembre de 1996, en IFOP, no se detectó ningún reporte sobre nuevas metodologías de evaluación de recursos bentónicos de fondos duros. Se incluyeron en este pre-informe final los trabajos que fueron recibidos.

Otros investigadores (Dr. G. Jamieson, R. Hilborn, V. Galluci, e investigadores de sus grupos de trabajo), con quienes se tuvo contacto durante el desarrollo de este proyecto, también fueron consultados sobre trabajos no publicados en revistas con referees, que pudieran ser relevantes para este proyecto. Es de interés destacar algunos resultados del contacto establecido con estos investigadores. En las oportunidades en que fue posible discutir los objetivos de este proyecto con científicos pesqueros, las siguientes opiniones fueron vertidas repetidamente:

- 1) la carencia de desarrollo de métodos de evaluación indirectos específicos para los recursos bentónicos de fondos duros;
- 2) el problema de aplicar métodos clásicos a poblaciones abiertas y con distribución agregada; y
- 3) el uso de métodos de evaluación directos como la única alternativa para evaluar recursos de fondos duros.

Otros comentarios de importancia para el objetivo 3 se detallan más adelante.

Método (iv) revisión de listas bibliográficas de referencia de los trabajos pioneros (o relevantes) en cada método de evaluación de stock. Este método de búsqueda reportó un número marginal de trabajos, ya que la mayoría habían sido detectados a través de los otros métodos.

Finalmente se realizó una búsqueda de libros recientes, no prevista en la propuesta. Dada la reciente disponibilidad de catálogos de las editoriales más importantes en Internet, se exploraron los catálogos de las editoriales Chapman and Hall, Springer Verlag, John Wiley y Sons, y CRC Press. A través de ésta búsqueda se detectó un libro publicado en 1996, que aún no había sido incorporado a los catálogos ASFA y Marine and Oceanographic Biology, y que resultó central en la sección de métodos de evaluación directa. Otros libros recientes (ej. Gallucci et al. 1996) ya habían sido incluidos en nuestro archivo.

II. Clasificación

a. Criterios de Selección de Trabajos y Reporte de Información

Fue preciso establecer límites sobre la inclusión de trabajos en este estudio. Como se podrá observar, las metodologías utilizadas para recursos bentónicos de fondos duros, y particularmente gastrópodos, foco de este estudio, no han mostrado un grado significativo de desarrollo. Como señala Breen (1992) los biólogos pesqueros que han trabajado en gastrópodos, han comenzado tardíamente, y además lentamente, a aplicar técnicas modernas de evaluación de stock. Los primeros trabajos de evaluación de recursos de abulones datan de la década del 70. Esta tendencia se ha mantenido hasta la actualidad, en cuanto a que no existen innovaciones importantes en los métodos de evaluación, que consideren las peculiaridades de estos recursos. Sin embargo, se han realizado exploraciones sobre el efecto de la distribución espacial agregada, y la conexión entre subpoblaciones durante la fase larval, en otras áreas del conocimiento, o en otro tipo de especies bentónicas (ej. Werner et al. 1993). En este aspecto, existe mayor desarrollo para especies de fondos blandos, que de fondos duros.

Debido a que existe un proyecto FIP semejante a este dirigido a fondos blandos, y que los recursos de fondos blandos están fuera de nuestros objetivos, no se ha revisado intensivamente la bibliografía referente a este tipo de sustrato. En general, no se incluyeron trabajos en este área. Sin embargo, se realizaron excepciones, y ciertos trabajos que no estaban dirigidos a recursos de fondos duros pero que podrían ser aplicados a estos fueron mencionados, sin que se realice una clasificación sistemática de los mismos.

Se elaboraron fichas técnicas completamente independientes, de los trabajos aplicados a recursos bentónicos. En nuestra propuesta, no se incluía la repetición de información en el informe, y en base a este criterio se definió el formato anterior del mismo. En base a los comentarios del revisor, ahora se incluyen fichas itemizadas, e independientes. Esto implica que la información se repite, cuando el mismo método fue aplicado en varias oportunidades. Igualmente, la estimación de costos es semejante para un mismo modelo, ya que se calcula por unidad de área o puerto de desembarque. La ventaja de este nuevo formato es la independencia de la información. Dentro de cada categoría, las fichas se ordenaron por fecha.

Para métodos de evaluación directos, se detalla la información estadística, aún cuando la metodología es sumamente sencilla. Esto se resolvió, para establecer criterios uniformes sobre la información presentada. La mayoría de los trabajos no presentan detalles metodológicos, y por lo tanto la información incluida se basa en el trabajo presentado, y en textos de estadística básica. En general, se realizan estimaciones de densidad a escalas muy localizadas, y raramente estimaciones de abundancia poblacional. Se citaron igualmente los trabajos que realicen estimaciones de densidad, con el objetivo de proveer información sobre las metodologías de muestreo,

que serían también aplicables a estimaciones de abundancia. Por último, en esta sección se incluyen, a modo de referencia, textos generales sobre los cuales se hace sólo un comentario.

Para métodos de evaluación indirectos, los criterios para presentar la información relevante a cada modelo son los siguientes. Se realizó una división entre métodos que han realizado una contribución teórica, y aquellos que sólo aplican dicha metodología. Los métodos teóricos que fueron aplicados a recursos bentónicos de fondos duros, son desarrollados en detalle. Los métodos que no han sido aplicados, pero que realizan un aporte importante al conocimiento son comentados, a modo de referencia. Esto puede suponer una inclusión arbitraria de métodos que han contribuido al conocimiento, ya que obviamente no todas las extensiones de cada método fueron incluidas. Sin embargo, consideramos que la inclusión de estas referencias podrían ser una adición importante.

Por último, en el caso de libros de importancia, o trabajos generales, se menciona el libro y el foco del mismo. Sólo si se presentan metodologías novedosas aplicables a recursos bentónicos de fondos duros, estas son tratadas en profundidad.

b. Organización del Informe

El informe fue dividido en secciones en las que se desarrollan distintas metodologías. Las secciones se corresponden con las grandes clasificaciones de los métodos de evaluación requeridas por el Fondo de Investigación Pesquera (métodos directos e indirectos). El diseño de las fichas técnicas difiere levemente entre los métodos directos e indirectos. Dentro de cada clasificación, los métodos son subclasificados en categorías más específicas. Para cada trabajo descrito se detalla: (1) Referencia completa, (2) Clasificación (ver los criterios a continuación), (3) Descripción de la metodología (incluye descripción del modelo, datos requeridos, supuestos del modelo, respuesta a violaciones de los supuestos, tipo de errores, y recurso al que fue aplicado), y (4) costos.

c. Clasificación

Los métodos de evaluación directos e indirectos fueron clasificados según los criterios establecidos en la Metodología de Trabajo.

Los métodos directos fueron clasificados en: (1) adaptativos o no adaptativos, y (2) escala espacial de aplicación de cada metodología encontrada.

Los métodos indirectos, se clasificaron en primer lugar en las grandes categorías en las que FIP requiere focalizar el estudio: (1) de producción (simples y con rezago), y (2) estructurados.

c.1. Simbología

Luego de la referencia bibliográfica, se encuentra la información referente a la clasificación del método. A tales efectos se utilizaron los siguientes símbolos:

MD: Métodos Directos

A+: adaptativos

A-: no adaptativos

E+: escala espacial del estudio a nivel poblacional (pesquero)

E-: escala espacial del estudio local (ecología)

MI: Métodos indirectos:

PS: modelos de producción simples

PR: modelos de producción con rezago

Es: estructurados

Da: modelos de diferencia

DI: modelos diferenciales

D: determinístico

E: estocástico

I+: incorporan incertidumbre

I-: no incorporan incertidumbre

Otros símbolos utilizados en el informe son los clásicos en la literatura pesquera (S: stock, R: reclutamiento, *MSY*: captura máxima sostenible, F: mortalidad por pesca, M: mortalidad natural, Z: mortalidad total, q: capturabilidad, N: número de individuos). Los símbolos en *itálica* indican promedios, y los marcados con asterisco (*) indican valores estimados. Cuando se utilice otra simbología para referirse a algunos de estos parámetros, o a alguna variable, se realizará la aclaración pertinente.

En el encabezamiento de cada ficha técnica se indica la clasificación general (métodos directos o indirectos), y los modelos dentro de cada categoría.

c.2. Análisis de costos de los métodos presentados

Los métodos de evaluación de stock fueron clasificados en (1) directos; e (2) indirectos. Dentro de cada categoría de métodos de evaluación identificados, se clasificaron los costos en (1) de muestreo, y (2) de análisis.

En nuestra propuesta de trabajo se planificó realizar encuestas a pescadores de caletas de la V Región, con el objetivo de estimar los costos de muestreo directo. En esta región, los buzos participan regularmente de evaluaciones directas de recursos bentónicos (loco, lapa, erizo, y jaiba). A través de encuestas diseñadas con este fin, se les solicitó a los buzos pescadores información sobre (1) tiempo de buceo por unidad de área y (2) costos de embarcación (embarcación, buzo y tripulación) por hora. Con estos datos se esperaba estimar los costos asociados al muestreo por unidad de área.

Debido a la vaguedad de las respuestas de los buzos sobre estos puntos, la metodología de muestreo fue levemente modificada. Para responder a la primera pregunta (tiempo de buceo por unidad de área), se recurrió a datos de muestreos directos, realizados por los mismos buzos encuestados, en Caletas El Quisco y Las Cruces. De la base de datos de las evaluaciones directas del recurso loco, erizo, y jaiba, disponible en Caleta El Quisco y ECIM, se obtuvieron datos de tiempo de buceo por unidad de área. Se realizó una submuestra de la base de datos, seleccionando al azar cuadrantes con información de tiempo de buceo. Se seleccionaron 84 cuadrantes (de 20 m² cada uno). En base a estas muestras, se estimó el tiempo de muestreo, y se calculó que es posible muestrear 90.3 metros cuadrados por hora (DS=55.4; Tabla II). Los buzos consideran que no habría diferencias en el tiempo de muestreo entre los diferentes recursos de interés (loco, lapa, erizo). Consideramos que dicha modificación, brinda mejores resultados que los que se habrían tenido en base a las respuestas vagas de los buzos mariscadores. Los buzos en general solicitaban más información antes de dar una respuesta, y dicha respuesta nunca era conclusiva. Entre las variables que los buzos consideraban, era si los locos estaban agregados en el cuadrante, o si las condiciones climáticas eran buenas, etc. Estas variables estarían incluidas en los datos analizados, ya que la base de datos cuenta con 5 años de muestreos directos, realizados tanto en periodos de agregación del recurso como en otras épocas del año, y naturalmente, bajo diversas condiciones climáticas.

Cuando se realizó la primera encuesta, también se incluyeron preguntas para estimar los costos de embarcación por hora. En esta ocasión, fue posible observar que los pescadores no pueden hacer estimaciones por hora, porque nunca salen por un período tan corto. Como para el caso anterior, muchos respondían que por una hora no convenía salir, otros preguntaban el objetivo de una salida tan corta, y no daban respuestas seguras. En base a esta encuesta, fue posible observar que la información de que ellos disponen, es costos por día, o por salida. Así, se reformuló la pregunta, realizándose una segunda encuesta con el objetivo de obtener información sobre costos de embarcación por salida.

Para la estimación de los costos por salida, los pescadores consideraban un buzo y dos tripulantes a bordo. Se encuestaron 12 pescadores (dueños de la embarcación), y el costo estimado por día fue 50.933 pesos (DS = 10.265; N = 11; Tabla II). Un pescador reportó valores extremos (100.000 pesos/día) y no fue utilizado para las estimaciones. En base a las observaciones de tiempos de una salida de pesca (Alcaldía de Mar de Caleta El Quisco), se determinó que las mismas oscilan entre 2 y 9 horas (para excursiones de buceo). Cuando se hicieron muestreos directos, en esa misma localidad, se trabajaron en promedio 4-5 horas por día (tiempo entre salida y reingreso al puerto). Se estimó que el costo de muestreo por unidad de tiempo (hora) es: 11.318 pesos (DS = 2.281), suponiendo que salen por 4-5 horas (4.5 horas). En base a las estimaciones de área muestreada por unidad de tiempo, y costos de muestreo por unidad de tiempo, es posible estimar los costos de muestreo en terreno. Como se determinó en la propuesta de trabajo, esta estimación de costos por unidad de área puede ser extrapolada a la escala en que se realice cada estudio (aquí se realizó por hectárea). Los costos operativos dependerán de la extensión geográfica del estudio. En base a la revisión bibliográfica, los métodos utilizados para muestreo de recursos bentónicos de fondos duros se basan en transectos y cuadrantes (o en su defecto en captura por unidad de tiempo). Por lo tanto, es posible aplicar la estimación de costos realizados, para calcular los costos de muestreo directos.

En general, en la mayoría de los trabajos que utilizan métodos de evaluación directos, se reportan densidades, y tallas de los organismos encontrados. También se estimó, en base a mediciones en terreno y datos pre-existentes, el tiempo de muestreo (medir/sexar) necesario en horas de muestreador, para un número de individuos determinado (el número mínimo de muestra requerido por sitio dependerá del diseño de muestreo). El tiempo medio estimado para mediciones de tallas fue de 5.9 individuos por minuto (DS = 2.7). Los costos resultantes de un muestreo pueden estimarse en base al número de individuos que se desean medir, y los costos utilizados en el sitio en el que se realice el estudio. En base a trabajos realizados en Chile, sobre recursos bentónicos, se observó el uso de 50 individuos como tamaño mínimo de muestra en muestreos de desembarco. El mismo criterio es aplicado en Caleta El Quisco tanto a muestreos de desembarco, como a muestreos directos (50 individuos por embarcación). Sin embargo, esta variable dependerá del investigador que diseñe el muestreo. Por último, debe considerarse que durante la evaluación directa, aún bajo el supuesto de que la misma sea realizada por buzos pagos, se deberá contar con un muestreador en terreno, para mediciones de tallas. A pesar de que el tiempo de la medición se reporta en tiempo por organismo, se deberá contar con un muestreador permanente durante el período que dure el muestreo. En base a observaciones personales, para muestreos de un área de manejo de 4 hectáreas se requiere un muestreador durante 10 a 15 días. Este rango se debe a que las condiciones climáticas son un factor impredecible, y aunque el tiempo real de trabajo es inferior, raramente se cumple el muestreo en los plazos preestablecidos. El costo de un operador por hora se estimó en 1420 pesos (en base a los sueldos mensuales de muestreadores contratados por IFOP, y por la Pontificia Universidad Católica de Chile).

Los costos de estimación de abundancia, de acuerdo a los métodos normalmente utilizados en recursos bentónicos de fondos duros pueden oscilar entre 10 y 40 horas (ingreso de datos y análisis) por hectárea (observación personal y reportes de biólogos de la V Región; Tabla II). El amplio rango que se provee, tiene en cuenta que el operador puede tener distintos grados de eficiencia. Debe tenerse en cuenta, que para el área que se estudio, se realizan aproximadamente 5 transectos de 200 metros cuadrados por hectárea, o 25 cuadrantes de 20 metros cuadrados (Tabla II). Los datos a ingresar son densidad de locos y tallas (pueden estar discriminados por habitat), y el análisis que generalmente se observó es sencillo (estimación de la densidad media, desviación estándar, abundancia media, e intervalos de confianza). El costo por hora de operario para el análisis de los datos se calculó en 5000 pesos (en base a la misma fuente anterior).

En base a las estimaciones presentadas arriba, se calcularon los gastos de muestreo y análisis de datos por hectárea. Se considero: (1) El número de transectos (o cuadrantes) por hectárea; (2) el tiempo de muestreo (buceo) por metro cuadrado; (3) el precio del uso de la embarcación, (4) el rango de días de muestreo (talla) requeridos por hectárea, bajo condiciones climáticas promedio (presencia de un muestreador, considerando un día de trabajo como de 8 horas); y (5) análisis de datos (considerando un día de trabajo de 8 horas).

A modo de referencia, se destaca que una metodología que podría considerarse, como exploratoria para patrones generales de distribución de abundancia de recursos bentónicos, es la de encuestas a pescadores. Estudios realizados en Caleta El Quisco y Las Cruces demostraron que los pescadores realizan estimaciones de abundancia, que no son significativamente diferentes ni de los datos de CPUE observados, ni de los datos de densidad estimados en muestreos directos (Fernández et al. en revisión J. Shellfish Research). Este estudio se realizó para estudiar el comportamiento de los pescadores, y se incluyeron en el mismo varios recursos bentónicos (jaibas, loco, lapa, erizo, y almeja). Un estudio de esta naturaleza no tendría costos elevados, y podría ofrecer una base para iniciar estudios más completos de estimación de abundancia. De ninguna manera, estas evidencias indican que esta metodología puede ser aplicada regularmente para evaluación de recursos.

Una metodología alternativa, listada en las referencias pero aún no utilizada en recursos bentónicos de fondos duros, son los vehículos operados remotamente. Aunque esta metodología es de utilidad dudosa para la zona costera, podría ser importante para exploraciones en bancos profundos. Aunque estos bancos no podrían ser explotados, por encontrarse por debajo de la zona de operación de los buzos, podrían ser importantes fuentes de semillas. El Dr. Bergstrom, precursor en el uso de estos vehículos, ha realizado trabajos en Chile y confía en que el método podría ser aplicado. Los costos asociados con el uso de este vehículo pueden ser consultados con el Dr. Bergstrom (sólo se provee información de costos cuando se recibe un proyecto formal; ver ficha técnica).

Como se destacó en nuestra propuesta de trabajo, los costos de aplicación de métodos indirectos variarán según la distribución geográfica de la pesquería (por ejemplo, será más local en el caso de la jaiba que del loco) y por lo tanto se reportarán en horas hombre por puerto de desembarque. El esfuerzo de muestreo

(costos), dependerá de la cantidad de localidades sobre las cuales el investigador interesado requiera datos (para alimentar el modelo), y del tamaño mínimo de muestra requerido (o error que se quiera utilizar).

Para las estimaciones de costos asociados con los métodos de evaluación indirectos, se propuso realizar encuestas a investigadores con experiencia en modelaje. Se encuestaron investigadores, y personal de su grupo de trabajo. Se solicitó información sobre tiempo estimado y costos por unidad de tiempo, para una serie de modelos bases de evaluación de stock. Todos los investigadores respondieron a la encuesta. Se contactaron investigadores de la School of Fisheries, University of Washington (Seattle, USA: R. Hilborn, y dos de sus colaboradores, J. Skalski, y 1 de sus colaboradores, A. Perez Comas, y V. Gallucci) y del Bundersforschungsanstalt für Fisherei (Hamburgo, Alemania). La opinión general recibida fue que no es posible proveer una estimación de tiempos, sin disponer (1) de la base de datos, y (2) conocer la experiencia del modelador. Cuando se obtuvo respuesta sobre las variables de interés, se estimaron aproximadamente dos semanas para ajustar datos a un modelo (bajo el supuesto de que la base de datos es apropiada, y el modelo está disponible). Los modeladores pesqueros utilizan (a nivel internacional) un precio estándar de 4.200.000 pesos chilenos (para ajustar un modelo base con tres variantes). En este caso, también se supone que los datos son apropiados para el modelo, y están disponibles.

En base a las variables que se deben considerar en la estimación de costos, fue necesario establecer una serie de supuestos para dichas estimaciones. Se supone que (1) la base de datos es apropiada para n años previos al año en que se realiza el muestreo y análisis de los mismos; (2) el personal que realice el análisis de datos y modelaje tiene experiencia; y (3) cuando el modelo está disponible de los autores, se utilizará el modelo base de modo que el tiempo de modelaje es nulo (esto se supone en base al patrón observado en las publicaciones revisadas). En estos casos se establece un período de cinco días de adaptación del modelo. Cabe destacar, que en todos los casos, el modelador deberá sólo aplicar un modelo ya desarrollado, y no generarlo. Los costos se reportan por puerto de desembarque, pero al extrapolarse al área deseada por el investigador interesado, los costos de análisis y modelaje a adicionarse serían marginales. En cambio, los costos de muestreo podrían ser marginales o no. En los casos en que se requieren datos pesqueros, se utiliza un muestreador por puerto, sin embargo, para un estudio regional un muestreador podría cubrir varios puntos de desembarco (por lo tanto, este costo estaría levemente sobreestimado). En la Tabla III se clasificaron los costos. A diferencia de los métodos de evaluación directa (que utilizan metodologías simples), para métodos de evaluación indirectos se discriminaron los costos de ingreso de datos y de análisis por hora hombre.

c.3. Métodos Indirectos

Consideraciones sobre la definición de stock: El problema de la definición de stock, para el caso del abulón, lo discute brevemente McShane (1995), y no difiere de lo que se ha discutido para otros invertebrados. Para propósitos de manejo (más que en términos genéticos) "un stock es usualmente considerado como un conjunto

de individuos, dentro de ciertos límites geográficos". Shepherd y Brown (1993) sugirieron que un stock de abulones es en general una metapoblación, constituida por un número de poblaciones locales, entre las cuales hay una limitada dispersión larval. Esta definición es consistente con las observaciones de trabajos realizados en abulones, en los que se demostró intercambio genético entre poblaciones locales (Brown 1991). Además, ésta definición considera la idea de manejo de stocks espacialmente separados como un único stock, mientras, reconoce el problema de la variabilidad en los procesos que afectan cada subpoblación local. Raramente se cumple esta definición, en el uso de modelos de evaluación indirectos aplicados a gastrópodos u otros invertebrados.

c.3.1. Modelos Simples (sin regazo)

Los modelos de producción son los modelos de evaluación de stock más simples, ya que consideran un sólo indicador de tamaño poblacional, usualmente la biomasa. El modelo clásico de producción fue desarrollado por Schaefer en 1954, en base a trabajos preliminares de Graham (1934) y Hjort et al. (1933). Todos los desarrollos teóricos y aplicaciones en los primeros periodos han tenido como base a diversos grupos de peces, en ningún caso a invertebrados. La aplicación de estos modelos a invertebrados ocurrió con posterioridad, y no se han realizado mayores avances para este grupo en general, y menos aún para invertebrados de fondos duros.

La característica distintiva de este grupo de modelos es que describen la dinámica de un stock en términos de biomasa. A pesar de que los modelos de biomasa han sido extensivamente usados en las mayores agencias de manejo pesquero del mundo, el uso y fundamentalmente el mal uso de estos modelos produjeron la mala reputación de los mismos. Larkin, en 1977, publicó su drástica visión de los modelos de producción, que llamó el epitafio del MSY. Sin embargo, ultimamente la reputación de dichos modelos ha mejorado. En muchos casos, los errores en las estimaciones que se produjeron, no se debieron a la aplicación de un modelo simplista, sino a problemas en los datos utilizados. Estudios posteriores demostraron que tipo de datos son necesarios para la aplicación correcta de este modelo.

Los modelos de producción, a pesar de ser simplistas, pueden ser herramientas útiles para evaluación de stock y manejo, especialmente cuando (1) es imposible realizar dataciones de edad, (2) se carece de los datos requeridos para modelos estructurados, y (3) cuando la captura consiste de varias especies. Los dos últimos puntos son de interés para los recursos bentónicos de fondos duros. En Chile las bases de datos de la pesca artesanal, la cual tiene también como blanco recursos bentónicos de fondos duros, es pobre, y por lo tanto, los modelos que requieran datos biológico-pesqueros detallados serían difíciles de utilizar. Además, entre los recursos explotados se encuentran varias especies de lapas, cuyos datos de desembarco no son reportados individualmente.

Después de la derivación de la ecuación logística, y de la importancia del punto de inflexión de la misma por Hjort et al. (1933), Graham (1939) aplicó esta idea a las capturas del Mar del Norte. Con un análisis sumamente intuitivo y simple de las capturas antes y después de la Primera Guerra Mundial, y datos adicionales de marcado y recaptura, Graham reconstruyó el crecimiento natural de los stock explotados en el Mar del Norte. En base a esta información, concluyó que "en cualquier punto de la curva, el stock puede estar estabilizado por un esfuerzo de pesca proporcional a la distancia vertical entre el punto de la curva y el máximo (asíntota)". La forma de la curva de capturas generada en base a estas observaciones, tiene una forma semejante a la que hoy conocemos como la curva de excedente de producción. Aunque la intención no es proveer una clasificación de este trabajo en un contexto sistemático, como la que se desarrollará posteriormente para el resto de las publicaciones, es válido destacar dos puntos de interés. Los supuestos en los que Graham basó su trabajo son: (1) la tasa de crecimiento natural del stock en un momento determinado, incluyendo la tasa de reproducción, es proporcional a la diferencia entre el peso del stock en ese momento y el máximo que el área puede soportar; y (2) el supuesto de equilibrio, que a posteriori fue en general violado. Graham ya estableció en 1939 que "podría existir la posibilidad de que los stocks de algunas especies no estuvieran en equilibrio con la pesca". Por último, es importante destacar que en este trabajo pionero, ya se señaló que la Captura Máxima Sostenible (MSY) no es "exactamente" la más rentable económicamente.

Conjuntamente con el desarrollo de estos modelos pioneros en Europa, comenzó en EEUU un muestreo intensivo, por uno de los discípulos de Hjort, Oscar Sette. Esta base de datos fue la que utilizó Schaefer como base de su modelo. Sette condujo muestreos intensivos de las poblaciones de sardina de California. Este stock fue explotado intensivamente desde 1916 hasta el colapso de la pesquería en 1951. Hasta 1936 las capturas aumentaron en forma sostenida en un 14% anual, y luego comenzaron a declinar siguiendo, según Schaefer, el modelo logístico que Graham había aplicado a las capturas del Mar del Norte. El problema de la aplicación de este modelo a la sardina de California, como Graham señaló en 1952, fué que "para ajustar la curva logística a los datos, era necesario conocer las densidad y capturas de la población en estado de explotación de equilibrio". Estas condiciones no se daban para la sardina, debido a que las capturas habían aumentado en forma sostenida. En 1953 Schaefer retornó a este problema, y sugirió que a través de una manipulación de los datos, se podrían estimar los parámetros para la ecuación logística, "si" la captura y esfuerzo pesquero correspondientes fueran conocidos para una serie de años. Esta idea fue aplicada a la pesquería de sardina y al halibut, y un año más tarde a la pesquería del atún del Pacífico.

El objetivo de Schaefer era resolver el impacto de la predación humana sobre las poblaciones de peces, y brindar a los administradores de recursos una metodología para obtener la máxima captura por unidad de esfuerzo, bajo condiciones ambientales promedio. El efecto de las variaciones ambientales no fueron consideradas en el modelo original, y esta variable fue tratada como una variable al azar, independiente del tamaño poblacional. Se consideró además que la mayoría de las poblaciones de peces no mostrarían un comportamiento cíclico, sino que tenderían a la estabilidad. El excedente de producción estimado por Schaefer

representa la diferencia entre la producción y la mortalidad natural. Por lo tanto, el excedente de producción será el aumento de biomasa que resulta en ausencia de la pesca, o de lo contrario, la captura que puede ser removida mientras se mantiene la biomasa constante. Este modelo es una aproximación simplista a la dinámica poblacional, ya que la población se describe únicamente a través de la biomasa, y no se considera ni la estructura de edades, ni la estructura espacial.

A continuación se detallan en las fichas técnicas, los modelos de producción que han sido utilizados para recursos bentónicos de fondos duros. Se presentan además modelos que podrían tener una aplicación a dichos recursos, y especialmente para el caso de las pesquerías bentónicas de fondos duros de Chile, aunque aún no hayan sido aplicados a este tipo de especies. En estos casos, se hace una presentación más breve de los mismos. Por último, existe una tercera categoría de ficha técnica, adonde sólo se describen brevemente trabajos teóricos que estén relacionados a los modelos de producción descritos y utilizados para recursos bentónicos de fondos duros. En estos casos, no se realiza una clasificación sistemática, ya que sólo se incorporan estos a modo de información de referencia.

NET INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCION SIMPLE

Schaefer, M. R. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Bull. Inter-american tropical tuna commission Vol. I (2): 27-56.

Schaefer, M. R. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. Bull. Inter-american tropical tuna commission Vol. II (6): 247-288. Versión en español en el mismo volumen, páginas 269-285.

Clasificación: PS, DI, D, I-

Descripción del modelo, y/o Comparación con el modelo original:

El Modelo de Schaefer fue originalmente formulado de la siguiente manera:

$$dP/dt=f(P)$$

donde: $f(P)$ es un valor continuo, y positivo entre 0 y L (máxima biomasa, o capacidad de carga), llamado tasa de natural de incremento poblacional.

La función de crecimiento poblacional, $f(P)$, que se utiliza, es la ecuación logística

$$dP/dt = k_1 * P(L-P)$$

siendo k_1 una constante. Esta función es una parábola, con su eje en $P=(L/2)$. Por integración se obtiene P como una función del tiempo, resultando en una curva sigmoide cuya asíntota es en $P=L$, y el punto de inflexión es $P=(L/2)$.

El efecto de la remoción por pesca de individuos de dicha población, se agrega a esta ecuación logística. La tasa de cambio de un stock, será menor que la tasa natural de incremento poblacional, por una cantidad igual a la tasa de captura. Por lo tanto:

$$dP/dt=f(P) - P*\phi(F) \quad (1),$$

donde $P*\phi(F)$ es la tasa de captura. La tasa de captura se supone proporcional al esfuerzo pesquero:

$$\phi(F) = k_2 * F \quad (2),$$

y por lo tanto la tasa de captura será:

$P*\phi(F)=k_2 * F * P$, y la tasa de captura por unidad de esfuerzo será $k_2 * P$ (proporcional al esfuerzo). En manejo pesquero, es importante determinar si una población se encuentra por debajo, encima, o en el punto en el cual se puede obtener la captura máxima sostenible. Esto implica, la estimación de la captura máxima de equilibrio, la cual puede ser obtenida de las ecuaciones 1 y 2:

$$dP/dt=f(P)-k_2 * P * F$$

Por integración de la tasa de cambio de un stock, es posible estimar la tasa anual promedio de incremento poblacional, y así, la captura anual correspondiente a un tamaño de stock P .

El modelo de Schaefer utiliza simplemente el modelo logístico de crecimiento poblacional, con la adición de un término para la captura. Una de las características del modelo es su simetría entre la biomasa y la producción (o crecimiento). El crecimiento es cero cuando la biomasa es cero, y también a niveles de biomasa máximos (L). El crecimiento poblacional es máximo cuando la biomasa es la mitad del máximo ($L/2$). Sin embargo, Schaefer establece que la curva podría ser asimétrica para algunas poblaciones de peces, con el máximo valor a tasas de crecimiento poblacional para valores menores que ($L/2$). De acuerdo a este modelo, en cualquier momento en que la tasa de captura sea menor que la tasa de crecimiento natural, la población tenderá a

aumentar. Cuando la tasa de captura iguale al crecimiento natural, el tamaño del stock permanecerá sin cambios. El tamaño del stock al cual la captura de equilibrio es maximizado, es el nivel de máxima captura en equilibrio.

Datos requeridos: Los datos requeridos son el esfuerzo, y la captura, de modo de calcular la captura por unidad de esfuerzo anual a lo largo del tiempo. Se requiere además, una serie de tiempo suficientemente larga, y con suficiente contraste. Es necesario un dato adicional (estimación independiente), de la tasa instantánea de mortalidad por unidad de esfuerzo (o tasa de captura, o capturabilidad), que puede ser obtenido de estudios adicionales (marcado-recaptura, como los utilizados por Schaefer). En 1957, Schaefer extendió el esquema de estimación, de modo que el coeficiente de capturabilidad también puede ser obtenido por otros métodos (datos históricos de captura y esfuerzo). Naturalmente, se pueden utilizar estimaciones directas de biomasa.

Soporte estadístico: El desarrollo matemático del modelo, y la metodología de estimación utilizadas en 1954 fueron sumamente sencillas. Actualmente se utilizan regresiones para estimar los parámetros del modelo de Schaefer. Schaefer estimó los parámetros de su modelo iterativamente, cuando este fue aplicado por primera vez a la pesquería del halibut. Multiplicando la captura por unidad de esfuerzo (U) de cada año por $(1/k^2)$, obtuvo P (promedio). Interpolando entre valores sucesivos de P (promedio) obtuvo las estimaciones de tamaño de stock al comienzo de cada año. Las diferencias de los valores para años sucesivos indican el incremento o declinación del stock que resultó de

la captura correspondiente. Sumando dicho incremento a la captura anual, es posible obtener una función promedio $f(P)$. Graficando $f(P)$ contra P (promedio), los puntos deberían caer en una curva (parábola).

En 1957, el modelo fué aplicado al atún de aleta amarilla, y ampliado para hacer posible estimar la capturabilidad a partir unicamente de datos pesqueros.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo de producción son:

- 1) el crecimiento de la población es una función del tamaño de la población, y por lo tanto no esta sujeta a otras fuentes de variaciones;
- 2) la tasa de incremento anual correspondiente a un peso dado de la población, es independiente de la composición por edades de la misma;
- 3) existe sólo un máximo en el crecimiento de la población, según lo describe la ecuación logística;
- 4) la población está en equilibrio; y
- 5) la captura por unidad de esfuerzo es un buen indicador de abundancia (CPUE proporcional a la abundancia del stock).

Respuesta a violaciones de los supuestos: Las poblaciones explotadas en general no están en equilibrio, ya que en la fase de desarrollo hay un incremento constante del esfuerzo, y en la fase de sobreexplotación ocurre en general lo inverso. La violación a este supuesto produce estimaciones erróneas de las capturas máximas sostenibles. Estas pueden ser sobreestimadas, o subestimadas, dependiendo de los datos disponibles.

El segundo supuesto, de linealidad entre CPUE y esfuerzo bajo condiciones de equilibrio, en general tampoco se cumple. Schaefer analizó las

violaciones a este supuesto, y concluyó que bajo condiciones de equilibrio, este supuesto se cumplía. Además, para los valores de pesca promedio de equilibrio, el efecto de las variaciones en la estimación de capturabilidad (dentro del rango de mortalidad de pesca observado para la pesquería), sobre las variaciones en los otros parámetros estimados del modelo, era pequeña. Sin embargo, a medida que la pesquería se desarrolla y tecnifica, la capturabilidad aumenta, lo que produciría sobreestimaciones de las capturas máximas sostenibles. Otro problema discutido por Schaefer (1957), es el de las variaciones en el medio ambiente, que pueden afectar la capturabilidad. Además de los supuestos relacionados a la explotación, existen otras suposiciones relacionadas a la población explotada en si misma, que también pueden no cumplirse. La tasa de incremento natural de la población explotada puede no responder rápidamente a cambios de densidad en la misma. Esto depende de la historia de vida de la especie (en especies de vida corta y renovación poblacional rápida no es mayor problema). Schaefer menciona que en los casos en que los cambios en el esfuerzo de pesca fueran "muy" graduales, el desplazamiento de la condición de equilibrio no es grande.

Principales fuentes de error: El mayor problema con la obtención de datos es, que en general, las poblaciones no están en equilibrio, y segundo, que los datos están correlacionados. Schaefer introduce un término bajo el cual las pesquerías no reguladas alcanzarían su estado de equilibrio al nivel poblacional "económicamente crítico", y bajo este supuesto aplica su modelo a poblaciones que no están en equilibrio (atún, sardina, halibut). Hilborn

y Walters (1992), recomiendan no utilizar los supuestos de equilibrio en las estimaciones de los parámetros del modelo.

Si ocurriera que las poblaciones respondieran a cambios cíclicos en el ambiente, y que el esfuerzo pesquero este correlacionado con estos ciclos, se incurriría en un error al imputar dichos cambios a la pesca. Así mismo, si los cambios en el nivel de la población debido a factores externos fueran mayores que los efectuados por la presión de pesca, también se incurriría en errores.

Ventajas y desventajas: Las ventajas obvias de este modelo es la simplicidad y los bajos requerimientos de datos biológicos. Otra de las ventajas, es que se puede aplicar a stocks cuyas capturas no están separadas por especies, como el caso de las lapas en Chile. Las desventajas son muchas, y ya fueron descritas anteriormente. La violación al supuesto de equilibrio es la que ha producido mayores problemas en la aplicación de este modelo. Aunque también, la falta de contraste en los datos produce estimaciones erróneas.

Recurso al que fue aplicado: y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Schaefer aplicó este modelo a tres especies: la sardina californiana, el atún de aleta amarilla, y el Pacific halibut. Las dos primeras especies se caracterizan por tener crecimiento "rápido", y stocks productivos. En ambos casos los individuos reclutan a la población explotable durante el primer año de vida, y tienen vida corta. La ventaja que la historia de vida de esta especie ofrece para la aplicación de los modelos de producción, es que los efectos producidos por la pesca en la composición de edades no es tan importante como

en especies de vida larga. Por otro lado, estos stocks productivos se caracterizan por su gran variabilidad en abundancia, la cual está en muchos casos correlacionada con factores ambientales (como es el caso de la sardina).

El Pacific halibut se considera una especie de vida "larga", crecimiento lento, y stocks más estables. Por lo tanto, la no consideración de un "regazo" en el modelo tendría un efecto importante. La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile pueden ser consideradas dentro de la categoría de "especies de vida larga". Estas especies presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que en general el CPUE no es un buen indicador de abundancia.

Respecto de la historia de explotación de los recursos analizados en este trabajo, esta podría considerarse común a la experimentada por la mayoría de las pesquerías en el mundo, y también en Chile. En todas ellas se observa que el esfuerzo aumenta hasta que ocurre sobreexplotación, y luego disminuye (a través de distintas medidas regulatorias). Este tipo de dato no es demasiado informativo, ya que no provee el suficiente contraste entre CPUE y esfuerzo necesario para

identificar los parámetros del modelo de Schaefer. Si la historia de explotación ha ocurrido de modo que los cambios en CPUE y esfuerzo fueron muy graduales, la correlación en los datos no permite estimar parámetros realistas. Este podría ser el caso de las pesquerías bentónicas de Chile. En general la historia de desarrollo de las pesquerías es poco informativa, independientemente del grado de medidas regulatorias utilizadas. En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovigeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Un dato importante para la estimación de los parámetros del modelo de Schaefer es la biomasa virgen. Es importante si se cuenta con información sobre los inicios de la explotación. Este dato no es usual en las pesquerías bentónicas de Chile, adonde aún no existen buenos datos de esfuerzo pesquero. De las tres pesquerías utilizadas por Schaefer, sólo para el halibut no existen datos del inicio de la pesquería. Sin embargo, las tres pesquerías citadas poseen largas series de tiempo de captura y esfuerzo, lo cual no es común en las pesquerías bentónicas de fondos duros de Chile.

Observaciones: En los últimos 40 años se han realizado numerosas modificaciones y extensiones del modelo de Schaefer. Las modificaciones que hayan significado un aporte teórico general al modelo, o que hayan sido aplicadas a recursos

bentónicos de fondos duros, se presentan en otras fichas.

Ver Hilborn (1979) en este reporte para un modelo de Schaefer discretizado.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.640.000 pesos. El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MÉT. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCIÓN SIMPLE

Gulland, J. 1961. Fishing and the stocks of fish at Iceland. Fish. Invest. Minist. Agric. Fish. Food (G.B), Ser. 2, 23(4), 52 pp.

Clasificación: PS, DI, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el

modelo original: Gulland estableció una aproximación para ajustar modelos de producción, con datos de pesquerías en estado de transición. La diferencia con el modelo original de Schaefer, radica en que el primero supone condiciones de equilibrio. En el modelo de Gulland los datos son manipulados para aproximar a las condiciones de equilibrio. El método de Gulland estima el nivel de esfuerzo pesquero en el cual, si se logran las condiciones de equilibrio, se produciría el nivel observado de CPUE (en promedio) para cada año en que opere la pesquería. Para esto utiliza medias móviles. Cada estimación (apareada) de capturas por unidad de esfuerzo, y esfuerzo pesquero, pueden ser ajustadas a una relación de equilibrio. Esto se ha dado en llamar el método de aproximación a las condiciones de equilibrio.

Las bases que Gulland presenta para la utilización de medias móviles son las siguientes: se espera que la abundancia de individuos recién reclutados en las capturas dependa del esfuerzo pesquero. Sin embargo, la abundancia de los individuos más viejos dependerá también de los años en que los mismos sufrieron explotación pesquera. Por lo tanto, la abundancia (Y) estaría relacionada al esfuerzo (f) promedio durante "y" años.

La correlación entre estas dos variables se puede ajustar a una función lineal de la forma:

$$Y/f = a + b*f$$

donde a y b son constantes, Y es captura, y f esfuerzo durante i años. Así:

$$Y = af + bf^2$$

describe una población sujeta a un crecimiento que sigue la ecuación logística (Schaefer).

Si se grafica la abundancia en función del promedio del esfuerzo para cada año, se puede obtener una función semejante a la predicha por Schaefer. Si se dispone de datos de esfuerzo variable, esta función será muy semejante a la verdadera relación entre abundancia y esfuerzo en condiciones de equilibrio. Naturalmente, este modelo se puede utilizar también en condiciones de equilibrio.

Datos requeridos: Los datos requeridos son el esfuerzo, y la captura, de modo de calcular la captura por unidad de esfuerzo anual a lo largo del tiempo. Se requiere además una serie de tiempo suficientemente larga, y con suficiente contraste. Por último, es necesario contar con una estimación del coeficiente de capturabilidad.

Soporte estadístico: Gulland propone un ajuste lineal a los datos. Esta publicación no provee información específica sobre este punto. Se supone que deben cumplir los supuestos de regresiones lineales (ej. estructura de errores).

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo de producción son semejantes a los propuestos por Schaefer:

- 1) el crecimiento de la población es una función del tamaño de la población;
- 2) la tasa de incremento anual, es independiente de la composición por edades de la población;
- 3) existe sólo un máximo en el crecimiento de la población; y
- 4) el CPUE es proporcional a la abundancia del stock.

Además, existe el supuesto implícito de que (1) bajo este modelo se pueden suponer condiciones de equilibrio, y (2) que el CPUE no depende de cuan grande el stock ha sido. Esto se debe a que el nuevo modelo propuesto está basado en que el CPUE que se observa, depende sólo de cuan grande ha sido el esfuerzo pesquero en el pasado reciente.

Respuesta a violaciones de los supuestos: El mayor problema que se presenta con este método, es el supuesto de aproximación a condiciones de equilibrio. La respuesta más usual es sobreestimación del excedente de producción, y del esfuerzo óptimo de explotación. Las poblaciones explotadas en general no están en equilibrio. Además, cuando se comienza a tomar información, para fines de evaluación de stock, es en la fase en la que los stocks comienzan a declinar. Por esto también, el resultado más común es sobreestimación de la abundancia de los stocks.

Finalmente, la tasa de incremento natural de la población explotada puede no responder rápidamente a cambios de densidad en la misma. Este problema es más o menos grave, dependiendo de la historia de vida de la especie estudiada (especie de vida corta o larga).

Principales fuentes de error: Datos que no provengan de condiciones de equilibrio,

capturabilidad variable, y también situaciones de inusualmente alta (o baja) reproducción (como los detectados en el atún de aleta amarilla).

Ventajas y desventajas: En el momento en que este método fue desarrollado, y en años subsiguientes, se lo considero ventajoso sobre el modelo de Schaefer por presentar una aproximación a la condición de equilibrio, la cual significa el mayor problema de los modelos de producción inicialmente presentados. Sin embargo, actualmente no se lo considera un método ventajoso, como a ninguno que suponga condiciones de equilibrio, por los problemas de sobreestimación de abundancia que ocurren.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue propuesto para especies móviles (merluza, bacalao, y lenguados). Estas especies pueden ser consideradas dentro de la categoría de especies vida larga, y de allí la importancia de generar un modelo de aproximación al equilibrio, ya que la estructura de edades sería diferencialmente afectada por la presión de pesca. Desde este punto de vista, este modelo fue desarrollado para especies con características de historia de vida semejantes a las de los recursos bentónicos de fondos duros de Chile: de vida "larga", crecimiento lento, y stocks relativamente estables. Esta modificación, sin embargo, no significa la incorporación de regazo, característica deseable particularmente para especies de vida larga.

La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses). En

todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que en general el CPUE no es un buen indicador de abundancia.

Respecto de la historia de explotación de estos recursos, esta podría considerarse común a la experimentada por la mayoría de las pesquerías en el mundo, pero con dos variantes importantes: (1) series de tiempo muy largas; y (2) contraste en los datos (debido al cese de la pesca durante las dos guerras mundiales). Esto ofrece suficiente contraste en los datos, elemento fundamental para la estimación de los parámetros del modelo de producción. Este tipo de serie de tiempo, y contraste, no estaría disponible para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile. Contraste en los datos, sin embargo, podría observarse en el loco, luego de prolongados períodos de veda. En general, para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile, la historia de explotación ha ocurrido de modo que los cambios en CPUE y esfuerzo fueron crecientes, y graduales. Por lo tanto, la correlación en los datos no permitiría estimar parámetros realistas.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros

recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: Esta extensión del modelo ha sido muy criticada. Análisis posteriores de este modelo discuten tres factores que hacen dudar de la sugerencia de Gulland sobre el uso una media móvil: (1) la presencia del esfuerzo en ambas variables, (2) la imposibilidad de remover este efecto, y (3) además de la correlación positiva de esfuerzo con tiempo, existe una correlación negativa de CPUE con tiempo, probablemente por la reducción del stock (Roff y Fairbairn 1980).

Costos de muestreo y estimación: Este modelo no fue aplicado a recursos bentónicos, sino una modificación del mismo.

MÉT. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCIÓN SIMPLE

Pella, J. y Tomlinson (1969). A generalized Stock Production Model. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. 13: 419-496.

Clasificación: PS, DI, D(E), I-

Descripción del modelo, y/o Comparación con el modelo original: El modelo de Schaefer (ver ficha) está basado en la ecuación logística. Debido a este supuesto, la curva de capturas sostenibles en relación al tamaño del stock tiene su máximo en un tamaño de stock exactamente igual a la mitad del máximo teórico. Esto ha sido reconocido como un problema por Schaefer en su trabajo original, y posteriormente por otros autores.

El primer modelo que introduce un parámetro extra para flexibilizar la forma de la relación producción-tamaño de stock, fue propuesto por Pella y Tomlinson, y fué acompañado por estimaciones usando sólo datos históricos de captura y esfuerzo.

El modelo presentado es básicamente aquel desarrollado por Schaefer:

$$dP(t)/dt = H \cdot P^m(t) - K \cdot P(t) - q \cdot f(t) \cdot P(t)$$

donde H, K, y m son constantes, q es el coeficiente de capturabilidad, y f(t) representa la función del esfuerzo pesquero. En este modelo la constante m permite que la curva de excedente de producción pueda ser simétrica o asimétrica.

La captura máxima en condiciones de equilibrio (C_{max}), el tamaño poblacional al cual esta captura puede obtenerse (P_{opt}), y el nivel de esfuerzo requerido para mantener la población a ese nivel (F_{opt}) se obtienen:

$$C_{max} = H \cdot (K/mH)^{(m/m-1)} - K \cdot (K/mH)^{(1/m-1)}$$

$$P_{opt} = (K/mH)^{(1/m-1)}$$

$$F_{opt} = K \cdot (1-m)/(mq)$$

La nomenclatura es diferente a aquella utilizada por Schaefer, pero los parámetros se corresponden de la siguiente manera:

$$H = -k1$$

$$K = -k1 \cdot L$$

$$q = k2$$

El modelo es determinístico, pero los autores presentan un modelo alternativo, que incluye un término para introducir la naturaleza estocástica de las poblaciones explotadas. Los autores reconocen que es necesario introducir un término para incluir la incertidumbre relacionada con el ambiente, que afectaría el reclutamiento, el crecimiento, y la mortalidad natural. Sin embargo, en este trabajo este efecto no es analizado.

Datos requeridos: Los únicos datos necesarios para la estimación de los parámetros son captura, esfuerzo, y tiempo. En general, los datos de captura son anuales, y deben estar disponibles para un número x de años. Los datos deben ser presentados en intervalos. Para cada intervalo de tiempo (i) en que se realicen los subgrupos, el número de unidades de tiempo (Δt_i), capturas (C_i), y esfuerzo (E_i) deben estar disponibles. La captura debe ser expresada en peso. La unidad de esfuerzo es arbitraria pero debe estar estandarizada para que se cumpla el supuesto de que la capturabilidad es constante. Finalmente, se debe disponer de al

menos seis tamaños poblacionales diferentes, dado que el modelo debe estimar cinco parámetros.

En los casos en que la captura y el esfuerzo no estuvieran disponibles para cada intervalo de tiempo, estos pueden ser estimados. Es posible estimar el esfuerzo al tiempo i , si se dispone del dato de captura para dicho período, más una estimación promedio de CPUE. En algunas pesquerías, la mortalidad instantánea por pesca puede ser estimada sin conocerse el esfuerzo, o la captura por unidad de esfuerzo (e.g. Murphy 1966). Los esfuerzos son entonces estimados como proporcionales a las mortalidades instantáneas por pesca.

Soporte estadístico: Siguiendo la misma aproximación de Schaefer, Pella y Tomlinson desarrollaron un modelo lineal, integrando por periodos de tiempo t (generalmente anuales). El método de ajuste presentado es de regresión lineal, y este modelo y método de ajuste es sólo presentado para propósitos comparativos (modelo de Schaefer versus el nuevo método presentado).

La diferencias con el modelo de Schaefer radican en que (1) los datos son partidos en subgrupos, que corresponden a intervalos de años entre los cuales no hubo grandes cambios en el tamaño poblacional; y (2) se utilizan técnicas de estimación no lineales. El criterio de ajuste es la minimización del cuadrado de las desviaciones entre CPUE observados y estimados, o entre capturas observadas y estimadas (a través del programa GENPROD). La idea básica de este método, es tomar una estimación inicial del tamaño del stock al comienzo de la serie de tiempo, y usar el modelo para predecir la serie completa. Los parámetros son entonces ajustados para proveer el mejor ajuste

entre los datos observados y los estimados. Esta técnica de estimación permite estimar el parámetro de flexibilización de la curva de producción (m), o mantenerlo fijo. En general, implica la estimación de los parámetros r , K , y q del modelo de Schaefer, más un parámetro adicional para la biomasa inicial. Según Hilborn y Walters (1992), la estimación del parámetro adicional B_0 complica las estimaciones, y es mejor suponerlo igual a $B_1 = C_1 / (E_1 q)$, o usar medias móviles para los primeros datos de C/E , en el caso de que haya mucha variabilidad entre ellos. Alternativamente, y si se utilizan datos desde el comienzo de la pesquería, se puede asumir $B_0 = K$.

Supuestos centrales: En primer lugar, distribuciones de tamaños y edades estables a cada nivel de esfuerzo. En realidad, durante los períodos de transición entre dos esfuerzos de pesca habría un retraso en la distribución de edades, pero si el cambio es gradual, entonces la estructura de edades de la población se ajustará continuamente. Por el contrario, cambios grandes y rápidos en esfuerzo, resultarán en una representación de la tasa real de cambio poblacional. Además, el modelo requiere que las tasas de crecimiento individual, mortalidad natural, y reproducción, respondan inmediatamente a los cambios en el tamaño poblacional, pero en realidad estas respuestas pueden estar retrasadas. Otro supuesto es que la población estudiada es cerrada, y si ocurriera emigración o inmigración, este modelo no describiría apropiadamente la dinámica de la población. La capturabilidad se supone constante.

Respuesta a violaciones de los supuestos: La biomasa de la población puede ser sobre o

subestimada, dependiendo de si q ha sido sub o sobreestimado. El modelo de Pella y Tomlinson no siempre provee buenas estimaciones de q . Además, el modelo es sensible también al tiempo de respuesta de la población (a los cambios en el tamaño poblacional ocasionados por la explotación), y esto produce una sobreestimación de las capturas.

Principales fuentes de error: Pella y Tomlinson encontraron que a pesar del ajuste excelente de los datos de capturas para las dos poblaciones que estudiaron, las biomazas de ambas fueron sobreestimadas, principalmente al principio de la pesquería. Una posible fuente de error es la subestimación de la capturabilidad. Otra posibilidad es la violación de otro supuesto, el de equilibrio.

Este método de ajuste parece ser preciso para estimaciones de C_{max} , P_{opt} , y U_{max} , pero menos sensible para estimar m , q , y P_{max} .

Ventajas y desventajas: Los mayores avances de este modelo respecto del modelo de Schaefer radican en la flexibilización de la forma de la relación producción tamaño de stock, y en el método de estimación. Pella y Tomlinson destacan que las estimaciones de parámetros a través de métodos lineales es muy pobre en relación al método no lineal propuesto, y que en general los métodos lineales subestiman los verdaderos cambios en la producción del stock. Además, el método lineal (para el caso de estudio del atún de aleta amarilla) explica poco sobre la variabilidad en los cambios de abundancia poblacional. Otra ventaja es que el modelo no es necesariamente determinístico.

Una posible desventaja, es que se debe disponer de una serie de tiempo larga, de modo de que existan varios subgrupos homogéneos. Otra desventaja (no exclusiva de este modelo de producción), es que raramente se dan las condiciones de capturabilidad constante, poblaciones cerradas, y de equilibrio clásicamente utilizadas en los modelos pesqueros.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado a la misma serie de tiempo de la pesquería del atún de aleta amarilla utilizado por Schaefer, y a datos de pesca experimental de guppies (*Lebistes reticulatus*). Ambas especies presentan grandes diferencias con los stocks explotados en Chile que son el foco de este estudio: tienen rápido crecimiento, y son móviles.

El atún recluta a la población explotable durante el primer año de vida, y tiene vida relativamente corta. La ventaja que esta historia de vida ofrece para la aplicación de los modelos de producción, es que los efectos producidos por la pesca en la composición de edades no es tan importante como en especies de vida larga. Por otro lado, estos stocks productivos se caracterizan por su gran variabilidad en abundancia.

La segunda especie utilizada en este estudio es una población de guppies sujeta a pesca experimental. Esta especie presenta un ciclo de vida muy corto. Por lo tanto, la no consideración de un "regazo" en el modelo no tendría un efecto tan importante. La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile pueden ser consideradas dentro de la categoría de "especies de vida larga".

Respecto de la historia de explotación de estos recursos, esta podría considerarse común a la experimentada por la mayoría de las pesquerías en

el mundo, y también en Chile. Aún, y parcialmente, en el caso de los datos de pesca experimental. En ambas especies se observa que el esfuerzo aumenta. En el caso del atún disminuye a ciertos niveles de CPUE. En el caso de los guppies se utilizaron tasas de capturas crecientes de 10, 25, 50, y 75 %. Estos datos no son demasiado informativos, ya que no proveen el suficiente contraste entre CPUE y esfuerzo necesario para identificar los parámetros del modelo. Si la historia de explotación ha ocurrido de modo que los cambios en CPUE y esfuerzo fueran muy graduales, la correlación en los datos no permitiría estimar parámetros realistas. Este podría ser el caso de las pesquerías bentónicas de Chile.

Por último, la mayor diferencia con los casos de interés para este proyecto radica en que el modelo fue aplicado a especies móviles. De las especies asociadas a fondos rocosos en Chile, sólo la jaiba podría ser considerada en esta categoría, mientras que las restantes son sedentarias. El carácter sedentario de las especies bentónicas de interés para este estudio, presenta un problema para el supuesto de homogeneidad en el stock. Tampoco se darían las condiciones de stock cerrado, ya que en existe flujo de larvas durante el período de vida planctónico.

Observaciones: Luego de 30 años del desarrollo de este modelo, el método de estimación es aún considerado la mejor técnica disponible estimar los parámetros de los modelos de producción simple (Hilborn y Walters 1992).

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.240.000 pesos. No se considero tiempo de modelaje (sólo de adaptación del modelo), ya que el mismo esta disponible del autor (GENPROD). El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

ME.T. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCION SIMPLE

Fox, W. 1975. Fitting the generalized stock production model by least-squares and equilibrium approximation. Fish. Bull. 73: 23-27.

Clasificación: PS, DI, D/Es, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Fox desarrolló un método de cuadrados mínimos y el programa (PRODFIT), para estimar los parámetros (y los índices de variabilidad) de un modelo generalizado de producción, utilizando la aproximación a las condiciones de equilibrio de Gulland.

El método de Gulland relaciona la captura por unidad de esfuerzo anual en el año i (U_i), con el esfuerzo promedio durante cierto número de años T . Gulland definió T como la vida media de los individuos en la población explotable. De este modo, para una especie cuya vida promedio en la población es 3 años, U_i dependerá de un promedio de f_i , f_{i-1} , y f_{i-2} . El esfuerzo promedio será:

$$f_i = (1/T) \sum_{j=i-T+1}^i f_j$$

Fox modificó esta aproximación al esfuerzo en condiciones de equilibrio, por medio de un promedio ponderado. La captura por unidad de esfuerzo de la clase anual j en el año i esta relacionada a la cantidad de esfuerzo en el año i . La de la clase anual previa ($j-1$) en el año i , esta relacionada con el esfuerzo pesquero en el año i como también en el año $i-1$. Igualmente para las clases anuales más viejas, U_i depende del esfuerzo en años anteriores. La captura por unidad de esfuerzo de la población explotable total, para k

clases anuales suponiendo capturabilidad constante, será:

$$U_i = U_{ij} + U_{i,j-1} + U_{i,j-2}, \dots + U_{i,j-k+1}$$

Para los casos en que el reclutamiento ocurre al comienzo del año:

$$U_i \sim \{k \cdot f_i + (k-1) \cdot f_{i-1} + \dots + f_{i-k+1}\}$$

La siguiente ecuación define un promedio ponderado del esfuerzo sobre el número total de años en que esa clase contribuye significativamente a la pesquería:

$$f_i \sim \{k \cdot f_i + (k-1) \cdot f_{i-1} + \dots + f_{i-k+1}\} / \{k + (k-1) + \dots + 1\}$$

El procedimiento de ponderación puede ser más preciso, si se conoce en que momento del año ocurre el reclutamiento. Este método de ponderación del esfuerzo promedio, y el propuesto por Gulland, son comparados en este trabajo.

El modelo generalizado de producción utilizado fue:

$$U_i = [(Kq^{m-1}/H) + (q^m/H)f_i]^{1/(m-1)}$$

o en una versión simplificada:

$$U_i = (\alpha + \beta f_i)^{1/m-1}$$

Esta función no lineal requiere de la estimación de tres parámetros. Los puntos críticos son:

$$f_{opt} = (\alpha - \alpha^* m) / (m \cdot \beta)$$

$$U_{opt} = (\alpha/m)^{1/(m-1)}$$

$$Y_{max} = [(\alpha - \alpha^* m) \cdot (\alpha/m)^{1/m-1}] / (m \cdot \beta)$$

El modelo fue ajustado a datos simulados de una población de crustáceos pandálidos, y las estimaciones y predicciones comparadas con el programa GENPROD, de Pella y Tomlinson.

Datos requeridos: El modelo requiere una serie de tiempo de datos de captura y esfuerzo. En este caso, se utilizaron datos simulados de captura y esfuerzo. Se simuló una población explotada de camarones. No se describe la historia de vida de esta especie simulada, ni tampoco la historia de captura y esfuerzo.

Soporte estadístico: El modelo incluye un procedimiento que le da mayor peso a ciertos datos, para cuando es posible alimentar el modelo con estimaciones de esfuerzo en condiciones de equilibrio y estimaciones del coeficiente de capturabilidad. El modelo puede ser determinístico o estocástico (tiene en cuenta la naturaleza variable de los procesos poblacionales, cambios temporales y espaciales en la disponibilidad y en la vulnerabilidad de las poblaciones explotadas).

El criterio para la estimación de los parámetros α , β , y m es la minimización de la función:

$$S = \sum W_i (U_i - U_i^*)^2$$

donde W_i son las ponderaciones, y U_i las capturas por unidad de esfuerzo promedio estimadas. El superíndice * indica valores estimados. El proceso de ponderación sugerido es aquel que le da más peso a las observaciones a los niveles más alto de esfuerzo promedio.

Para la estimación de q se proponen dos metodologías: el método de diferencia y el método integral.

Se propone el método delta, para medir la variabilidad de la estimación de los parámetros. En los modelos estocásticos se supone que las fuentes de variabilidad son independientes, y así una aproximación a la estructura de la varianza es un modelo multiplicativo.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo de producción son semejantes a los propuestos por Schaefer:

- 1) el modelo es aplicado a una población cerrada;
- 2) la población tiende a una distribución de tallas y edades estable a cada nivel de esfuerzo pesquero;
- 3) la capturabilidad permanece constante; y
- 4) el CPUE no depende de cuan grande el stock ha sido.

Respuesta a violaciones de los supuestos: El mayor problema que Fox discute, es el problema de cambios en la capturabilidad entre años, y entre clases anuales. Diferencias en la capturabilidad por edad producirían un cambio en el coeficiente de capturabilidad total, y consecuentemente en el esfuerzo pesquero.

El efecto de retrasos en el crecimiento, reproducción, mortalidad, y otros factores denso-dependientes, puede resultar en sobreestimaciones o subestimaciones de la productividad de las poblaciones.

Principales fuentes de error: Uno de los problemas de este método, es que debido a las medias móviles del esfuerzo, se excluyen datos del comienzo de la serie, a menos que (1) no haya habido pesca anterior al primer dato, o (2) no exista información disponible sobre el nivel aproximado de captura y esfuerzo en el comienzo de la serie. Es importante que los datos claves (inicio de la pesquería, niveles de captura muy altos, muy bajos, e intermedios) no sean excluidos.

Ventajas y desventajas: Se presentan las ventajas y desventajas de este método (ponderado) en relación con el de Gulland. Las varianzas de las

estimaciones de los parámetros del modelo determinístico de Fox fueron menores que para el modelo determinístico de Gulland. El método de Fox también produjo mejores estimaciones del esfuerzo de equilibrio.

El modelo estocástico de Fox también se comporta mejor que el modelo de Gulland. Dos (m y Y_{max}) de los tres parámetros determinantes son, en promedio, más cercanos al valor real que en el modelo estocástico de Gulland. Para la población simulada, el excedente de producción en condiciones de equilibrio fue bastante bien estimado.

El método también se compara con el modelo de Pella y Tomlinson, y también en este caso se obtuvieron mejores estimaciones con el modelo de Fox. La ventaja que Fox discute de su modelo, respecto del de Pella y Tomlinson, es que el número de parámetros a ser estimados es menor.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: No se describe la historia de vida de esta especie simulada, ni la historia de captura y esfuerzo.

Los modelos de producción podrían ser aplicables a los recursos asociados a fondos rocosos explotados en Chile, sin embargo, la historia de vida de los mismos y desarrollo de la pesquería no ofrecen buenas perspectivas. La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Este último factor es problemático para modelos que no incorporan regazo. Por último, debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los

recursos es agregada. Esto produce problemas en el uso del CPUE como indicador de abundancia.

El tipo de serie de tiempo, y contraste en los datos pesqueros de los recursos bentónicos de fondos duros de Chile no es informativa para su aplicación a modelos de producción. Un factor importante, el contraste en los datos, podría observarse en el loco luego de prolongados períodos de veda. En general, para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile la historia de explotación ha ocurrido de modo que los cambios en CPUE y esfuerzo fueron crecientes, y graduales. Por lo tanto, la correlación en los datos no permitiría estimar parámetros realistas.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: Debido a los problemas asociados a la violación de los supuestos de equilibrio, actualmente no es recomendado el uso del método desarrollado por Fox, pero fue incluido en este resumen porque dicho programa fue ampliamente usado en pesquerías en general, y también en especies bentónicas de fondos duros.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un

muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.240.000 pesos. No se considero tiempo de modelaje, sólo de adaptación del modelo, ya que el mismo esta disponible del autor (PRODFIT). El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MÉT. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCIÓN SIMPLE

Schnute, J. 1977. Improved estimates for the Schaefer production model: theoretical considerations. J. Fish. Res. Board Can. 34: 538-603.

Clasificación: PS, Da, Es, I+

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Schnute presenta una versión dinámica del modelo de Schaefer, que además permite incorporar la influencia de factores impredecibles sobre la pesquería.

Schnute parte de un modelo tradicional, diferencial, de producción, y a través de una serie de artificios matemáticos presenta su nuevo modelo de diferencia. El modelo base es:

$$1/U(dU/dt) = r - q * E - (r/(q * k)) * U$$

donde los parámetros a estimar son r , k y q (tasa de crecimiento intrínseca poblacional, capacidad de carga, y capturabilidad). Esta misma ecuación, integrada desde $n\tau$ to $(n+1)\tau$ será:

$$\ln(U_{n+1}/U_n) = r * \tau - q * \tau * E_n - (r * \tau / q * k) U_n$$

donde E_n y U_n son el esfuerzo y CPUE anual. La variable $\ln(U_{n+1}/U_n)$ es una función lineal de E_n y U_n . La dificultad para estimar los parámetros de esta regresión lineal se presenta porque existen en general problemas para conocer $\ln(U_{n+1}/U_n)$. A través de artificios matemáticos, y en base a la ecuación anterior, se obtiene otra ecuación la cual se basa en que la tasa de captura es constante para cada año, pero varía entre años:

$$\exp((r\tau/U_n - 1)/(r\tau/U_{n-1} - 1)) = \{ [((r - qE_{n-1}) / (r - qE_n)) * (\exp((r - qE_n)\tau) - 1) / (\exp((r - qE_{n-1})\tau) - 1)] * \exp((r - qE_{n-1} - r/qk) * U_{n-1}\tau) \} * \exp(\sigma\epsilon_n)$$

U_n es una función de U_{n-1} , E_{n-1} , y E_n . Además, C_n es igual a:

$$C_n = \{ (qk/r\tau) * E_n * \ln [1 + ((r - qE_{n-1}) / (r - qE_n)) * (\exp((r - qE_n)\tau) - 1) / (1 - \exp(-(r - qE_{n-1})\tau)) * (1 - \exp(-r\tau/qk)) * (C_{n-1} / E_{n-1}) \} * \exp(\sigma\epsilon_n)$$

Esta es la ecuación dinámica del modelo de Schaefer, y contiene los tres parámetros de la misma (r , k y q), más el parámetro σ (error estándar). El término para el error está dado través de la adición de una variable al azar, distribuida normalmente.

Para interpretar la primer ecuación, Schnute define dos variables sin dimensiones: v_n (tasa de esfuerzo ajustada) y ω_n (tasa de captura ajustada):

$$v_n = \exp((r - qE_n)\tau), \text{ y}$$

$$\omega_n = \exp((r\tau/U_n) - 1)$$

La primera depende esencialmente del esfuerzo, un esfuerzo muy alto produce una tasa de esfuerzo ajustada pequeña. En general toma valores positivos, pero se hace cero cuando el esfuerzo llega a infinito.

La segunda toma valores entre 0 y 1, siendo uno cuando el stock se aproxima a la extinción. Por lo tanto, se define la distancia de extinción como $\omega_n - 1$. Un valor pequeño de distancia de extinción, significa que el stock está cerca de la extinción.

La distancia de extinción tiende a aumentar, por ejemplo, si el esfuerzo del año n es menor que el esfuerzo en el año $n-1$. Al aumentar la distancia de extinción, el riesgo de colapso disminuye. Cuando la relación entre las dos variables (v_n y ω_n) es uno, entonces el esfuerzo para el año n está al nivel

correcto como para mantener el stock fijo. Por esa razón la relación entre las dos variables se denomina factor de equilibrio. Si este factor es menor que uno, entonces el esfuerzo es demasiado grande para el tamaño del stock, y la biomasa de la población declinara, e inversamente, cuando el esfuerzo es pequeño para el tamaño del stock, la población tendera a aumentar.

Biologicamente, esto confirma la idea de que al reducirse el esfuerzo el stock aumenta, y el modelo describe el proceso dinámico de aproximación a equilibrio o extinción.

Datos requeridos: Los únicos datos requeridos son una secuencia de datos de captura y esfuerzo, para una serie de años n .

Soporte estadístico: Las estimaciones se pueden realizar a través de regresiones lineales o no lineales, y la diferencia entre ambas es discutida por Schnute. El modelo presentado anteriormente, requiere de un método de estimación no lineal, y los parámetros estimados deberían ser aquellos que satisfacen:

$$S(r^*, k^*, q^*) = \text{mínimo}$$

(* indica estimado) Schnute también provee una modificación de su modelo, que permite una estimación lineal, pero el autor sugiere el uso del método no lineal cuando dicha alternativa sea posible, porque provee resultados más precisos.

Supuestos centrales: Los supuestos centrales del modelo base son: (1) la tasa de crecimiento de la población es igual a la tasa natural de crecimiento menos la tasa de captura; (2) la captura es directamente proporcional a la tasa de esfuerzo y a

la biomasa disponible, y (3) la captura por unidad de esfuerzo es proporcional a la biomasa.

La capturabilidad se supone constante para cada año, pero puede variar entre años.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Las diferencias en la capturabilidad por edad producirían un cambio en el coeficiente de capturabilidad total, y consecuentemente en el esfuerzo pesquero. Además, el efecto de retrasos en el crecimiento, reproducción, mortalidad, y otros factores denso-dependientes puede resultar en sobreestimaciones o subestimaciones de la productividad de las poblaciones.

Principales fuentes de error: El método no lineal de Schnute es considerado particularmente interesante (Hilborn 1979), aunque puede producir errores en poblaciones sobreexplotadas y para las que no se disponen de datos para estadíos tempranos de la explotación. La aproximación lineal de Schnute es también considerada muy buena, excepto en los pocos casos en que produce estimaciones negativas. Hilborn discute que las fallas de los métodos lineales para estimar parámetros positivos, y la falla en el comportamiento de los modelos no lineales para poblaciones sobreexplotadas, sugieren deficiencias en los datos de captura y esfuerzo. De acuerdo a la teoría de regresión, debe existir contraste en las variables independientes, y cualquier tipo de manejo que falle en generar contraste entre las capturas por unidad de esfuerzo y el esfuerzo, generara problemas en la estimación de los parámetros del modelo de Schaefer. Por lo tanto, Hilborn concluye, que los errores de estimación observados en el modelo lineal de Schnute, no se

deben a la simplicidad del modelo de producción sino a falta de contraste en los datos.

Estudios posteriores (Mohn 1980), mostraron que comparativamente con otros modelos de producción, el método de Schnute produce estimaciones libres de sesgo (utilizando datos simulados).

Ventajas y desventajas: Schnute considera que su modificación al modelo de Schaefer tiene cuatro ventajas sobre los anteriores: (1) puede ser aplicado en forma directa a los datos generalmente disponibles de captura y esfuerzo; (2) incorpora explícitamente un término de error al azar, (3) la estimación de los parámetros del modelo se realiza directamente a través de métodos de cuadrados mínimos, (4) es estocástico, y por lo tanto es posible estimar la incertidumbre, y (5) el cálculo es sumamente sencillo.

La dificultad del modelo de Schnute es que predice capturas por unidad de esfuerzo negativas cuando el esfuerzo es muy grande.

Los datos requeridos son simples (datos de captura y esfuerzo para cada año), y la ventaja sobre Schaefer es que no es necesaria la condición de equilibrio, supuesto que prácticamente es imposible de cumplir.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: En este trabajo sólo se presenta el desarrollo teórico, sin una aplicación específica a ninguna especie. Este método fue aplicado a recursos bentónicos de fondos duros. Su aplicación a las pesquerías de Chile sería posible, bajo el supuesto de que se disponga de una base con los datos requeridos, y

que se cumplan los supuestos del modelo (algunos pueden presentar problemas).

Las características comunes a las especies de fondos duros explotadas en Chile son larvas planctónicas, variabilidad en el reclutamiento, crecimiento relativamente lento, y vida larga. Este último factor es problemático para modelos que no incorporan regazo. Además, estas especies tienen distribución espacial agregada. Esto produce problemas en el uso del CPUE como indicador de abundancia.

La base de datos pesquera requerida para este tipo de modelos (serie de tiempo, contraste) no es común para los recursos de fondos duros de Chile. En general, para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile, la historia de explotación ha ocurrido de modo que los cambios en CPUE y esfuerzo fueron crecientes, y graduales. Por lo tanto, la correlación en los datos no permitiría estimar parámetros realistas. El contraste en los datos, podría observarse en el loco, luego de prolongados periodos de veda. En general, la historia de desarrollo de las pesquerías es poco informativa, independientemente del grado de medidas regulatorias utilizadas. En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: Ver Hilborn (1979) en este informe, para más información de este modelo.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de

desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 2.240.000 pesos. Para este modelo, el tiempo estimado de modelaje fue comparativamente mayor que para los otros modelos de producción. El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MÉTODOS INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCION SIMPLE

Hilborn, R. 1979. Comparison of fisheries control systems that utilize catch and effort data. *J. Fish. Res. Board. Can.* 36: 1477-1489.

Clasificación:

Modelo de Schaefer: PS, (Da), D, I-

Modelo de Schnute: PS, Da, Es, I+

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original:

Se comparan a través de métodos lineales y no lineales de estimación el modelo de Schaefer discretizado, y el método de Schnute. Este trabajo se incluyó porque los modelos analizados fueron aplicados a recursos bentónicos de fondos duros. Sin embargo, dado que este es un trabajo teórico adonde no se desarrolla un modelo, sino se realizan comparaciones, no se presenta en un contexto sistema (ficha técnica itemizada) sino a modo de referencia.

En primer lugar se elaboraron modelos para describir el cambio anual de una población de peces en respuesta a explotación. Se consideran varios métodos de control de la pesquería (esfuerzo constante, escape constante, cuota), y el registro de la pesquería consiste sólo de datos de captura y esfuerzo. La pesquería simulada tiene estructura de edad, densidad-dependencia en el reclutamiento, y esta sujeta a efectos ambientales.

En cuanto a la estructura de las poblaciones modelo, se consideran dos extremos, especies de vida larga, crecimiento lento, y en las cuales el incremento en la biomasa poblacional es fundamentalmente debido a crecimiento de los adultos, y en el otro extremo, especies de vida corta, alta tasa de mortalidad, y cuyo incremento

en biomasa depende fundamentalmente del reclutamiento. Por último, se compararon los modelos bajo tres condiciones de explotación: (1) comenzando con la colección de datos de un stock no explotado, (2) comenzando con un stock cercano a la captura máxima sostenible, y (3) comenzando con un stock sobreexplotado.

Para las especies de vida larga, Hilborn (1979) concluyó que para los stocks no explotados, los mejores resultados ocurrieron cuando existía información perfecta, y esfuerzo o escape fijo. Los métodos lineales (Schnute incluido) fallan frecuentemente en estimar parámetros positivos, y los métodos no lineales tienen en general un mejor comportamiento. Para stocks en condiciones de equilibrio, los métodos lineales (incluido Schnute) fueron mucho más exitosos en la estimación de parámetros que los otros métodos. Esto se debería a que la declinación en la captura por unidad de esfuerzo, que se obtiene al comienzo de la explotación, es fundamental para esta metodología. Para stocks sobreexplotados, la mayoría de los métodos se comportaron igualmente mal. Los métodos lineales tienen grandes dificultades para obtener estimaciones de parámetros positivos, pero cuando el método de Schnute obtiene un parámetro positivo, entonces este reconoce que el stock está sobreexplotado.

Para las especies de vida corta, en stocks no explotados, todos los modelos se comportaron bien, y las estimaciones lineales no tuvieron las

dificultades encontradas para las especies de vida larga. Para stocks en equilibrio, los resultados fueron semejantes que para los stocks no explotados, probablemente porque el stock es suficientemente productivo. Para stocks sobreexplotados, las capturas son más bajas que para los casos anteriores, pero sólo en pocos casos los modelos no reconocen la sobreexplotación. El método de Schnute es considerado particularmente interesante, porque, excepto en los pocos casos en que produjo estimaciones negativas, se comporta muy bien.

Hilborn discute que las fallas de los métodos lineales para estimar parámetros positivos, y la falla en el comportamiento de los modelos no lineales para poblaciones sobreexplotadas, sugieren deficiencias en los datos de captura y esfuerzo para manejar poblaciones explotadas. De acuerdo a la teoría de regresión, debe existir contraste en las variables independientes, y cualquier tipo de manejo que falle en generar contraste entre las capturas por unidad de esfuerzo y el esfuerzo, generará problemas en la estimación de los parámetros del modelo de Schaefer. Por lo tanto, Hilborn concluye, que los errores de estimación observados en el modelo lineal de Schnute, no se deben a la simplicidad del modelo de producción sino a falta de contraste en los datos. En los casos en que se comience con un stock no explotado, y luego, con un moderado esfuerzo, se conduzca al stock a un nivel inferior al MSY, no es posible estimar ninguno de los parámetros, y por lo tanto tomar una decisión sobre el nivel de esfuerzo apropiado. En el caso en que se comience con un stock sobreexplotado pero se mantenga el esfuerzo bajo, de modo de permitir su recuperación, se puede obtener una buena estimación de la tasa de

crecimiento, pero las estimaciones de capacidad de carga y coeficiente de capturabilidad son inciertas. En el caso más común de desarrollo de una pesquería (aumento gradual del esfuerzo), no es posible estimar ningún parámetro. Hilborn sugiere el uso de perturbaciones a través de manejo adaptativo, de modo de generar contrastes en las bases de datos.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Como se explicó anteriormente, este trabajo utilizó poblaciones simuladas, pero los resultados obtenidos para especies de vida larga (y con una base de dato comparable a las categorías establecidas por Hilborn), serían aplicables a las especies bentónicas de mayor interés comercial en Chile.

No se describe en detalle la historia de vida de esta especie simulada, ni la historia de captura y esfuerzo.

MÉT. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCIÓN SIMPLE

Uhler, R. 1979. Least squares regression estimates of the Schaefer production model: some Monte Carlo simulation results. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1284-1294.

Clasificación: Modelo de Schaefer: PS, DI(Da), D,
I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Este trabajo se incluyó porque los modelos analizados (Schaefer), fueron aplicados a recursos bentónicos de fondos duros. Sin embargo, dado que este es un trabajo teórico, adonde no se desarrolla un modelo, sino que se realizan comparaciones, no se presenta en un contexto sistemático (ficha técnica itemizada). Se presenta sólo un resumen a modo de referencia. Los resultados de este estudio no son discutidos en trabajos sobre recursos bentónicos de fondos duros. Uhler investigó cuatro variaciones del modelo de Schaefer, dos modelos continuos y dos discretos, y utilizando métodos analíticos y Monte Carlo, determinó el sesgo en la estimaciones de estos modelos. Se demuestra que el uso de captura por unidad de esfuerzo, y esfuerzo, en una regresión, produce estimaciones sesgadas en la estimación de los parámetros. Los sesgos para el nivel óptimo de tamaño poblacional, tasa de captura, y esfuerzo pesquero, fueron calculados. Se encontró que bajo condiciones semejantes, el tamaño de población óptima, y la tasa de captura podrían tener un error entre un 40 y un 50 %, dependiendo del modelo usado.

MET. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCIÓN SIMPLE

Saila, S., J. Annala, J. McKoy, y J. Booth. 1979. Application of yield models to the New Zealand rock lobster fishery. N. Z. J. mar. Freshwater Res. 13(1): 1-11.

Clasificación: PS, DI, D/Es, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Saila et al. aplicaron el modelo de Fox, para estimar el excedente de producción de la langosta, *Jasus edwardsii*. Los autores no presentan el modelo, sino que refieren a Fox (1970). En esta ficha se presenta brevemente el modelo de Fox en base a su publicación de 1970 (ver ficha para dicho modelo).

Fox desarrolló un método de cuadrados mínimos y el programa (PRODFIT), para estimar los parámetros (y los índices de variabilidad) de un modelo generalizado de producción, utilizando la aproximación a las condiciones de equilibrio de Gulland.

Fox modificó el modelo de Gulland, por medio de un promedio ponderado. La captura por unidad de esfuerzo de la clase anual j , en el año i , esta relacionada a la cantidad de esfuerzo en el año i . La de la clase anual previa ($j-1$) en el año i , esta relacionada con el esfuerzo pesquero en el año i como también en el año $i-1$. Igualmente para las clases anuales más viejas, U_i depende del esfuerzo en años anteriores. La captura por unidad de esfuerzo de la población explotable total, para k clases anuales suponiendo capturabilidad constante, será:

$$U_i = U_{ij} + U_{i,j-1} + U_{i,j-2}, \dots + U_{i,j-k+1}$$

Para los casos en que el reclutamiento ocurre al comienzo del año:

$$U_i \sim \{k \cdot f_i + (k-1) \cdot f_{i-1} + \dots + f_{i-k+1}\}$$

La siguiente ecuación define un promedio ponderado del esfuerzo sobre el número total de años en que esa clase contribuye significativamente a la pesquería:

$$f_i \sim \{k \cdot f_i + (k-1) \cdot f_{i-1} + \dots + f_{i-k+1}\} / \{k + (k-1) + \dots + 1\}$$

El procedimiento de ponderación puede ser más preciso, si se conoce en que momento del año ocurre el reclutamiento. Saila et al. utilizaron tres años como el promedio ponderado del esfuerzo. Se exploraron también 4, 5 y 6 años de contribución de cada clase anual a la pesquería, pero se seleccionó $k=3$ por ser el que tenía mejor ajuste.

El modelo generalizado de producción utilizado fue:

$$\log_e(Y_E/f_E) = \log_e U_E = a + b f_E$$

donde Y_E es la captura en condiciones de equilibrio, y f_E es la tasa de explotación que mantiene el stock en equilibrio.

Datos requeridos: El modelo de Fox requiere una serie de tiempo de datos de captura y esfuerzo. Los datos utilizados son de la pesquería de la langosta de roca de Nueva Zelanda, para la cual existen datos de captura y esfuerzo desde 1940. Existen evidencias biológicas para considerar un sólo stock en Nueva Zelanda, con lo que se cumpliría uno de los supuestos del modelo. Datos de un segundo stock, no fueron incluido en este estudio. Se hicieron exploraciones para determinar el número

de años que cada clase anual contribuye a la pesquería.

El uso del modelo de Fox para esta base de datos se debió, entre otras razones, a que la forma asimétrica del mismo describe el comportamiento observado de esta población explotada.

Soprote estadístico: El modelo de Fox incluye un procedimiento de le da mayor peso a ciertos datos, para cuando es posible alimentar el modelo con estimaciones de esfuerzo en condiciones de equilibrio, y estimaciones del coeficiente de capturabilidad. Esto no es discutido en el trabajo de Saila, por lo tanto no se puede establecer que tipo de procedimiento se utilizó. El modelo puede ser determinístico o estocástico, pero aquí se utiliza el modelo determinístico.

Saila et al. utilizaron regresiones lineales, para ajustar el modelo de producción a los datos de la pesquería de la langosta de roca.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo de producción son semejantes a los propuestos por Schaefer:

- 1) el modelo es aplicado a una población cerrada;
- 2) la población tiende a una distribución de tallas y edad estable a cada nivel de esfuerzo pesquero;
- 3) la capturabilidad permanece constante; y
- 4) el CPUE no depende de cuan grande el stock ha sido.

Respuesta a violaciones de los supuestos: El mayor problema que Fox discute, es el problema de cambios en la capturabilidad entre años, y entre clases anuales. Diferencias en la capturabilidad por edad producirían un cambio en el coeficiente de

capturabilidad total, y consecuentemente en el esfuerzo pesquero.

El efecto de retrasos en el crecimiento, reproducción, mortalidad, y otros factores denso-dependientes, puede resultar en sobreestimaciones o subestimaciones de la productividad de las poblaciones. Este efecto podría ocurrir en la especie modelo por presentar una de historia de vida larga.

Saila et al. no discuten los problemas asociados a la violación de los supuestos del modelo, tampoco las repuestas que podrían haberse observado para esta especie.

Principales fuentes de error: Uno de los problemas de este método, es que debido a las medias móviles del esfuerzo, se excluyen datos del comienzo de la serie, a menos que (1) no haya habido pesca anterior al primer dato, o (2) exista información disponible sobre el nivel aproximado de captura y esfuerzo en el comienzo de la serie. Es importante que los datos claves (inicio de la pesquería, niveles de captura muy altos, muy bajos, e intermedios) no sean excluidos. Saila et al. no discuten este punto en su trabajo.

Ventajas y desventajas: Fox considera que su modelo presenta ventajas en relación con el de Gulland, ya que las varianzas de las estimaciones de los parámetros fueron menores en las comparaciones realizadas. Además, el modelo de Fox produce valores más cercanos al observado para los parámetros m y Y_{max} . Respecto al modelo de Pella y Tomlinson, y para comparaciones realizadas por Fox (1975), el modelo de Fox también produjo mejores estimaciones, y requiere de la estimación de menor número de parámetros.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: La historia de vida del recurso estudiado es semejante a varias de las especies de recursos bentónicos explotados en Chile. La langosta de roca es una especie de vida larga, con estadios larvales planctónicos (vida planctónica particularmente larga), y distribución agregada.

La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Este último factor es problemático para modelos que no incorporan regazo. Por último, debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los recursos es agregada. Esto produce problemas en el uso del CPUE como indicador de abundancia.

Una diferencia entre esta especie de langosta y las especies de fondos rocosos explotadas en Chile radica en la base de datos. Existen registros de la pesquería de langosta desde 1940, y además de datos de captura y esfuerzo se disponen de datos biológicos. Sin embargo, el desarrollo de la pesquería no fue muy informativo para la aplicación de modelos de producción (esfuerzo siempre creciente), a pesar de que exista contraste en los datos. El tipo de serie de tiempo, y contraste en los datos pesqueros no se encuentra normalmente para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile. Un factor importante, el contraste en los datos, podría observarse en el loco, luego de prolongados períodos de veda. En general, para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile, la historia de explotación ha ocurrido de

modo que los cambios en CPUE y esfuerzo fueron crecientes, y graduales. Por lo tanto, la correlación en los datos no permitiría estimar parámetros realistas.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

En base a los resultados se concluye que el esfuerzo en la pesquería de langosta debería disminuir a un 60% del nivel actual.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.240.000 pesos. No se considero tiempo de modelaje (sólo de adaptación del modelo), ya que el mismo esta disponible del autor (PRODFIT). El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de

biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MÉT. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCIÓN SIMPLE

Morgan, G. 1979. Assessment of the stocks of the Western rock lobster *Panulirus cygnus* using surplus yield models. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 30: 355-363.

Clasificación: Para los tres modelos utilizados:

Schaefer: Ps, DI, D, I-

Pella y Tomlinson: Ps, DI, D, I-

Fox: Ps, DI, D/E, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Morgan aplica cuatro modelos diferentes de producción, con el objetivo de analizar la utilidad y limitaciones de cada uno de ellos en proveer estimaciones de abundancia de la langosta *Panulirus cygnus*. Los modelos que utilizó (Schaefer, Pella y Tomlinson, Fox, y con regazo en el reclutamiento), predicen semejantes soluciones, bajo el supuesto de que se cumplan las condiciones de equilibrio. El autor no presenta el desarrollo teórico de ninguno de estos modelos. El modelo con regazo se tratará en aquella sección. En esta ficha sólo se presenta información elemental sobre los tres modelos de producción simple utilizados, y se refiere a la ficha correspondiente a cada modelo para mayores detalles.

Todos los modelos de producción utilizados se basan en el desarrollado por Schaefer, y formulado de la siguiente manera:

$$dP/dt=f(P)$$

donde: $f(P)$ es un valor continuo, y positivo entre 0 y L (máxima biomasa, o capacidad de carga), llamado tasa de natural de incremento poblacional. Una función que describe el crecimiento poblacional es la ecuación logística:

$$dP/dt=k_1*P(L-P), \text{ donde } k_1 \text{ es una constante.}$$

Cuando el efecto de la remoción de individuos de dicha población por pesca se agrega a esta ecuación logística, se obtiene:

$$dP/dt=f(P) - P\phi(F),$$

donde $P\phi(F)$ es la tasa de captura. La tasa de captura ($P\phi(F)=k_2*F*P$) se supone proporcional al esfuerzo pesquero. Por integración de la tasa de cambio de un stock, es posible estimar la tasa anual promedio de incremento poblacional, y así, la captura anual correspondiente a un tamaño de stock P . Cuando la tasa de captura iguale al crecimiento natural, el tamaño del stock permanecerá sin cambios. El tamaño del stock al cual la captura de equilibrio es maximizado, es el nivel de máxima captura en equilibrio.

La diferencias del modelo de Pella y Tomlinson con el modelo de Schaefer radican en que: (1) los datos son partidos en subgrupos, que corresponden a intervalos de años entre los cuales no hubo grandes cambios en el tamaño poblacional; y (2) se introduce un parámetro extra, para flexibilizar la forma de la relación producción-tamaño de stock. El modelo presentado es básicamente aquel desarrollado por Schaefer:

$$dP(t)/dt = H*P^m(t) - K*P(t) - q*f(t)*P(t)$$

donde H , K , y m son constantes, q es el coeficiente de capturabilidad, y $f(t)$ representa la función del esfuerzo pesquero. En este modelo la constante m permite que la curva de excedente de producción pueda ser simétrica o asimétrica.

Los puntos críticos son:

$$C_{max}=H*(K/mH)^{(n/m-1)}-K*(K/mH)^{(1/m-1)}$$

$$P_{opt} = (K/mH)(1/m-1)$$

$$F_{opt} = K*(1-m)/(mq)$$

La nomenclatura es diferente a aquella utilizada por Schaefer, pero los parámetros se corresponden ($H = -k1$; $K = -k1*L$; $q = k2$).

Fox modificó la aproximación al esfuerzo en condiciones de equilibrio de Gulland (1961), por medio de un promedio ponderado. La captura por unidad de esfuerzo de cada clase anual j , en el año i , esta relacionada a la cantidad de esfuerzo en el año i , como también en el año $1-i$ y anteriores. La captura por unidad de esfuerzo de la población explotable total, para k clases anuales suponiendo capturabilidad constante, y para los casos en que el reclutamiento ocurre al comienzo del año, será:

$$U_i \sim \{k*f_i + (k-1)*f_{i-1} + \dots + f_{i-k+1}\}$$

La siguiente ecuación define un promedio ponderado del esfuerzo sobre el número total de años en que esa clase contribuye significativamente a la pesquería:

$$f_i \sim \{k*f_i + (k-1)*f_{i-1} + \dots + f_{i-k+1}\} / \{k+(k-1)+\dots+1\}$$

El modelo generalizado de producción utilizado es:

$$U_i = [(Kq^{m-1}/H) + (q^m/H)f_i]^{1/(m-1)}$$

o en una versión simplificada:

$$U_i = (\alpha + \beta f_i)^{1/m-1}$$

Esta función no lineal requiere de la estimación de tres parámetros. Los puntos críticos para la ecuación de los parámetros son:

$$f_{opt} = (\alpha - \alpha^*m) / (m*\beta)$$

$$U_{opt} = (\alpha/m) / (m-1)$$

$$Y_{max} = [(\alpha - \alpha^*m) * (\alpha/m)^{1/m-1}] / (m*\beta)$$

Todos los modelos aplicados a la pesquería de la langosta de roca produjeron resultados muy similares, y no se realizó una comparación estadística entre los mismos. El autor presenta este análisis como una descripción de eventos pasados,

pero no con propósitos predictivos, por la violación a los supuestos de los modelos.

Datos requeridos: Se requiere una serie de datos de captura y esfuerzo, para los tres modelos utilizados. Además, se requiere que los datos tengan suficiente contraste. El dato de capturabilidad puede ser obtenido independientemente, o estimado por los modelos.

Para el modelo de Pella y Tomlinson se debe disponer de al menos seis tamaños poblacionales diferentes, dado que el modelo debe estimar cinco parámetros. Los parámetros a estimar son r , K , y q del modelo de Schaefer, más un parámetro adicional para la biomasa inicial, y el parámetro de flexibilización de la función m .

Soporte estadístico: Actualmente se utilizan regresiones lineales para estimar los parámetros del modelo de Schaefer. Para el modelo de Pella y Tomlinson el criterio de ajuste es la minimización del cuadrado de las desviaciones entre CPUE observados y estimados, o entre capturas observadas y estimadas. Morgan utilizó el programa GENPROD, desarrollado por Pella y Tomlinson.

Fox desarrolló un método de cuadrados mínimos y el programa (PRODFIT), para estimar los parámetros. El modelo incluye un procedimiento que le da mayor peso a ciertos datos, para cuando es posible alimentar el modelo con estimaciones de esfuerzo en condiciones de equilibrio, y estimaciones del coeficiente de capturabilidad. Morgan utilizó dicho programa, suponiendo que 3 clases anuales contribuyen significativamente a la pesquería. Se utilizó además, una media geométrica no ponderada de la capturabilidad. El

modelo puede ser determinístico o estocástico, pero Morgan utilizó el modelo determinístico.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo de producción de Schaefer son:

- 1) el crecimiento de la población es una función del tamaño de la población;
- 2) la tasa de incremento anual es independiente de la composición por edades de la misma;
- 3) existe sólo un máximo en el crecimiento de la población;
- 4) la población esta en condiciones de equilibrio, y
- 5) el CPUE es proporcional a la abundancia del stock.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Los tres modelos suponen condiciones de equilibrio. Las poblaciones explotadas en general no están en equilibrio, ya que en la fase de desarrollo hay un incremento constante del esfuerzo, y en la fase de sobreexplotación ocurre en general lo inverso. La violación a este supuesto produce estimaciones erróneas de las capturas máximas sostenibles. Estas pueden ser sobreestimadas, o subestimadas, dependiendo de los datos disponibles.

El segundo supuesto, de linealidad entre CPUE y esfuerzo bajo condiciones de equilibrio, en general tampoco se cumple. La biomasa de la población puede ser sobre o subestimada, dependiendo de si q ha sido sub o sobreestimado. El modelo de Pella y Tomlinson no siempre provee buenas estimaciones de q . Además, el modelo es sensible también al tiempo de respuesta de la población (a los cambios en el tamaño poblacional ocasionados por la explotación), y esto produce una sobreestimación de las capturas.

El efecto de retrasos en el crecimiento, reproducción, mortalidad, y otros factores densodependientes puede resultar en sobreestimaciones o subestimaciones de la productividad de las poblaciones.

Principales fuentes de error: El mayor problema con la obtención de datos es, primero, que las poblaciones no están en equilibrio, y segundo, que los datos están correlacionados.

Ventajas y desventajas: Las ventajas obvias de los modelos de producción son la simplicidad y los bajos requerimientos de datos biológicos. Otra de las ventajas, es que se pueden aplicar a stocks cuyas capturas no están separadas por especies, como el caso de las lapas en Chile. Las desventajas son muchas, y ya fueron descritas anteriormente. La violación al supuesto de equilibrio es la que ha producido mayores problemas en la aplicación de este modelo. Aunque también, la falta de contraste en los datos produce estimaciones erróneas.

El método de Fox (según Fox 1975) tendría ventajas sobre el modelo de Schaefer, como también sobre otros modelos, incluido el de Pella y Tomlinson. Según un estudio realizado por Fox (1975), se obtuvieron mejores estimaciones con el modelo de Fox. Otros autores (Hilborn y Walters 1992) tienen una opinión opuesta. Consideran que el modelo de Fox no es recomendable por el supuesto de equilibrio asociado a este. En vez, recomiendan el modelo de Pella y Tomlinson. Los mayores avances de este modelo respecto del modelo de Schaefer radican en la flexibilización de la forma de la relación producción tamaño de stock, y en el método de estimación.

Pella y Tomlinson destacan que las estimaciones de parámetros a través de métodos lineales es muy pobre en relación al método no lineal propuesto por estos autores, y que en general los métodos lineales subestiman los verdaderos cambios en la producción del stock. Otra ventaja es que el modelo no es necesariamente determinístico. Una posible desventaja es que se debe disponer de una serie de tiempo larga, de modo de que existan varios subgrupos homogéneos.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile:

En este trabajo se presenta la aplicación de tres modelos de producción simple, a un recurso que presenta características de historia de vida muy semejantes a la de los recursos bentónicos de fondos duros. La langosta de roca esta asociada a fondos rocosos, y es de vida larga. Usualmente se capturan simultáneamente 3 o más clases anuales. Esta especie tiene larvas planctónicas (vida planctónica particularmente larga), lo que dificulta la aplicación de los modelos clásicos, por tratarse de substocks conectados durante la fase larval.

La historia de vida del recurso estudiado es semejante a varias de las especies de recursos bentónicos explotados en Chile. La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Este último factor es problemático para modelos que no incorporan regazo. Por último, debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los recursos es agregada. Esto

produce problemas en el uso del CPUE como indicador de abundancia.

La mayor diferencia entre esta pesquería y las artesanales de recursos bentónicos de Chile, radica en que se dispone de una serie de tiempo de datos de captura y esfuerzo. La colección de información sobre captura y esfuerzo comenzó al inicio de la pesquería, y se mantuvo por aproximadamente 40 años, hasta la realización de este estudio. Los datos pesqueros del inicio de la pesquería son sumamente importantes en la aplicación de modelos de producción. Los datos contienen además suficiente contraste, aunque probablemente exista correlación en los datos, ya que el esfuerzo fue siempre creciente. El tipo de serie de tiempo, y contraste en los datos pesqueros de los recursos bentónicos de fondos duros de Chile no es informativa para su aplicación a modelos de producción. Un factor importante, el contraste en los datos, podría observarse en el loco, luego de prolongados periodos de veda. En general, para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile, la historia de explotación ha ocurrido de modo que los cambios en CPUE y esfuerzo fueron crecientes, y graduales. Por lo tanto, la correlación en los datos no permitiría estimar parámetros realistas.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: El supuesto de unidad de stock podría no haberse cumplido. El autor discute que aunque en principio había evidencias de unidad de stock, información geográfica más detallada sobre parámetros poblacionales, especialmente crecimiento, y también la capturabilidad, indicarían la existencia de dos stocks. No se discute la necesidad de incorporar la dinámica espacial del stock.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.640.000 pesos (Schaefer), y 1.240.000 pesos para los restantes (los modelos están disponibles de los autores). En estos casos, no se considero tiempo de modelaje (sólo de adaptación del modelo). El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MÉTODOS INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCIÓN SIMPLE

Roff, D. y D. Fairbairn. 1980. An evaluation of Gullands method for fitting the Schaefer model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1229-1235.

Clasificación: PS, DI, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Este trabajo no se presenta en un contexto sistemático porque (1) no incluye recursos bentónicos, y (2) no fue tampoco aplicado posteriormente a dichos recursos. Sin embargo, modificaciones del modelo de producción analizado (Gulland) han sido aplicadas a recursos bentónicos (Fox), y por lo tanto se incluye una breve síntesis a modo de referencia. Roof y Fairbairn examinaron el método de Gulland para 19 stocks de peces demersales, y concluyeron que la relación entre captura por unidad de esfuerzo y esfuerzo promedio, puede ocurrir por artificios estadísticos del método mismo, o por el modo en que la pesquería se desarrolla. Cuando una variable (ejemplo, esfuerzo) se grafica contra su inversa (1/esfuerzo) existe una correlación entre el esfuerzo y su inversa. Esa correlación podría ser reducida si el esfuerzo se reemplaza por un promedio móvil. Sin embargo, no es claro cuantos puntos deben ser incluidos en dicha media, de modo de reducir significativamente la correlación. Este problema es aún mayor cuando existe autocorrelación en los datos de esfuerzo. En este análisis de 19 stocks de peces, los autores observaron tres factores que hacen dudar de la sugerencia de Gulland sobre el uso una media móvil:

- (1) la presencia del esfuerzo en ambas variables,
- (2) la imposibilidad de remover este efecto, y

(3) además de la correlación positiva de esfuerzo con tiempo, existe una correlación negativa de CPUE con tiempo, probablemente por la reducción del stock. Estos tres factores hacen generalmente imposible estimar la validez del método a través de argumentos estadísticos.

Los autores además plantean que el modelo de Schaefer no sería sólo poco satisfactorio por los problemas estadísticos encontrados en este estudio, sino también por su simplicidad desde el punto de vista biológico.

MET. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCION SIMPLE

Mohn, R. 1980. Bias and error propagation in logistic production models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1276-1283.

Clasificación: Método clásico (Modelo de Schaefer): PS, (Da), D, I-

Modelo de Gulland: PS, DI, D, I-

Modelo de Schnute: PS, Da, Es, I+

extrapolación de estos resultados (en base a datos simulados), a otras combinaciones de esfuerzo, error en los datos, número de datos disponibles, etc.

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Este trabajo no se incluye en un

contexto sistemático, porque no trata directamente con recursos bentónicos de fondos duros. Sin embargo, analiza métodos aplicados a los mismos.

Debido a los errores recurrentes en estimaciones divergentes de MSY y esfuerzo a MSY para una pesquería determinada, Mohn investigó los sesgos e incertidumbres con datos de captura y esfuerzo simulados. Mohn utilizó el método clásico (regresión de captura por unidad de esfuerzo versus esfuerzo), el de Gulland (equilibrio), y el de Schnute. El método clásico produce las peores estimaciones, y es insensible a errores en los datos.

El método de Gulland (con 5 años de promedio de esfuerzo) produjo resultados intermedios dentro de los tres métodos estudiados. Las estimaciones de MSY y EMSY mostraron menos sesgo, y desviaciones estándares más bajas. El sesgo disminuye a medida que se utilizan mayor cantidad de años en el promedio del esfuerzo. El efecto negativo de promediar mayor número de datos de esfuerzo, es que se dispone de menos datos.

El método de Schnute produjo estimaciones libres de sesgo para los datos simulados. El problema de este estudio, es que es imposible hacer una

MÉT. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCIÓN SIMPLE

Csirke, J. y J. Caddy. 1983. Production modeling using mortality estimates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 43-51.

Clasificación: PS, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Este modelo no se presenta en un contexto sistemático, como aquellos aplicados a recursos bentónicos de fondos duros, sino a modo de referencia. Por lo tanto, la ficha técnica contiene sólo un resumen general de esta publicación. El motivo de la inclusión de este trabajo, a pesar de que no ha sido aplicado a recursos de fondos duros, es que es posible ajustar a un modelo de producción aún en ausencia de datos de esfuerzo. Los autores proponen esta variante debido a la carencia de datos en pesquerías de países subdesarrollados, o para casos de explotación de stocks que consisten de una mezcla de especies, de modo que es imposible determinar el nivel de esfuerzo para cada especie.

La carencia de datos de esfuerzo en la pesquería artesanal chilena es un problema para la aplicación de modelos pesqueros, y existen recursos cuyas capturas son reportadas conjuntamente.

Los modelos de producción tradicionales describen la relación entre la producción anual total y el esfuerzo pesquero total. El modelo de Csirke y Caddy describe la relación entre la producción anual, y una estimación del coeficiente de mortalidad (Z), para un stock dado, y para una serie de tiempo. La forma de la relación entre Z y producción es semejante a la propuesta por Schaefer. Así, si se dispone de una serie de valores de Z y producción, es posible ajustar los datos a

una curva de producción, aún en ausencia de datos pesqueros. El coeficiente Z se puede dividir en un componente para mortalidad natural (M), y otro de mortalidad por pesca (F).

Se presentan dos aproximaciones para el uso de los modelos de producción. Estos se basan en la disponibilidad de datos de mortalidad:

a) Se disponen de datos de captura anual total y coeficiente de mortalidad total para una serie de años. Se basa en el modelo de Schaefer, bajo condiciones de equilibrio, y a través de artificios matemáticos se obtiene una ecuación cuadrática cuya variable dependiente es Z. Como se destacó anteriormente, se requieren datos de las capturas anuales, y es importante que existan datos del período de desarrollo de la pesquería, ya que si no se dispone de estos datos las estimaciones de M son pobres.

b) Se disponen de datos de tasa de captura y coeficiente de mortalidad total para un serie de años. A través de una simple reformulación del modelo de Schaefer, se expresa el mismo en términos de tasa de captura sin que se requiera implícitamente la necesidad de datos de captura o esfuerzo.

Los supuestos de equilibrio del modelo son satisfechos, cuando la mortalidad total y las tasas de captura para la biomasa infinita son constantes. Bajo estas condiciones, el modelo se puede ajustar a través de una regresión en la cual las variables independientes son las tasas de captura para la biomasa infinita y la mortalidad natural. Las tasas

de captura para la biomasa infinita se pueden aproximar utilizando las tasas de captura obtenidas por barcos estándares, durante el primer año de la pesquería. La mortalidad natural se puede obtener en forma independiente. En este segundo caso, se supone que existe una estimación de abundancia independiente. La ventaja del método es que se puede ajustar un modelo de producción, aún en ausencia de capturas totales. En este caso no es posible obtener un valor absoluto de biomasa infinita o MSY, sino un valor relativo.

Entre las fuentes de errores del modelo los autores citan, además de los problemas usuales de estimación, la definición de la tasa de captura a biomasa infinita. Los autores sugieren que una buena aproximación es la tasa de captura durante el primer año de la pesquería.

Los autores sugieren métodos clásicos para estimar mortalidad natural, incluido el método de Pauly, a pesar de que este a sido muy criticado ultimamente. También se sugieren estimaciones independientes a través de métodos de marcado y recaptura. Entre los métodos clásicos de estimación de mortalidad mencionados por los autores, se encuentran también curvas de captura y análisis de cohortes.

Los autores no proponen ningún método en particular para ajustar este modelo. Se sugieren, en forma muy general, dos alternativas, pero los autores explícitamente establecen que el uso del método apropiado esta fuera del objetivo de esta primera publicación. Los autores enfatizan que para cualquier método de ajuste a estos modelos, es necesario que exista suficiente contraste entre los datos (variables independientes).

MÉT. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCIÓN SIMPLE

Harrison, A. 1983. The Tasmanian abalone fishery. *Tasmanian Fish. Res.* 1.

Clasificación: PS, DI, D/Es, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Los modelos de producción fueron aplicados por primera vez en abulones por Harrison (1983) para *H. rubra*. Harrison aplicó el modelo de Fox (1970).

Este trabajo no agrega ninguna técnica de interés para su aplicación a especies bentónicas, y consiste en la mera aplicación de un modelo (Fox 1970). Tampoco el modelo de Fox es presentado en detalle, por lo tanto, en esta ficha la presentación del modelo se basa en Fox (1970).

Fox desarrolló un modelo generalizado de producción, utilizando la aproximación a las condiciones de equilibrio de Gulland y un promedio ponderado. La captura por unidad de esfuerzo de cada clase anual j en el año i esta relacionada a la cantidad de esfuerzo en el año i y en los años anteriores. La captura por unidad de esfuerzo de la población explotable total, para k clases anuales suponiendo capturabilidad constante, será:

$$U_i = U_{ij} + U_{ij-1} + U_{ij-2} + \dots + U_{ij-k+1}$$

Para los casos en que el reclutamiento ocurre al comienzo del año:

$$U_i \sim \{k * f_i + (k-1) * f_{i-1} + \dots + f_{i-k+1}\}$$

El promedio ponderado del esfuerzo, sobre el número total de años en que esa clase contribuye significativamente a la pesquería será:

$$f_i \sim \{k * f_i + (k-1) * f_{i-1} + \dots + f_{i-k+1}\} / \{k + (k-1) + \dots + 1\}$$

El procedimiento de ponderación puede ser más preciso, si se conoce en que momento del año ocurre el reclutamiento. Harrison no provee detalles del método de ponderación utilizado para el abulón.

El modelo generalizado de producción utilizado fue:

$$U_i = [(Kq^{m-1}/H) + (q^m/H)f_i]^{1/(m-1)}$$

o en una versión simplificada:

$$U_i = (\alpha + \beta f_i)^{1/m-1}$$

Esta función no lineal requiere de la estimación de tres parámetros. Los puntos críticos para la ecuación de los parámetros son:

$$f_{opt} = (\alpha - \alpha * m) / (m * \beta)$$

$$U_{opt} = (\alpha/m)^{1/(m-1)}$$

$$Y_{max} = [(\alpha - \alpha * m) * (\alpha/m)^{1/m-1}] / (m * \beta)$$

Datos requeridos: El modelo requiere una serie de tiempo de datos de captura y esfuerzo. Harrison aplicó el modelo de Fox (1970), previa estandarización del CPUE (para corregir cambios en las habilidades de los buzos a lo largo del tiempo). El problema que presenta la base de datos utilizada por Harrison, es que no existe contraste en los datos, un requisito de importancia para la estimación de los parámetros del modelo.

Soporte estadístico: El modelo original incluye un procedimiento de estimación que le da mayor peso a ciertos datos, para cuando es posible alimentar el modelo con estimaciones de esfuerzo en condiciones de equilibrio, y estimaciones del

coeficiente de capturabilidad. El modelo puede ser determinístico o estocástico. Harrison utilizó un modelo determinístico.

El criterio para la estimación de los parámetros α , β , y m propuesto por Fox es la minimización de la función

$$S = \sum W_i (U_i - U_i^*)^2$$

donde W_i son las ponderaciones, y U_i las capturas estimadas promedio. El superíndice * indica valores estimados. El proceso de ponderación sugerido es aquel que le da más peso a las observaciones a los niveles más alto de esfuerzo promedio.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo de producción son:

- 1) el modelo es aplicado a una población cerrada;
- 2) la población tiende a una distribución de tallas y edad estable a cada nivel de esfuerzo pesquero;
- 3) la capturabilidad permanece constante; y
- (4) el CPUE no depende de cuan grande el stock ha sido.

Respuesta a violaciones de los supuestos: El mayor problema que Fox discute, es el problema de cambios en la capturabilidad entre años, y entre clases anuales. Diferencias en la capturabilidad por edad producirían un cambio en el coeficiente de capturabilidad total, y consecuentemente en el esfuerzo pesquero.

El efecto de retrasos en el crecimiento, reproducción, mortalidad, u otros factores denso-dependientes, puede resultar en sobreestimaciones o subestimaciones de la productividad de las poblaciones.

Principales fuentes de error: Uno de los problemas de este método, es que debido a las medias móviles del esfuerzo, se excluyen datos del comienzo de la serie. Es importante que los datos claves (inicio de la pesquería, niveles de captura muy altos, muy bajos, e intermedios) no sean excluidos.

El problema que presenta la base de datos utilizada por Harrison, es que no existe contraste en los datos, un requisito de importancia para la estimación de los parámetros del modelo (descrito anteriormente).

Ventajas y desventajas: Se presentan las ventajas y desventajas de este método (ponderado) en relación con el de Gulland, según Fox (1975). Las varianzas de las estimaciones de los parámetros del modelo determinístico de Fox fueron menores que para el modelo determinístico de Gulland. El método de Fox también produjo mejores estimaciones del esfuerzo de equilibrio.

El modelo estocástico de Fox también se comporta mejor que el modelo de Gulland. Dos (m y Y_{max}) de los tres parámetros determinantes, en promedio, son más cercanos al valor real que el del modelo estocástico de Gulland.

Fox también comparó su método con el modelo de Pella y Tomlinson, y también en este caso se obtuvieron mejores estimaciones con el modelo de Fox. La ventaja que Fox discute de su modelo respecto del de Pella y Tomlinson, es que el número de parámetros a ser estimados es menor para el modelo de Fox.

Harrison no presenta un análisis de ventajas y desventajas para la selección del modelo utilizado.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado a la pesquería del abulón *Haliotis rubra* de Tasmania. Esta especie presenta una larvas planctónicas (corta duración), y supuestamente con baja capacidad de dispersión. Esto tiene ventajas en cuanto a que los substocks serían "relativamente" cerrados, pero la desventaja es que cuando un substock es sobreexplotado, su recuperación es lenta. Existen además diferencias en crecimiento entre los substocks (gradiente nort-sur). La capacidad de dispersión de las larvas de esta especie está aún en discusión. La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Este último factor es problemático para modelos que no incorporan regazo. Por último, debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los recursos es agregada. Esto produce problemas en el uso del CPUE como indicador de abundancia.

Aunque la historia de vida y distribución del abulón pueden compararse en general con la de varias especies de interés para este proyecto, la historia de la pesquería (sumamente regulada desde el comienzo), y la base de datos, difieren notablemente en las posibilidades de aplicación de modelos semejantes. La pesquería de abulón de Tasmania comenzó hace 30 años, con registros continuos de captura, ofreciendo una base de dato bastante única para este tipo de recurso. La base de datos incluye captura y esfuerzo de la pesquería durante el estado virgen de la población, durante la rápida expansión de la pesquería, y también datos

en condiciones cercanas al equilibrio. El tipo de serie de tiempo no es común para los recursos de fondos duros de Chile. En general, para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile, la historia de explotación ha ocurrido de modo que los cambios en CPUE y esfuerzo fueron crecientes, y graduales. Por lo tanto, la correlación en los datos no permitiría estimar parámetros realistas. El contraste en los datos, podría observarse en el loco, luego de prolongados periodos de veda.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo, jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: Debido a los problemas asociados a la violación de los supuestos de equilibrio, actualmente no es recomendado el uso del método desarrollado por Fox.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden

a 1.240.000 pesos. No se considero tiempo de modelaje (sólo de adaptación del modelo), ya que el mismo esta disponible del autor (PRODFIT). El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MÉTODOS INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCIÓN SIMPLE

Hamer, G. 1983. NWS abalone stock assessment shows effort should be reduced. Aust. Fish. 42(8): 7-11.

Clasificación: PS, Da, Es, I+

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: El trabajo de Hamer es muy sintético, pero incluye la aplicación de un modelo de producción, utilizando la aproximación de Schnute (1977), para la población de *H. rubra* en New South Wales. No se presentan detalles del modelo, ni de violaciones a su supuesto. Por lo tanto, aquí se desarrolla brevemente el modelo utilizado, en base a Schnute (1977).

Schnute presenta una versión dinámica del modelo de Schaefer, que permite incorporar la influencia de factores impredecibles sobre la pesquería. A partir de un modelo tradicional, diferencial, de producción, y a través de una serie de artificios matemáticos presenta su nuevo modelo de diferencia. El modelo base es:

$$1/U(dU/dt) = r - q * E - (r/(q * k)) * U$$

donde los parámetros a estimar son r , k y q (tasa de crecimiento intrínseco poblacional, capacidad de carga, y capturabilidad). El modelo dinámico desarrollado es el siguiente:

$$\exp((r\tau/U_n) - 1) / ((r\tau/U_{n-1}) - 1) = \left\{ \left[\frac{(r - qE_{n-1})}{(r - qE_n)} \right] * \left(\frac{\exp((r - qE_n)\tau) - 1}{\exp((r - qE_{n-1})\tau) - 1} \right) \right\} * \exp((r - qE_{n-1}) - (r/qk) * U_{n-1} \tau) * \exp(\sigma E_n)$$

U_n es una función de U_{n-1} , E_{n-1} , y E_n . Además, C_n es igual a:

$$C_n = \left\{ \left(\frac{qk}{r\tau} \right) * E_n * \ln \left[1 + \frac{(r - qE_{n-1})}{(r - qE_n)} * \left(\frac{\exp((r - qE_n)\tau) - 1}{1 - \exp(-(r - qE_{n-1})\tau)} \right) * (1 - \exp(-r\tau)) \right] * \exp(\sigma E_n) \right\} / qk * (C_{n-1}/E_{n-1}) * \exp(\sigma E_n)$$

Esta es la ecuación dinámica del modelo de Schaefer, y contiene los tres parámetros de la misma (r , k y q), más el parámetro σ (estándar error).

Para interpretar la primera ecuación, Schnute define dos variables sin dimensiones: v_n (tasa de esfuerzo ajustada) y ω_n (tasa de captura ajustada):

$$v_n = \exp((r - qE_n)\tau), \text{ y}$$

$$\omega_n = \exp((r\tau/U_n) - 1)$$

La primera depende esencialmente del esfuerzo, un esfuerzo muy alto produce una tasa de esfuerzo ajustada pequeña. La segunda toma valores entre 0 y 1, siendo uno cuando el stock se aproxima a la extinción. Por lo tanto, cuando la distancia de extinción ($\omega_n - 1$) es pequeña, significa que el stock está cerca de la extinción. Cuando la relación entre las dos variables (v_n y ω_n) es uno, entonces el esfuerzo para el año n está al nivel correcto como para mantener el stock fijo. Por esa razón la relación entre las dos variables se denomina factor de equilibrio. Biológicamente, esto confirma la idea de que al reducirse el esfuerzo, el stock aumenta, y el modelo describe el proceso dinámico de aproximación a equilibrio o extinción.

Datos requeridos: Los únicos datos requeridos son una secuencia de datos de captura y esfuerzo, para una serie de años n . No se informa sobre detalles de la base de datos utilizada.

Soporte estadístico: Las estimaciones se pueden realizar a través de regresiones lineales o no lineales. Como se explicó anteriormente, Hamer describe brevemente el uso del modelo de Schnute, y la metodología de estimación. El modelo presentado anteriormente, requiere de un método de estimación no lineal, y los parámetros estimados deberían ser aquellos que satisfacen:

$$S(r^*, k^*, q^*) = \text{mínimo}$$

(* indica estimado)

Sin embargo, Schnute también provee una modificación de su modelo que permite una estimación lineal.

Supuestos centrales: Los supuestos centrales del modelo base son: (1) la tasa de crecimiento de la población es igual a la tasa natural de crecimiento menos la tasa de captura; (2) la captura es directamente proporcional a la tasa de esfuerzo, y a la biomasa disponible, y (3) la captura por unidad de esfuerzo es proporcional a la biomasa.

La capturabilidad se supone constante para cada año, pero puede variar entre años. Hamer no especifica si se cumplieron los supuestos del modelo.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Diferencias en la capturabilidad por edad producirían un cambio en el coeficiente de capturabilidad total, y consecuentemente en el esfuerzo pesquero. Además, la no incorporación del efecto de retrasos en el crecimiento, reproducción, mortalidad, y otros factores denso-dependientes puede resultar en sobreestimaciones o subestimaciones de la productividad de las poblaciones, particularmente para especies de vida larga y crecimiento lento.

Principales fuentes de error: El método no lineal de Schnute es considerado como uno de los mejores para métodos de producción (Hilborn 1979; Mohn 1980), aunque puede producir errores en poblaciones sobreexplotadas, y para las que no se disponen de datos en estadios tempranos de la explotación.

Ventajas y desventajas: Schnute considera que su modificación al modelo de Schaefer tiene cuatro ventajas sobre los anteriores: (1) puede ser aplicado en forma directa a los datos generalmente disponibles de captura y esfuerzo; (2) incorpora explícitamente un término de error al azar y la estimación de los parámetros del modelo se realiza directamente a través de métodos de cuadrados mínimos, (3) es estocástico, y por lo tanto es posible estimar la incertidumbre, y (4) el cálculo es sumamente sencillo.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado a un recurso semejante a los gastrópodos explotados en Chile. Sin embargo, el trabajo es poco informativo para propósitos comparativos. Las características comunes entre los gastrópodos de Chile y esta especie de abulón es que ambos tienen larvas planctónicas, variabilidad en el reclutamiento, crecimiento relativamente lento, y las poblaciones están conectadas por flujo de larvas. Igualmente, ambas especies tienen distribución espacial agregada. Todos estos factores complican el uso de modelos tradicionales a pesquerías de recursos bentónicos.

La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida

planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Este último factor es problemático para modelos que no incorporan regazo. Por último, debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los recursos es agregada. Esto produce problemas en el uso del CPUE como indicador de abundancia.

La base de datos pesquera requerida para este tipo de modelos (serie de tiempo, contraste) no es común para los recursos de fondos duros de Chile. En general, para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile, la historia de explotación ha ocurrido de modo que los cambios en CPUE y esfuerzo fueron crecientes, y graduales. Por lo tanto, la correlación en los datos no permitiría estimar parámetros realistas. El contraste en los datos, podría observarse en el loco, luego de prolongados períodos de veda. En general, la historia de desarrollo de las pesquerías es poco informativa, independientemente del grado de medidas regulatorias utilizadas. En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por

puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 2.240.000 pesos. El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MÉTODOS INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCIÓN SIMPLE

Sluczanowski, P. 1984. The fishery. En: An assessment of the South Australian abalone resource. Aust. Dept. Fish. pp. 14-49. Unpublished report.

Clasificación: PS, Da, Es, I+

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Este trabajo aplica el método de Schnute (1977) para estimar la producción de un stock de abulones (*H. rubra* y *H. laevigata*) en Australia. El modelo utilizado se desarrolla en base a Schnute (1977).

Schnute presenta una versión dinámica del modelo de Schaefer. El modelo base es:

$$1/U(dU/dt) = r - q * E - (r/(q * k)) * U$$

donde los parámetros a estimar son r , k y q (tasa de crecimiento intrínscico poblacional, capacidad de carga, y capturabilidad). El modelo dinámico desarrollado es el siguiente:

$$\exp((r\tau/U_n) - 1) / ((r\tau/U_{n-1}) - 1) = \left\{ \left[\frac{(r - qE_{n-1})}{(r - qE_n)} \right] * \left(\frac{\exp((r - qE_n)\tau) - 1}{\exp((r - qE_{n-1})\tau) - 1} \right) \right\} * \exp((r - qE_{n-1})\tau) * \exp(\sigma\epsilon_n)$$

U_n es una función de U_{n-1} , E_{n-1} , y E_n . Además, C_n es igual a:

$$C_n = \left\{ \left(\frac{qk}{r\tau} \right) * E_n * \ln \left[1 + \frac{(r - qE_{n-1})}{(r - qE_n)} * \left(\frac{\exp((r - qE_n)\tau) - 1}{\exp((r - qE_{n-1})\tau) - 1} \right) * \left(\frac{1 - \exp(-r\tau)}{1 - \exp(-r\tau)} \right) * \left(\frac{1 - \exp(-r\tau)}{1 - \exp(-r\tau)} \right) * \left(\frac{1 - \exp(-r\tau)}{1 - \exp(-r\tau)} \right) \right] \right\} * \exp(\sigma\epsilon_n)$$

Esta es la ecuación dinámica del modelo de Schaefer, y contiene los tres parámetros de la misma (r , k y q), más el parámetro σ (error estándar). Contiene además un término para el error, a través de la adición de una variable al azar, distribuida normalmente.

Schnute define dos variables sin dimensiones: v_n (tasa de esfuerzo ajustada; $v_n = \exp((r - qE_n)\tau)$), y ω_n (tasa de captura ajustada; $\omega_n = \exp((r\tau/U_n) - 1)$).

La primera depende del esfuerzo, un esfuerzo muy alto produce una tasa de esfuerzo ajustada pequeña. La segunda toma valores entre 0 y 1, siendo uno cuando el stock se aproxima a la extinción. Cuando la distancia de extinción ($\omega_n - 1$) es pequeña, significa que el stock está cerca de la extinción. Al aumentar la distancia de extinción, significa que el riesgo de colapso disminuye. Cuando la relación entre las dos variables (v_n y ω_n) es uno, entonces el esfuerzo para el año n está al nivel correcto como para mantener el stock fijo. Por esa razón la relación entre las dos variables se denomina factor de equilibrio.

Biologicamente, esto confirma la idea de que al reducirse el esfuerzo, el stock aumenta, y el modelo describe el proceso dinámico de aproximación a equilibrio o extinción. De este modo, el modelo de Schnute es un modelo estocástico, dinámico, y de cuatro parámetros. El término de error se introduce a través de una variable al azar distribuida normalmente.

Datos requeridos: Los únicos datos requeridos son una secuencia de datos de captura y esfuerzo, para una serie de años n . No se informa sobre detalles de la base de datos utilizada.

Soporte estadístico: Las estimaciones se pueden realizar a través de regresiones lineales o no lineales. Como se explicó anteriormente, Sluczanowski describe brevemente el uso del modelo de Schnute, y nada sobre la metodología de estimación. El modelo presentado anteriormente, requiere de un método de estimación no lineal:

$$S(r^*, k^*, q^*) = \text{mínimo}$$

(* indica estimado)

Sin embargo, Schnute también provee una modificación de su modelo que permite una estimación lineal.

Supuestos centrales: Los supuestos centrales del modelo base son: (1) la tasa de crecimiento de la población es igual a la tasa natural de crecimiento menos la tasa de captura; (2) la captura es directamente proporcional a la tasa de esfuerzo, y a la biomasa disponible, y (3) la captura por unidad de esfuerzo es proporcional a la biomasa.

La capturabilidad se supone constante para cada año, pero puede variar entre años. Sluczanowski no especifica si se cumplieron los supuestos del modelo.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Diferencias en la capturabilidad por edad producirían un cambio en el coeficiente de capturabilidad total, y consecuentemente en el esfuerzo pesquero.

Principales fuentes de error: La opinión del autor es que este modelo es de poco uso para esta pesquería, y probablemente para los abulones en general, por las siguientes razones:

1. Las series de tiempo de datos son generalmente muy cortas para las pesquerías de abulones.

2. El período entre reproducción y reclutamiento a la pesquería puede variar entre 4 y más años.

3. La habilidad de los buzos para capturar abulones varía a lo largo del tiempo y este factor debe ser tenido en cuenta a través de la estandarización apropiada de los datos. Un segundo problema relacionado con el uso de CPUE para este tipo de pesquería, es la distribución espacial del recurso. Un supuesto importante es que el CPUE es un indicador de abundancia (y la capturabilidad es constante). Este supuesto implica que los buzos operan seleccionando las áreas que contienen el recurso al azar. Esto es obviamente una sobre simplificación de la realidad para cualquier pesquería, y más aún para las pesquerías bentónicas. El problema de este supuesto fue explorado por Hilborn y Walters (1987) para un stock de abulones de Australia, y el resultado fue que el CPUE disminuía a una tasa mucho más lenta que la abundancia del recurso.

4. Falta de suficiente contraste en los datos. Para la estimación de los parámetros, los datos deben provenir de diferentes niveles de esfuerzo en las fases de sobreexplotación y recuperación del stock.

5. Los abulones tienen una distribución agregada, y los buzos buscan por dichas agregaciones, por lo tanto, las tasas de captura no declinarán proporcionalmente con la declinación del número de individuos.

Finalmente, el autor concluye que los modelos que utilicen datos de captura y esfuerzo no son de interés para su aplicación a la pesquería de abulón, a menos que exista una base de datos para un período muy largo. Otro elemento que agrega un nivel extra de complejidad, es la definición de stock para recursos que tienen larvas de vida planctónica.

Ventajas y desventajas: Schnute considera que su modificación al modelo de Schaefer tiene cuatro ventajas sobre los anteriores: (1) puede ser aplicado en forma directa a los datos de captura y esfuerzo; (2) incorpora explícitamente un término de error al azar, y (3) es estocástico, y por lo tanto es posible estimar la incertidumbre.

La dificultad del modelo de Schnute es que predice capturas por unidad de esfuerzo negativas cuando el esfuerzo es muy grande.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: La especie estudiada tiene crecimiento relativamente lento (dependiendo de la edad), vida larga, y distribución agregada. Las hembras producen un gran número de huevos, y tienen larvas de vida planctónica. Todos estos factores complican el uso de modelos tradicionales a pesquerías de recursos bentónicos.

La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile también presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Este último factor es problemático para modelos que no incorporan regazo. Por último, debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los recursos es agregada. Esto produce problemas en el uso del CPUE como indicador de abundancia.

Las características de operación de la flota también muestran semejanzas con las especies explotadas en Chile. Sin embargo, en Chile las capturas no se mantuvieron estables como en el caso del abulón. La base de datos pesquera requerida para este tipo de modelos (serie de tiempo, contraste) no es

común para los recursos de fondos duros de Chile. Un factor importante, el contraste en los datos, podría observarse en el loco, luego de prolongados períodos de veda. En general, para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile, la historia de explotación ha ocurrido de modo que los cambios en CPUE y esfuerzo fueron crecientes, y graduales. Por lo tanto, la correlación en los datos no permitiría estimar parámetros realistas.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 pesos anuales. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 2.240.000 pesos. El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MET. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCION SIMPLE

Annala, J. y D. Esterman. 1986. Yield estimates for the New Zealand Lobster fishery. En: Jamieson, G. y N. Bourne, Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 92: 347-358.

Clasificación: PS, DI, D/Es, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: En este trabajo se utiliza el modelo de Fox (1975) para estimar las capturas máximas sostenibles de un stock de langostas de roca de Nueva Zelandia. Se utilizaron dos series de datos para las estimaciones, las cuales constan básicamente de datos de captura y esfuerzo. Dado que los datos pesqueros disponibles son limitados, y no se cuenta con datos independientes, se aplicó un modelo de producción.

Annala y Esterman no presentan el modelo, sino que refieren a Fox (1970). En esta ficha se presenta brevemente el modelo de Fox en base a su publicación de 1970.

Fox desarrollo un método de cuadrados mínimos y el programa (PRODFIT), para estimar los parámetros de un modelo generalizado de producción, utilizando la aproximación a las condiciones de equilibrio de Gulland.

Fox modificó la aproximación al esfuerzo en condiciones de equilibrio de Gulland, por medio de un promedio ponderado. La captura por unidad de esfuerzo de la clase anual j en el año i esta relacionada a la cantidad de esfuerzo en el año i . La de la clase anual previa ($j-1$) en el año i , esta relacionada con el esfuerzo pesquero en el año i como también en el año $i-1$. Igualmente para las clases anuales más viejas, U_i depende del esfuerzo en años anteriores. La captura por unidad de esfuerzo de la población explotable total, para k

clases anuales suponiendo capturabilidad constante, será:

$$U_i = U_{ij} + U_{ij-1} + U_{ij-2}, \dots + U_{ij-k+1}$$

Las siguiente ecuación define un promedio ponderado del esfuerzo sobre el número total de años en que esa clase contribuye significativamente a la pesquería:

$$f_i \sim \{k \cdot f_i + (k-1) \cdot f_{i-1} + \dots + f_{i-k+1}\} / \{k + (k-1) + \dots + 1\}$$

El procedimiento de ponderación puede ser más preciso, si se conoce en que momento del año ocurre el reclutamiento. El modelo generalizado de producción utilizado fue:

$$U_i = [(Kq^{m-1}/H) + (q^m/H)f_i]^{1/(m-1)}$$

o en una versión simplificada:

$$U_i = (\alpha + \beta f_i)^{1/m-1}$$

Esta función no lineal requiere de la estimación de tres parámetros. Los puntos críticos para la ecuación de los parámetros son:

$$f_{opt} = (\alpha - \alpha^* m) / (m^* \beta)$$

$$U_{opt} = (\alpha/m) / (m-1)$$

$$Y_{max} = [(\alpha - \alpha^* m) * (\alpha/m)^{1/m-1}] / (m^* \beta)$$

Datos requeridos: El modelo de Fox requiere una serie de tiempo de datos de captura y esfuerzo. Los datos son de la pesquería de la langosta de roca de Nueva Zelandia, para la cual existen datos de captura y esfuerzo desde 1945. Se poseen datos de captura (captura total en cada puerto de desembarque), y datos de esfuerzo (número total de barcos registrados en esta pesquería). Ultimamente se collectan datos de captura y esfuerzo más detallados, pero entre 1945 y 1982 sólo los datos

descritos estaban disponibles. No se conoce la relación entre barcos registrados y el verdadero esfuerzo pesquero. No se conoce tampoco si hubo cambios en la capturabilidad o en el poder de pesca durante el periodo estudiado.

Para estimar el número de años que una clase anual contribuyó a la pesquería, se analizó la distribución de frecuencias de tallas. Se utilizaron varias combinaciones de clases anuales, y se seleccionó aquella que (1) maximizara el ajuste al modelo, y (2) minimizara la variabilidad de los parámetros.

Soporte estadístico: El modelo de Fox incluye un procedimiento de le da mayor peso a ciertos datos, para cuando es posible alimentar el modelo con estimaciones de esfuerzo en condiciones de equilibrio, y estimaciones del coeficiente de capturabilidad. El modelo puede ser determinístico o estocástico.

El criterio para la estimación de los parámetros α , β , y m es la minimización de la función

$$S = \sum W_i (U_i - U_i^*)^2$$

donde W_i son las ponderaciones, y U_i las capturas estimadas promedio. El superíndice * indica valores estimados. Los autores no proveen información sobre la metodología de ponderación.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo de producción de Fox son:

- 1) la población es cerrada;
- 2) el crecimiento de la población es una función del tamaño de la población;
- 3) la población tienen a una distribución estable de edades y tallas a cada nivel de esfuerzo pesquero,
- 4) la capturabilidad permanece constante; y

5) el CPUE no depende de cuan grande el stock ha sido.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Los autores consideran que el uso del modelo es apropiado para la serie de tiempo disponible, y que debido al esfuerzo constante de los últimos años, no se violaría el supuesto de equilibrio. Por otro lado, también se cumpliría con el supuesto de unidad de stock, ya que existen evidencias de que las langostas de roca, en el área de estudio, conforman un único stock. Sin embargo, el impacto de pesca en un área sobre el reclutamiento en zonas separadas geográficamente se desconoce. También se desconoce en que grado pueden haberse violado los supuestos de distribución estable de edad y de capturabilidad constante, y no se discute el efecto que esto podría tener en los resultados.

El mayor problema que Fox discute, es el problema de cambios en la capturabilidad entre años, y entre clases anuales. Diferencias en la capturabilidad por edad producirían un cambio en el coeficiente de capturabilidad total, y consecuentemente en el esfuerzo pesquero.

El efecto de retrasos en el crecimiento, reproducción, mortalidad, u otros factores denso-dependientes también puede afectar los resultados.

Principales fuentes de error: Uno de los problemas de este método, es que debido a las medias móviles del esfuerzo, se excluyen datos del comienzo de la serie. Estos datos son informativos para los modelos de producción.

Ventajas y desventajas: Fox considera que su modelo presenta ventajas en relación con el de

Gulland (las varianzas de las estimaciones de los parámetros fueron menores), y además produce valores más cercanos al observado para alguno de los parámetros (m y Y_{max}). Además, y en base a la comparación que Fox hizo de su modelo con el modelo de Pella y Tomlinson, el modelo de Fox produciría mejores estimaciones, y requiere de la estimación de menor número de parámetros.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Esta especie presenta vida larga, larvas planctónicas, y distribución agregada. La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile también presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Este último factor es problemático para modelos que no incorporan regazo. Por último, debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los recursos es agregada. Esto produce problemas en el uso del CPUE como indicador de abundancia.

Existen registros de la pesquería de la langosta desde 1945 en forma continua. Se poseen datos de captura (captura total en cada puerto de desembarque), y datos de esfuerzo (número total de barcos registrados en esta pesquería). Ultimamente se colectan datos de captura y esfuerzo más detallados. No se conoce la relación entre barcos registrados y el verdadero esfuerzo pesquero. El desarrollo de la pesquería no fue muy informativo para la aplicación de modelos de producción (esfuerzo siempre creciente), a pesar de que existe contraste en los datos. Las capturas aumentaron entre 1940 y 1950 durante el período de expansión

de la pesquería, llegando a las capturas máximas a mediados de la década del 50. Como consecuencia de la sobreexplotación, las capturas bajaron en la década del 60, y luego se mantuvieron estables.

La base de datos pesquera requerida para este tipo de modelos (serie de tiempo, contraste) no es común para los recursos de fondos duros de Chile. Un factor importante, el contraste en los datos, podría observarse en el loco, luego de prolongados períodos de veda. En general, para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile, la historia de explotación ha ocurrido de modo que los cambios en CPUE y esfuerzo fueron crecientes, y graduales. Por lo tanto, la correlación en los datos no permitiría estimar parámetros realistas.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: Los autores intentan utilizar el modelo de Fox por zonas de pesca, con la finalidad de considerar el efecto de la distribución espacial diferencial entre zonas. Sin embargo, debido a la limitante de los datos no se obtuvieron resultados realistas.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un

muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.240.000 pesos. Los costos de modelaje se descartan, ya que el modelo está disponible (sólo se incluyen gastos de adaptación). El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MÉT. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCION SIMPLE

Rocha, E. y F. Arreguin-Sanchez. 1987. Diagnóstico de la pesquería del abulón (*Haliotis spp*) de la Península de Baja California, México. *Investigaciones Marinas Cicimar* 3(2) 65-77.

Clasificación: (sin informacion)

Este trabajo se encuentra publicado en español y no fue posible acceder a dicha publicación de *Investigaciones Marinas Cicimar*. Si bien esta publicación se encuentra disponible en varias bibliotecas, los números no se reciben con regularidad. El número correspondiente a este trabajo no estaba disponible en las bibliotecas a las que tuvimos acceso. Se solicitó una copia del trabajo a través de CISTI y tampoco fue encontrado. Los autores utilizaron un modelo de producción para la población pesquería de abulón (*Haliotis spp*) de la Península de Baja California.

MET.INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCION SIMPLE

Tanaka, K. 1988. Study on the abalone culture in the coastal of Awa Región, Chiba Prefercure. Bull. Jap. Sea Reg. Fish. Res. Lab. 38: 21-132.

Clasificación: (sin informacion).

Tanaka (1988) utilizó un modelo de producción para la población del abulón *H. discus discus* en Japan, pero este trabajo sólo esta publicado en japonés.

MÉTODOS INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCIÓN SIMPLE

Polovina, J. 1989. A system of simultaneous dynamic production and forecast models for multispecies or multiarea applications. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 961-963.

Clasificación: PS, Da, Es, I+

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Polovina presenta la situación en la cual existe una serie de datos relativamente corta, y para distintas regiones geográficas. Utilizando datos de distintas regiones, corregidos por una medida del habitat, ajusta un sistema de modelos de producción a los datos. Se utiliza una ecuación por especie y área. Bajo ciertos supuestos, es posible reducir el número de parámetros a ser estimados, y se mejoran las estimaciones obtenidas. La aproximación lineal al modelo dinámico de Schaefer es la siguiente:

$$\ln(U_n/U_{n-1}) = r - q*(E_{n-1}+E_n)/2 - (r/q*k) * (U_{n-1}+U_n)/2$$

donde C es la captura, E el esfuerzo, $U = C/E$, r la tasa intrínseca de crecimiento poblacional, k la biomasa máxima, q la capturabilidad, y el subíndice n indica año. Con estimaciones de q, r, y k, la captura en el año n+1 se puede predecir como una función del esfuerzo en ese año. La notación de la ecuación anterior se puede simplificar, presentándose como una regresión lineal con dos parámetros independientes:

$$Y_n = A + B*X_n + C*Z_n + \text{error},$$

$$\text{donde } Y_n = \ln(U_n/U_{n-1});$$

$$X_n = (E_{n-1}+E_n)/2$$

$$Z_n = (U_{n-1}+U_n)/2$$

Cuando se dispone de datos de captura y esfuerzo para una serie de años para una región geográfica i

(o una serie de especies i), es posible escribir un sistema de ecuaciones del siguiente modo:

$$Y_{1,n} = A_1 + B_1 * X_{1,n} + C_1 * Z_{1,n} + \text{error}$$

... ..

$$Y_{i,n} = A_i + B_i * X_{i,n} + C_i * Z_{i,n} + \text{error}$$

donde los parámetros A_i , B_i , y C_i representan r_i , $-q_i$, y $-(r_i/q_i * k_i)$.

El uso de múltiples ecuaciones simultáneas no se restringe únicamente al modelo dinámico de producción de Schaefer, sino que se puede aplicar también a otros modelos dinámicos (ej. Pella y Tomlinson).

Datos requeridos Los datos resultantes de captura y esfuerzo de cada área son expresados por unidad de habitat (por ejemplo, kilómetro cuadrado). Los datos regionales se combinan en un único modelo de producción, el cual sería sensible a las estimaciones habitat-dependientes.

El requisito para la aplicación del modelo es que exista contraste en los datos (es decir, que exista un amplio rango de niveles de esfuerzo).

Soporte estadístico: Debido a que las capturas y esfuerzo en cada región no se encontraban en condiciones de equilibrio, se utilizó un modelo dinámico. Polovina utilizó la aproximación lineal propuesta por Schnute (1977; ver ficha técnica), y los parámetros se pueden estimar por medio del método de cuadrados mínimos. Cuando es posible suponer constante alguno de estos parámetros para

las múltiples ecuaciones, se reduce el número de parámetros a estimar. Los errores estándares fueron estimados por bootstrap.

Supuestos centrales: Los supuestos son: (1) condiciones de equilibrio en cada región (si se utiliza una estimación lineal simple), y (2) ausencia de interacciones entre los niveles de stock de cada región.

Adicionalmente, cuando alguno de los parámetros (la tasa de crecimiento intrínscico, o la capturabilidad), se pueden suponer iguales para cada área o especie, el número de parámetros a ser estimado se reduce, y se logran mejores estimaciones.

Respuesta a violaciones de los supuestos: No se discuten los problemas asociados a violaciones de los supuestos. El supuesto de condición de equilibrio en cada región no es necesario, si se utiliza un modelo dinámico. Los otros dos supuestos pueden resultar problemáticos, en stocks con intercambio larval, ya que existirían interacciones entre los niveles de stock de cada región. El tipo de respuesta que la violación a este supuesto implicaría es difícil de predecir, ya que dependerá del tipo de interacción entre cada región.

Principales fuentes de error: Este modelo no ha sido mayormente aplicado, y por lo tanto no se han explorado las fuentes de error del mismo, como ha ocurrido para otros modelos de producción (ej. Schaefer). Sin embargo, es considerado una aproximación muy importante (Hilborn y Walters 1992).

Ventajas y desventajas: Debido al requerimiento de contraste en los datos para la aplicación de los modelos de producción, no es posible su uso cuando la serie de tiempo de datos es corta y el rango de esfuerzo restringido. Por lo tanto, la posibilidad de realizar un modelo de producción combinando áreas es sumamente ventajosa.

Un detalle interesante, por su potencial aplicación a otros recursos de fondos duros, es que no se supone que los stocks explotados tendrían igual K en cada área. K está en relación con la calidad de habitat disponible. Tampoco se supone que la capturabilidad sea la misma, porque esta depende de la topografía, como también de las habilidades de los pescadores de cada área.

Este modelo también puede ser utilizado para especies combinadas (en vez de áreas), por ejemplo el caso de las lapas en Chile.

No se discuten desventajas del mismo en este trabajo, ni ha sido criticado en la literatura. Probablemente, el gran número de parámetros a estimar (sobre todo si no se pueden suponer constantes entre áreas) podría limitar el uso del modelo.

En la aplicación del modelo a la pesquería de langostas, se puede ver que las predicciones se ajustan a los datos observados. Además, las predicciones de este modelo y las de un modelo que supone condiciones de equilibrio, difieren notablemente.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo se aplicó a una pesquería de langostas (*Scyllarides squammosus* y *Panulirus marginatus*). Ambas especies son de vida relativamente larga, larvas planctónicas, y gregarias. La mayoría de las

especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile también presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Este último factor es problemático para modelos que no incorporan regazo. Por último, debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los recursos es agregada. Esto produce problemas en el uso del CPUE como indicador de abundancia.

La pesquería de langostas foco de este estudio opera con trampas, en distintas áreas de pesca. En un período de 5 años, que comprende la serie de tiempo utilizada, hubo suficiente contraste entre bancos. También hubo grandes variaciones de esfuerzo en los bancos utilizados, por lo que no era posible utilizar un modelo que supusiera condiciones de equilibrio. La base de datos pesquera requerida para este tipo de modelos podría estar disponible para algunos recursos de fondos duros (loco y erizo en algunas localidades). Un factor importante, el contraste en los datos, podría observarse entre zonas. En general, para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile, la historia de explotación ha ocurrido de modo que los cambios en CPUE y esfuerzo fueron crecientes, y graduales. Por lo tanto, la correlación en los datos no permitiría estimar parámetros realistas. En general, la historia de desarrollo de las pesquerías es poco informativa para la aplicación de modelos de producción. En este sentido, el modelo de producción de Polovina es innovador. En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco

es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: Los autores intentan utilizar el modelo de Fox por zonas de pesca, con la finalidad de considerar el efecto de la distribución espacial diferencial entre zonas. Sin embargo, debido a la limitante de los datos no se obtuvieron resultados realistas.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 2.040.000 pesos. El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

c.3.2. Modelos Simples (con regazo)

Hasta 1980 la mayoría de los modelos de evaluación de stock estaban basados en dos niveles alternativos de descripción biológica, los modelos simples de biomasa, presentados en 1954 por Schaefer, o los modelos con estructura de edad. Ambos modelos tienen requerimientos de datos distintos, y pueden producir predicciones sustancialmente diferentes de las capturas sostenibles. Estas diferencias en muchos casos han sido aducidas a la simplicidad de los modelos de producción.

Deriso (1980) propuso el camino intermedio entre ambos modelos, para los casos en que se dispongan de datos de abundancia relativa, captura, y esfuerzo, sin requerimientos de datos biológicos complementarios. Deriso demostró que la dinámica de la biomasa de una población con estructura de edad puede ser estimada a lo largo del tiempo, simulando la estructura de edades de la población a través de un modelo con regazo. El modelo predice la biomasa actual, en base a la biomasa previa, utilizando parámetros para supervivencia, crecimiento, y reclutamiento. De este modo, se introduce un sentido biológico al modelo de biomasa, y se considera el retraso debido al crecimiento y reclutamiento, que ya fueron considerados como problema por Schaefer. Este problema fue abordado por otros autores antes de 1980, pero fue Deriso quien propuso una formalización de dichas ideas. En 1976, Marchesseault y Salla presentaron un modelo de biomasa con regazo en el reclutamiento, y lo aplicaron a una especie de invertebrados (de fondos blandos).

En invertebrados de fondos duros no se han utilizado mayormente los modelos de producción con regazo. Sólo una pocas publicaciones han aplicado el modelo de Deriso, y no se han tenido en cuenta los desarrollos teóricos realizados en años posteriores a la presentación del modelo. En esta sección se presenta el modelo de Deriso, su aplicación a invertebrados de fondos duros, y también se presentan a modo de referencia dichos trabajos teóricos, y extensiones del modelo de Deriso.

MET. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCION CON REGAZO

Morgan, G. 1979. Assessment of the stocks of the Western rock lobster *Panulirus cygnus* using surplus yield models. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 30: 355-363.

Clasificación: PR, DI, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Morgan aplica cuatro modelos diferentes de producción (los modelos simples han sido descritos en esa sección), con el objetivo de analizar las utilidades y limitaciones de cada uno de ellos en proveer estimaciones de la abundancia de la langosta *Panulirus cygnus*.

El cuarto modelo utilizado por Morgan, esta basado en el modelo con regazo de Marschesseault et al. (1976), que se basó en la aproximación de Walters y se aplicó a una especie de langosta de fondos blandos. A partir de una forma generalizada del modelo logístico:

$$(1/P) * (dP/dt) = b - a * P$$

se expandió para incorporar un regazo entre la reproducción y el reclutamiento:

$$(1/P) * (dP/dt) = b - a_1 * P(t) + a_2 * P(t-w)$$

los coeficientes b , a_1 , y a_2 corresponden a las tasas instantáneas de crecimiento, denso-dependencia, y reclutamiento respectivamente. La introducción de presión de pesca cambia el coeficiente b , y baja el nivel de equilibrio. Si además se incorpora el efecto de pesca en varios tiempos en el pasado, se obtiene:

$$(1/P) * (dP/dt) = b - a_1 * P(t) + a_2 * P(t-w) + a_3 * P(t-2w) \dots$$

$$+ a_{n+1} * P(t-nw) - q/f(t)$$

Este modelo, en presencia de esfuerzo pesquero, tendrá la siguiente forma:

$$(dP/dt) = bP(t) - a_1 * P(t)^2 + a_2 * P(t-w) - q/f(t)P(t)$$

El nivel poblacional óptimo en condiciones de equilibrio, la captura máxima sostenible, y el

óptimo esfuerzo en condiciones de equilibrio para el modelo propuesto serán:

$$P_o = (b + a_2) / 2a_1$$

$$f_o = (b + a_2) / 2q$$

$$Y_o = (b + a_2) / 4a_1$$

Datos requeridos: Se requieren datos de captura y esfuerzo pesquero. Se espera que la serie de tiempo ofrezca suficiente contraste en los datos, y no exista correlación entre los mismos.

Soporte estadístico: Se utilizan técnicas de regresiones múltiples para generar las estimaciones de los coeficientes b , a_1 , a_2 , y q . Se sugiere que se evalúen los resultados de los coeficientes en términos de su significado biológico. Para que exista realismo biológico en las estimaciones, los signos de los coeficientes deberían reflejar las contribuciones positivas del crecimiento y el reclutamiento, y las negativas de la mortalidad por pesca y denso-dependencia.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo son:

- (1) el crecimiento de la población es una función del tamaño de la población;
- 2) existe un regazo entre la reproducción y el reclutamiento subsecuente;
- 3) el crecimiento poblacional esta descrito por la ecuación logística;
- 4) la población está en condiciones de equilibrio; y

5) la captura por unidad de esfuerzo es un buen indicador de abundancia.

Respuesta a violaciones de los supuestos: El supuesto más serio de este modelo es el de equilibrio, ya que en general las poblaciones explotadas no están en equilibrio. La violación a este supuesto produce estimaciones erróneas de las capturas máximas sostenibles. Estas pueden ser sobreestimadas, o subestimadas, dependiendo de los datos disponibles. El segundo supuesto, de linealidad entre CPUE y esfuerzo bajo condiciones de equilibrio, en general tampoco se cumple (fundamentalmente para poblaciones agregadas).

Principales fuentes de error: Este modelo no ha sido mayormente utilizado.

Ventajas y desventajas: El modelo incorpora una característica deseable de un modelo de producción, sin agregar un gran número de parámetros. La desventaja es que no se incorpora mayor realismo biológico. Sólo se presenta un regazo entre reproducción y reclutamiento, pero no en crecimiento. Tampoco se intenta modelar el reclutamiento.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: El modelo fue desarrollado para una langosta de fondos blandos, pero Morgan lo aplica a una especie de langosta asociada a fondos rocosos.

La historia de vida del recurso estudiado es semejante a varias de las especies de recursos bentónicos explotados en Chile. La langosta de roca es una especie de vida larga, por lo que un modelo con regazo es más apropiado. Usualmente

se capturan simultáneamente 3 o más clases anuales. Esta especie tiene larvas planctónicas (vida planctónica particularmente larga), lo que dificulta la aplicación de los modelos clásicos, por tratarse de substocks conectados durante la fase larval. La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Por este último factor es importante el uso de regazo. Finalmente, debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los recursos es agregada. Esto produce problemas en el uso del CPUE como indicador de abundancia.

La mayor diferencia entre esta pesquería y las artesanales de recursos bentónicos de Chile, radica en que se dispone de una serie de tiempo de datos de captura y esfuerzo. La colección de información sobre captura y esfuerzo comenzó al inicio de la pesquería, y se mantuvo por aproximadamente 40 años, hasta la realización de este estudio. Los datos pesqueros del inicio de la pesquería son sumamente importantes en la aplicación de modelos de producción. Los datos contienen además suficiente contraste, aunque probablemente exista correlación en los datos, ya que el esfuerzo fue siempre creciente. El tipo de serie de tiempo, y contraste en los datos pesqueros de los recursos bentónicos de fondos duros de Chile no es informativa para su aplicación a modelos de producción. Un factor importante, el contraste en los datos, podría observarse en el loco, luego de prolongados períodos de veda. En general, para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile, la historia de explotación ha ocurrido de modo que los cambios

en CPUE y esfuerzo fueron crecientes, y graduales. Por lo tanto, la correlación en los datos no permitiría estimar parámetros realistas.

En Chile, no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: Los modelos utilizados (Schaefer, GENPROD, PRODFIT, con retraso en el reclutamiento), predicen soluciones semejantes, bajo el supuesto de que se cumplan las condiciones de equilibrio.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación de costo de muestreo. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.640.000 pesos. El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de

biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MET. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCION CON REGAZO

Deriso, R. 1980. Harvesting strategies and parameters estimation for an age-structured model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 268-282.

Clasificación: PR, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Los mayores problemas de los modelos de producción son que estos implícitamente suponen reproducción continua (en contraste con la estacionalidad en la reproducción usualmente observada), y que la progenie alcanza instantáneamente estado adulto. Por otro lado, por el modo en que este modelo es formulado, los parámetros del modelo no tienen correspondencia directa con fenómenos observables, y en consecuencia las estimaciones de los parámetros no pueden ser corroboradas por estimaciones independientes. El modelo de diferencia de Deriso, incorpora el efecto de reproducción estacional y aproxima el comportamiento de un modelo con estructura de edad. En el modelo de Deriso, la biomasa vulnerable antes de que ocurra la pesca en el año t será:

$$B_t = \sum_{i=k}^{\infty} w_{i,t} * N_{i,t}$$

donde $w_{i,t}$ es el peso promedio de un adulto vulnerable a la pesquería durante el año t (de acuerdo al modelo de crecimiento de Brody), y $N_{i,t}$ es el número de individuos de edad i . En base a esta ecuación, se puede construir un modelo que permita estimar además dos parámetros: l_t (fracción de adultos capturables entre el año t y el año $t+1$), y ρ (coeficiente de crecimiento en peso del modelo de Brody). El modelo propuesto, en

contraste con los métodos habituales que requieren de datos específicos por edad, es un modelo con regazo que no tiene este requerimiento:

$$B_{t+1} = (1+\rho) * l_t * B_t - \rho * l_t * l_{t-1} * B_{t-1} + w_{k,t+1} * N_{k,t+1}$$

El término $w_{k,t+1} * N_{k,t+1}$ para el reclutamiento, supone que este es función de la biomasa de adultos. Si la captura C_t es la captura total en peso para el año t , y ocurre al comienzo del año, entonces la relación stock-reclutamiento podrá describirse como:

$$w_{k,t+1} * N_{k,t+1} = F(B_{t+1-k} - C_{t+1-k})$$

Si existiera un factor abiótico (a_t) que influya en la supervivencia de los reclutas, entonces esta variable se puede incorporar al modelo:

$$w_{k,t+1} * N_{k,t+1} = F(a_{t+1-k} * B_{t+1-k} - C_{t+1-k})$$

La fracción de adultos supervivientes puede ser a su vez separada en supervivencia natural, y escape a la pesquería. Así, el modelo con regazo puede reescribirse como:

$$B_{t+1} = (1+\rho) * l * S_t - \rho * l^2 * (S_t/B_t) * S_{t-1} + F * S_{t+1+k}$$

donde $S_t = B_t - C_t$ es el escape de los adultos vulnerables en el año t . El modelo propuesto contiene un término explícito para crecimiento de adultos (ρ), para la supervivencia natural de los adultos (l), para el escape de adultos vulnerables a la pesca (S_t), y otro para la relación stock-reclutamiento ($F * S_{t+1+k}$).

Si la población puede ser dividida en dos grupos: una población no vulnerable (P_t) de individuos sexualmente inmaduros, y una población vulnerable (B_t) de individuos sexualmente

maduros, el modelo puede ser reformulado. De los adultos inmaduros, una proporción constante $(1-m)$ recluta anualmente a la población vulnerable B_t . Esta es una idealización de la realidad, ya que el reclutamiento ocurre juntamente con la madurez sexual. Sin embargo, un modelo sencillo tiene ventajas porque no tiene mayores requerimientos de datos. Así, el modelo para las dos fracciones de la población están dadas por:

$$P_{t+1} = (1+\rho) * I * m * P_t - \rho * (Im)^2 * (P_{t-1}) + F * S_{t+1+k}, a_{t+1+k}$$

$$B_{t+1} = (1+\rho) * I * S_t - \rho * I^2 * (S_t/B_t) * S_{t-1} + (1-m) * P_{t+1}$$

donde P_t es la biomasa total de adultos no vulnerables y sexualmente inmaduros, B_t es la biomasa de la población adulta vulnerable y sexualmente madura, S_t es igual a $B_t - C_t$, donde C_t es la captura anual del año t , $1-m$ es la fracción de individuos de P_t que reclutan a la pesquería al comienzo del año t , y ρ es el coeficiente de crecimiento de Brody.

La captura es definida como proporcional a la fracción vulnerable de la población.

$$C_t = q * E_t * B_t$$

La biomasa no vulnerable no puede ser medida directamente de los datos de captura y esfuerzo, pero esta relacionada con la biomasa explotable. Sustituyendo la ecuación de biomasa (porción vulnerable de la población) en la primera ecuación (porción no vulnerable), y remplazando B por su estimador C_t/q , se obtiene una ecuación equivalente a la de biomasa primeramente planteada, pero que contiene sólo cantidades observables y parámetros:

$$\begin{aligned} C_{t+1} = & (1+\rho) I (1-qE_t+m) c_t - I^2 \{ \rho (1-qE_t) (1-qE_{t-1}) \\ & + (1+\rho)^2 (1-qE_{t-1}) m + \rho m^2 \} c_{t-1} + (1+\rho) \rho I^3 m (1-qE_{t-2}) \\ & (1-qE_{t-1}+m) c_{t-2} + (\rho I^2)^2 m^2 (1-qE_{t-2}) (1-qE_{t-3}) c_{t-3} + \\ & q(1-m) F \{ (1-qE_{t+1-k}) c_{t+1-k} / q \} \end{aligned}$$

La relación stock-reclutamiento (F) del modelo con regazo se define con tres parámetros:

$$R=F(S) = (\alpha * S) / (\beta * S + 1)^\gamma$$

donde α , β , y γ son constantes. Los reclutas están sujetos a competencia intraespecífica y la disponibilidad de alimento es limitante.

Datos requeridos: Los parámetros del modelo pueden ser estimados con datos de captura y esfuerzo.

Soporte estadístico: El modelo de producción con regazo contiene 7 parámetros. Derisso propone la estimación de los parámetros a través de una regresión. El método de mínimos cuadrados tiene características apropiadas para el modelo propuesto, y además es robusto (no sesgado, independientemente de la distribución de probabilidades de la variable independiente del modelo). Por lo tanto, el supuesto de que los residuales estén normalmente distribuidos no es tan importante para obtener estimaciones no sesgadas. El autor indica que las regresiones proveen un punto de partida para futuras aplicaciones del modelo, y que los parámetros también pueden ser estimados con información independiente. El uso de información auxiliar, independiente de la pesquería, y la remoción de tendencias en la base de datos, aumentaría la precisión en la estimación de los parámetros.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo, para poblaciones con reproducción estacional, son: (1) que el crecimiento individual puede ser descrito por la ecuación de Brody; (2) que los adultos vulnerables al arte de pesca sufren una mortalidad anual común, (3) que hay muy pocos adultos que llegan a la máxima edad fisiológicamente posible, (4) que el reclutamiento es una función de la

biomasa de reproductores, (5) que dicha biomasa en un año dado resulta de los individuos que escaparon a la pesca, y (6) que la captura por unidad de esfuerzo esta proporcionalmente relacionada a la abundancia.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Si la mortalidad por pesca no esta linealmente relacionada con el esfuerzo, se producen errores en la estimación de la capturabilidad, y consecuentemente de la abundancia. Los otros supuestos pueden presentar problemas, que en general no tienen mayor impacto dada la simplicidad biológica del modelo.

Principales fuentes de error: En general existe una tendencia a sobreestimar la mortalidad natural, y subestimar la mortalidad por pesca. La correlación entre las estimaciones del parámetro de crecimiento y el de supervivencia sugieren que, debido a como se define el modelo, existen dificultades en que se reconozca si existen un gran número de individuos pequeños, o unos pocos individuos grandes. Ludwig y Walters (1985) realizaron análisis comparativos del modelo de Deriso y un modelo de producción simple, con el objetivo de comparar las estimaciones y fuentes de error de cada modelo. Se incluye una ficha de referencia sobre este trabajo, y según los autores, cuando no existe información adicional, el modelo de Deriso puede producir errores debido al gran número de parámetros que se deben estimar.

Ventajas y desventajas: La gran ventaja del modelo de Deriso es que tiene bajos requerimientos de datos, y a su vez más realismo biológico que los modelos de producción simples. Una desventaja del

modelo, es que se deben estimar mayor número de parámetros, con la misma base de datos que se utilizaría para un modelo de producción simple. Las desventajas no son claras, existen autores que señalan que aún no incorporan suficiente realismo biológico, mientras que otros consideran que prove estimaciones de abundancia de stock semejantes a las obtenidas por modelos biologicamente más complejos, y con más requerimientos de datos.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado a tres especies de peces: el lenguado de aleta amarilla, el halibut, y el bacalao. Estas tres especies comparten ciertas características con los recursos bentónicos explotados de Chile: tienen vida relativamente larga, por lo que un modelo con regazo se presenta como más adecuado que un modelo de producción simple.

La historia de vida del recurso estudiado es semejante a varias de las especies de recursos bentónicos explotados en Chile. La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga.

Las especies utilizadas por Deriso son móviles, diferenciándose así de las especies bentónicas asociadas a fondos duro de Chile. Esta diferencia radica en el comportamiento de los organismos, que a su vez afecta el comportamiento de los pescadores y el uso de índices de abundancia. Debido a la dependencia de las especies de fondos duros con la distribución y la calidad de los sustratos, la distribución de los recursos es agregada. Esto produce problemas en el uso del CPUE como indicador de abundancia.

La otra gran diferencia entre las pesquerías analizadas por Deriso y las artesanales de recursos bentónicos de Chile, es la base de datos disponible. Para estos recursos se cuentan con series de tiempo largas de captura y esfuerzo. El tipo de serie de tiempo, y contraste en los datos pesqueros de los recursos bentónicos de fondos duros de Chile no es informativa para su aplicación a modelos de producción. En general, para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile, la historia de explotación ha ocurrido de modo que los cambios en CPUE y esfuerzo fueron crecientes, y graduales. Por lo tanto, la correlación en los datos no permitiría estimar parámetros realistas.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: Fournier y Doonan (1987) realizaron una extensión del modelo de Deriso. Esta extensión no ha sido aún aplicada a organismos bentónicos de fondos duros.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una

sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 2.640.000 pesos. El tiempo de modelaje para este modelo es mayor que para los de biomasa simple. El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación. El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MET. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCION CON REGAZO

Fogarty, M. y S. Murawski. 1984. An evaluation of two delayed recruitment models for crustacean fisheries. ICES CM 1984/K:23.

Fogarty, M. y S. Murawski. 1986. Population dynamics and assessment of exploited invertebrate stocks. En: G. Jamieson y N. Bourne (eds). Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 92: 228-244.

Clasificación: modificación de Pella y Tomlinson:

PR, DI, D, I-

Modelo de Deriso: PR, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Los autores presentan un modelo de producción basado en el de Pella y Tomlinson, pero con regazo, y una versión simplificada del modelo con regazo de Deriso (1980). Ambos modelos fueron aplicados a varias especies de langostas, entre ellas una asociada a fondos rocosos.

El primero es un modelo diferencial, mientras que el segundo es un modelo de diferencia. En el segundo trabajo (1986) se presenta también un modelo de diferencia para la modificación de Pella y Tomlinson, con regazo.

El modelo de producción de Pella y Tomlinson, con regazo en el reclutamiento fue definido como:

$$dB/dt = aB^l - bB_t^m + cB_{t-r} - qf_t B_t$$

donde B_t es la biomasa de la población al tiempo t , a y b son parámetros del modelo, m es el parámetro de flexibilización de la forma de la curva de producción, q es la capturabilidad, f_t es el esfuerzo de pesca estandarizado al tiempo t , y c es el término de reclutamiento que refleja la influencia de la biomasa con un regazo de r años. El modelo es una variante del modelo de producción de Pella y Tomlinson, con regazo. El modelo de

reclutamiento incorporado es simple, y considera que el reclutamiento es proporcional al stock adulto (denso-independiente). En condiciones de equilibrio $B_t = B_{t-r}$, la biomasa óptima de la población, la captura máxima en condiciones de equilibrio, y el nivel de esfuerzo óptimo están dados por:

$$B^* = ((a+c)/(m*b))^{(1/m-1)}$$

$$Y^* = ((a+c)(a+c)/(m*b))^{(1/m-1)} - ((a+c)/(m*b))^{(1/m-1)}$$

$$f^* = ((a+c)(1-(1/m)))/q$$

El modelo de biomasa, expresado en cantidades observables, y con un procedimiento de estimación simple, será:

$$(1/B)(B/dt) = a - bB_t^{m-1} + c(B_{t-r}/B_t) - qf$$

para una aproximación de 1 año:

$$(1/B)(B/dt) = \ln(B_{t+1}/B_t)$$

si $B_t = U_t/q$ entonces

$$\ln(U_t/U_{t-1}) = a - (b/q^{m-1}) U_t^{m-1} + c(U_{t-r}/U_t) - qf$$

Esta forma provee el modo más simple de estimación, ya que fijando m el modelo es lineal.

Los autores discuten que el modelo de stock-reclutamiento es una simplificación de la realidad, pero que permite utilizar métodos lineales de estimación. Sin embargo, existe la posibilidad de incorporar otras alternativas. La estimación se realiza por métodos lineales, fijando un valor para el parámetro que define la forma de la función (m), y minimizando la suma de cuadrados.

Se propone también un modelo de Deriso simplificado, utilizando una función stock-reclutamiento más sencilla. También se presenta una función de crecimiento individual simplificada. Según los autores, para un stock altamente explotado un modelo simple de crecimiento individual es adecuado porque: (1) relativamente pocos individuos alcanzaran la talla asintótica; y (2) el reclutamiento, en vez del crecimiento, dominan la producción. Por lo tanto, cualquier error introducido en el modelo por el uso de un modelo de crecimiento simple, no tendría mayores consecuencias. El modelo de crecimiento propuesto es:

$$w_{i,t+1} = w_{i,t} \exp(g)$$

donde $w_{i,t+1}$ es el peso de un individuo de edad i al tiempo $t+1$, y g es el coeficiente de crecimiento instantáneo. La biomasa de la población al tiempo $t+1$ será:

$$B_{t+1} = \sum_{i=r}^{\infty} w_{i,t+1} * N_{i,t+1} + w_{r,t+1} * N_{r,t+1}$$

donde r es la edad de reclutamiento, y N_i indica la abundancia de la población para la edad i . Considerando que $N_{i,t+1} = s_t N_{i,t}$ donde s_t es la fracción de sobrevivientes:

$$B_{t+1} = s_t \exp(g) B_t + w_{r,t+1} N_{r,t+1}$$

De acuerdo a Deriso, la fracción de supervivientes puede ser particionada en supervivencia natural y escape a la pesquería. Así,

$$B_{t+1} = s_t \exp(g) (B_t - Y_t) + G(B_{t+1-r})$$

donde Y_t es la captura en peso, y el último término es la función stock-reclutamiento. Es mismo modelo, puede ser expresado en cantidades observables, como para el caso de Pella y Tomlinson. Así:

$$U_{t+1} = s \exp(g) (1 - gf_t) U_t + qG(U_{t+1-r}/q)$$

La función de stock reclutamiento utilizada es una generalización del modelo de Ricker.

Datos requeridos: Los únicos datos necesarios para la estimación de los parámetros son captura, esfuerzo, y tiempo. En general, los datos de captura son anuales, y deben estar disponibles para un número t de años. En este caso, se utiliza una serie de tiempo de datos de captura y esfuerzo anuales para la langosta de roca de Nueva Zelandia (1945 a 1975). El dato de esfuerzo es el número de barcos en la pesquería, y se ha demostrado que este índice está muy relacionado a una mejor medida de esfuerzo, como es el número total de días en la pesquería.

Soporte estadístico: Para la modificación del modelo de Pella y Tomlinson, si se fija m el modelo es lineal y puede ser estimado por regresiones múltiples. Cuando m es variable, se requiere de estimaciones no lineales. Los autores recomiendan fijar m , y buscar iterativamente por el valor de m que minimize la suma de cuadrados de los residuales del modelo lineal.

Para el modelo de Deriso, se propone un ajuste de mínimos cuadrados no lineal.

Supuestos centrales: El modelo supone que:

- (1) la captura y el esfuerzo están medidas sin error;
- (2) la captura por unidad de esfuerzo es un buen índice de abundancia poblacional;
- (3) la capturabilidad es constante;
- (4) el stock desovante es igual a la biomasa explotable;
- (5) la distribución de tamaños y edades son estables a cada nivel de esfuerzo; y

(6) la población estudiada es cerrada, y si ocurriera emigración o inmigración, este modelo no describiría apropiadamente la dinámica de la población.

Para el modelo de Deriso se supone que :

(1) los adultos vulnerables al arte de pesca sufren una mortalidad anual común;

(3) hay muy pocos adultos que llegan a la máxima edad fisiológicamente posible;

(4) el reclutamiento es una función de la biomasa de reproductores;

(5) la biomasa de reproductores en un año dado, resulta de los individuos que escaparon a la pesca;

(6) la reproducción precede la mortalidad por pesca;

(7) la mortalidad por pesca precede al crecimiento y a la mortalidad natural; y

(8) la captura por unidad de esfuerzo está proporcionalmente relacionada a la abundancia.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Para ambos modelos, la biomasa de la población puede ser sobre o subestimada, dependiendo de si q ha sido sub o sobreestimado. Si la mortalidad por pesca no está linealmente relacionada con el esfuerzo, se producen errores en la estimación de la capturabilidad, y consecuentemente de la abundancia.

Los otros supuestos del modelo de Deriso pueden presentar problemas, aunque en general no tienen mayor impacto, dada la simplicidad biológica del modelo.

Principales fuentes de error: Para el modelo de Pella y Tomlinson, se sugiere que se fije el parámetro m , de lo contrario se obtienen parámetros no realistas. Para este caso en

particular, la capturabilidad fue subestimada, y se detectó autocorrelación en los datos. El modelo de Pella y Tomlinson no siempre provee buenas estimaciones de q .

El modelo de Deriso con la función de reclutamiento propuesta, presenta dificultades para la estimación de los parámetros. En general, existe una tendencia a sobreestimar la mortalidad natural, y subestimar la mortalidad por pesca.

Ventajas y desventajas: Las ventajas del modelo modificado de Pella y Tomlinson es que incorpora más realismo biológico. La desventaja es que requiere de la estimación de más parámetros, sin que se introduzca más información. Se pueden incorporar al modelo funciones de stock-reclutamiento más realistas, sin embargo, esto complica los procedimientos de estimación.

En ambos modelos, la introducción del regazo resultó en una disminución en la precisión de los parámetros estimados, particularmente cuando se utilizan funciones de stock-reclutamiento más complejas. Según los autores, aunque los modelos con regazo son más interesantes y realistas, las limitantes de los datos de CPUE hacen que la estimación de los parámetros de este tipo de modelo sea particularmente difícil.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: La incorporación de regazo es importante para la especie estudiada (langosta), para la que existe un período largo entre la reproducción y el reclutamiento. La langosta de roca presenta características de historia de vida muy semejantes a la de los recursos bentónicos de fondos duros. Es una especie de vida larga y posee larvas

planctónicas (substocks conectados durante la fase larval).

La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Por este último factor es importante el uso de regazo. Finalmente, debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los recursos es agregada. Esto produce problemas en el uso del CPUE como indicador de abundancia.

La mayor diferencia entre esta pesquería y las artesanales de recursos bentónicos de Chile, radica en que se dispone de una serie de tiempo de datos de captura y esfuerzo. La colección de información sobre captura y esfuerzo comenzó al inicio de la pesquería, y se mantuvo por aproximadamente 40 años, hasta la realización de este estudio. Los datos pesqueros del inicio de la pesquería son sumamente importantes en la aplicación de modelos de producción. Los datos contienen además suficiente contraste, aunque probablemente exista correlación en los datos, ya que el esfuerzo fue siempre creciente. El tipo de serie de tiempo, y contraste, en los datos pesqueros de los recursos bentónicos de fondos duros de Chile no es informativa para su aplicación a modelos de producción. Un factor importante, el contraste en los datos, podría observarse en el loco luego de prolongados períodos de veda. En general, para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile, la historia de explotación ha ocurrido de modo que los cambios en CPUE y esfuerzo fueron crecientes, y graduales. Por lo tanto, la correlación en los datos no permitiría estimar parámetros realistas.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: En el segundo trabajo de Fogarty y Murawski se presenta también un modelo de rendimiento por recluta. Este modelo utiliza como base el modelo de Beverton y Holt, y además considera los efectos ambientales, y también densidad-dependencia en el crecimiento y mortalidad natural. No se encontraron reportes del uso de esta modificación para invertebrados de fondos duros.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 2.240.000 pesos. El tiempo de modelaje es mayor en este caso, que para los modelos de producción simple. El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de

biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MÉT. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCION CON REGAZO

Schnute, J. 1985. A general theory for analysis of catch and effort data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 414-429.

Clasificación: se utilizan modelos clasificados en otras fichas técnicas, excepto que se usan modelos de diferencia, y es posible introducir estocasticidad. La clasificación incluye aquella del modelo original, y la modificación por Schnute (entre paréntesis):

Modelo de Schaefer (1957): PS, DI(Da), D(Es), I+

Modelo de Pella y Tomlinson (1969): PS, DI(Da), D(Es), I+

Modelo de Schnute (1977): PS, Da, Es, I+

Modelo de Deriso (1980): PR, Da, D (Es), I-

Este trabajo no se presenta en un contexto sistemático, ya que no está directamente relacionado con la descripción de un modelo aplicado a recursos bentónicos a fondos duros. En vez, este es un estudio teórico sobre modelos de producción, y se presenta esta ficha técnica a modo de referencia.

El objetivo de esta publicación es presentar un marco para entender y comparar los modelos de producción con y sin regazo. La pregunta que se presenta es: cual modelo es correcto? Schnute discute que los pasos lógicos en la formulación de un modelo debieran ser:

(1) postular un tipo de modelo apropiado para la situación, que resulte de la interacción entre la teoría y la práctica. Dicho modelo podría potencialmente involucrar la estimación de una gran cantidad de parámetros.

(2) identificar un modelo tentativo en base al conocimiento de los datos y del sistema, esto

implica restringir los parámetros a estimar de manera cuidadosa.

(3) estimar los parámetros tentativos del modelo definido en (2); y

(4) realizar un diagnóstico a fin de determinar si el modelo es adecuado. Sino lo fuera se deber recomenzar del punto 2.

El mayor problema es resolver el primer punto, esto es, decidir que tipo de modelo es el correcto, y realizar comparaciones de modelos dentro de este tipo. Con este plan de trabajo Schnute deriva una clase de modelos para análisis de datos de captura y esfuerzo basado en los supuestos del modelo de Deriso (1980). Con este modelo es posible realizar comparaciones estadísticas entre el modelo de Deriso (1980), y los modelos de Schaefer (1957), Pella y Tomlinson (1969), y Schnute (1977).

MÉT. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCIÓN CON REGAZO

Ludwig D. y C. Walters. 1985. Are age-structured models appropriate for catch and effort data? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 1066-1072.

Clasificación: sin clasificación.

Ludwig y Walter realizaron una comparación entre un modelo de producción simple y el modelo de Deriso, con el fin de estudiar si un mayor realismo biológico conduce necesariamente a una mejor estimación de los parámetros, suponiendo que sólo se disponen de datos de captura y esfuerzo.

El problema es, básicamente, el aumento del número de parámetros a estimar en modelos más complejos, utilizando la misma base de datos que para modelos simples. Los autores generan una serie de datos de captura y esfuerzo en base al modelo de Deriso, y luego estiman los parámetros para ese mismo modelo, y para un modelo de producción sin regazo. Los tres parámetros del modelo de producción son estimados minimizando la suma de cuadrados de los residuales. En base a los parámetros estimados, se calcula el tamaño óptimo de stock que maximiza las capturas en condiciones de equilibrio. El modelo de Deriso se aplicó sin modificaciones. Las condiciones iniciales fueron un stock que ha estado casi inexplorado, luego se explota por cinco años a niveles bajos de esfuerzo, 10 años a altos niveles de esfuerzo, y a continuación una período de recuperación de 10 años. Esta secuencia provee suficiente contraste en captura y captura por unidad de esfuerzo.

Sólo los tres parámetros del modelo de Schaefer fueron estimados para los dos modelos (los

restantes parámetros del modelo de Deriso se supusieron "conocidos"). Cuando se trató de estimar más de tres parámetros en el modelo de Deriso, los resultados obtenidos estaban absolutamente fuera de los límites esperados. Los resultados de las regresiones de ambos modelos mostraron semejanzas y diferencias. Debido a que un modelo es con regazo y el otro no, las diferencias se debieron a que la predicción de reclutamientos inusualmente grandes ocurrieron en distintos años. En este aspecto, el modelo de Deriso fue el más realista. En ambos modelos la información del primer período de explotación fue fundamental para la estimación de los parámetros. El modelo de Deriso falló más frecuentemente que el modelo clásico, cuando el contraste en los datos disminuía. Resultados semejantes fueron encontrados cuando las simulaciones fueron realizadas para especies de vida corta, y de crecimiento poblacional rápido. La conclusión de los autores es que el principio general de decisión, debiera ser que la complejidad de los modelos utilizados sea compatibles con la cantidad de información disponible. La opción inicial debiera ser un modelo de mínima, que utilice las variables básicas disponibles (captura y esfuerzo), la variable de decisión (esfuerzo o tasa de explotación), y el efecto de densidad-dependencia que determina los límites deseables del stock. De allí en más, cada complicación extra debiera ser justificada por la significancia de este efecto sobre las variables

básicas, y por la disponibilidad de la información adecuada. Los autores enfatizan que estos resultados son aún más positivos de lo que debieran para el modelo de Deriso porque: (1) no todos los parámetros fueron estimados, y (2) datos con suficiente contraste no siempre están disponibles.

MÉTODOS INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCIÓN CON REZAGO

Fournier, D. y I. Doonan. 1987. A length-based stock assessment method utilizing a generalized delay-difference model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 422-437.

Clasificación: PR, Da, D, I-

Este modelo fue incluido a modo de referencia teórica, ya que no fue aplicado a recursos bentónicos de fondos duros. Por ese motivo, el formato de la ficha modelo no es aplicado.

Fournier y Doonan presentan una extensión del modelo de Deriso. El modelo de Deriso presenta una dificultad: se deben estimar mayor número de parámetros que los modelos de producción sin rezago, con la misma cantidad de datos. Para resolver esta dificultad, Fournier y Doonan proponen una extensión que requiere datos extras, pero fácilmente obtenibles. Con estos datos se aumenta el número de observaciones a ser ajustadas por el modelo, introduciendo sólo una cantidad mínima de parámetros adicionales. Para estimar los parámetros del modelo los autores proponen el método Bayesiano, que le permite al usuario incluir conocimiento previo u opiniones dentro del análisis. Fundamentalmente el trabajo se centra en las complejidades que resultan de incorporar datos de longitud, de pesquerías múltiples, y de efectos dependientes de la edad dentro del modelo.

El primer supuesto del modelo es la existencia de un rezago de k años, antes de que los individuos

ingresen a la pesquería. Luego de que los individuos han reclutados, se suponen que son igualmente vulnerables a la pesquería, independientemente de la edad. También se supone, por simplicidad, que la pesquería ocurre al comienzo del año, por un período corto, durante el cual se ignora la mortalidad natural. Se supone además, que existen estimaciones del peso total de la captura, y del esfuerzo pesquero total. Además, existen datos de longitud y peso. Es necesario suponer una relación entre la talla y el peso a una edad determinada. El modelo contempla variantes para el reclutamiento a la pesquería, pero no se realizaron modificaciones sobre la relación stock-reclutamiento de Deriso. El modelo se ajustó a datos simulados de un stock que consiste de peces de vida larga, baja tasa de crecimiento, y baja productividad. De este modo, se ilustra que a través del uso de capturas totales, peso promedio de las capturas, esfuerzo, y datos de longitud, es posible estimar tasas de captura óptima en los casos en que la capturabilidad no sea constante. Esta ilustración es sólo posible si existe suficiente contraste en los datos.

MET. INDIRECTOS / MODELOS DE PRODUCCION CON REGAZO

Hall, N. y R. Brown. 1995. Delay-difference models for the western rock lobster (*Panulirus cygnus*) fishery of Western Australia. ICES mar Sci. Symp. 199: 399-410.

Clasificación: PR, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Se aplicó el modelo con regazo de Deriso a la misma base de datos utilizada por Morgan (1979). Los autores no presentan el modelo base, el cual se desarrolla en base a Deriso (1980).

El modelo de diferencia de Deriso, incorpora el efecto de reproducción estacional y aproxima el comportamiento de un modelo con estructura de edad. En el modelo de Deriso, la biomasa vulnerable antes de que ocurra la pesca en el año t será:

$$B_t = \sum_{i=k}^{\infty} w_{i,t} * N_{i,t}$$

donde $w_{i,t}$ es el peso promedio de un adulto vulnerable a la pesquería durante el año t (de acuerdo al modelo de crecimiento de Brody), y $N_{i,t}$ es el número de individuos de edad i. En base a esta ecuación, se puede construir un modelo que permita estimar además dos parámetros: l_t (fracción de adultos capturables entre el año t y el año t+1), y ρ (coeficiente de crecimiento en peso del modelo de Brody). El modelo propuesto, en contraste con los métodos habituales que requieren de datos específicos por edad, es un modelo con regazo que no tiene este requerimiento:

$$B_{t+1} = (1+\rho) * l_t * B_t - \rho * l_t * l_{t-1} * B_{t-1} + w_{k,t+1} * N_{k,t+1}$$

El término $w_{k,t+1} * N_{k,t+1}$ para el reclutamiento, supone que este es función de la biomasa de adultos. Si la captura C_t es la captura total en peso para el año t, y ocurre al comienzo del año, entonces la relación stock-reclutamiento podrá describirse como:

$$w_{k,t+1} * N_{k,t+1} = F(B_{t+1-k} - C_{t+1-k})$$

Si existiera un factor abiótico (a_t) que influyera la supervivencia de los reclutas, entonces esta variable se puede incorporar al modelo:

$$w_{k,t+1} * N_{k,t+1} = F(a_{t+1-k} * B_{t+1-k} - C_{t+1-k})$$

La fracción de adultos supervivientes puede ser, a su vez, separada en supervivencia natural y escape a la pesquería. Así, el modelo con regazo puede reescribirse como:

$$B_{t+1} = (1+\rho) * l * S_t - \rho * l^2 * (S_t/B_t) * S_{t-1} + F * S_{t+1+k}$$

donde $S_t = B_t - C_t$ es el escape de los adultos vulnerables en el año t. Así, el modelo propuesto contiene un término explícito para crecimiento de adultos (ρ), para la supervivencia natural de los adultos (l), para el escape de adultos vulnerables a la pesca (S_t), y otro para la relación stock-reclutamiento ($F * S_{t+1+k}$).

Si la población puede ser dividida en dos grupos: una población no vulnerable (P_t) de individuos sexualmente inmaduros, y una población vulnerable (B_t) de individuos sexualmente maduros, el modelo puede ser reformulado. De los adultos inmaduros, una proporción constante $(1-m)$ recluta anualmente a la población vulnerable B_t . Esta es una idealización de la realidad, ya que el

reclutamiento ocurre juntamente con la madurez sexual. Sin embargo, un modelo sencillo tiene ventajas porque no tiene mayores requerimientos de datos. Así, el modelo para las dos fracciones de la población están dadas por:

$$P_{t+1} = (1+\rho) * I * m * P_t - \rho * (Im)^2 * (P_{t-1}) + F * S_{t+1+k}, a_{t+1+k}$$

$$B_{t+1} = (1+\rho) * I * S_t - \rho * I^2 * (S_t/B_t) * S_{t-1} + (1-m) * P_{t+1}$$

donde P_t es la biomasa total de adultos no vulnerables y sexualmente inmaduros, B_t es la biomasa de la población adulta vulnerable y sexualmente madura, S_t es igual a $B_t - C_t$, donde C_t es la captura anual del año t , $1-m$ es la fracción de individuos de P_t que reclutan a la pesquería al comienzo del año t , y ρ es el coeficiente de crecimiento de Brody.

La captura es definida como proporcional a la fracción vulnerable de la población.

$$C_t = q * E_t * B_t$$

La biomasa no vulnerable no puede ser medida directamente de los datos de captura y esfuerzo, pero esta relacionada con la biomasa explotable. Sustituyendo la ecuación de biomasa (porción vulnerable de la población) en la primera ecuación (porción no vulnerable), y remplazando B por su estimador C_t/q , se obtiene una ecuación equivalente a la de biomasa primeramente planteada, pero que contiene sólo cantidades observables y parámetros:

$$C_{t+1} = (1+\rho) \{ (1-qE_t + m) c_{t-1} - \rho \{ (1-qE_t)(1-qE_{t-1}) + (1+\rho)^2 (1-qE_{t-1})m + \rho m^2 \} c_{t-1} + (1+\rho) \rho I^3 m (1-qE_{t-2}) (1-qE_{t-1} + m) c_{t-2} + (\rho I^2)^2 m^2 (1-qE_{t-2})(1-qE_{t-3}) c_{t-3} + q(1-m)F \{ (1-qE_{t+1-k}) c_{t+1-k} / q \} \}$$

La relación stock-reclutamiento (F) del modelo con regazo de Deriso fue modificada. En este caso se utilizan tres relaciones diferentes de stock-reclutamiento: (1) Beverton y Holt, (2) reclutamiento constante (independiente del stock), y (3) índices del reclutamiento observado,

incorporando el efecto de la variable ambiental (Caputi y Brown 1986).

Datos requeridos: Los parámetros del modelo pueden ser estimados con datos de captura y esfuerzo. Se disponen de datos de captura y esfuerzo para el período 1944-1976. Durante este período, tanto las capturas como el esfuerzo mostraron una tendencia siempre creciente. Se utilizó información auxiliar sobre crecimiento, y mortalidad natural. Esto es recomendado por Deriso (1980), ya que disminuye el número de parámetros a ser estimados.

Soporte estadístico: El modelo de producción con regazo contiene 7 parámetros. Deriso propone la estimación de los parámetros a través de una regresión. El método de mínimos cuadrados tiene características apropiadas para el modelo propuesto, y además es robusto (no sesgado, independientemente de la distribución de probabilidades de la variable independiente del modelo. Se utilizó SAS (non-linear, least-square procedure) para ajustar los modelos.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo son:

- (1) que el crecimiento individual puede ser descrito por la ecuación de Brody;
- (2) que los adultos vulnerables al arte de pesca sufren una mortalidad anual común;
- (3) que hay muy pocos adultos que llegan a la máxima edad fisiológicamente posible;
- (4) que el reclutamiento es una función de la biomasa de reproductores;
- (5) que dicha biomasa en un año dado resulta de los individuos que escaparon a la pesca; y

(6) que la captura por unidad de esfuerzo esta proporcionalmente relacionada a la abundancia.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Si la mortalidad por pesca no esta linealmente relacionada con el esfuerzo, se producen errores en la estimación de la capturabilidad, y consecuentemente de la abundancia. Los otros supuestos pueden presentar problemas, que en general no tienen mayor impacto, dada la simplicidad biológica del modelo.

Principales fuentes de error: Se obtuvo un valor inusualmente alto para la tasa de mortalidad natural, y se discute que podría estar relacionado a errores en la estimación de capturabilidad. Probablemente, la capturabilidad no es constante para todas las clases anuales, y en vez disminuye con la edad. Además, existen diferencias espaciales en el reclutamiento, el crecimiento, y la capturabilidad, que no son incorporadas al modelo. En general existe una tendencia a sobreestimar la mortalidad natural, y subestimar la mortalidad por pesca. La correlación entre las estimaciones del parámetro de crecimiento y el de supervivencia sugieren que, debido a como se define el modelo, existen dificultades en que se reconozca si existen un gran número de individuos pequeños, o unos pocos individuos grandes. Ludwig y Walters (1985) realizaron análisis comparativos del modelo de Deriso y un modelo de producción simple, con el objetivo de comparar las estimaciones y fuentes de error de cada modelo. Se incluye una ficha de referencia sobre este trabajo, y según los autores cuando no existe información adicional el modelo de Deriso puede producir errores debido al gran número de parámetros que se deben estimar.

Ventajas y desventajas: La gran ventaja del modelo de Deriso es que tiene bajos requerimientos de datos, y a su vez más realismo biológico que los modelos de producción simples. Una desventaja del modelo, es que se deben estimar mayor número de parámetros, con la misma base de datos que se utilizaría para un modelo de producción simple.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este recurso presenta características de historia de vida muy semejantes a la de los recursos bentónicos de fondos duros. Además de estar asociada a fondos rocosos, esta es una especie de vida larga, y con larvas planctónicas.

La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Por este último factor es importante el uso de regazo. Finalmente, debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los recursos es agregada. Esto produce problemas en el uso del CPUE como indicador de abundancia.

La mayor diferencia entre esta pesquería y las artesanales de recursos bentónicos de Chile, radica en que se dispone de una serie de tiempo de datos de captura y esfuerzo. Los datos contienen además suficiente contraste, aunque probablemente exista correlación en los datos, ya que el esfuerzo fue siempre creciente. El tipo de serie de tiempo, y contraste en los datos pesqueros de los recursos bentónicos de fondos duros de Chile no es informativa para su aplicación a modelos de producción. Un factor importante, el contraste en

los datos, podría observarse en el loco, luego de prolongados períodos de veda. En general, para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile, la historia de explotación ha ocurrido de modo que los cambios en CPUE y esfuerzo fueron crecientes, y graduales. Por lo tanto, la correlación en los datos no permitiría estimar parámetros realistas.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: No se incorporó el efecto de la variable espacio, a pesar de que los autores consideran que hubiera sido deseable.

Se ajustaron varios modelos de producción, con y sin rezago, a los cuales se le introdujeron términos adicionales con el objetivo de reflejar los cambios

en el reclutamiento ocurridos en esta pesquería. Además del modelo de Deriso, se utilizaron los modelos de Schaefer y de Pella y Tomlinson. Los datos de esfuerzo fueron corregidos según Gulland (1969).

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 2.040.000 pesos. El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

c.3.3. Análisis de Reducción de Stock

La limitante en evaluaciones de stock de invertebrados bentónicos son los datos disponibles, y los supuestos de los modelos clásicos. Algunos modelos requieren de datos de edad (análisis de poblaciones virtuales), y otros de suficientes datos de esfuerzo (modelos de producción). Kimura y Tagart (1982) discuten las limitaciones de los modelos pesqueros utilizados para los datos disponibles en algunas pesquerías, y teniendo en cuenta los datos más usuales desarrollaron un modelo que se ha dado en llamar Modelo de Reducción de Stock (MRS).

El análisis de reducción de stock es un método de evaluación basado en la biomasa, que utiliza datos de capturas anuales en peso. Este se considera dentro del grupo de los modelos de producción, aunque no utiliza datos de esfuerzo, y en vez requiere de una gran cantidad de parámetros. La ventaja en el uso de estos modelos es que no dependen de datos de esfuerzo y edad, y los parámetros utilizados son fácilmente entendibles. Además, permiten utilizar información complementaria. La desventaja de estos modelos es que no consideran variabilidad en el reclutamiento. El modelo fue propuesto y luego modificado por Kimura y colaboradores. Se presentan el modelo base, y su modificación con regazo.

MÉT. INDIRECTOS / ANÁLISIS DE REDUCCIÓN DE STOCK

Kimura, D. y J. Tagart. 1982. Stock reduction analysis, another solution to catch equations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1467-1472.

Clasificación: PS, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Kimura y Tagart proponen un modelo que con n datos de captura anual, y una estimación de la tasa instantánea de mortalidad natural, permite estimar la biomasa al tiempo i , la relación entre la biomasa inicial y la final (debido a las capturas), y el reclutamiento. Si se dispone de datos adicionales, estos se pueden incorporar al modelo. El modelo se basa en una serie de ecuaciones de captura:

$$C_i = B_i * F_i * (1 - \exp(-F_i + M)) / (F_i + M)$$

donde B_i es la biomasa al comienzo del año i , F_i es la tasa instantánea de mortalidad por pesca en el año i , y M es la tasa instantánea de mortalidad natural (generalmente se supone constante). La B_i esta dada por la supervivencia en años sucesivos más el reclutamiento:

$$B_i = B_{i-1} * \exp(-F_{i-1} - M) + R \quad \text{para } i > 1$$

A este grupo de ecuaciones de captura, y de biomasa para n años ($2n$), se agrega la ecuación:

$$P = B_{n+1} / B_1$$

la cual describe el cambio relativo en la biomasa de la población causada por n años de captura. En base al grupo de ecuaciones de captura, y a las del cambio de biomasa, se obtienen $n+1$ ecuaciones no lineales, y $n+4$ incógnitas: M , B_1 , P , R , y F_1, \dots, F_n . No existe una única solución a este grupo de ecuaciones.

Una vez que se encuentre una solución aceptable a las ecuaciones de captura, se dispone de estimaciones de F_1, \dots, F_n para el cálculo de la tasa de captura:

$$CPUE_i = F_i * (1 - \exp(-F_i + M)) / (F_i + M)$$

La aplicación de información adicional, como la función de reclutamiento esperado, es muy útil en la estimación de los parámetros del modelo.

Datos requeridos: Se requieren i años de datos de captura, y una estimación de la tasa instantánea de mortalidad natural. El modelo se comporta mejor cuando se cuenta con información adicional.

Soporte estadístico: No existe una única solución al grupo de ecuaciones de captura y cambio de biomasa, y la estrategia propuesta por los autores para resolver este problema, es fijar M , B_1 , y P , y entonces resolver R , F_1, \dots, F_n . En general, M se supone conocido (de datos adicionales), pero también se puede repetir el análisis para diferentes valores de M . Los autores sugieren que es muy útil un plot de B_1 vs reclutamiento para un valor dado de P . Los autores desarrollaron un programa (ZSYSTEM) que resuelve las ecuaciones del modelo de reducción de stock, buscando iterativamente soluciones al sistema de m ecuaciones no lineales simultáneas. El programa se hace disponible a potenciales usuarios.

Supuestos centrales: Los supuestos centrales de este modelo son que la población esta en equilibrio, y que la mortalidad natural es constante. Se supone además que al comienzo de la explotación pesquera, el stock estaba en equilibrio, y en estado virgen. Además, se supone que la reducción del stock se debe a la explotación pesquera.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Uno de los problemas de este modelo, es que supone reclutamiento constante. Sin embargo, los autores indican que en base a los resultados que obtuvieron, aún un modelo con reclutamiento constante puede ser adecuado para explicar los patrones de abundancia observados. Además, otros modelos de reclutamiento podrían ser incorporados al modelo de reducción de stock, sobre todo aquellos que requieran un sólo parámetro adicional.

Principales fuentes de error: Una fuente de error de este modelo, como otros que suponen condiciones de equilibrio, es que no incorpora el efecto de retrasos en el crecimiento, reproducción, mortalidad, y otros factores denso-dependientes.

Ventajas y desventajas: Las principales ventajas del modelo de reducción de stock es que es un método simple, que no requiere datos de edad ni de esfuerzo, y que es suficientemente flexible como para incorporar información adicional.

Kimura y Tagart sugieren que este modelo es particularmente útil para pesquerías que se han desarrollado explosivamente, y para las cuales la serie de tiempo de datos es escasa, mientras las capturas son altas. Así, cuando se posee una serie corta de datos de captura, este modelo es de

utilidad, mientras cuando otro tipo de datos, o series de tiempo fueran disponibles, se sugiere el uso de otros modelos.

La principal desventaja del modelo es que supone reclutamiento constante, y que no incorpora el crecimiento en forma explícita.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con

los recursos y las pesquerías de Chile:

Este modelo fue aplicado a tres especies de peces (perca, merluza, y arenque). Las tres especies difieren notablemente de las especies bentónicas de fondos duros de Chile, en cuanto a que son móviles. En estas especies, generalmente la migración (emigración e inmigración) de juveniles y adultos es el factor limitante en entender la dinámica de las poblaciones. En las especies bentónicas, el movimiento de los adultos no presenta una dificultad, pero si la distribución espacial de los mismos. Las semejanzas que se pueden rescatar, son que tanto en las especies bentónicas como móviles tienen fases larvales planctónicas, y que las bases de datos de las pesquerías son limitadas. En el caso del arenque, sólo se disponen de 8 años de datos de captura, y sin mayor contraste en los datos. Para la perca y la merluza la base de datos es más larga (13 y 15 años respectivamente), y presenta buen contraste en el primer caso y menos en el segundo.

La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Finalmente, debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los recursos es agregada.

Las pesquerías artesanales de recursos bentónicos de Chile cuentan con datos pesqueros limitados, por lo que el modelo de reducción de stock ofrece una alternativa para realizar evaluaciones de stock. Sólo se requiere de datos de captura y estimaciones independientes de parámetros biológicos. El mayor problema para la aplicación de este modelo, es que supone que al comienzo de la explotación pesquera (serie de tiempo), el stock estaba en estado virgen. Este supuesto sería muy difícil de cumplir en los recursos de fondos duros de Chile, excepto para el loco luego de varios años de veda. La no incorporación de regazo en este modelo presenta un problema para especies de vida larga. El supuesto de equilibrio, al igual que para muchos otros modelos, es sumamente problemático.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el

ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.640.000 pesos. Los autores hacen el modelo disponible, por lo que se redujo el costo de modelaje (se consideró sólo tiempo de adaptación del modelo). El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MÉT. INDIRECTOS / ANÁLISIS DE REDUCCIÓN DE STOCK

Kimura, D., J. Balsiger, y D. Ito. 1984. Generalized stock reduction analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1325-1333.

Clasificación: PR, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: El modelo de reducción de stock de Kimura y Tagart (1982) es un modelo de biomasa, que usa ecuaciones de captura y datos de capturas anuales en peso. Dada una serie de datos de n años de datos de captura, el modelo original contiene $n+1$ ecuaciones y $n+4$ incógnitas. Por lo tanto, las ecuaciones no tienen una única solución sino se imponen ciertos límites.

El modelo original de SRA sufría de dos deficiencias: (1) el crecimiento individual no estaba explícitamente incorporado, y (2) suponía reclutamiento constante. Esto hace que el crecimiento este englobado dentro del reclutamiento. Luego de la presentación del modelo de Deriso (1980), que posibilitó la incorporación de regazo en el modelo de producción, el modelo original de reducción de stock también fue modificado para incorporar el regazo. El modelo sigue siendo determinístico, y los autores no consideran posible en este estadio incorporar variabilidad en el reclutamiento. Sin embargo, se incorporan funciones de stock-reclutamiento. Se ofrecen dos alternativas: (1) utilizar una relación stock reclutamiento clásica, o (2) utilizar índices de reclutamiento, los cuales están basados en datos biológicos extras.

Este modelo, al igual que el original, utiliza una secuencia de ecuaciones de captura, sólo que se

incorpora el regazo a una de las ecuaciones. Estas ecuaciones introducen regazo en el crecimiento, corrigiendo el problema del modelo anterior que englobaba crecimiento y reclutamiento. Al igual en el trabajo de Kimura y Tagart (1982), se utiliza una secuencia de 1, ..., n ecuaciones de captura:

$$C_i = B_i * F_i * (1-s_i)/(Z_i)$$

donde B_i es la biomasa al comienzo del año i , F_i es la tasa instantánea de mortalidad por pesca en el año i , y $(1-s_i)$ es la tasa instantánea de mortalidad natural (generalmente se supone constante). La B_i está dada por la supervivencia en años sucesivos, más el crecimiento, más el reclutamiento:

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

$$\text{para } 2 \leq i \leq n-1$$

A este grupo de ecuaciones de captura, y de biomasa para n años ($2n$), se agrega la ecuación:

$$P = B_{n+1}/B_1$$

Esta, y la primera serie de ecuaciones, son iguales a la del modelo original de reducción de stock. La segunda ecuación (de biomasa) es la ecuación con regazo de Deriso. Debido a que el modelo de reducción de stock requiere que la B_2 sea sólo función de la B_1 , pero la ecuación de biomasa con regazo indica que B_2 es una función de B_1 y B_0 , en esta modificación del modelo se redefine B_2 de modo que:

$$B_2 = B_1 * s_1 * (1+\rho - \rho * s_0) * R_2 \quad \text{sólo para } i=2$$

El reclutamiento variable puede ser incorporado en el modelo de dos modos, el primero supone una relación stock-reclutamiento de la forma:

$$R_2 = R_1 * (B_{1-k}/B_2)^r \quad i > k$$

donde R_1 es el reclutamiento esperado para el tamaño de stock B , r es una constante que describe la fuerza de la relación stock-reclutamiento, y k es la edad al reclutamiento. El segundo modelo posible supone que existen índices (p_i) que indican la fuerza relativa del reclutamiento anual. Estos índices podrían estar disponibles de otras fuentes:

$$R_i = R_{\max} * p_i$$

donde R_{\max} es el reclutamiento máximo, y p_i es una constante. Esta función supone que el reclutamiento es proporcional al máximo, y no supone ninguna función especial de stock-reclutamiento.

Es posible estimar las capturas óptimas suponiendo condiciones de equilibrio.

Datos requeridos: Este modelo permite estimar la biomasa y la captura en condiciones de equilibrio, y requiere datos de captura y mortalidad natural.

SopORTE estadístico: El análisis de reducción de stock utiliza soluciones de un sistema de ecuaciones no lineales simultáneas. En el momento en que este modelo fue presentado, el contraste entre otros métodos de evaluación de stock y este era el método de ajuste. Para este modelo se utiliza un programa iterativo, que no garantiza la obtención de un error mínimo global. Los autores proponen el uso de una subrutina, diseñada para encontrar iterativamente soluciones a un sistema con m ecuaciones no lineales, y n incógnitas. Como en este caso, existen $(2n + 1)$ ecuaciones y $(2n + 3)$ parámetros a ser estimados. Dado el número de parámetros que necesitan ser estimados, en base a sólo datos de captura, es absolutamente necesario contar con información auxiliar

(mortalidad, biomasa virgen), y fijar dos variables ($B_1, R, P, F_1, \dots, F_n$). Se supone que todos los otros parámetros del modelo son constantes: M, ρ, r, p_i , y deben ser estimados previamente a la aplicación del modelo.

Supuestos centrales: El modelo supone que el crecimiento de los individuos sigue la ecuación de peso de Brody, y que el reclutamiento a la pesquería no es gradual. Además, el modelo supone que la mortalidad natural, el coeficiente de crecimiento de Brody, y los parámetros de la relación stock-reclutamiento son constantes. El modelo también supone que al comienzo de la recolección de datos de captura, el stock era virgen y estaba en condiciones de equilibrio. Por último, el supuesto base es que la reducción del stock es debida a la explotación pesquera.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Los autores discuten que los supuestos sobre mortalidad, y crecimiento constante no implicarían mayores problemas. Sin embargo, si el crecimiento no fuera descrito por la función de Brody, podrían producirse errores en las estimaciones de biomasa, fundamentalmente cuando el crecimiento fuera sobreestimado. Subestimaciones en el crecimiento no presentarían mayores problemas. Sin duda, la violación al supuesto de que los parámetros de la función stock-reclutamiento son constantes, presenta un grave problema. Según los autores, este modelo no debería ser aplicado si el reclutamiento está regido por factores exógenos y variables.

Principales fuentes de error: Los autores recomiendan no utilizar el modelo si no se dispone

de la biomasa virgen. El modelo requiere de la estimación independiente de mortalidad natural, crecimiento individual, y los parámetros de la relación stock-reclutamiento. Según los autores, errores en el estimador de mortalidad natural no implicarían mayores errores en la estimación de la abundancia del stock. Es más, se sugiere el uso de estimaciones de mortalidad natural para especies semejantes, cuando no se cuente con ese dato para la especie estudiada. Igualmente, los autores consideran que el modelo es robusto a errores en las estimaciones de los parámetros de la función de crecimiento individual. Los autores consideran que cuando el crecimiento es subestimado, el componente subestimado del crecimiento es englobado en el reclutamiento, como ocurría en los modelos sin regazo. Sin embargo, los riesgos de sobreestimación del crecimiento no muestran un patrón claro, y son más serios.

Ventajas y desventajas: Las mayores ventajas de este modelo son los datos requeridos (sólo captura), y la incorporación de realismo biológico (regazo) al modelo de biomasa. La mayor desventaja es que requiere de la estimación de una gran cantidad de parámetros, y de datos adicionales, no siempre disponibles (entre ellos mortalidad natural, crecimiento individual, y una relación stock-reclutamiento). De estos datos adicionales, el más difícil de resolver es el que describe la relación stock-reclutamiento. En general, se hipotetiza un valor para los parámetros de esta relación, ya que raramente están disponibles.

Otra de las ventajas del modelo es que todos los parámetros son intuitivamente entendibles, y que puede utilizar información auxiliar fácilmente.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado a la pesquería de percas del Golfo de Alaska. Esta pesquería cuenta con una serie de datos corta (15 años) y sólo datos de captura. Los datos, sin embargo, presentan un gran contraste.

La especie y pesquería estudiadas presentan semejanzas y diferencias con las especies bentónicas explotadas en Chile. La semejanza, es que en todos los casos se trata de especies de vida larga, y de allí la ventaja de incorporar el regazo en el modelo. Esta especie presenta vida larga (hasta 24 años en la pesquería), crecimiento lento, fecundidad relativamente baja, y por lo tanto se espera una buena relación stock-reclutamiento. La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Las mayores diferencias radican en la relación stock-reclutamiento (que en las especies explotadas en Chile se desconoce, pero se sabe que el reclutamiento depende de factores exógenos), y en la movilidad de las especies.

Las pesquerías artesanales de recursos bentónicos de Chile cuentan con datos pesqueros limitados, por lo que el modelo de reducción de stock ofrece una alternativa para realizar evaluaciones de stock. Sin embargo, el modelo con regazo requiere de información biológica suplementaria difícilmente disponible en Chile. El mayor problema para la aplicación de este modelo, es que supone que al comienzo de la explotación pesquera (serie de tiempo), el stock estaba en estado virgen. Este supuesto sería muy difícil de cumplir en los recursos de fondos duros de Chile, excepto para el

loco luego de varios años de veda. El supuesto de equilibrio, al igual que para muchos otros modelos, es sumamente problemático. Por último, sería muy difícil de acceder a una relación stock-reclutamiento, no afectada por agentes exógenos para especies con vida plantónica larga.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.640.000 pesos. Los autores hacen el modelo disponible, por lo que se redujo el costo de modelaje (sólo se consideró tiempo de adaptación del modelo). El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de

biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MÉT. INDIRECTOS / ANÁLISIS DE REDUCCIÓN DE STOCK

Breen, P. 1986. Management of the British Columbia fishery for Northern abalone (*Haliotis kamtschatkana*).

En: G. Jamieson y N. Bourne (eds). Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 92: 300-312.

Clasificación: PS, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Breen describe el comportamiento de un stock de abulones explotados, utilizando el modelo de reducción de stock de Kimura y Tagart (1982).

A través del modelo de Kimura y Tagart (1982) es posible estimar el tamaño del stock original, utilizando (1) la proporción en que el stock disminuyó, (2) las capturas, y (3) realizando varios supuestos sobre mortalidad natural, reclutamiento, y crecimiento. El método permite estimar la biomasa del stock al tiempo i , la mortalidad por pesca, y el reclutamiento, manteniendo constantes la mortalidad natural, la biomasa al tiempo cero, y la proporción de la reducción del stock. El reclutamiento puede ser establecido como la biomasa de reemplazo, lo cual facilita el proceso de estimación.

Kimura y Tagart presentan un método en el cual se usan n datos de captura anual, para obtener soluciones para las n ecuaciones de la forma:

$$B_i = B_{i-1} * \exp(-F_{i-1} - M) + R$$

donde B_i es la biomasa al comienzo del año i , F_i es la tasa instantánea de mortalidad por pesca en el año i , M es la tasa instantánea de mortalidad natural (generalmente se supone constante), y R es la biomasa constante de reclutamiento. Es posible obtener soluciones simultáneas para F_i y R ,

mientras se mantienen constantes M , B_0 , y P , donde P (cambio en la biomasa) es igual a:

$$P = B_{n+1} / B_1$$

Como P , M , y B_0 pueden variar, hay muchas soluciones posibles al grupo de n ecuaciones simultáneas. Kimura y Tagart sugieren que como primera aproximación, se puede calcular la biomasa de reemplazo para valores dados de M y B_0 :

$$R_R = B_0 * (1 - \exp(-M))$$

y luego elegir una solución en la cual el reclutamiento esperado iguale al valor de reemplazo. Por este método, el reclutamiento engloba la biomasa nueva que se incorpora al stock (crecimiento y reclutamiento).

Datos requeridos: Los datos requeridos son estimaciones de la reducción del stock desde el comienzo de la pesquería, una estimación de la tasa de mortalidad natural, y registros de captura. El modelo se comporta mejor cuando se cuenta con información adicional. En este análisis, se aplicó el modelo a 8 años de datos de captura de abulones. La tasa de mortalidad natural fue estimada a través de datos de distribución de frecuencia de tallas. Se usó información de crecimiento de experiencias de marcado y recaptura. Se utilizó un rango de tasas de mortalidad natural, y de tasas de cambio de la biomasa.

Soporte estadístico: El análisis de reducción de stock utiliza soluciones de un sistema de ecuaciones simultáneas no lineales. Para este modelo se utiliza un programa iterativo, que no garantiza la obtención de un error mínimo global.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo son: (1) la población esta en equilibrio, (2) la mortalidad natural es constante, (3) al comienzo de la explotación pesquera el stock estaba en equilibrio, y en estado virgen, y (4) la reducción del stock se debe a la explotación pesquera.

Respuesta a violaciones de los supuestos: La violación al supuesto de equilibrio produce sobreestimaciones, o subestimaciones de los parámetros del modelo, dependiendo de los datos disponibles.

Principales fuentes de error: Breen considera que no se obtuvieron parámetros realistas (F_i y R). Según el autor, es imposible que haya habido tasas de explotación tan altas como las estimadas, y atribuye el error al supuesto de reclutamiento. Según el autor, el reclutamiento habría sido más bajo que el estimado, y menor aún que el de nivel de reemplazo. Por lo tanto, la disminución del stock podría no haberse debido exclusivamente al efecto de pesca sobre el stock explotable. Indirectamente, la pesca podría haber afectado el reclutamiento (por reducción de la distancia mínima necesaria para la fecundación en esta especie).

Ventajas y desventajas: Las principales ventajas del modelo de reducción de stock es que es un método simple, que no requiere datos de edad ni de

esfuerzo, y que es suficientemente flexible como para incorporar información adicional.

La principal desventaja del modelo es que supone reclutamiento constante, y que no incorpora el crecimiento en forma explícita.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado a las capturas de abulones. Esta especie tiene vida larga, crecimiento relativamente lento, larvas planctónicas, y distribución agregada.

La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile también presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los recursos es agregada.

Las pesquerías artesanales de recursos bentónicos de Chile cuentan con datos pesqueros limitados, por lo que el modelo de reducción de stock ofrece una alternativa para realizar evaluaciones de stock. Sólo se requiere de estimaciones independientes de parámetros biológicos. El mayor problema para la aplicación de este modelo, es que supone que al comienzo de la explotación pesquera (serie de tiempo) el stock estaba en estado virgen. Este supuesto sería muy difícil de cumplir en los recursos de fondos duros de Chile, excepto para el loco luego de varios años de veda. La no incorporación de regazo en este modelo presenta un problema para especies de vida larga. El supuesto de equilibrio, al igual que para muchos otros modelos, es sumamente problemático.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

En el análisis de la pesquería del abulón se encontró el siguiente patrón: el reclutamiento alcanza niveles de reemplazo cuando la mortalidad natural disminuye, la proporción en la reducción del stock aumenta, o la biomasa inicial disminuye. La abundancia del stock de abulones fue además estimada por otro cuatro métodos: (1) cambios en CPUE (captura por buzo, indica una declinación del stock del 7 %); (2) comparaciones de densidades a través de muestreos (declinación del stock del 62%); (3) cambios en la estructura de la población (57%), y (4) estimación directa de densidad con datos anecdóticos (72%).

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.640.000 pesos. Los autores hacen el modelo disponible, por lo que se redujo el costo de modelaje (se consideró sólo tiempo de adaptación del modelo). El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MÉT. INDIRECTOS / ANÁLISIS DE REDUCCIÓN DE STOCK

Jeréz, G. 1990. Inves captura total permisible recurso loco 1989. Evaluación de stock recurso loco 1989-1990. Instituto de Fomento Pesquero - Chile.

Clasificación: PR, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: En este trabajo se establecieron dos métodos potenciales para la evaluación de stocks de locos en la X Región, y se estimó la abundancia del recurso. Se utilizó un modelo de reducción de stock (Kimura et al. 1984) en 12 áreas de estudio.

El modelo no es detallado en el trabajo, y por lo tanto aquí se desarrolla en base a Kimura et al. (1984). El modelo de Kimura y sus modificaciones son modelos de biomasa, que usan ecuaciones de captura y datos de capturas anuales en peso, y simula la biomasa del stock. Dada una serie de datos de n años de datos de captura, el modelo original contiene n+1 ecuaciones y n+4 incógnitas. Por lo tanto, las ecuaciones no tienen una única solución sino se imponen ciertos límites.

Este modelo modificado, al igual que el original, utiliza una secuencia de ecuaciones de captura, sólo que se incorpora el regazo a una de las ecuaciones. Estas ecuaciones introducen regazo en el crecimiento, corrigiendo el problema del modelo anterior que englobaba crecimiento y reclutamiento. Al igual en el trabajo de Kimura y Tagart (1982), se utiliza una secuencia de $i=1, \dots, n$ ecuaciones de captura:

$$C_i = B_i * F_i * (1-s_i) / (Z_i)$$

donde B_i es la biomasa al comienzo del año i , F_i es la tasa instantánea de mortalidad por pesca en el año i , y $(1-s_i)$ es la tasa instantánea de mortalidad

natural (generalmente se supone constante). La B_i esta dada por la supervivencia en años sucesivos, más el crecimiento, más el reclutamiento:

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

para $2 \leq i \leq n-1$

A este grupo de ecuaciones de captura, y de biomasa para n años (2n), se agrega la ecuación:

$$P = B_{n+1} / B_1$$

Esta, y la primera serie de ecuaciones, son iguales a la del modelo original de reducción de stock. La segunda ecuación (de biomasa) es la ecuación con regazo de Deriso. Debido a que el modelo de reducción requiere que la B_2 sea sólo función de la B_1 , pero la ecuación de biomasa con regazo indica que B_2 es una función de B_1 y B_0 , en esta modificación del modelo se redefine B_2 de modo que:

$$B_2 = B_1 * s_1 * (1+\rho - \rho * s_0) * R_2 \text{ sólo para } i=2$$

El modelo supone que al comienzo de la serie de tiempo, el stock estaba en estado virgen y en equilibrio.

La función de reclutamiento incorporada fue:

$$R = S e^{(a-bS)}$$

Datos requeridos: Se requiere sólo una serie de tiempo de capturas desde el comienzo de la pesquería, estimaciones de mortalidad natural, crecimiento, edad promedio de reclutamiento a la pesquería, y estimaciones (o supuestos) de biomasa de al menos dos años, para poder resolver la serie de ecuaciones de captura. Los datos de captura utilizados provienen de 6 puertos de la X Región.

El registro de información es diario, y consiste de número de locos por embarcación, discriminados por área de extracción. Se cuenta con datos de talla. Se considera la biomasa inicial aquella estimada para 1984. Los parámetros de crecimiento se obtuvieron de otros estudios realizados en la zona. No se discute sobre la fuente de los restantes datos requeridos.

Soporte estadístico: Se estimaron los siete parámetros del modelo por área de extracción. Estos parámetros son: tasa instantánea de mortalidad natural, coeficiente de peso de Brody, razón entre el peso medio de un individuo pre-recluta y recluta, biomasa virgen, tasa instantánea de mortalidad por pesca, un parámetro de reclutamiento, y edad a la cual se produce el reclutamiento. Se utilizó una modificación del programa original para la estimación de estos parámetros.

El programa original de Kimura (que se hace disponible) utiliza soluciones de un sistema de ecuaciones no lineales simultáneas. Se utiliza un programa iterativo.

Supuestos centrales: El modelo supone que (1) el método se aplica a una unidad de stock; (2) la mortalidad natural es constante; y (3) la relación stock-reclutamiento es constante. Jeréz no discute los restantes supuestos del modelo (el crecimiento de los individuos sigue la ecuación de peso de Brody, el reclutamiento a la pesquería no es gradual, y la reducción del stock es debida a la explotación pesquera).

Respuesta a violaciones de los supuestos: La aplicación del modelo de reducción de stock

requiere el supuesto de unidad de stock. En este caso, cada área de extracción fue utilizada como unidad de stock. No existen evidencias para sostener que un área de pesca sea un stock, considerando la dispersión larval. Si el supuesto de unidad de stock no se cumple, la reconstrucción de abundancia del stock no se debe necesariamente a la reducción del stock debido a explotación, sino a otros procesos (emigración/inmigración).

El autor considera que no existirían violaciones a los supuestos asociados al crecimiento individual. No se discuten los restantes supuestos.

Principales fuentes de error: Probablemente, una fuente de error puede ser introducida por estimaciones utilizadas de la biomasa inicial, pero la principal fuente de error podría ser el uso de subunidades abiertas como unidades de stock.

Errores en la estimación de mortalidad natural no afectan mayormente las estimaciones, pero este aspecto no fue explorado en este trabajo.

Ventajas y desventajas: La mayor ventaja de los modelos de reducción de stock es la simplicidad en el requerimiento de datos. La mayor desventaja es el gran número de parámetros que deben ser estimados.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado al loco. El área de estudio fue el sur de Chile (X Región).

El loco, y la mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga.

Las pesquerías artesanales de recursos bentónicos de Chile cuentan con datos pesqueros limitados, por lo que el modelo de reducción de stock ofrece una alternativa para realizar evaluaciones de stock. Sin embargo, el modelo con regazo requiere de información biológica suplementaria difícilmente disponible en Chile. El mayor problema para la aplicación de este modelo, es que supone que al comienzo de la explotación pesquera (serie de tiempo), el stock estaba en estado virgen. Este supuesto sería muy difícil de cumplir en los recursos de fondos duros de Chile, excepto para el loco luego de varios años de veda. El supuesto de equilibrio, al igual que para muchos otros modelos, es sumamente problemático. Por último, sería muy difícil de acceder a una relación stock-reclutamiento, no afectada por agentes exógenos para especies con vida plantónica larga.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: en este trabajo se presenta también un análisis de poblaciones virtuales, para la misma base de datos. Se presentan otros trabajos del mismo autor sobre este método.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.640.000 pesos. Los autores hacen el modelo disponible, por lo que se redujo el costo de modelaje (sólo se consideró tiempo de adaptación). El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación. El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MÉT. INDIRECTOS / ANÁLISIS DE REDUCCIÓN DE STOCK

Jeréz, G. y C. Potocnjak. 1993. Areas de manejo y explotación de recursos bentónicos: una alternativa de desarrollo, experiencia del IFOP en la IV Región. Reunión Areas de Manejo y Explotación, pp. 51-76.

Clasificación: PS, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Se presentan los resultados de la evaluación de abundancia de locos en la IV Región, utilizando el método de análisis de reducción de stock de Kimura y Tagart (1982). No se hacen observaciones sobre modificaciones a este modelo, y se presenta sólo la ecuación para la estimación de la biomasa al tiempo i . En esta ficha se presenta el modelo completo, según el trabajo original de Kimura y Tagart.

Kimura y Tagart proponen un modelo que con n datos de captura anual, y una estimación de la tasa instantánea de mortalidad natural, permite estimar la biomasa al tiempo i , la relación entre la biomasa inicial y la final (debido a las capturas), y el reclutamiento. Si se dispone de datos adicionales, estos se pueden incorporar al modelo. El modelo se basa en una serie de ecuaciones de captura:

$$C_i = B_i * F_i * (1 - \exp(-F_i + M)) / (F_i + M)$$

donde B_i es la biomasa al comienzo del año i , F_i es la tasa instantánea de mortalidad por pesca en el año i , y M es la tasa instantánea de mortalidad natural (generalmente se supone constante). La B_i esta dada por la supervivencia en años sucesivos más el reclutamiento:

$$B_i = B_{i-1} * \exp(-F_{i-1} - M) + R \quad \text{para } i > 1$$

A este grupo de ecuaciones de captura, y de biomasa para n años ($2n$), se agrega la ecuación:

$$P = B_{n+1} / B_1$$

la cual describe el cambio relativo en la biomasa de la población causada por n años de captura. En base al grupo de ecuaciones de captura, y a las del cambio de biomasa, se obtienen $n+1$ ecuaciones no lineales, y $n+4$ incógnitas: M , B_1 , P , R , y F_1, \dots, F_n . No existe una única solución a este grupo de ecuaciones.

Una vez que se encuentre una solución aceptable a las ecuaciones de captura, se dispone de estimaciones de F_1, \dots, F_n para el cálculo de la tasa de captura:

$$CPUE_i = F_i * (1 - \exp(-F_i + M)) / (F_i + M)$$

La aplicación de información adicional, como la línea de reclutamiento esperado, es muy útil en la estimación de los parámetros del modelo.

Datos requeridos: Los autores no presentan información sobre la base de datos utilizada. El modelo base de Kimura y Tagart requiere i años de datos de captura, y una estimación de la tasa instantánea de mortalidad natural. El modelo se comporta mejor cuando se cuenta con información adicional (B_1). En base a los gráficos presentados, es probable que los autores hayan utilizado la biomasa antes de la apertura de la veda de 1993 como la biomasa virgen.

Soporte estadístico: No existe una única solución al grupo de ecuaciones de captura y cambio de biomasa, y la estrategia propuesta por los autores para resolver este problema, es fijar M , B_1 , y P , y

entonces resolver R, F_1, \dots, F_n . En general, M se supone conocido (de datos adicionales), pero también se puede repetir el análisis para diferentes valores de M . Los autores sugieren que es muy útil un plot de B_1 vs reclutamiento para un valor dado de P . Los autores desarrollaron un programa (ZSYSTEM) que resuelve las ecuaciones del modelo de reducción de stock, buscando iterativamente soluciones al sistema de m ecuaciones no lineales simultáneas. No se especifica si el programa utilizado es el que hacen disponible Kimura y Tagart.

Supuestos centrales: Los supuestos centrales de este modelo son que la población está en equilibrio, y que la mortalidad natural es constante. Se supone además que al comienzo de la explotación pesquera el stock estaba en equilibrio, y en estado virgen. Además, se supone que la reducción del stock se debe a la explotación pesquera.

Principales fuentes de error: Una fuente de error de este modelo, como otros que suponen condiciones de equilibrio, es que no incorpora el efecto de retrasos en el crecimiento, reproducción, mortalidad, y otros factores densidad-dependientes. No se discute la base de datos utilizada, como tampoco los errores que podrían existir en las estimaciones presentadas. Los autores no recomiendan el uso de este modelo cuando no se conoce la biomasa virgen. El supuesto aparente en el uso de este modelo para los datos del loco, es que la biomasa antes de la apertura de la veda podría considerarse virgen. Existen evidencias de que esto raramente ha ocurrido, debido al tiempo de recuperación necesario para los stocks explotados, y al aparente incumplimiento de la veda en base a

los indicadores de abundancia (Castilla et al. 1996).

Respuesta a violaciones de los supuestos: Uno de los problemas de este modelo, es que supone reclutamiento constante. Sin embargo, los autores indican que en base a los resultados que obtuvieron, aún un modelo con reclutamiento constante puede ser adecuado para explicar los patrones de abundancia observados. Además, otros modelos de reclutamiento podrían ser incorporados al modelo, sobre todo aquellos que requieran un sólo parámetro adicional.

Ventajas y desventajas: Las principales ventajas del modelo de reducción de stock es que es un método simple, que no requiere datos de edad ni de esfuerzo, y que es suficientemente flexible como para incorporar información adicional.

La principal desventaja del modelo es que supone reclutamiento constante, y que no incorpora el crecimiento en forma explícita.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado al loco en tres caletas en la zona de Chile central, sobre una base de 9 años de datos de captura.

El loco, y las otras especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los recursos es agregada.

Las pesquerías artesanales de recursos bentónicos de Chile cuentan con datos pesqueros limitados, por lo que el modelo de reducción de stock ofrece una alternativa para realizar evaluaciones de stock. Sólo se requiere de estimaciones independientes de parámetros biológicos. El mayor problema para la aplicación de este modelo, es que supone que al comienzo de la explotación pesquera (serie de tiempo) el stock estaba en estado virgen. Este supuesto sería muy difícil de cumplir en los recursos de fondos duros de Chile, excepto para el loco luego de varios años de veda. La no incorporación de regazo en este modelo presenta un problema para especies de vida larga. El supuesto de equilibrio, al igual que para muchos otros modelos, es sumamente problemático.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.640.000 pesos. Los autores hacen el modelo disponible, por lo que se redujo el costo de modelaje (sólo se consideró tiempo de adaptación del modelo). El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

MÉT. INDIRECTOS / ANALISIS DE REDUCCION DE STOCK

Prince, J. y S. Guzmán del Proo. 1993. A stock reduction analysis of the Mexican abalone (*Haliotis*) fishery. Fish. Res. 16: 25-49.

Clasificación: PR, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Este trabajo consiste en la aplicación del modelo de reducción de stock a datos de la pesquería de abulones de Baja California (Méjico). Los autores refieren al lector a los trabajos de Kimura y Tagart (1982), y Kimura et al. (1984) para una descripción del modelo. No se realizó ninguna modificación del modelo para las condiciones particulares de esta pesquería o de la especie. El modelo de Kimura y sus modificaciones son modelos de biomasa, que usan ecuaciones de captura y datos de capturas anuales en peso. Dada una serie de datos de n años de captura, el modelo original contiene n+1 ecuaciones y n+4 incógnitas. Por lo tanto, las ecuaciones no tienen una única solución sino se imponen ciertos límites.

El modelo modificado, al igual que el original, utiliza una secuencia de ecuaciones de captura, sólo que se incorpora el regazo a una de las ecuaciones. Estas ecuaciones introducen regazo en el crecimiento, corrigiendo el problema del modelo anterior, que englobaba crecimiento y reclutamiento. Al igual en el trabajo de Kimura y Tagart (1982) se utiliza una secuencia de 1, ..., n ecuaciones de captura:

$$C_i = B_i * F_i * (1-s_i)/(Z_i)$$

donde B_i es la biomasa al comienzo del año i, F_i es la tasa instantánea de mortalidad por pesca en el año i, y F_i es la tasa instantánea de mortalidad

natural (generalmente se supone constante). La B_i esta dada por la supervivencia en años sucesivos, más el crecimiento, más el reclutamiento:

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

$$\text{para } 2 \leq i \leq n-1$$

A este grupo de ecuaciones de captura, y de biomasa para n años (2n), se agrega la ecuación:

$$P = B_{n+1}/B_1$$

Esta y la primera serie de ecuaciones son iguales a la del modelo original de reducción de stock. La segunda ecuación (de biomasa) es la ecuación con regazo de Deriso. Debido a que el modelo de reducción requiere que la B_2 sea sólo función de la B_1 , pero la ecuación de biomasa con regazo indica que B_2 es una función de B_1 y B_0 , en esta modificación del modelo se redefine B_2 de modo que:

$$B_2 = B_1 * s_1 * (1+\rho-\rho*s_0) * R_2 \text{ sólo para } i=2$$

El modelo supone que al comienzo de la serie de tiempo, el stock estaba en estado virgen y en equilibrio.

La función de reclutamiento incorporada fue:

$$R = Se^{(a-bS)}$$

Datos requeridos: Se requiere sólo una serie de tiempo de capturas desde el comienzo de la pesquería, estimaciones de mortalidad natural, crecimiento, edad promedio de reclutamiento a la pesquería, y estimaciones (o supuestos) de biomasa de al menos dos años para poder resolver la serie de ecuaciones de captura. Para este estudio se utilizaron datos de dos stocks de abulones, desde el

comienzo de su explotación a mediados de la década del 50. En una localidad se explotan dos especies conjuntamente, y ambas fueron utilizadas como un stock. En el segundo lugar, y a pesar de que las mismas especies son explotadas, se supuso que el stock estaba compuesto por sólo una de ellas, por su predominancia en las capturas (90%). Se utilizan dos estimaciones de biomasa para estas zonas, realizadas por métodos directos. Se disponen de datos adicionales de crecimiento, y de mortalidad natural (por descomposición de datos de distribución de frecuencia de tallas).

Soporte estadístico: El análisis de reducción de stock utiliza soluciones de un sistema de ecuaciones simultáneas no lineales. Se utiliza un programa iterativo que los autores hacen disponible.

Supuestos centrales: El modelo supone que (1) al comienzo de la serie de tiempo la biomasa era virgen y estaba en condiciones de equilibrio, (2) el crecimiento de los individuos sigue la ecuación de peso de Brody, (3) el reclutamiento a la pesquería no es gradual, (4) la mortalidad natural, el coeficiente de crecimiento de Brody, y los parámetros de la relación stock-reclutamiento son constantes, y (5) la reducción del stock es debida a la explotación pesquera.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Si el supuesto de que al comienzo de la serie de datos la biomasa era virgen no se cumple (o no estaba en condiciones de equilibrio), se obtienen estimaciones erróneas de biomasa (subestimaciones), y de la productividad del stock. La violación a los supuestos de crecimiento y

mortalidad constante no presentan mayores problemas, y el último supuesto (la reducción del stock es debida a la explotación pesquera) se cumple generalmente para poblaciones explotadas.

Uno de los problemas que impiden el uso de este modelo, es la violación al supuesto de que los parámetros de la relación stock-reclutamiento son constantes. Este es un problema frecuente, ya que el reclutamiento está afectado por una gran cantidad de factores ambientales.

Principales fuentes de error: Los autores consideran que las estimaciones obtenidas no serían realistas, ya que se obtiene una productividad de los stocks muy baja. Esto no se debe a errores en la tasa de mortalidad estimada, ya que esto fue evaluado. Sin embargo, podría deberse a que las tasas de crecimiento y mortalidad se suponen fijas a lo largo de la historia de explotación, y es probable que estos parámetros sean denso-dependientes. Además, existen evidencias de que la tasa de mortalidad de los abulones es más baja para individuos más viejos. Así, la tasa de mortalidad para un stock virgen sería menor que para un stock explotado, adonde se remueven los individuos más viejos. Consecuentemente, el parámetro de crecimiento también variará, ya que este depende del largo infinito. Sin embargo, al analizar el efecto de estos factores en las estimaciones no se obtuvieron grandes diferencias. Probablemente, el mayor error puede ser introducido por estimaciones erróneas de la biomasa inicial.

Ventajas y desventajas: La mayor ventaja de los modelos de reducción de stock es la simplicidad del requerimiento de datos. La mayor desventaja es el

gran número de parámetros que deben ser estimados.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado a dos stocks de abulones de Baja California. Estas especies son comparables a los gastrópodos explotados de Chile, y semejantes en cuanto a historia de vida, y distribución espacial, a otros recursos bentónicos de fondos duros. Estas especies son de vida larga, larva planctónica, y muestran distribución agregada. En una de las localidades estudiadas, estas especies de abulones son explotadas conjuntamente, y las capturas son reportadas en forma global, como ocurre con las lapas en Chile. Se dispone de una serie de datos de tiempo de captura para esta pesquería, y de información adicional para alimentar el modelo. Esta información (ej. crecimiento individual) también está disponible para recursos bentónicos chilenos. Sin embargo, la relación stock-reclutamiento determinada para los abulones no estaría disponible para las especies bentónicas explotadas en Chile.

La mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga.

Las pesquerías artesanales de recursos bentónicos de Chile cuentan con datos pesqueros limitados, por lo que el modelo de reducción de stock ofrece una alternativa para realizar evaluaciones de stock. Sin embargo, el modelo con regazo requiere de información biológica suplementaria difícilmente disponible en Chile. El mayor problema para la aplicación de este modelo, es que supone que al

comienzo de la explotación pesquera (serie de tiempo), el stock estaba en estado virgen. Este supuesto sería muy difícil de cumplir en los recursos de fondos duros de Chile, excepto para el loco luego de varios años de veda. El supuesto de equilibrio, al igual que para muchos otros modelos, es sumamente problemático. Por último, sería muy difícil de acceder a una relación stock-reclutamiento, no afectada por agentes exógenos para especies con vida planctónica larga.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: En este trabajo también se aplica un modelo de stock reclutamiento. Este modelo no se presenta en la sección stock-reclutamiento porque no se provee una descripción detallada del mismo.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el

ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.640.000 pesos. Los autores hacen el modelo disponible, por lo que se redujo el costo de modelaje (sólo se consideró tiempo de adaptación del modelo). El agregado de otros sitios de desembarque sumaría costos marginales a esta estimación.

El costo de ingreso de datos de captura y esfuerzo se calculó constante para todos los modelos de biomasa, dado que el requerimiento de datos es semejante (240.000 pesos).

c.3.4. Modelos de Depleción de Stock

Los métodos de depleción de stock han tenido gran difusión en pesquerías de invertebrados por ser sustancialmente mas económicos y efectivos que otros métodos. A través de estos modelos, es posible examinar como la remoción de una cantidad medible de peces (o invertebrados) afecta la abundancia relativa (CPUE) del stock remanente. El caso mas simple considera un stock cerrado, en el que no ocurre reclutamiento ni mortalidad natural durante el período de estudio. Bajo estos supuestos, y en base a la captura (o esfuerzo acumulado) durante ese período, es posible estimar la abundancia inicial del stock explotado. Debido al bajo requerimiento de datos, estos modelos han sido aplicados a la pesquería del loco en Chile.

MÉT. INDIRECTOS / MODELOS DE DEPLECIÓN DE STOCK

Geaghan, J. y J.C. Castilla. 1986. Use of catch and effort data for parameter estimates for the loco (*Concholepas concholepas*) fishery of Central Chile. En: G. Jamieson y N. Bourne (eds). Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 92: 168-174.

Clasificación: Da/DI, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Se aplican tres modelos de depleción, con el objetivo de estimar parámetros poblacionales de locos con datos pesqueros limitados. Los modelos de depleción analizan como el índice de abundancia poblacional (ej. CPUE), varía en respuesta a la remoción de individuos.

Todos los modelos utilizados derivan del modelo general:

$$N_{t+1} = N_t e^{-f_t - m} + R$$

donde N_{t+1} y N_t son el número de individuos en la pesquería al tiempo $t-1$, y t respectivamente, f_t es el esfuerzo al tiempo t , q es el coeficiente de capturabilidad, M es la mortalidad natural, y R el reclutamiento.

Geaghan y Castilla utilizan el modelo de Leslie, el de DeLury, y una modificación del modelo de DeLury. El modelo de DeLury está dado por:

$$\ln(C/f)_t = \ln(C/f)_0 - qE_t$$

y describe la relación entre la captura por unidad de esfuerzo y el esfuerzo acumulativo E . Este modelo se deriva de la primer ecuación, suponiendo que la mortalidad M y el reclutamiento R son negligibles.

El modelo de Leslie es semejante, y está dado por:

$$(C/f)_t = (C/f)_0 - qK_t$$

donde K es la captura acumulada.

En el modelo de Leslie, la abundancia puede ser medida de cualquier modo, dependiente o no de la pesca. En el modelo de DeLury el índice de abundancia debe ser CPUE, medido en períodos cortos de tiempo. Ambos modelos son semejantes, excepto en el punto ya mencionado, y se pueden ajustar por regresiones lineales.

Se presenta además una modificación del modelo de DeLury. Este es un modelo de tres parámetros, que no requiere estimaciones independientes de mortalidad natural. Se realiza una extensión del modelo original, para evitar los supuestos de que no hay reclutamiento o mortalidad natural durante el período de estudio (se utilizó una serie larga de tiempo):

$$(C/f)_t = (C/f)_0 - q \sum_{i=0}^{t-1} C_{i-m} \sum_{i=0}^{t-1} C/f_i + qr(t-1)$$

m y r indican tasas diarias de mortalidad natural y reclutamiento. Este modelo utiliza tiempo como una variable.

Datos requeridos: Se disponen únicamente de nueve meses de datos de captura y esfuerzo (en embarcaciones por día), para una caleta de Chile Central.

Soporte estadístico: Se utilizaron regresiones lineales para ajustar los modelos. Todas las regresiones fueron ponderadas por el esfuerzo

diario, en el cálculo de la variable dependiente C/f . También se utilizaron ajustes no lineales, y en todos los casos se utilizó el programa SAS.

Supuestos centrales: Los supuestos de los modelos de Leslie y DeLury son:

(1) la población es cerrada (sin reclutamiento, o mortalidad natural durante el período de depleción). Para la modificación de DeLury este supuesto no es necesario.

(2) el índice de abundancia está proporcionalmente relacionado a la abundancia absoluta por el coeficiente de capturabilidad.

Para este modelo modificado de DeLury se supone además, que durante el período de estudio, el coeficiente de capturabilidad, la mortalidad natural, y el reclutamiento son constantes.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Los modelos de Leslie y DeLury no son apropiados para un estudio a largo plazo, ya que se espera que exista reclutamiento y mortalidad natural. Simplemente, cuando estos supuestos no se cumplen, el número de individuos en el tiempo t no será igual al número de individuos en el tiempo $(t-1)$, más la captura acumulada durante este período. El uso de este modelo es generalmente limitado para stocks agregados, debido al supuesto de que el CPUE es proporcional al tamaño del stock. Si dicha proporcionalidad no se cumple, la estimación de la abundancia en base al coeficiente de capturabilidad estimado será errónea. Según Geaghan y Castilla, en este caso el CPUE sería un buen indicador de abundancia, porque (1) los buzos retornan seguido a los mismos bancos, y (2) la tasa de explotación es muy alta.

Principales fuentes de error: El modelo modificado, que sería el único apropiado dado que el estudio comprendió nueve meses (hubo reclutamiento y mortalidad natural), tuvo dificultades para estimar q y r (subestimaciones). Según los autores, las fallas se debieron a que existe correlación y dependencia lineal entre las variables utilizadas.

Ventajas y desventajas: Las ventajas de este modelo es que no requiere gran cantidad de información pesquera para su aplicación. La desventaja es que reconstruye la historia pasada.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Estos modelos fueron aplicados al loco, en Chile Central. Los datos provienen de Caleta Quintay, donde se comenzó una recolección intensiva de datos de captura y esfuerzo en 1983.

El loco, y la mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los recursos es agregada. Esto produce problemas en el uso del CPUE como indicador de abundancia. Este es un problema grave para la aplicación de los modelos de depleción.

Las pesquerías artesanales de recursos bentónicos de Chile cuentan con datos pesqueros limitados, por lo que el modelo de depleción de stock ofrece una alternativa para realizar evaluaciones de stock. El mayor problema para la aplicación de este

modelo, es que requiere que la explotación ocurra en un período muy restringido, o en su defecto, es necesario conocer la mortalidad, y el reclutamiento.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías. La existencias de aperturas de vedas muy restringidas permitirían la aplicación del modelo de DeLury.

Observaciones: Un modelo semejante fue aplicado a la misma base de datos (ver Geaghan y Castilla 1987). Actualmente se utiliza el método de Leslie para estimaciones de abundancia de locos en Caleta El Quisco, por el Dr. J.C. Castilla y su grupo de trabajo. En este caso, es posible suponer que no existe reclutamiento o mortalidad natural ya que el en Area de Manejo de El Quisco la remoción ocurre en pocos días.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el

ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 720.000 pesos (costo de ingreso de datos: 120.000 pesos). La adición de puertos de desembarque agrega costos marginales.

MÉTODOS INDIRECTOS / MODELOS DE DEPLECIÓN DE STOCK

Jeréz, G. y C. Potocnjak. 1993. Areas de manejo y explotación de recursos bentónicos: una alternativa de desarrollo, experiencia del IFOP en la IV Región. Reunión Areas de Manejo y Explotación, pp. 51-76.

Clasificación: Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Se presentan datos de evaluación de abundancia de locos en la IV Región, estimados por métodos de depleción de stock. El modelo presentado es:

$$N_{94} = (N_{93} - C_{93}) * e^{-M} + R_{94}$$

No se presenta información adicional.

Datos requeridos: No se presenta ninguna información sobre el modelo, ni los datos utilizados. No resulta claro si el análisis se hizo para una sola caleta, o para las siete consideradas en este reporte.

Soporte estadístico: Tampoco se presenta información sobre la metodología de estimación. Según Alle (1966), sobre quien los autores basan el modelo presentado anteriormente, el método se basa en obtener la estimación que minimice la suma de cuadrados de la diferencia entre las capturas actuales y las esperadas. Los parámetros a estimar son el tamaño inicial de la población, y la capturabilidad.

Supuestos centrales: Los supuestos centrales de los modelos de depleción son:

(1) que la población es cerrada, por lo tanto no existe reclutamiento, o mortalidad natural durante el período de depleción. En este caso, y de acuerdo

al modelo propuesto, el supuesto de reclutamiento no es necesario, y

(2) que el CPUE es proporcional a la abundancia del stock.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Dado que no se presenta la fuente de datos, ni una discusión de los mismos, no es posible analizar la respuesta a las violaciones de los supuestos de los modelos de depleción, para esta aplicación particular.

Principales fuentes de error: Las principales fuentes de error son la proporcionalidad entre CPUE y abundancia del stock. Para la mayoría de las especies con distribución agregada, el CPUE no es un buen indicador de abundancia, y esto limita el uso del modelo. Sin embargo, y según Geaghan y Castilla (1986), este no sería el caso para el loco, debido a que los buzos retornan rápidamente a los bancos explotados. Este hecho, combinado con una tasa alta de explotación, hace que el CPUE sea un buen indicador del tamaño del stock.

Ventajas y desventajas: La principal ventaja del método, es que es sumamente sencillo y requiere de poca información pesquera y biológica. Sin embargo, los supuestos asociados con el mismo son difíciles de cumplir, especialmente para poblaciones con distribución agregada. La

desventaja de éste método es que sirve para estimar la abundancia de los stocks en el pasado.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado en Chile, con un recurso explotado por la pesquería bentónica artesanal (loco).

El loco, y la mayoría de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses), variaciones interanuales en el reclutamiento, y vida larga. Debido a la dependencia de estas especies con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de los recursos es agregada. Esto produce problemas en el uso del CPUE como indicador de abundancia. Este es un problema grave para la aplicación de los modelos de depleción.

Las pesquerías artesanales de recursos bentónicos de Chile cuentan con datos pesqueros limitados, por lo que el modelo de depleción de stock ofrece una alternativa para realizar evaluaciones de stock. El mayor problema para la aplicación de este modelo, es que requiere que la explotación ocurra en un período muy restringido, o en su defecto, es necesario conocer la mortalidad, y el reclutamiento.

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo,

jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías. La existencias de aperturas de vedas muy restringidas permitirían la aplicación del modelo de DeLury.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 720.000 pesos (costo de ingreso de datos: 120.000 pesos). La adición de puertos de desembarque agrega costos marginales.

Existen varios trabajos de autores japoneses (en japonés) sobre métodos de depleción, que sólo serán citados. Estos autores utilizaron los modelos de Leslie y de DeLury.

Ino, T. 1966. The abalone science and its propagation in Japan. Nippon Suisan Shigen Hogo Kyokai, Suisan Zoyoshoku Sosho 11.

Kojima, H., Y. Nakabisa, H. Tanimoto, y K. Isibasi. 1978. A study on the stock of Japanese black abalone, *Haliotis discus discus* in Tokushima Prefecture. II. Abalone fishery and its population. Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab. 93: 45-62.

Kojima, H. e K. Ibasi. 1985. The estimation of population on the stock of Japanese abalone, *Haliotis discus discus* in in Tokushima Prefecture. Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab. 118: 11-20.

Takana, K. 1988. Study on the abalone culture in the coast of Awa Región, Chiba Prefecture. Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab. 138: 21-132.

Hirayama, N., S. Yamada, H. Kikuchi, y J. Yamada. 1989. A modification of DeLury method to abalone fishery. Nippon Suisan Gakkaishi 55: 409-416.

c.3.5. Modelos Stock-Reclutamiento

La teoría del efecto de pesca sobre las poblaciones identifica cuatro factores: reclutamiento, crecimiento, mortalidad natural y mortalidad por pesca. La aplicación de la curva sigmoidea a pesquerías por Hjort, trató estos tres primeros factores como uno, conduciendo a los modelos de producción simple. Sin embargo, mucho antes, Hjort había enfatizado la importancia de las fluctuaciones en el reclutamiento. En algunos casos, era posible hacer predicciones del reclutamiento en base al tamaño del stock parental, pero esta regla no siempre se cumplía. Thompson también confirmó la sugerencia de Hjort, de que el suceso de una clase anual no parecía estar estrictamente relacionado al número de huevos producidos. Thompson (1924) remarcó que aunque la abundancia de una clase anual podía estar limitada por la producción de huevos, cuando dicha producción era muy baja, la abundancia de una clase anual no parecía depender del stock desovante. Hjort propuso dos mecanismos para explicar porque la abundancia de una clase anual varía, aparentemente en forma independiente del número de huevos producidos: (1) disponibilidad de alimento, y (2) transporte de los juveniles a habitats no apropiados. Al mismo tiempo, era aparente de que existiría un máximo en la producción de juveniles, ya que ningún stock crece infinitamente. En base a estas observaciones, y a la teoría ecológica disponible, se propuso que debería existir una relación entre el stock desovante y la abundancia de las clases anuales producidas por dicho stock. Esta relación sería muy importante a niveles bajos de stock, y también a niveles muy altos, cuando existiesen mecanismos denso-dependientes compensatorios. Probablemente, la relación stock-reclutamiento ocurre a todos los niveles de abundancia del stock parental, pero no se hace aparente por la influencia de los factores ambientales en la supervivencia de huevos y larvas.

Desde que se propuso la existencia de la relación stock-reclutamiento, se ha debatido la existencia de dicha relación, y su utilidad como herramienta de manejo. La relación stock-reclutamiento es uno de los problemas más difíciles en la evaluación de stock de recursos explotables. Gulland (1983) comentó que "usualmente el número de reclutas es efectivamente independiente del tamaño del stock adulto, para la mayoría de los tamaños de stock observados". Existen muchos problemas que pueden conducir a esta visión, aún compartida por biólogos pesqueros. Otros, reconocen que la mayoría de las pesquerías alcanzan un punto de explotación en el cual el reclutamiento baja, debido a sobreexplotación (Hilborn y Walters 1992). Este hecho ha sido documentado en varias pesquerías, incluso de invertebrados.

Las dificultades en demostrar una relación entre el tamaño del stock adulto y los reclutas, es el factor principal en "producir" reductores de esta relación. En primer lugar, es necesario una serie de datos de varios años con suficiente contraste. En segundo lugar, es necesario una buena estimación, tanto del tamaño del stock explotado, como de los reclutas. Estas condiciones no siempre se cumplen, pero actualmente, con el aumento en la cantidad y calidad de información pesquera se han podido observar relaciones stock-reclutamiento en algunas especies.

Existen distintas formas de medir el stock: el número de huevos producidos (estimados multiplicando el número de hembras en cada clase de edad por la fecundidad en esa edad), la biomasa total de individuos por encima de la edad de primera reproducción, o un índice anual de abundancia de la población. La medida del número de reclutas puede variar, dependiendo del estadio que se decida utilizar como recluta. Una buena medida de reclutamiento será aquella que permita suficiente tiempo para que los fenómenos denso-dependientes operen. En general, se dispone únicamente de datos pesqueros (ej. de análisis de poblaciones virtuales), y se consideran reclutas aquellos individuos que reclutan a la pesquería.

Los problemas de estimación de abundancia de stock y reclutas, y la baja variabilidad de tamaños de stock parental en los datos disponibles, dificultan la determinación de relaciones stock-reclutamiento en crustáceos (Caddy 1986), y en invertebrados en general. En invertebrados, la estimación del tamaño del stock y del reclutamiento es aún más complejo debido a los patrones de distribución espacial. Este factor fue estudiado para una especie de langosta de fondos blandos (Hill y While 1990).

Sin embargo, el modelo de stock reclutamiento es interesante porque permite la agregación de varios estadios en el ciclo de vida de una especie, y permite entender las consecuencias del manejo al variar el tamaño del stock adulto. Además, existen procesos biológicos, que han sido estudiados a pequeña escala y a través de estudios correlacionales, que le dan realismo biológico a este modelo.

MET. INDIRECTOS / STOCK-RECLUTAMIENTO

Ricker, W. 1954. Stock and recruitment. Fish. Res. Bd. Can. 11:559-623, y

Ricker, W. 1957. Handbook of computations for biological statistics of fish populations. Bull. of the Fisheries Research Board of Canada 119, 300 pp (Stock-reclutamiento páginas 263 a 270).

Clasificación: Es, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Según Ricker, las propiedades generales de una relación stock-reclutamiento debieran ser las siguientes:

1. La curva debiera pasar por el origen, ya que si no existe un stock parental, no existen reclutas. Esto supone que es una población cerrada, sin embargo en muchos casos se mide una subpoblación en una localidad geográfica determinada, y aunque no existan adultos pueden haber reclutas si existe conexión larval entre subpoblaciones.
2. La curva no se intersecta con la abscisa a altos niveles de stock.
3. La tasa de reclutamiento (reclutas por adulto) disminuye constantemente a medida que aumenta el stock parental, esto en el supuesto de que sólo existen mecanismos compensatorios regulando el reclutamiento.
4. El reclutamiento debe exceder el stock parental para ciertos rangos de tamaños de stock parental. Esta propiedad es aplicable a especies semélparas que fueron para las que Ricker planteó su modelo. Ricker supone la situación de una especie canibalística, en la cual los predadores toman una fracción constante de las presas. Para que la predación sea un mecanismo compensatorio, la

abundancia o efectividad del predador debe aumentar a medida que aumenta la abundancia de la presa. En una especie canibal, un aumento en la población de adultos no sólo aumenta la producción de huevos, sino que además disminuye la supervivencia de los juveniles. Dado que el proceso causante de la mortalidad natural es el canibalismo, la mortalidad de los juveniles será proporcional al número inicial:

$$M = M_0 + kN_0$$

El coeficiente de mortalidad natural es una constante a lo largo de la vida de este organismo, pero su valor es una función del número inicial. Sustituyendo el coeficiente de mortalidad en la ecuación de reclutamiento se obtiene:

$$R = N_0 \exp(-(M_0 + kN_0)(t_r - t_0))$$

Si se supone que el número de huevos es proporcional al tamaño del stock parental,

$$N_0 = \alpha S,$$

y sustituyendo esta ecuación en la anterior se obtiene:

$$R = \alpha S \exp(-(M_0 + k\alpha S)(t_r - t_0))$$

o en una forma simplificada:

$$R = A * S * \exp(-B * S)$$

donde $A = \alpha * \exp^*(-M_0 * (t_r - t_0))$

$$B = k * \alpha * (t_r - t_0)$$

Esta curva tiene una pendiente A en el origen, aumenta hasta su máximo en $A * \exp(-1)/B$ a un

tamaño de stock ($1/B$), y decrece asintóticamente a 0 a medida que S se aproxima al infinito.

Datos requeridos: Idealmente, el modelo requiere de una medida de abundancia del stock, y otra de reclutamiento. La medida ideal del tamaño del stock es el número de huevos (y se puede estimar de varias maneras). Otras medidas del tamaño del stock son (1) el número de hembras vivas por edad, multiplicado por la fecundidad por edad; (2) el número de individuos vivos por edad, multiplicado por la fecundidad promedio por edad; (3) la biomasa total de individuos en edad reproductiva, y (4) un índice de abundancia de la población en el año en que se depositan los huevos. También existen distintas formas de medir reclutamiento. El reclutamiento puede ser medido como el número de individuos vivos en un momento específico. El momento en que se mide el reclutamiento puede variar, pero para propósitos de manejo, es aconsejable que ocurran todas las fuentes posibles de mortalidad natural.

Soprote estadístico: El método de ajuste para el modelo de Ricker es normalmente lineal, utilizando una transformación logarítmica. A través de una regresión lineal es posible estimar los parámetros y la desviación estándar de los mismos. La regresión estima dos parámetros, la pendiente y el intercepto, de los cuales pueden calcularse fácilmente los parámetros A y B .

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo de Ricker son que (1) la población es cerrada, (2) la tasa de mortalidad natural es proporcional al tamaño inicial de la cohorte (stock-dependiente), y

(3) no hay ningún regazo en el ajuste de los predadores a la abundancia de la presa.

Respuesta a violaciones de los supuestos: La mayor limitante en el uso de este modelo para stocks de invertebrados, es el supuesto de unidad de stock. Si este modelo es aplicado a una subunidad, los resultados obtenidos no tienen valor. La determinación de unidades de stock en invertebrados con larvas planctónicas es uno de los mayores problemas en el manejo de estas pesquerías. Los restantes supuestos no presentan actualmente limitaciones, ya que existen otras alternativas para modelar la relación stock-reclutamiento en base al proceso denso-dependiente imperante.

Los mayores problemas son independientes de los supuestos, y tienen que ver con la estimación de la abundancia del stock y de reclutas, la unidad de stock, y la variabilidad ambiental, y son tratados en la siguiente sección.

Principales fuentes de error: Las principales fuentes de error en este modelo son los errores introducidos con las estimaciones de abundancia tanto del stock parental, como de la abundancia de reclutas. Walters y Ludwig (1981) mostraron que pequeños errores en las estimaciones del stock parental pueden traducirse en grandes errores en la estimación de los parámetros del modelo. La consideración de una unidad de stock, y la evaluación de la misma, han sido uno de los mayores problemas en el uso de los modelos de stock-reclutamiento, y los que producen que existan tantos detractores del modelo.

Otro fenómeno muy común en el ajuste de curvas stock-reclutamiento, es que los parámetros están correlacionados.

Ventajas y desventajas: Las ventajas de este modelo, es que permite entender la dinámica de una población explotada, y las implicancias de las estrategias de manejo en el futuro reclutamiento. Las ventajas de este tipo de modelo, como única estrategia de manejo, es particularmente importante para especies semélparas. Para especies iteróparas estos modelos son generalmente una herramienta extra de manejo, y raramente disponible por los problemas asociados en la obtención de los datos requeridos por el modelo.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Ricker aplicó su modelo a una especie semélpara de peces, con comportamiento canibalístico. Este tipo de modelo es una herramienta útil de manejo para especies semélparas, y complementaria para especies iteróparas. Las especies explotadas por la pesquería bentónica artesanal chilena, y asociadas a fondos duros son iteróparas, y sólo existen escasos reportes de canibalismo (ej. loco, jaiba mora). Además de diferencias fundamentales en la historia de vida de los salmónidos y los invertebrados bentónicos, las bases de datos de ambas pesquerías también son diferentes. En el caso de los salmónidos, existen décadas de datos pesqueros, mientras que en la pesquería de invertebrados de Chile los datos disponibles son limitados para este tipo de análisis. En el caso de

los salmónidos, es posible estimar la abundancia del stock parental en el momento del desove en una localidad determinada, y de los reclutas durante la migración. En las especies explotadas en Chile, resulta difícil determinar la unidad de stock, de modo de estimar la abundancia del stock parental y el reclutamiento subsecuente.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. El esfuerzo de muestreo en este caso es mayor que para los modelos de biomasa, y por lo tanto un muestreador podrá cubrir menor número de sitios. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Se supone que los reclutas serán medidos a su ingreso a la pesquería, para minimizar los costos de muestreo. Ambas variables se muestrean simultáneamente.

Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.600.000 pesos (costo de ingreso de datos: 300.000 pesos). La adición de puertos de desembarco agrega costos marginales.

MÉT. INDIRECTOS / STOCK-RECLUTAMIENTO

Beverton, R. y S. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fisheries Investment Series 2, Vol. 19. UK Ministry of Agriculture and Fisheries, London.

Clasificación: Es, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Beverton y Holt proponen un modelo para describir el patrón entre producción anual de huevos, y el subsecuente reclutamiento observado en peces. Los autores reconocen que en base a los datos disponibles, no es posible hacer una distinción crítica entre posibles representaciones teóricas de dicha relación. Aunque los autores reconocen de que no hay evidencias definitivas de que el reclutamiento alcance un nivel máximo dentro del rango de producción de huevos observado, igualmente proponen que el reclutamiento alcanzaría una asíntota a altos niveles de producción de huevos. Esta relación resultaría, si la tasa de mortalidad natural depende linealmente de la densidad de la cohorte, durante parte (o toda) la fase de pre-reclutamiento.

Beverton y Holt proponen el caso de dos niveles distintos de mortalidad constante: μ_1 y μ_2 . La transición de la mortalidad alta μ_1 a mortalidad baja μ_2 es alcanzada por los juveniles que logran llegar al tamaño crítico mínimo c . Luego de que se alcanza ese tamaño crítico, los juveniles son demasiado grandes para sufrir altas tasas de mortalidad debido a predación. El tiempo al que ese tamaño crítico es alcanzado se denomina t_c . El número de individuos que sobreviven hasta esta edad esta dado por

$$N_c = N_0 \exp(-u_1(t_c - t_0))$$

El número de reclutas es entonces:

$$R = N_0 \exp(-u_1(t_c - t_0)) * \exp(-u_2(t_r - t_c))$$

o lo que es igual

$$R = N_0 \exp(-((u_1 - u_2)t_c + u_2 t_r - u_1 t_0))$$

La clave de la formulación de Beverton y Holt es la relación aproximada entre t_c y N_0 . Beverton y Holt, sugieren que el tiempo que es necesario para alcanzar un tamaño dado, es inversamente proporcional al consumo de alimento, y esta fuente de alimento esta restringida por la densidad de competidores. Así, la disponibilidad de alimento es proporcional a la densidad de la población de peces. Bajo el supuesto de mortalidad constante, la disponibilidad de alimento es directamente proporcional al número inicial de individuos (N_0). Así,

$$t_c \propto 1/W_0 \propto (1/\text{consumo de alimento}) \propto \text{densidad} \propto N_0$$

si se sustituye $(u_1 - u_2)t_c$ por βN_0

$$R = N_0 \exp(-\beta N_0 + u_2 t_r - u_1 t_0)$$

y sustituyendo α por $\exp(-(u_2 t_r - u_1 t_0))$

$$R = \alpha N_0 \exp(-\beta N_0)$$

Esta relación es semejante a la formulada por Ricker. En la literatura se utilizan distintos símbolos para expresar esta relación, y en principio Beverton y Holt utilizaron otra simbología (E para huevos, R para reclutamiento, y S para stock).

Datos requeridos: Como en el caso del modelo de Ricker, se requiere de una medida de abundancia del stock, y otra de reclutamiento. La medida ideal

del tamaño del stock es el número de huevos (y se puede estimar de varias maneras). Otras medidas del tamaño del stock son (1) el número de hembras vivas por edad, multiplicado por la fecundidad por edad; (2) el número de individuos vivos por edad, multiplicado por la fecundidad promedio por edad; (3) la biomasa total de individuos en edad reproductiva, y (4) un índice de abundancia de la población en el año en que se depositan los huevos. También existen distintas formas de medir reclutamiento. El reclutamiento puede ser medido como el número de individuos vivos en un momento específico. El momento en que se mide el reclutamiento puede variar, pero para propósitos de manejo, es aconsejable que ocurran todas las fuentes posibles de mortalidad natural.

Soporte estadístico: El modelo de Beverton y Holt puede ser transformado en una regresión lineal, que facilita la estimación de los parámetros:

$$S/R = (b/a) + (1/a) * S$$

El método sugerido para la estimación del modelo de Beverton y Holt es:

$$\log(R) = \log((aS)/(b+S)) + w$$

donde w es la varianza de los residuales. Sin embargo, una estimación a través de métodos no lineales es sugerida. Las técnicas de Bootstrap y jack-knife también son recomendadas para estimaciones de stock-reclutamiento, aunque no han sido aún muy utilizadas.

Los parámetros del modelo indican: (a) el número máximo de reclutas producidos, y (b) el tamaño de stock adulto requerido para producir, en promedio, un reclutamiento igual a la mitad del máximo.

Supuestos centrales: El modelo de Beverton y Holt se basa en los supuestos de que (1) existe

competencia entre juveniles, y (2) que la competencia entre juveniles resulta en una tasa de mortalidad que depende linealmente del número de individuos vivos de una cohorte en un momento dado. Estos procesos biológicos pueden ser competencia por alimento, o por espacio. Se supone además que se trabaja con una población cerrada.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Al igual que para el modelo de Ricker, los supuestos no presentan actualmente limitaciones, ya que existen otras alternativas para modelar la relación stock-reclutamiento, en base al proceso denso-dependiente imperante. El mayor problema lo presenta el supuesto de que la población es cerrada. Si este modelo es aplicado a una subunidad, los parámetros obtenidos no tienen valor. La determinación de unidades de stock en invertebrados con larvas planctónicas es uno de los mayores problemas en el manejo de estas pesquerías.

Principales fuentes de error: Las principales fuentes de error en los modelos de stock-reclutamiento en general, son los errores introducidos con las estimaciones de abundancia tanto del stock parental, como de la abundancia de reclutas. Estos errores producen grandes sesgos en las estimaciones de los parámetros del modelo.

Además de los errores en las estimaciones de abundancia, y para el caso particular de invertebrados bentónicos, la consideración de una unidad de stock es la mayor limitante en la aplicación de este tipo de modelos.

Ventajas y desventajas: Las ventajas de este modelo es que permite entender la dinámica de una población explotada, y las implicancias de las estrategias de manejo en el futuro reclutamiento. La desventaja es la limitante en su aplicación, debido al requerimiento de datos. Es sumamente difícil obtener estimaciones de stock y reclutas, de una población cerrada, y esto ha impedido el uso del modelo en general, y en invertebrados en particular.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue desarrollado en un intento de entender la dinámica de las poblaciones de peces, sin utilizar ninguna especie como modelo. Se presenta el desarrollo teórico del modelo, y se discute el problema de variabilidad en reclutamiento observado en varias especies de peces explotadas (sardinias, lenguados, bacalao). Sin embargo, el modelo no es ilustrado con ninguna especie en particular.

El modelo podría ser aplicado a los recursos de fondos rocosos explotados en Chile, de existir una base de datos apropiada (serie de tiempo de abundancia de reclutas y reproductores en un stock) y con suficiente contraste.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación (pero menos que si se registraran datos para un modelo de biomasa). Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Se supone que los reclutas serán medidos a su ingreso a la pesquería, para minimizar los costos de muestreo. Ambas variables se muestrean simultáneamente.

Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.600.000 pesos (costo de ingreso de datos: 300.000 pesos). La adición de puertos de desembarco agrega costos marginales.

MET. INDIRECTOS / STOCK-RECLUTAMIENTO

Walters, K. y D. Ludwig. 1981. Effects of measurement errors on the assessment of stock-recruitment relationships. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 704-710.

Clasificación: Es, Da, E, I+

Este trabajo no se presenta en un contexto sistemático, ya que no fue aplicado ni utilizado para especies bentónicas de fondos duros. Sin embargo, y aplicándose el mismo criterio que para otros modelos presentados, se incluye una síntesis de esta contribución teórica a los modelos de stock-reclutamiento.

Antes de 1980 casi todos los ajustes a la relación stock reclutamiento se realizaban por transformaciones lineales de las curvas de Ricker y de Beverton y Holt, sin considerarse la estructura del error o sesgos. En este trabajo se considera por primera vez la importancia del error en las variables observadas, y se concluye que las estimaciones del número de reproductores y reclutas tiene poco valor, si no se estima además la precisión de dichas estimaciones. Según los autores, para decisiones de manejo la consideración de la incertidumbre de los parámetros no puede ser ignorada. Este trabajo sólo discute un supuesto básico de regresiones lineales, pero es válida su mención en esta revisión.

Los resultados de este estudio no han sido aún utilizados para invertebrados bentónicos de fondos duros.

MÉTODOS INDIRECTOS / STOCK-RECLUTAMIENTO

Ludwig, D. y C. Walters. 1981. Measurement errors and uncertainty in parameter estimates for stock and recruitment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 711-720.

Clasificación: Es, Da, E, I+

Este trabajo no se presenta en un contexto sistemático, ya que no ha sido considerado para especies bentónicas de fondos duros. Sin embargo, se presentan aspectos teóricos de modelos bases utilizados para dichos recursos.

Ludwig y Walters presentan un procedimiento para estimar los parámetros de un modelo de stock reclutamiento, en presencia de errores de medición. Los autores discuten que es necesario considerar la incertidumbre sobre los parámetros estimados en decisiones de manejo, aún cuando se cuente con información perfecta. Este último caso es más que inusual en pesquerías, por lo que la introducción de incertidumbre en la estimación de los parámetros es esencial. Los autores utilizan el modelo de

Ricker (pero explican que se pueden utilizar modelos alternativos), e incluyen un variable independiente, al azar, distribuida normalmente. La misma estructura del error aparece tanto en el número de reclutas como de reproductores, pero se pueden utilizar errores relativos diferentes. El método de estimación depende de un valor (prefijado), de la relación entre la varianza real en la relación stock-reclutamiento y la varianza observada. Una vez que ese valor ha sido elegido, se pueden estimar los parámetros del modelo como también las varianzas en el reclutamiento para cada generación. Los autores consideran que es esencial estimar la incertidumbre de los parámetros, por la poca confiabilidad que muestran las estimaciones utilizando datos artificiales.

MET. INDIRECTOS / STOCK-RECLUTAMIENTO

Morgan, G., B. Phillips, y L. Joll. 1982. Stock and recruitment relationships in *Panilurus cygnus*, the commercial rock (spiny) lobster of Western Australia. Fish. Bull. 80 (3): 475-486.

Clasificación: Es, Da, D; I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Se utilizó el modelo de stock-reclutamiento de Ricker:

$$R = A * S * \exp(-B * S)$$

donde R es el reclutamiento, S el tamaño del stock, A el coeficiente de denso-dependencia en la supervivencia, y B el coeficiente de denso-independencia de la mortalidad.

Los autores no presentan mas información sobre el modelo. En la presentación de su modelo, Ricker (1954) supone la situación de una especie canibalística, regulada por un mecanismo compensatorio. En una especie canibal, un aumento en la población de adultos no sólo aumenta la producción de huevos, sino que además disminuye la supervivencia de los juveniles. Dado que el proceso causante de la mortalidad natural es el canibalismo, la mortalidad de los juveniles será proporcional a su número inicial.

Datos requeridos: Idealmente, el modelo requiere de una medida de abundancia del stock, y otra de reclutamiento.

La abundancia del stock parental fue estimada en base a datos pesqueros, y algunos datos de evaluaciones directas cuando hubo vedas pesqueras. El stock parental fue medido como abundancia de hembras ovígeras, y los autores presentan evidencias para considerar una única unidad de stock.

Para reclutas se utilizaron estimaciones de abundancia de diferentes estadios: larvas, juveniles, y reclutas a la pesquería. Se utilizaron medidas de larvas puerulus, obtenidas de colectores bentónicos. La abundancia de juveniles fue calculada en base a estimaciones de densidad por técnicas de marcado y recaptura. Por último, la estimación de abundancia de reclutas a la pesquería proviene de datos pesqueros. El indicador del reclutamiento aconsejable, es aquel estadio para el que hayan ocurrido todas las fuentes posibles de mortalidad natural.

Soporte estadístico: Se utilizó un ajuste lineal al modelo, utilizando una transformación logarítmica. A través de una regresión lineal es posible estimar los parámetros y la desviación estándar de los mismos. La regresión estima dos parámetros, la pendiente y el intercepto, de los cuales pueden calcularse fácilmente los parámetros A y B del modelo.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo de Ricker son que (1) es una población cerrada, (2) la tasa de mortalidad natural es proporcional al tamaño inicial de la cohorte (stock-dependiente), y (3) no hay ningún regazo en el ajuste de los predadores a la abundancia de la presa.

Respuesta a violaciones de los supuestos: La mayor limitante en el uso de este modelo para stocks de invertebrados, es el supuesto de unidad

de stock. Si este modelo es aplicado a una subunidad, los resultados obtenidos no tienen valor. La determinación de unidades de stock en invertebrados con larvas planctónicas es uno de los mayores problemas en el manejo de estas pesquerías. Los restantes supuestos no presentan actualmente limitaciones, ya que existen otras alternativas para modelar la relación stock-reclutamiento en base al proceso denso-dependiente imperante.

Principales fuentes de error: Las principales fuentes de error en este modelo son los errores introducidos por las estimaciones de abundancia tanto del stock parental, como de la abundancia de reclutas. Walters y Ludwig (1981) mostraron que pequeños errores en las estimaciones del stock parental pueden traducirse en grandes errores en la estimación de los parámetros del modelo. La consideración de una unidad de stock, y la evaluación de la misma, han sido uno de los mayores problemas en el uso de los modelos de stock-reclutamiento, y los que producen que existan tantos detractores del modelo.

Otro fenómeno muy común en el ajuste de curvas stock-reclutamiento, es que los parámetros están correlacionados, y que no existe suficiente contraste en los datos.

Ventajas y desventajas: La ventaja de este tipo de modelo, como única estrategia de manejo, es importante para especies semélparas. Para especies iteróparas estos modelos son generalmente una herramienta extra de manejo.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: El modelo

fue aplicado a un stock de langostas de roca de Australia. En primer lugar, se proveen evidencias para considerar a este stock una unidad. Este supuesto es el más difícil de cumplir para poblaciones bentónicas con larvas planctónicas, y presentaría una dificultad en la aplicación de este modelo a las especies explotadas por la pesquería bentónica chilena. Otra diferencia entre la pesquería de la langosta y las especies bentónicas explotadas en Chile, es la base de datos disponible para la aplicación de modelos stock-reclutamiento. La pesquería de la langosta de Australia cuenta con años de datos de captura, además de abundancia de hembras y estimaciones directas de abundancia de larvas y juveniles. Los datos deben tener suficiente contraste.

Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses) y distribución agregada. Estas dos características de la historia de vida son las más relevantes para los modelos de stock-reclutamiento, ya que previenen el uso de los mismos para especies de fondos duros explotadas en Chile. A estos problemas se suma la falta de información detallada de abundancia de reproductores y reclutas. Esta información no está disponible de datos pesqueros, y sería muy costosa de adquirir por evaluaciones directas.

Observaciones: En este trabajo, y en un intento por explorar la relación entre los distintos estadios juveniles, se utiliza una relación stock-reclutamiento entre estadios sucesivos de una cohorte. Este no es el sentido biológico de una relación stock-reclutamiento, y el mal uso de la

misma resultó en otras publicaciones sobre este recurso, con el mismo error.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Se supone que los reclutas serán medidos a su ingreso a la pesquería, para minimizar los costos de muestreo. Ambas variables se muestrean simultáneamente.

Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.600.000 pesos (costo de ingreso de datos: 300.000 pesos).

MET. INDIRECTOS / STOCK-RECLUTAMIENTO

Hilborn, R. 1985. Apparent stock recruitment relationship in mixed stock fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 718-723.

Clasificación: Es, Da, D, I-

Este trabajo no se presenta en un contexto sistemático, ya que no ha sido considerado para especies bentónicas de fondos duros. Se incluye esta referencia por el desarrollo teórico que se presenta, y también porque podría ser potencialmente aplicable a especies cuyas capturas se reportan en forma conjunta, como las lapas en Chile.

Hilborn evalúa la productividad de un stock multiespecífico. Considera el caso de una pesquería que explota una mezcla de stocks, y el reclutamiento de cada uno de estos stocks puede ser descrito por una relación stock-reclutamiento de Ricker. Cada stock tiene una productividad y una biomasa asintótica determinada, y estos dos parámetros son los de interés.

Según Hilborn, la productividad del stock multiespecífico puede ser descrita por la distribución de frecuencias de la suma de las biomasa asintóticas, para cada intervalo de valores de productividad. Esta distribución puede seguir una distribución normal, lognormal, Poisson, etc. En base a esta distribución promedio, se estima una productividad promedio, y finalmente se puede describir una relación stock-reclutamiento para el stock agregado.

A la inversa de lo que ocurre para stocks uniespecíficos, la curva es cóncava, con mayor reclutamiento a niveles muy bajos de stock. Esto

ocurre porque a niveles altos de captura, sólo los stocks más productivos permanecen y producen reclutas. El modelo supone condiciones de equilibrio y es determinístico. El análisis de equilibrio puede ser peligroso. La tasa de recuperación para alcanzar condiciones de equilibrio, depende de las tasas de crecimiento poblacional de cada población involucrada. No se encontró ningún reporte de la aplicación de este modelo a invertebrados bentónicos de fondos duros.

MET.INDIRECTOS / STOCK-RECLUTAMIENTO

Moussalli, E. y R. Hilborn. 1986. Optimal stock size and harvest rate in the multistage life history models. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 43: 135-141.

Clasificación: Es, Da, D(E), I-(+)

más información sobre historia de vida de la especie estudiada.

Para este trabajo se presenta sólo una síntesis, y no se incluye en un contexto sistemático porque (1) no se utilizó a ningún invertebrado como modelo, y (2) no fue aplicado a invertebrados de fondos duros. Sin embargo, las ideas propuestas son de interés para la aplicación de relaciones stock-reclutamiento. Los autores mostraron como utilizar un modelo de múltiples estadios (basado en Beverton y Holt), para calcular el impacto de cambio de la productividad de un estadio, sobre la tasa de explotación del stock parental. A través de un modelo de stock-reclutamiento, se muestra como los parámetros de sobrevivencia y saturación de habitats, en cada estadio la de historia de vida, pueden ser combinados en un modelo agregado.

El modelo propuesto es exactamente el modelo de Beverton y Holt, extendido para n estadios. Esto define la productividad total del stock como un producto de las productividades de todos los estadios intermedios. Por lo tanto, la productividad de un stock determinado estará representada por la fecundidad promedio, multiplicada por el producto de las supervivencias a lo largo de los estadios sucesivos hasta la madurez sexual. El modelo planteado es un modelo de diferencia, y determinístico. Los autores señalan que este modelo simple puede ser mejorado, para incorporar incertidumbre en los datos, como también el efecto de variables ambientales. Esta extensión requiere

MÉT. INDIRECTOS / STOCK-RECLUTAMIENTO

Phillips, B. 1986. Prediction of commercial catches of the Western rock lobster *Panulirus cygnus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 2126-2130.

Clasificación: Modelo de Ricker: Es, Da, D; I-
Modelo de Beverton y Holt: Es, Da, D; I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: El objetivo de este trabajo es examinar la posibilidad de aplicar métodos predictivos para las capturas de la langosta de roca en Australia, en base a datos de abundancia de larvas, juveniles, y reclutas a la pesquería. Para estos propósitos, se utilizaron los modelos de stock-reclutamiento de Ricker y de Beverton y Holt. Los modelos no fueron presentados en este trabajo, sino que se refiere a las publicaciones respectivas. El modelo de stock-reclutamiento de Ricker se define como:

$$R = A * S * \exp(-B * S)$$

donde R es el reclutamiento, S el tamaño del stock, A el coeficiente de denso-dependencia en la supervivencia, y B el coeficiente de denso-independencia de la mortalidad.

El modelo de Beverton y Holt fue definido del siguiente modo:

$$R = \alpha N_0 \exp(-\beta N_0)$$

donde $\alpha = \exp(-(\mu_2 t_r - \mu_1 t_0))$

$$\beta N_0 = (\mu_1 - \mu_2) t_0$$

Ricker (1954) supone la situación de una especie canibalística, regulada por un mecanismo compensatorio. El modelo de Beverton y Holt supone competencia intraespecífica. La diferencia entre los dos modelos es que el de Ricker supone que la mortalidad es stock-dependiente, mientras

que el de Beverton y Holt supone que la mortalidad es cohorte-dependiente.

Datos requeridos: El modelo requiere de una medida de abundancia del stock, y otra de reclutamiento. Sin embargo, en este caso se utilizaron sólo datos de reclutas. Esta misma base de datos fue utilizada por este y otros autores para ajustar modelos stock-reclutamiento.

El autor estima la abundancia del último estadio larval en colectores, y la abundancia de reclutas a la pesquería. El autor confunde el uso de la variable stock, y utiliza larvas que ya han pasado por 9 meses de vida planctónica, y probablemente evidenciado procesos compensatorios. Los procesos compensatorios podrían ocurrir aún luego del último estadio larval, si el habitat fuera un factor limitante. Como remarcan muchos autores, es importante la elección del estadio a definir como stock y como recluta. En este caso, ambas variables podrían ser consideradas reclutas, y por lo tanto el uso del modelo está conceptualmente equivocado.

Soporte estadístico: El ajuste del modelo de Ricker fue obtenido por regresión lineal de los datos transformados. No se explica como se realizó el ajuste del modelo de Beverton y Holt, pero en base a información auxiliar se supone que también se utilizaron datos transformados.

Supuestos centrales: Ambos modelos suponen que la población es cerrada. El modelo de Ricker supone además, que la tasa de mortalidad natural es proporcional al tamaño inicial de la cohorte (stock-dependiente), y que no hay ningún regazo en el ajuste de los predadores a la abundancia de la presa.

El modelo de Beverton y Holt se basa en el supuesto de que la competencia entre juveniles resulta en una tasa de mortalidad que es linealmente dependiente del número de individuos sobrevivientes de dicha cohorte.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Si el supuesto de población cerrada fuera violado, los resultados obtenidos no tendrían validez ya que la abundancia de reclutas (en el caso de especies con larvas planctónica) podrían resultar de inmigración de otros substocks. Los restantes supuestos de interacciones biológicas deben ser confirmados antes de la aplicación del modelo, ya que si los mismos no se cumplen los resultados obtenidos tampoco son válidos. Existen otras alternativas de modelos de stock-reclutamiento, que suponen otros tipos de interacciones biológicas.

Principales fuentes de error: Los autores no discuten posibles fuentes de errores en la aplicación de los modelos de stock-reclutamiento a la base de datos. Es más, consideran que la base de datos es una de las más sólidas en pesquerías de crustáceos, y que no existen otras evidencias de relación stock-reclutamiento en la literatura precisamente por falta de bases de datos. En general, en los modelos stock-reclutamiento los mayores errores son introducidos por errores en las estimaciones de abundancia tanto del stock

parental, como de la abundancia de reclutas. La falta de contraste en los datos es otro problema frecuente, que conduce a errores en las estimaciones de los parámetros.

Ventajas y desventajas: Su aplicación a especies iteróparas, como única herramienta de manejo, tiene limitaciones. En este caso, aún más, ya que la interpretación de los modelos es incorrecta.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Los modelos fueron aplicados a un stock de langostas de roca de Australia. Los modelos de stock-reclutamiento fueron largamente aplicados a este stock. Probablemente, se debe a que (1) existen evidencias para considerar el stock explotado como una unidad; (2) existe una base de datos de abundancia de stock, y (3) existen datos complementarios de abundancia de larvas y juveniles. Estas tres condiciones raramente se cumplen para otros grupos de invertebrados bentónicos de fondos duros, entre ellos las especies explotadas por la pesquería bentónica chilena. Las características generales de la historia de la historia de vida de esta especie de langosta de roca se puede homologar a la de las especies de fondos duros explotadas en Chile: larvas planctónicas (10 a 11 meses en el plancton) y por lo tanto gran capacidad de dispersión, los adultos muestran una distribución agregada, y son vida larga.

Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses) y distribución agregada. Estas dos características de la historia de vida son las más relevantes para los modelos de stock-reclutamiento,

ya que previenen el uso de los mismos para especies de fondos duros explotadas en Chile. A estos problemas se suma la falta de información detallada de abundancia de reproductores y reclutas. Esta información no está disponible de datos pesqueros, y sería muy costosa de adquirir por evaluaciones directas. Los datos deben tener suficiente contraste.

Observaciones: Este trabajo fue incluido por tratarse de una especie asociada a fondos rocosos, a pesar de que el uso del modelo de stock-reclutamiento no es apropiado.

Fogarty e Idoine (1986) también realizaron exploraciones de datos semejantes a los de los autores anteriores (en especies asociadas a fondos blandos), pero en este caso dichas exploraciones se realizaron utilizando cuatro estadios larvales entres sí, y el último estadio larval (bentónico) contra el tamaño del stock posteriormente. Se ajustó el modelo de Beverton y Holt, y se encontró (1) que no hay indicación de denso-dependencia durante los estadios larvales, y (2) hay evidencias de denso-dependencia en el primer estadio bentónico. Sin embargo, a pesar de las exploraciones realizadas (que adolecen del mismo problema que se discutió anteriormente), los autores no enfatizan el

descubrimiento de una relación stock-reclutamiento. Cabe remarcar que la aplicación de un modelo matemático de stock-reclutamiento a una relación recluta-recluta (en distintos estadios de la historia de vida) no es necesariamente erróneo, si existen procesos biológicos que lo justifiquen.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Se supone que los reclutas serán medidos a su ingreso a la pesquería, para minimizar los costos de muestreo. Ambas variables se muestrean simultáneamente.

Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 1.600.000 pesos (costo de ingreso de datos: 300.000 pesos). El agregado de puertos de desembarco agrega costos marginales.

MET. INDIRECTOS / STOCK-RECLUTAMIENTO

Caputi, N. y R. Brown. 1986. Relationship between indexes of juvenile abundance and recruitment in the Western rock lobster (*Panulirus cygnus*) fishery. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 2131-2139.

Clasificación: D, I- (modelo correlacional)

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: El objetivo de este estudio es determinar la relación entre juveniles y el reclutamiento posterior a la pesquería, con fines de manejo. Se realizaron correlaciones entre los índices de abundancia de larvas (MRI), y las capturas posteriores. Los índices de abundancia de larva fueron a su vez correlacionados con los reclutas capturados 3 y 4 años más tarde, y con los reclutas machos capturados 3 y 4 años más tarde. Los modelos determinados con fines predictivos fueron:

Estadios larvales: $\text{Captura} = 8.71 * \text{MRI}^{0.065}$

$\text{Captura} = 12.3 * \text{RRI}^{0.871}$

Juveniles: 3-años: $\text{MRI} = 1.03 * J_3^{0.5499}$

4-años: $\text{MRI} = 1.214 * J_4^{0.69}$

Juveniles machos: 3-años: $\text{RRI} = 0.77 * \text{JM}_3^{0.862}$

4-años: $\text{RRI} = 0.64 * \text{JM}_4^{0.49}$

donde MRI y RRI son índices de abundancia de reclutas.

Caputi et al. (1995) utilizaron indicadores de larvas y reclutas (a la pesquería), para predecir las capturas subsecuentes, a través de regresiones múltiples.

Datos requeridos: Se requieren datos de abundancia de un stock en estadios sucesivos de desarrollo.

Soporte estadístico: Se utilizaron datos transformados logarítmicamente, para ajustar regresiones lineales a los datos. No se presenta información detallada del soporte estadístico.

Supuestos centrales: Los supuestos necesarios deberían ser aquellos de una regresión (que para cada valor de la variable independiente x existe en la población, una distribución normal de valores de la variable dependiente y , que la varianza es homogénea, que los valores de la variable y fueron obtenidos al azar, y que la variable x fue medida sin error). Además, se supone que la población es cerrada.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Los supuestos de las regresiones pueden ser fácilmente satisfecho, con manipulaciones simples de las bases de datos (dos primeros supuestos). Sin embargo, el supuesto de poblaciones cerradas es difícil de cumplir (sobre todo en especies con vida planctónica larga), y esto conduciría a estimaciones de parámetros no válidos.

Principales fuentes de error: No se discuten cuales serían las fuentes de error. El autor presenta una visión optimista de los resultados, y sostiene que este tipo de análisis sería una herramienta de manejo posible para la pesquería de langosta de Australia. A pesar de que la base de datos es limitada (11 años), el autor sostiene que los factores ambientales no parecen jugar un rol

importante en explicar la variabilidad en el reclutamiento de esta especie. Es de interés destacar que las larvas pasan 11 meses en el plancton.

No se consideró en el análisis el efecto que las mejoras en las técnicas de captura podrían haber tenido sobre las capturas por unidad de esfuerzo. Esto podría conducir a una sobreestimación de juveniles.

Ventajas y desventajas: La ventaja de este modelo es su simplicidad, la desventaja es que la probabilidad de aplicación de este tipo de modelos (con fines predictivos) a especies de vida planctónica es muy baja. En general existe un gran efecto de los factores ambientales, que impiden la observación de una correlación tan clara como la determinada en este estudio.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: El modelo fue aplicado a un stock de langostas de roca de Australia, en base a 11 años de datos de abundancia de distintos estadios de desarrollo. A pesar de lo limitado de esta base de datos, no existiría la posibilidad de aplicación de un modelo correlacional semejante a las especies bentónicas explotadas en Chile, porque sería difícil cumplir con el supuesto de unidad de stock.

La historia de vida de la especie modelo es semejante a la de las especies bentónicas asociadas a fondos duros de Chile (larvas planctónicas, vida larga, y distribución agregada). Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses) y distribución agregada. Estas dos características de la historia de

vida son las más relevantes para los modelos de stock-reclutamiento, ya que previenen el uso de los mismos para especies de fondos duros explotadas en Chile. A estos problemas se suma la falta de información detallada de abundancia de reproductores y reclutas. Esta información no está disponible de datos pesqueros, y sería muy costosa de adquirir por evaluaciones directas. La base de datos debe tener suficiente contraste.

Observaciones: Probablemente, los datos podrían ajustarse a un modelo lineal. Una relación lineal es esperable entre dos estadios, luego de la ocurrencia de procesos compensatorios, y es evidente para los 11 años de datos.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (un muestreador continuo) fueron estimados en 3.000.000 de pesos anuales por puerto de desembarco. Esto supone que existiría un muestreador destinado a ese puerto. Sin embargo, un muestreador podría monitorear más de una localidad, por lo que esto supondría una sobreestimación. Se utiliza esta cantidad ya que sólo se trabaja sobre la base de un puerto de desembarco. Se supone que los reclutas serán medidos a su ingreso a la pesquería, para minimizar los costos de muestreo. Ambas variables se muestrean simultáneamente.

Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 900.000 pesos (costo de ingreso de datos: 300.000 pesos). Se utiliza un modelo sencillo, y el agregado de puertos de desembarco sólo agrega costos marginales.

MET. INDIRECTOS / STOCK-RECLUTAMIENTO

Prince, J., T. Sellers, W. Ford, y S. Talbot. 1988. Confirmation of a relationship between the localized abundance of breeding stock and recruitment for *Haliotis rubra* Leach (Mollusca: Gastropoda). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 122: 91-104.

Clasificación: D, I- (modelo correlacional), E-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: El objetivo de este estudio fue demostrar que la dispersión de larvas de abulón ocurre a muy pequeña escala. Se aplicó un modelo lineal a la relación stock-reclutamiento determinada experimentalmente, para una agrupación de abulones en Tasmania. Los autores no encontraron evidencias de procesos biológicos como los descritos para los modelos de Beverton y Holt, o Ricker, y en base al patrón observado para los datos ajustaron una regresión lineal:

$$R = a + bS$$

Además, los autores consideran que ajustar modelos de stock-reclutamiento más complejos, no permitiría ganar más información sobre la verdadera relación existente, debido a la limitación de los datos. Los autores enfatizan que es la primer relación evidente entre stock-reclutamiento presentada en abulones.

Datos requeridos: Los datos utilizados para ajustar esta relación stock-reclutamiento provienen de un estudio experimental. Se utilizaron datos de densidad de abulones por metro cuadrado como indicador de abundancia de cada stock. Se manipularon experimentalmente las densidades de abulones (stock parental; en áreas relativamente pequeñas, 60 m²), y se midió el reclutamiento en los mismos sitios.

Se encontró que el reclutamiento variaba significativamente entre sitios experimentales y controles. La abundancia del stock parental local determinó la abundancia del reclutamiento.

Soporte estadístico: Se utilizaron sólo regresiones lineales, para explicar la relación entre stock-reclutamiento. No se ajustaron modelos más complejos por la limitante que ofrecen los datos utilizados. El 60-70% de la variación observada en el reclutamiento pudo ser explicada por la variación en el stock parental.

Supuestos centrales: Los supuestos son los de una de una regresión simple: (1) que para cada valor de la variable independiente, los valores de la variable dependiente y están distribuidos normalmente, (2) que la varianza es homogénea, (3) que los valores de la variable y fueron obtenidos al azar, y (4) que la variable x fue medida sin error. Se supone además que la densidad en cada sitio experimental no varió entre la remoción y el final del experimento.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Los supuestos de las regresiones pueden ser fácilmente satisfecho, con manipulaciones simples de las bases de datos (dos primeros supuestos). No se utilizaron transformaciones. No se presentan evidencias de que el supuesto de reinvasión de abulones en las áreas de baja densidad se pueda haber cumplido.

Sin embargo, el movimiento de estos organismos es restringido, considerando la escala espacial de los experimentos.

Principales fuentes de error: Las evidencias presentadas soportando la relación entre stock parental y reclutamiento a pequeña escala son fuertes. Sin embargo, podría existir una segunda explicación posible: que el asentamiento es gregario.

En algunas especies de invertebrados de fondos blandos, los juveniles se asientan en sitios ocupados por los adultos, lo cual sería un indicador de la calidad del habitat. Otro problema de esta relación, discutido por McShane (1995), es que los datos utilizados provienen de diferentes sitios experimentales (en vez de réplicas en la misma localidad). Shepherd et al. (1992) realizaron manipulaciones de la densidad del stock y no encontraron ninguna relación entre el tamaño del stock local y el reclutamiento (*H. laevigata*). Tegner et al. (1992) tampoco pudieron determinar una relación entre adultos y reclutas para una población de *H. fulgens*.

Ventajas y desventajas: La ventaja de este modelo es su simplicidad; se establece sólo una relación lineal. Sin embargo, los autores consideran que otros tipos de modelos podrían ser explorados, de existir mayor información.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio se realizó con abulones, una especie con características de historia de vida semejante a la de los gastrópodos de Chile. Sin embargo, los procesos descritos podrían no ser aplicables al loco

(o lapas, jaiba, erizo), ya que no existen evidencias de que las larvas tengan una capacidad tan limitada de dispersión.

Este trabajo muestra que la relación entre el stock parental y el reclutamiento en esta especie de abulones ocurre a nivel muy local, contrariamente a lo que se espera en especies con vida planctónica. Aunque se prevería la conexión larval entre localidades, los datos presentados para esta zona evidencian que se trata de un stock independiente. Considerando larvas de vida planctónica, en algunos casos de varias semanas, resulta poco probable que estas permanezcan en la cercanía del grupo reproductor. Para el caso del abulón, los resultados tienen implicancias de manejo, ya que la localización del esfuerzo en un banco producirá fallas en el reclutamiento.

Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses) y distribución agregada. Estas dos características de la historia de vida son las más relevantes para los modelos de stock-reclutamiento, ya que previenen el uso de los mismos para especies de fondos duros explotadas en Chile. A estos problemas se suma la falta de información detallada de abundancia de reproductores y reclutas. Esta información no está disponible de datos pesqueros, y sería muy costosa de adquirir por evaluaciones directas. La base de datos debe tener suficiente contraste.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo fueron estimados en 749.000 de pesos anuales, por puerto de desembarco. Se supone que los reclutas y adultos serán medidos en el mismo muestreo, y en un período corto de tiempo.

Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 650.000 pesos (costo de ingreso de datos: 150.000 pesos).

MET. INDIRECTOS / STOCK-RECLUTAMIENTO

Hill, A. y R. White: 1990. The dynamics of Norway lobster (*Nephrops norvegicus* L.) populations on isolated mud patches. J. Cons. int. Explor. Mer. 46: 167-174.

Clasificación: Sin clasificación.

Este trabajo no se incluye en un contexto sistemático, ya que no utilizó como modelo una especie de fondos rocosos, ni tampoco fue aplicado posteriormente a estas especies. Por lo tanto, se incluye sólo una mención, debido a que presenta un modelo para poblaciones abiertas. Esta aproximación podría potencialmente ser aplicada recursos de fondos duros.

El aspecto de interés de esta publicación es que modela el efecto de la dispersión larval en la relación stock-reclutamiento (poblaciones abiertas). En base a trabajos experimentales del autor, existen evidencias de que la disponibilidad de larvas sobre un banco de langostas es mayor que la que puede sostener el habitat disponible. Esto indicaría la existencia de factores denso-dependientes, regulando la sobrevivencia de los

reclutas. Este factor denso-dependiente es incorporado al modelo.

El modelo de stock-reclutamiento es definido de modo que el número de organismos asentándose, producidos anualmente, dependerá del stock adulto, de la fecundidad de las hembras, de la proporción de hembras, y de la mortalidad durante el período larval (o de la mortalidad diaria y la longitud del período larval). El número de reclutas que sobrevivirá dependerá de la diferencia del máximo de organismos que puede soportar el área y la abundancia de adultos presentes. Este modelo es semejante al modelo de Ricker, ya que es dependiente del stock. Es determinístico, no considera el efecto del error en las observaciones, y supone condiciones de equilibrio. Considera además, que en el caso en que ocurra dispersión larval predominarían dos procesos: advección y difusión por turbulencia.

MÉT. INDIRECTOS / STOCK-RECLUTAMIENTO

Shepherd, S. 1990. Studies on Southern Australian abalone (*Haliotis*). XII. Long-term recruitment and mortality dynamics of an unfished population. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 41: 475-92.

Clasificación: E+, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el

modelo original: En este estudio se presenta un gráfico con una serie de datos (14 años) de biomasa de stock parental versus reclutamiento. El autor explica que no se realiza el ajuste de ningún modelo, porque no se encontró una relación significativa entre stock y reclutamiento para estos datos. Además, la información disponible no permite prever la forma de la relación como para ajustar un modelo de stock-reclutamiento.

Datos requeridos: Se presenta una serie de datos de abundancia de stock y reclutas para abulones. Dado que no se trata de una población explotada (el estudio se realizó en un área protegida), no existe suficiente contraste entre los datos. El reclutamiento fue medido como un índice de abundancia (corregido por la detectabilidad) de juveniles (2+). La biomasa de adultos fue estimada convirtiendo las estimaciones de abundancia (muestreos) para cada clase de edad, a peso, usando una relación pre-establecida para esa localidad. La biomasa de adultos se consideró un índice del potencial para producir huevos, ya que la fecundidad esta linealmente relacionada con el peso.

Como indicador de población cerrada, se presenta el argumento de que el área de estudio esta limitada por habitats no apropiados para la especie.

Soporte estadístico: no se presenta ningún modelo.

Supuestos centrales: No se presenta ningún modelo. Igualmente se supone que se trata de una población cerrada.

Respuesta a violaciones de los supuestos: no se presenta ningún modelo. Si no se tratara de una población cerrada, la interpretación de los resultados no tendría validez. El autor utiliza como argumento de población cerrada, la limitante impuesta por el tipo de sustrato apropiado para la especie. No se discute si eso significaría una barrera en los estadios larvales.

Principales fuentes de error: El autor discute que la variabilidad en la relación stock-reclutamiento, impediría determinar la existencia de la misma. Los mismos argumentos fueron utilizados por Tegner et al. (1992). Los autores discuten que la distribución log-normal del reclutamiento reflejaría el efecto multiplicativo de los factores ambientales (denso-independientes) sobre la dispersión larval y la mortalidad de estadios juveniles. Por otro lado, este tipo de distribuciones son características de muchos stock explotados. Aunque no existen demasiadas evidencias de estudios de reclutamiento de abulones, y tampoco son frecuentes en otras especies de invertebrados, los pocos que existen sugieren gran variabilidad en el reclutamiento.

Ventajas y desventajas: no se presenta esta sección ya que no se discute ningún modelo.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado con abulones, en una reserva marina. Los abulones comparten muchas características de la historia de vida con los recursos bentónicos explotados en Chile (larvas planctónicas, vida larga, crecimiento relativamente lento, y distribución espacial agregada). El stock analizado en este trabajo no está sujeto a explotación pesquera.

Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses) y distribución agregada. Estas dos

características de la historia de vida son las más relevantes para los modelos de stock-reclutamiento, ya que previenen el uso de los mismos para especies de fondos duros explotadas en Chile. A estos problemas se suma la falta de información detallada de abundancia de reproductores y reclutas. Esta información no está disponible de datos pesqueros, y sería muy costosa de adquirir por evaluaciones directas. La base de datos debe tener suficiente contraste.

Costos de muestreo y estimación: no se presenta ningún modelo.

MET. INDIRECTOS / STOCK-RECLUTAMIENTO

Shepherd, S., D. Lowe, y D. Partington. 1992. Studies on southern Australian abalone (*Haliotis*). XII: larval dispersal and recruitment. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 164: 247-260.

Clasificación: E+, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original:

Este trabajo fue realizado con el objetivo de probar la existencia de la relación stock-reclutamiento a nivel local en una asociación de abulones. El área de estudio es una sección de la costa Australiana (2.4 km), con fondos rocosos, y en un rango de profundidad entre 7 y 10 metros. Se realizaron manipulaciones experimentales de la densidad de abulones, transplantando abulones para aumentar la densidad en sitios preseleccionados (alta densidad), y removiendo de otros sitios (baja densidad). Otras áreas fueron dejadas intactas como control. Esta manipulación fue realizada antes de la emisión de gametas. En el momento de la reproducción, se estimó la densidad promedio de abulones en las áreas experimentales. Posteriormente se evaluó también la abundancia de reclutas en cada sitio experimental, a través de muestreos al azar (N entre 12 y 17, área de muestreo=0.2 m²).

Se utilizó una regresión múltiple, entre el reclutamiento en cada área y una serie de variables ambientales, más el stock parental:

$$R = a_0 + a_1H + a_2D + a_3IV + a_4X$$

donde H, indica el área cubierta por el sitio experimental, D es un índice de calidad del habitat, IV es el número de adultos desovantes, y X es el grado de agregación de los adultos.

Datos requeridos: Este modelo requiere de datos de densidad de reclutas, densidad de adultos, agregación de adultos, área de distribución del stock, y calidad del habitat.

Soporte estadístico: El modelo es una regresión múltiple.

Supuestos centrales: Por teoría de regresiones, los supuestos del modelo son que (1) las variables independientes están medidas sin error, (2) que las variables independientes no están correlacionadas entre sí, (3) que la varianza de los residuales es homogénea, y (4) que los valores de la variable y fueron obtenidos al azar.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Es probable que dos de las variables (densidad de adultos y grado de agregación) estén correlacionadas. Si este fuera el caso, los parámetros estimados para las variables independientes por regresiones lineales no reflejan la relación que existe entre ellos y la variable dependiente. Para los restantes supuestos, si los mismos fueran violados, los parámetros estimados estarían sesgados. El problema de violación a los supuestos de normalidad, y varianzas homogéneas se puede corregir con transformaciones de los datos.

Principales fuentes de error: No existen mayores fuentes de error en un análisis de regresiones, si los

supuestos se cumplen y los datos utilizados representan la realidad.

Ventajas y desventajas: no se utiliza ningún modelo especial, simplemente se aplica una regresión múltiple.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado con abulones en Australia, en un área cerrada a la explotación durante el período experimental. Como se destacó anteriormente, esta especie presenta semejanzas de historia de vida con las especies blanco de la pesquería artesanal chilena (larvas planctónicas, vida larga, crecimiento relativamente lento, y distribución agregada).

Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses) y distribución agregada. Estas dos características de la historia de vida son las más relevantes para los modelos de stock-reclutamiento, ya que previenen el uso de los mismos para especies de fondos duros explotadas en Chile. A estos problemas se suma la falta de información detallada de abundancia de reproductores y reclutas. Esta información no está disponible de datos pesqueros, y sería muy costosa de adquirir por evaluaciones directas. La base de datos debe tener suficiente contraste.

Costos de muestreo y estimación: este tipo de estudio es para trabajos de pequeña escala, y no podría ser aplicado a evaluaciones de stock por los elevados costos.

MET. INDIRECTOS / STOCK-RECLUTAMIENTO

Fogarty, M. 1993. Recruitment in randomly varying environments. *ICES J. mar. Sci.* 50: 247-260.

Clasificación: Es, DI, E, I+

Este trabajo no se presenta en un contexto sistemático, ya que no utilizó como modelo ninguna especie asociada a fondos duros. Tampoco existen evidencias de su aplicación a este tipo de recurso. Sin embargo, el modelo de Fogarty podría ser aplicado a recursos bentónicos, fundamentalmente porque incorpora variabilidad en el reclutamiento (característica deseable para especies con larvas planctónicas).

Fogarty desarrolló modelos estocásticos análogos a varios modelos de stock-reclutamiento, con el objetivo de definir la relación entre la variabilidad en el reclutamiento y (1) la fecundidad, (2) la tasa de mortalidad, y (3) la duración de la fase de pre-reclutamiento. Como se describió anteriormente, los modelos tradicionales de stock-reclutamiento son determinísticos; consideran los mecanismos de regulación poblacional, pero no incluyen fuentes de variabilidad externa.

Fogarty desarrolla un modelo (diferencial) más realista, introduciendo variación ambiental. El autor reconoce que no es deseable particionar la varianza del reclutamiento en distintas fuentes, a menos que se conozcan factores ambientales que realmente tengan un efecto marcado. El modelo introduce un parámetro denso-independiente, otro para los mecanismos compensatorios, y un tercero que define la forma de la función. Se utilizan el modelo de Beverton y Holt, el de Ricker, y uno denso-independiente. El modelo de Fogarty

remueve la restricción de una respuesta compensatoria lineal per cápita, permitiendo mayor flexibilidad en la descripción de la dinámica del reclutamiento.

En el modelo estocástico, el coeficiente de mortalidad denso-independiente es una variable al azar, y no se realizan supuestos sobre la distribución de este coeficiente. El reclutamiento promedio es más alto para los modelos con variación estocástica que para los modelos determinísticos. Fogarty encontró que el tamaño inicial de una cohorte contribuye fuertemente a la varianza absoluta del reclutamiento; la varianza aumenta con el cuadrado del número inicial, y con la duración de la fase de pre-reclutamiento. Inversamente, la varianza disminuye a medida que la tasa de mortalidad aumenta. Cuanto mayor es el efecto combinado de la mortalidad denso-independiente y compensatoria, menor es la varianza en el reclutamiento. Por lo tanto, los términos de mortalidad sirven efectivamente para contrarrestar los efectos de la alta fecundidad poblacional. Altas tasas de mortalidad durante los primeros estadios de la historia de vida, contribuyen indirectamente a la alta variabilidad en el reclutamiento.

También se estudio el caso en el que el coeficiente de mortalidad se supone como una variable al azar, que sigue una distribución lognormal. En este caso el nivel medio del reclutamiento de los modelos estocásticos también es más alto que el de los determinísticos, y el riesgo de reducir la población

a niveles bajos aumenta con la estocasticidad. En base a estas exploraciones, Fogarty concluye que, (1) una alta variabilidad en el reclutamiento puede ser observada en una población sujeta a estocasticidad en los parámetros demográficos, y (2) esto no debiera ser interpretado como evidencia de que no existe una relación stock-reclutamiento.

MET. INDIRECTOS / STOCK-RECLUTAMIENTO

McShane, P. 1995. Recruitment variability in abalone: its importance to fisheries management. *Mar. Freshwater Res.* 46: 555-570.

Clasificación: Sin clasificación.

Este trabajo no se presenta en un contexto sistemático, porque no se ajustan modelos de stock-reclutamiento. Sin embargo, se consideró su inclusión por la discusión exhaustiva de los problemas en determinar relaciones stock-reclutamiento en metapoblaciones.

En este trabajo McShane reporta los problemas encontrados para ajustar relaciones stock-reclutamiento a invertebrados en general, y a abulones en particular, hasta 1995. McShane reconoce el problema en encontrar patrones, pero enfatiza las ideas de Walter y Ludwig (1981) sobre el riesgo de suponer que dicha relación no existe. Entre los problemas que McShane identifica en demostrar una relación stock-reclutamiento para abulones se destacan:

(1) errores en las mediciones. En abulones es crucial el estadio al cual se mide el reclutamiento, ya que esto afectará la magnitud y variabilidad en el reclutamiento. Otro componente de los errores en las mediciones, es la incertidumbre en la definición de una unidad de stock. Aún en el supuesto de que ambas variables pudieran ser estimadas con exactitud, las dificultades en replicar diferentes niveles de stock oscurecen los patrones observados. El aspecto positivo de especies sedentarias o semi-sedentarias que McShane menciona, es el de la posibilidad de realizar estudios experimentales.

(2) efectos de la variación ambiental. Este factor puede ser tan diverso, que para McShane, la incorporación de una variable ambiental en un modelo de stock reclutamiento no aumenta necesariamente el ajuste. En abulones los factores ambientales pueden actuar en distintos estadios de la historia de vida, desde las condiciones físico-químicas en los estadios larvales, hasta los efectos de la estructura de la comunidad bentónica (afectada por factores ambientales y pesca).

(3) denso-dependencia. Existen algunas evidencias para suponer que los procesos biológicos incorporados en el modelo de Ricker podrían explicar la relación stock-reclutamiento de abulones. De acuerdo a McShane, existen evidencias para soportar la idea que a altos niveles de stock o reclutas, la densidad de los reclutas disminuirá. Sin embargo, también existen evidencias contrarias (ver Prince et al. 1988). El modelo de Beverton y Holt supone que el reclutamiento alcanza una asíntota a ciertos niveles de stock, debido a limitaciones en la disponibilidad de habitat, o alimento. El autor resalta en esta sección el problema de medir el reclutamiento en estadios en los que ya hayan operado procesos denso-dependientes.

(4) el efecto de la pesca. Según McShane, existen muy pocas evidencias en la literatura para soportar la idea de que la explotación pesquera haya afectado el reclutamiento. Muchos factores pueden explicar las fallas en el reclutamiento, y esto ha

sido demostrado utilizando poblaciones locales no explotadas (no se menciona el efecto de que la provisión de larva a esta población pueda venir de

un substock sobreexplotado). Según el autor, las subpoblaciones residuales no explotadas podrían proveer de larvas a las subpoblaciones explotadas.

c.3.6. Rendimiento por recluta

En la década del 30 se hicieron trabajos experimentales que sugerían que existía un efecto del tamaño de las redes de pesca sobre la supervivencia de juveniles de bacalao. En base a estos resultados, existía un optimismo generalizado de que un mecanismo para regular las pesquerías, sería el aumento del tamaño de la malla de las redes. Sin embargo, no existían aún los elementos para evaluar el efecto de este cambio. Thompson y Bell (1934) definieron la intensidad de pesca en función de la mortalidad causada. Posteriormente Graham (1938) la definió como la captura anual expresada como porcentaje del stock en ese momento. Ricker (1940) mostró como el concepto de tasa instantánea de Baranov podría aplicarse a estas definiciones, y presentó las tasas instantáneas para la mortalidad natural, y por pesca.

En ese mismo momento Graham conoció al matemático Hulme, quien realizó una primera aproximación matemática al problema de determinar el efecto del cambio en el tamaño de las mallas de las redes de pesca. En base a esta primera aproximación, y a la traducción recientemente publicada del trabajo de Baranov, Graham reclutó a dos nuevos miembros de su grupo para que trabajaran con Hulme en este problema. Estos dos investigadores, Beverton y Holt, trabajaron sobre detalles de la aproximación de Hulme al problema, desarrollando el modelo de rendimiento por recluta. Beverton y Holt incorporaron la función de crecimiento de von Bertalanffy en la ecuación desarrollada por Hulme, y derivaron una ecuación que relaciona el rendimiento de una pesquería en condiciones de equilibrio, con la tasa de mortalidad por pesca y la edad de reclutamiento a la pesquería. Beverton y Holt supusieron que los cuatro factores que determinan la dinámica de una población (en base a Russell) eran independientes: (1) el crecimiento seguiría una misma función independiente del número de individuos presentes; (2) la mortalidad natural sería denso-dependiente; (3) el reclutamiento sería constante, y por lo tanto se podrían expresar las capturas en rendimiento por recluta; y (4) las capturas dependerían directamente de la tasa instantánea de pesca. De este modo, se presentaron los primeros resultados del impacto de cambios en el tamaño de las mallas de pesca sobre el rendimiento. En general se utilizan métodos gráficos para la presentación de este análisis.

MÉTODOS INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Beverton, R. y S. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fish. Invest. Ser. II Mar. Fish. G. B. Minist. Agric. Food 19, 533 p.

Clasificación: Es, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: A pesar de que este tipo de modelos es sugerido para especies semélparas, o que muestran pulsos muy marcados en el reclutamiento, la falta de otras herramientas de evaluación de stock en pesquerías (fundamentalmente por problemas de estimación del reclutamiento), y el reconocimiento del problema de sobreexplotación por crecimiento, han conducido a una aplicación frecuente de modelos de rendimiento por recluta. Estos modelos proveen información sobre las estrategias de explotación apropiadas para maximizar la producción, pero no proveen indicaciones sobre la sustentabilidad de una estrategia particular. El modelo de Beverton y Holt permite estimar el rendimiento por recluta bajo distintas tasas de explotación y talla de primera captura, y se puede expresar como:

$$Y_w/R = F(P_w/R)$$

$$P_w/R = e^{-M \rho} W_{\infty} \sum (\Omega_n e^{-nK(\rho - t_0)}) / (F + M + nK) * (1 - e^{-(F+M+nK)\lambda})$$

donde P_w representa la biomasa anual media de la población explotable, R indica recluta, Ω y K son parámetros de crecimiento individual, M indica mortalidad natural, F mortalidad por pesca, W_{∞} indica el peso a edad infinita, y n indica edad de primera captura.

Datos requeridos: El modelo requiere información sobre mortalidad natural y tasa de crecimiento individual, y genera isoclinas de rendimiento por recluta para cada combinación de tasa de explotación y talla de primera captura.

Soporte estadístico: El proceso de estimación es muy sencillo, y está basado en tablas, donde se vuelca la información de rendimiento por recluta para cada valor fijo de talla de primera captura, o de mortalidad por pesca. En general, los resultados se presentan gráficamente, mostrándose las isoclinas de rendimiento por recluta para un rango de valores de las dos variables de control (ver Beverton y Holt, pag. 318).

Supuestos centrales: El modelo de rendimiento por recluta se basa en los siguientes supuestos:

1. La tasa de crecimiento no varía con el tiempo o la densidad del stock explotado. De este modo, el crecimiento puede ser modelado a través de una serie de parámetros (von Bertalanffy);
2. La tasa de mortalidad natural se conoce y no varía con la edad, el tiempo, o la densidad del stock. Este es un parámetro muy importante del modelo;
3. Las mortalidades por pesca y natural son independientes entre sí. Este supuesto no se cumpliría si existiera mortalidad incidental sobre los juveniles debido al arte de pesca;

4. El reclutamiento es constante. El reclutamiento es medido como la densidad de juveniles, y variaciones en el reclutamiento pueden afectar el crecimiento (si este fuera denso-dependiente); y

5. Los individuos de la misma talla tienen el mismo peso y vulnerabilidad al arte de pesca.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Los supuestos asociados con el crecimiento pueden producir sobre o subestimaciones del rendimiento por recluta, pero en general el modelo es robusto a pequeños errores en la estimación del crecimiento individual. Sin embargo, si no se cumplen los supuestos asociados a la mortalidad natural, se producen grandes errores en la estimación del rendimiento por recluta.

Por lo demás, ambos supuestos son difíciles de cumplir ya que en muchas especies la mortalidad depende de la edad de los individuos, y es también dependiente de la mortalidad por pesca. Una subestimación de la mortalidad natural, producirá una sobreestimación de la mortalidad por pesca, para un nivel dado de rendimiento por recluta.

Principales fuentes de error: La principal fuente de error esta asociada con la estimación de la mortalidad natural. Pequeños errores en la estimación de este parámetro, implican grandes errores en las estimaciones de rendimiento por recluta.

Ventajas y desventajas: El método de rendimiento por recluta es ventajoso como herramienta de manejo de ciertas pesquerías, y como complemento de manejo en otros casos. El análisis de rendimiento por recluta es utilizado para especies semélparas, y para stocks espasmódicos. Sin

embargo, también es una herramienta útil de manejo para otros tipos de stock. Con un análisis de rendimiento por recluta se puede determinar el impacto de ciertas estrategias de manejo, sin contar con datos de abundancia del stock.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: El modelo fue aplicado a los datos de una pesquería de lenguados, y aplicado posteriormente al bacalao. Estas mismas especies fueron utilizadas para el desarrollo de otros modelos (Schaefer 1954). Ambas especies pueden ser consideradas dentro de la categoría de especies vida larga, crecimiento lento, y stocks relativamente estables, presentando así una semejanza con la mayoría de las especies explotadas por la pesquería bentónica chilena.

Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Este modelo considera el "trade-off" entre dos parámetros de la historia de vida (mortalidad y crecimiento) para maximizar el rendimiento por recluta.

Respecto de la historia de explotación de estos recursos, esta podría considerarse común a la experimentada por la mayoría de las pesquerías en

el mundo, pero con dos variantes importantes: (1) series de tiempo muy largas; y (2) contraste en los datos (debido al cese de la pesca durante las dos guerras mundiales). Este tipo de serie de tiempo, no estaría disponible para los recursos bentónicos de fondos duros de Chile. Sin embargo, este modelo es prácticamente independiente de datos pesqueros, y si se dispone de información biológica, el modelo es aplicable.

En Chile no se dispone de series de tiempo largas de datos pesqueros para los recursos bentónicos de fondos duros. Además, medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros son escasas. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Para este tipo de modelo no se consideraron costos de muestreo. En general, la información necesaria sobre la población no proviene de datos pesqueros, sino biológicos. La aplicación del modelo es sumamente sencilla. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 800.000 pesos (costo de ingreso de datos: 150.000 pesos) por puerto de desembarco. El agregado de otros sitios de muestreo (con diferentes tasas de mortalidad o crecimiento) agrega costos marginales.

MET. INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Doi, T., S. Guzmán del Proo, V. Marin Aceves, M. Ortiz Quintillana, J. Camacho Acosta, y T. Muñoz Lopez. 1977. Análisis de la población y diagnóstico de la pesquería de abulón amarillo (*Haliotis corrugata*) en el área de Punta Abrejos e Islas Cedros, B.C. Serie Científica 18.

Clasificación: sin clasificación.

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Este trabajo fue detectado por el método de búsqueda iv, y solicitado a uno de los autores (Guzmán del Proo) juntamente con otras publicaciones de su autoría. El autor envió material, pero no incluyó esta publicación. Este trabajo se encuentra publicado en una revista que, si bien se encuentra en varias bibliotecas, el envío

de números ha sido irregular. Se incluye la referencia porque es un modelo original, pionero, y frecuentemente citado a pesar de estar en castellano. De acuerdo a la información que se pudo recopilar, los autores usan un modelo propio de estructura de edad, para calcular el rendimiento por recluta del abulón de Méjico.

MET. INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Isibasi, K. y H. Kojima. 1979. A study on the stock of japanese black abalone, *Haliotis discus discus* in Tokushima Prefecture. III. Analysis on abalone fisheries management. Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab. 98: 65-75.

Clasificación: sin clasificación.

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: De este trabajo se cita y se describe lo que ha podido rescatarse de varias fuentes, ya que el texto original esta en japonés. Existen traducciones de esta publicación, pero no fueron publicadas en un formato de reporte técnico disponible en bibliotecas. Estos autores fueron de los primeros en aplicar el modelo de rendimiento por recluta de Beverton y Holt a una especie de abulón. Se utilizó como modelo al abulón japonés, y el modelo original fue modificado para incluir el efecto de la pesca estacional.

MÉTODOS INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Saila, S., J. Annala, J. McKoy, y J. Booth. 1979. Application of yield models to the New Zealand rock lobster fishery. *N. Z. J. Mar. Freshwater Res.* 13: 1-11.

Clasificación: Es, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original:

Se aplicó el modelo de Beverton y Holt para un análisis de rendimiento por recluta de la langosta de Nueva Zelanda, y un segundo modelo de rendimiento por recluta (introduciendo otra función de crecimiento). Este modelo está basado en Bennett (1976), que tiene en cuenta el crecimiento en intervalos de los crustáceos, en vez de modelar el crecimiento con una función continua. Este criterio fue también utilizado en otras especies de crustáceos de fondos blandos (Campbell y Robinson 1983), aunque otros trabajos han utilizado el modelo de crecimiento de von Bertalanffy (ej. Bannister y Addison 1986; Reeves 1988).

El modelo de Beverton y Holt se presenta como:

$$Y = F \cdot R \cdot \exp(-M(t_c - t_r)) W_\infty$$

$$\sum (U_n \exp(-nK(t_c - t_0)) / (F + M + nK))$$

donde W_∞ , K , y t_0 son parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy, R es el número de reclutas, Y es el rendimiento, F es la mortalidad por pesca, M es la mortalidad natural, t_r es la edad al reclutamiento, y t_c es la edad al reclutamiento a la pesquería.

El segundo modelo utilizado (Bennett 1976) fue:

$$Y/R = \left(\sum_{j=t_n-1} P_j W_j F (1 - \exp(-(F+M)/(F+M))) \right) + P_n W_n F / (F+M) \cdot 1/R$$

donde t_n es la edad máxima de los individuos en la población, P_j es la población a la edad j , W_j es el

peso a la edad j , P_n es la población a la edad máxima, y W_n es el peso a la edad máxima.

Datos requeridos: El modelo requiere información sobre mortalidad natural y tasa de crecimiento individual, y genera isóneas de rendimiento por recluta para cada combinación de tasa de explotación y talla de primera captura.

Soporte estadístico: Los autores utilizan el método de estimación propuesto en Gulland (1969), el cual es muy sencillo. En principio, se calcula en una tabla el rendimiento para un rango de valores de mortalidad por pesca, manteniéndose la selectividad constante (t_c). En otras tablas se calcula el rendimiento para selectividades variables, y ambas estimaciones se combinan gráficamente. En Gulland (1969) se proveen modelos de dichas tablas (páginas 117-119).

Supuestos centrales: El modelo de rendimiento por recluta se basa en los siguientes supuestos:

1. La tasa de crecimiento no varía con el tiempo o la densidad del stock explotado;
2. El crecimiento puede ser modelado a través de una serie de parámetros (ej. von Bertalanffy);
3. La tasa de mortalidad natural se conoce y no varía con la edad, el tiempo, o la densidad del stock;
4. Las mortalidades por pesca y natural son independientes entre sí;

5. El reclutamiento es constante (variaciones en el reclutamiento pueden afectar el crecimiento, si este fuera denso-dependiente); y
6. Los individuos de la misma talla tienen el mismo peso y vulnerabilidad al arte de pesca.

Respuesta a violaciones de los supuestos: El modelo es poco sensible a pequeños cambios en el crecimiento, por lo que pequeños errores asociados a los supuestos sobre crecimiento individual no implicarían mayores errores en las estimaciones de rendimiento por recluta.

Los supuestos asociados a la mortalidad natural son más importantes, ya que pequeños cambios en las estimaciones de la mortalidad natural, se traducen en grandes diferencias en las estimaciones de rendimiento por recluta. Aún cuando se dispongan de estimaciones de mortalidad natural para un momento determinado, la tasa de mortalidad natural puede variar con la densidad del stock, y estar afectada por la explotación pesquera.

Principales fuentes de error: Las principales fuentes de error están asociadas con errores en la estimación de la mortalidad natural.

Ventajas y desventajas: Este modelo es una herramienta útil de manejo para ciertos tipos de pesquería (especies semélparas, y stocks espasmódicos). Sin embargo, cuando no se dispone de información para aplicar otros modelos de evaluación de stock, el modelo de rendimiento por recluta brinda pautas para considerar alternativas de manejo. Otra de las ventajas es que el requerimiento de datos es bajo. Sin embargo, los datos requeridos no provienen de estadísticas

pesqueras, por lo que su aplicación se puede ver limitada, si el conocimiento de la biología de la especie es escaso.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: La historia de vida del recurso estudiado es semejante a la de varias especies de recursos bentónicos explotados en Chile. La langosta de roca es una especie de vida larga, con estadios larvales planctónicos (particularmente larga vida planctónica), y distribución agregada.

Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Este modelo considera el "trade-off" entre dos parámetros de la historia de vida (mortalidad y crecimiento) para maximizar el rendimiento por recluta.

Respecto de la historia de explotación del recurso considerado en este trabajo, se cuentan con estadísticas pesqueras por un período largo de tiempo. Sin embargo, este modelo es prácticamente independiente de datos pesqueros, y si se dispone de información biológica, el modelo es aplicable. En Chile no se dispone de series de tiempo largas de datos pesqueros para los recursos bentónicos de

fondos duros. Además, medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros son escasas. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Para este tipo de modelo no se consideraron costos de muestreo. En general, la información necesaria sobre la

población no proviene de datos pesqueros, sino biológicos. La aplicación del modelo es sumamente sencilla. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 800.000 pesos (costo de ingreso de datos: 150.000 pesos) por puerto de desembarco. El agregado de otros sitios de muestreo (con diferente tasa de crecimiento o mortalidad natural) agrega costos marginales.

MÉT. INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Sainsbury, K.J. 1982. Population dynamics and fishery management of the paua, *Haliotis iris* II. Dynamics and management as examined using a size class population model. N. Z. J. Mar. Freshwater Res. 16: 163-173.

Clasificación: Es, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original:

Sainsbury presenta un modelo de rendimiento por recluta, y lo aplica al abulón de Nueva Zelanda. El abulón estudiado no puede ser datado, y por lo tanto se usan clases de talla en vez de clases de edad. El número de individuos de la clase de edad j que sufrirán mortalidad durante el período t puede ser calculado, y esos individuos sufrirán una mortalidad por pesca $F/(F+M)$. Se puede obtener una matriz de rendimiento (Y), la cual al ser multiplicada por un vector poblacional, resultará en un vector específico para la clase de edad, durante un intervalo de tiempo $T, T+t$. Cada elemento de la matriz (y_{ij}) es la proporción de los animales en la clase j , al tiempo T , que serán capturados en la clase i durante el intervalo t . Si estos animales no presentan un crecimiento negativo, entonces,

$$y_{ij} = F_j / (F_j + M_j) \sum_{p_j} p_j \exp(-M_j + F_j) \Delta t_{r,j} \\ + (M_j - 1 + F_j - 1) \Delta t_{r,i-1} \dots \dots \\ + (M_i - 1 + F_i - 1) \Delta t_{r,i-1} * (1 - \exp(-M_i + F_i) \Delta t_{r,i})$$

donde $i > j$, y $t_{r,k}$ es el tiempo que pasan en cada clase k , los animales que están creciendo de j a r en el tiempo t . El primer término exponencial en la ecuación, indica la proporción de animales que están creciendo de la clase j a la clase r , y que sobreviven para entrar en la clase i . El segundo término exponencial, indica la proporción de animales que entran en la clase i , y que morirán en

esa clase. El número total de animales capturados en la clase de talla i , durante el intervalo $(T, T+t)$ del vector poblacional N_T será:

$$\sum y_{ii} \cdot n_i$$

N_T es igual a $A_t N_T$, donde A_t es la matriz de proyección. El rendimiento en número puede ser convertido a peso. El rendimiento por recluta se obtiene construyendo una matriz de proyección, sin término para la fecundidad, y aplicándola repetidamente a un vector poblacional el cual contiene un número arbitrario inicial de reclutas. El rendimiento de estos reclutas se obtiene sumando el rendimiento anual de los reclutas en años sucesivos, hasta que el número remanente sea cero. Este rendimiento, bajo condiciones de equilibrio, iguala al rendimiento anual total, por el número inicial de reclutas de la población total.

Datos requeridos: Se requieren datos de supervivencia (natural) y de crecimiento, para incorporarlos a la matriz de proyección.

Soporte estadístico: El autor hace disponible un programa para la aplicación del modelo. No se provee información sobre el soporte estadístico del mismo.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo son semejantes a los de los modelos clásicos de rendimiento por recluta.

Respuesta a violaciones de los supuestos: El modelo es fundamentalmente sensible a las violaciones sobre los supuestos relacionados con la mortalidad natural.

Principales fuentes de error: La principal fuente de error en el uso de este modelo es la mortalidad natural. Una pequeña diferencia en la mortalidad natural (10%), se traduce en una gran diferencia de la talla óptima de captura para una mortalidad por pesca dada. Por otro lado, las estimaciones de mortalidad natural no están normalmente disponibles, para la especie de interés, en el área de estudio, y para los niveles de densidad actuales. La mortalidad puede variar debido a factores ambientales, como también responder a densidades variables de la población.

Ventajas y desventajas: Las ventajas de este modelo es que no requiere estimaciones de abundancias de stock. La desventaja es que no se puede utilizar como única herramienta de manejo para especies de vida larga, iteróparas, y poblaciones con comportamiento no espasmódico.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado con abulones en Nueva Zelanda. Esta especie es semejante a los gastrópodos explotados en Chile, en cuanto a las características generales de la historia de vida y comportamiento. Existe una cantidad importante de información sobre la biología y la ecología de esta especie.

Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses).

En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Este modelo considera el "trade-off" entre dos parámetros de la historia de vida (mortalidad y crecimiento) para maximizar el rendimiento por recluta.

Esta especie de abulón, al igual que varios de los invertebrados bentónicos de fondos duros de Chile, fue explotada por varios siglos a pequeña escala. Sin embargo, en la década del 60 comenzó la explotación a escala comercial, que culminó con la sobreexplotación 15 años más tarde. Existe una talla mínima de captura para esta especie, pero no se han realizado evaluaciones sobre el efecto de las distintas estrategias de manejo.

En Chile no se dispone de series de tiempo largas de datos pesqueros para los recursos bentónicos de fondos duros. Sin embargo, este modelo es prácticamente independiente de datos pesqueros, y si se dispone de información biológica, el modelo es aplicable. Tampoco existen demasiadas medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente

implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Para este tipo de modelo no se consideraron costos de muestreo. En general, la información necesaria sobre la población no proviene de datos pesqueros, sino biológicos. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden

a 700.000 pesos (costo de ingreso de datos: 150.000 pesos) por puerto de desembarco. El autor hace disponible el modelo, por lo tanto los costos estimados son de adaptación, y análisis. El agregado de otros sitios de muestreo (con distinta tasa de crecimiento individual o mortalidad natural) agrega costos marginales.

MÉT. INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Sluczanowski, P. 1984. A management oriented model of an abalone fishery whose substocks are subject to pulse fishing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1008-1014.

Clasificación: Es, Df, D(E), I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: El propósito de este estudio es desarrollar un modelo que describa la influencia de dos variables controlables (período P entre dos excursiones de pesca, y la talla mínima legal) sobre dos índices de explotación: la biomasa y la producción de huevos por recluta.

El modelo es semejante al modelo de Beverton y Holt. El modelo de Sluczanowski describe como el rendimiento por recluta y el número de huevos producidos por un substock varían dependiendo del tamaño mínimo legal de primera captura, y la mortalidad por pesca (en este caso, se utiliza el período entre visitas intensivas de pesca a cada arrecife).

$$N_t = \exp(-M_t) \text{ for } 0 < t < t_\lambda$$

donde M es la tasa de mortalidad natural y t_λ es la edad máxima posible. El crecimiento en longitud está descrito por el modelo de von Bertalanffy, y la relación entre el peso (w_t) y la biomasa esta definida por una relación exponencial que depende de dos parámetros. La biomasa de una clase de edad B_t alcanza su máximo B_{\max} , a la edad crítica t_{mb} .

$$B_t = N_t w_t$$

$$B_{\max} = B(t_{mb})$$

$$t_{mb} = t_0 + \ln(bK/M)/K$$

donde K es uno de los parámetros del modelo de von Bertalanffy.

Las variables de control son la edad de reclutamiento a la pesquería (t_r), y el período (P) entre dos excursiones de pesca (en cada excursión se supone que se produce una depleción de abulones por encima de la talla l_r). Se utilizaron varios escenarios de períodos de pesca por año. El número de abulones que reclutan a la talla l_r se supone constante y continuo durante el año.

El rendimiento de un determinado régimen de explotación ($B(t_r, P)$) se estimó:

$$B(t_r, P) = \int_{t_r}^{\min(t_\lambda, t_r + P)} B(t) dt$$

Simultáneamente al análisis de optimización del rendimiento por recluta, se estudio la producción de huevos por recluta, para las mismas variables de control (edad de reclutamiento y período entre excursiones de pesca a cada substock). En este caso se supuso que la producción de huevos ocurría a lo largo del año, y se utilizó una función de fecundidad por edad.

Datos requeridos: Se requieren datos de supervivencia (natural), y de crecimiento.

Soporte estadístico: La relación descrita para B (y su semejante para huevos por recluta) se calcula a través de un programa desarrollado por el autor. Este programa genera una tabla de eficiencias de rendimiento y producción de huevos, para rangos de t_r y P predeterminados. Las eficiencias se expresan en porcentajes.

Supuestos centrales: Se basa en los siguientes supuestos: (1) la tasa de crecimiento no varía con el tiempo o la densidad del stock explotado; (2) el crecimiento sigue el modelo de von Bertalanffy; (3) la tasa de mortalidad natural no varía con la edad, el tiempo, o la densidad del stock; (4) las mortalidades por pesca y natural son independientes entre sí; (5) los individuos de la misma talla tienen el mismo peso y vulnerabilidad al arte de pesca; (6) el número de abulones que reclutan a la talla de primera captura es constante y continuo durante el año; y (7) se produce una depleción de abulones por encima de la talla de primera captura.

Respuesta a violaciones de los supuestos: De los dos supuestos exclusivos de este modelo, (6 y 7) ambos se cumplen fácilmente, considerando que (1) la reproducción ocurre durante 5 meses por año, (2) que la especie analizada recluta a la pesquería luego de un largo período de crecimiento, (3) que existen diferencias individuales en crecimiento, y (4) que el área de pesca es pequeña por lo que rápidamente ocurre depleción.

Sobre el resto de los supuestos característicos de los modelos de rendimiento por recluta, los supuestos relacionados con el crecimiento no presentan mayores problemas. Sin embargo, las violaciones a los supuestos asociados a la mortalidad natural se traducen en grandes diferencias en las estimaciones de rendimiento por recluta.

Principales fuentes de error: La principal fuente de error esta asociada con las estimaciones de mortalidad natural. Estas introducen grandes

errores en la estimación de rendimiento por recluta, y no es un dato usualmente disponible. Aún cuando se dispongan de estimaciones de mortalidad natural para un momento determinado, la tasa de mortalidad natural puede variar con la densidad del stock, y estar afectada por la explotación pesquera.

Ventajas y desventajas: La principal ventaja de este modelo es la introducción de una variante sobre una de las variables de control, de especial aplicación a especies agregadas. Sin embargo, para poder utilizar esta variable de control se debe conocer el número de arrecifes explotados, y el esfuerzo que se ejerce sobre cada uno (visitas).

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este recurso, como su historia de explotación, se asemejan a las de los recursos bentónicos de fondos duros. El modelo fue desarrollado para este tipo de especies, y es particular interés.

En la zona de estudio existe una pesquería cuyas capturas se han mantenido estables desde el comienzo de la explotación comercial. En general el modo en que opera la pesquería es de sobreexplotación de pequeños bancos, y mientras cada área se recupera se explota una nueva. El período de descanso puede variar entre 6 meses y tres años, dependiendo de la productividad de cada arrecife. Se ha estimado que existirían más de 200 unidades de área bajo explotación rotativa. Debido al comportamiento sedentario de los abulones, no habría migración entre áreas. En estos arrecifes se explotan simultáneamente dos especies. Para ambas se conocen aspectos de su biología, y de su ecología.

La especie analizada tiene vida larga, crecimiento relativamente lento (dependiendo de la edad), y distribución agregada. Las hembras producen un gran número de huevos, y tienen larvas de vida planctónica. Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Este modelo considera el "trade-off" entre dos parámetros de la historia de vida (mortalidad y crecimiento) para maximizar el rendimiento por recluta.

Esta especie de abulón, al igual que varios de los invertebrados bentónicos de fondos duros de Chile, fue explotada por varios siglos a pequeña escala. Las características de operación de la flota, como de historia de vida de la pesquería, muestra semejanzas con las especies explotadas en Chile. Sin embargo, en Chile las capturas no se mantuvieron estables, debido a sobreexplotación.

En Chile no se dispone de series de tiempo largas de datos pesqueros para los recursos bentónicos de fondos duros. Sin embargo, este modelo es prácticamente independiente de datos pesqueros, y si se dispone de información biológica, el modelo es aplicable. Tampoco existen demasiadas medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas,

talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: Los resultados permiten observar cual podría ser la situación hipotética de substocks sujetos a visitas periódicas, cuya frecuencia varía, mientras se mantiene la talla mínima de captura. Aunque el rendimiento por recluta para la talla óptima de captura no varía demasiado con la frecuencia de las visitas, la producción de huevos muestra diferencias significativas entre las distintas estrategias. La pesca continua es la peor estrategia para la producción de huevos por recluta (recordar que se utilizó el supuesto de reproducción continua). La sensibilidad del modelo a errores en la estimación de la mortalidad natural fue analizada.

El modelo fue luego aplicado posteriormente a otra serie de datos de abulones de Australia (Sluczanowski 1986).

Costos de muestreo y estimación: Para este tipo de modelo no se consideraron costos de muestreo. En general, la información necesaria sobre la población no proviene de datos pesqueros, sino biológicos. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 700.000 pesos (costo de ingreso de datos: 150.000 pesos) por puerto de desembarco. El modelo está disponible del autor. El agregado de otros sitios de muestreo (con distinta tasa de

crecimiento individual o mortalidad natural)
agrega costos marginales.

MET. INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Murawski, S. y M. Fogarty. 1984. A spatial yield model for bivalve populations accounting for density-dependent growth and mortality. *Internacional Council for the Exploration of the Sea*. CM 1984/K26.

Clasificación: Es, Da, D, I-

Este trabajo no fue incluido en un contexto sistemático, porque utiliza como modelo una especie de fondos blandos, y no se ha encontrado ninguna aplicación del mismo a organismos bentónicos de fondos duros. Murawski y Fogarty propusieron una modificación del modelo de rendimiento por recluta de Thompson y Bell (1934) para poblaciones sedentarias, y agregadas. Este modelo fue formulado para poblaciones de bivalvos y aplicado a una especie de almeja (*Spisula solidissima*). Se considero válida la mención de esta publicación porque este modelo: (1) considera la posibilidad de capturas diferenciales entre diferentes bancos, y (2) permite utilizar mortalidades y crecimientos individuales

denso-dependientes. Los autores proponen que las estrategias de explotación alternativas pueden ser simuladas a través de diferentes patrones de agregación y parámetros poblacionales.

La segregación espacial del stock esta representada por una matriz bidimensional, para una grilla de localidades. El rendimiento total del stock puede ser obtenido por la suma de los rendimientos individuales para cada localidad y periodo de tiempo.

La segunda modificación de este modelo tiene que ver con las estrategias de explotación. En cada localidad se utiliza un factor multiplicador de la tasa de mortalidad natural, que es dependiente de la localidad (densidad inicial). El modelo es determinístico, de diferencia, y no se discute ninguna fuente de incertidumbre.

MET. INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Breen, P. 1986. Management of the British Columbia fishery for Northern abalone (*Haliotis kamtschatkana*).
En: G. Jamieson y N. Bourne (eds). Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 92: 300-312.

Clasificación: Es, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Breen aplica el modelo de Beverton y Holt (1957), utilizando estimaciones de mortalidad natural y crecimiento de datos experimentales y pesqueros. El modelo de Beverton y Holt permite estimar el rendimiento por recluta bajo distintas tasas de explotación y talla de primera captura.

El modelo no se presenta en el trabajo, pero de acuerdo a Beverton y Holt (1957) el rendimiento por recluta se puede expresar como:

$$Y_w/R = F(P_w/R)$$

$$P_w/R = e^{-M_p} W_\infty \sum (\Omega_n e^{-nK(t_p - t_0)}) / (F + M + nK)^* \\ (1 - e^{-(F + M + nK)\lambda})$$

donde P_w representa la biomasa media anual de la población explotable, R indica recluta, Ω y K son parámetros de crecimiento individual, M indica mortalidad natural, F mortalidad por pesca, W_∞ indica el peso a edad infinita, y n indica edad de primera captura.

En este trabajo el autor realiza también un análisis de producción de huevos por recluta, utilizando un modelo sencillo. La relación utilizada fue:

$$E = \sum_{t=t_f}^{t=t_R} f_t N_0 \exp(-(M_t) + N_0 \exp(-Mt_R) \sum_{t=t_f}^{t=\lambda} f_t N_0 \exp(-Z_t))$$

donde E es el número total de huevos producidos por N_0 hembras, t_f es el tiempo a la primera madurez sexual, y t_r es el tiempo de reclutamiento a la pesquería.

Datos requeridos: El modelo requiere información sobre mortalidad natural y tasa de crecimiento individual. Además se requiere información sobre fecundidad por edad, para el modelo de producción de huevos por recluta.

Soporte estadístico: No se explica el proceso de estimación utilizado. En general, y de acuerdo al modelo original, la estimación es muy sencilla (ej. planillas de cálculo). En general, los resultados se presentan gráficamente, mostrándose las isopletras de rendimiento por recluta para el rango de valores utilizados para las dos variables de control (ver Beverton y Holt, pag. 318). El mismo método gráfico puede ser utilizado para producción de huevos por recluta (ambos gráficos de isopletras son presentados en este trabajo).

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo de rendimiento por recluta son: (1) la tasa de crecimiento no varía con el tiempo o la densidad del stock explotado; (2) el crecimiento individual se puede describir con un modelo de crecimiento (ej. von Bertalanffy); (3) la tasa de mortalidad natural no varía con la edad, el tiempo, o la densidad del stock; (4) las mortalidades por pesca y natural son independientes entre sí, y (5) los individuos de la misma talla tienen el mismo peso y vulnerabilidad al arte de pesca. Para el modelo de producción de huevos por recluta, se supone

además que la producción de huevos es un evento discreto y anual.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Los supuestos asociados con el crecimiento pueden producir sobre o subestimaciones del rendimiento por recluta, pero en general el modelo es robusto a pequeños errores en la estimación del crecimiento individual. Los supuestos sobre crecimiento individual podrían no haberse cumplido, debido a que el crecimiento en abulones es dependiente del habitat y la densidad.

Sin embargo, si no se cumplen los supuestos asociados a la mortalidad natural, se producen grandes errores en la estimación del rendimiento por recluta.

Por lo demás, ambos supuestos son difíciles de cumplir ya que en muchas especies la mortalidad depende de la edad de los individuos, y es dependiente de la mortalidad por pesca. Una subestimación de la mortalidad natural producirá una sobre-estimación de la mortalidad por pesca, para un nivel dado de rendimiento por recluta.

Principales fuentes de error: El autor no discute posibles fuentes de errores para ninguno de estos dos modelos. Sin embargo, discute que debido a la gran dependencia entre tipo de habitat y crecimiento en abulones, es posible que se introduzcan errores en la función de crecimiento individual. La principal fuente de error está asociada con la estimación de la mortalidad natural. Pequeños errores en la estimación de este parámetro utilizado por el modelo, implican grandes errores en las estimaciones de rendimiento por recluta. El autor discute que existen ciertas dudas sobre los valores de mortalidad natural

utilizados, y que existen estimaciones de mortalidad natural que duplican y aún triplican la estimación utilizada para este trabajo.

Ventajas y desventajas: El método de rendimiento por recluta es ventajoso como herramienta de manejo de ciertas pesquerías, y un complemento de manejo en otros casos. Con un análisis de rendimiento por recluta se puede determinar el impacto de ciertas estrategias de manejo, sin contar con datos de abundancia del stock.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: El modelo fue aplicado a una especie de abulones de British Columbia. Es una especie de vida larga, crecimiento relativamente lento (al menos durante parte de su vida), larvas con vida planctónica, y distribución espacial agregada.

Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Este modelo considera el "trade-off" entre dos parámetros de la historia de vida (mortalidad y crecimiento) para maximizar el rendimiento por recluta.

Esta especie de abulón ha sufrido sobreexplotación y las estimaciones de abundancia más recientes mostraron que el stock fué reducido a un 11 % en 20 años. Existe una gran cantidad de información

sobre la biología y ecología de esta especie, que permite la aplicación de modelos de rendimiento por recluta. Estimaciones de mortalidad para los recursos de fondos duros explotados en Chile dificultarían el uso de este tipo de modelos. En Chile tampoco se dispone de series de tiempo largas de datos pesqueros para los recursos bentónicos de fondos duros. Sin embargo, este modelo es prácticamente independiente de datos pesqueros, y si se dispone de información biológica, el modelo es aplicable. Tampoco existen demasiadas medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda

reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Para este tipo de modelo no se consideraron costos de muestreo. En general, la información necesaria sobre la población no proviene de datos pesqueros, sino biológicos. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 800.000 pesos (costo de ingreso de datos: 150.000 pesos) por puerto de desembarco. El agregado de otros sitios de muestreo (con distinta tasa de crecimiento individual o mortalidad natural) agrega costos marginales.

MET. INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Geaghan, J. y J.C. Castilla. 1987. Population dynamics of the loco *Concholepas concholepas* fishery in Central Chile. Invest. Pesq. 34:21-31.

Clasificación: Es, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Se aplicaron distintos modelos de evaluación de stock a los datos de la pesquería del loco en Caleta Quintay. Se indica la aplicación del modelo de Beverton y Holt (1957). El modelo no se presenta, ya que el énfasis del trabajo es sobre una modificación del método de depleción de Leslie, y tampoco se discuten sus resultados. Por lo tanto, en esta ficha técnica se presenta la información sobre el modelo en base a Beverton y Holt (1957).

El rendimiento por recluta se puede expresar como:

$$Y_w/R = F(P_w/R)$$

$$P_w/R = e^{-M_p} W_w \sum (\Omega_n e^{-nK(t_p - t_0)}) / (F + M + nK) * (1 - e^{-(F+M+nK)\lambda})$$

donde P_w representa la biomasa anual media de la población explotable, R indica recluta, Ω y K son parámetros de crecimiento individual, M indica mortalidad natural, F mortalidad por pesca, W_w indica el peso a edad infinita, y n indica edad de primera captura.

Datos requeridos: El modelo requiere información sobre la mortalidad natural y la tasa de crecimiento individual. Estas estimaciones se basan en varios trabajos realizados por el Dr. J.C. Castilla y colaboradores.

Soporte estadístico: No se explica el proceso de estimación utilizado. En general, y de acuerdo al

modelo original, la estimación es muy sencilla (tablas, o planillas de cálculo, adonde se vuelca la información de rendimiento por recluta para cada valor fijo de talla de primera captura, o de mortalidad por pesca). Los resultados se presentan en un gráfico de isopletas de rendimiento por recluta para un rango de mortalidad por pesca de 0-2 y de edad de primera captura entre 0 y 12.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo de rendimiento por recluta son: (1) la tasa de crecimiento no varía con el tiempo o la densidad del stock explotado; (2) el crecimiento individual se puede describir con un modelo de crecimiento (ej. von Bertalanffy); (3) la tasa de mortalidad natural no varía con la edad, el tiempo, o la densidad del stock; (4) las mortalidades por pesca y natural son independientes entre sí, y (5) los individuos de la misma talla tienen el mismo peso y vulnerabilidad al arte de pesca.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Violaciones a los supuestos del modelo no se discuten en el trabajo.

Principales fuentes de error: Los autores no discuten si todos los datos provienen del mismo sitio de estudio (mortalidad, crecimiento). Tanto la mortalidad como el crecimiento tendrían dependencia con el habitat, y probablemente con la densidad de individuos.

Ventajas y desventajas: El método de rendimiento por recluta es ventajoso como herramienta de manejo de ciertas pesquerías, y como complemento de manejo en otros casos. En este análisis se presenta como un método más a ser aplicado a la pesquería del loco.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este análisis fue realizado para una especie explotada comercialmente en Chile.

El loco, y las otras especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Este modelo considera el "trade-off" entre dos parámetros de la historia de vida (mortalidad y crecimiento) para maximizar el rendimiento por recluta.

Las estimaciones de mortalidad natural para los recursos de fondos duros explotados en Chile dificultarían el uso de este tipo de modelos. En Chile tampoco se dispone de series de tiempo largas de datos pesqueros para los recursos bentónicos de fondos duros. Sin embargo, este modelo es prácticamente independiente de datos pesqueros, y si se dispone de información biológica, el modelo es aplicable. Tampoco existen demasiadas medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas

regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Para este tipo de modelo no se consideraron costos de muestreo. En general, la información necesaria sobre la población no proviene de datos pesqueros, sino biológicos. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 800.000 pesos (costo de ingreso de datos: 150.000 pesos) por puerto de desembarco. El agregado de otros sitios de muestreo (con distinta tasa de crecimiento individual o mortalidad natural) agrega costos marginales.

MET. INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Martínez González, G., L. Pizarro Godoy, y E. Yañez Rodríguez. 1988. El camarón de roca (*Rhynchocinetes typus*) en la zona de Vaparaíso-Chile: un análisis del rendimiento por recluta. Invest. mar. 16: 41-48.

Clasificación: Es, Df, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Se utiliza el modelo de rendimiento por recluta de Beverton y Holt, describiéndose el crecimiento individual con el modelo de von Bertalanffy. El modelo presentado fue:

$$Y_w/R = (F/K) W_\infty e^{-Mc-t_r} e^{(F+M)(t_c-t_0)} \int x^{(F+M)/(K-1)} (1-x)^b dx$$

La integral será entre $e^{-K(bn-t_0)}$ y $e^{-K(t_c-t_0)}$

donde $x = e^{-K(t-t_0)}$ R: reclutas, F es la tasa instantánea de mortalidad por pesca, M es la tasa instantánea de mortalidad natural, W_∞ es el peso asintótico en gramos, K es el coeficiente de crecimiento, t_0 es la edad aparente de longitud cero, t_r es la edad de reclutamiento, t_c es la edad de primera captura, y t_m es la edad máxima en la pesquería.

Datos requeridos: Se requieren datos de crecimiento individual, y mortalidad natural. El crecimiento fue estimado en base al modelo de von Bertalanffy. La mortalidad natural fue estimada para ambos sexos, por "razonamientos bioanalógicos".

Soporte estadístico: No se aporta información sobre el soporte estadístico. Se utilizaron varias combinaciones de mortalidad natural (diferente para machos y hembras), mortalidad por pesca (0.1

a 0.39), y talla de primera captura (1 a 4 años). Estas estimaciones se reportan gráficamente.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo son aquellos del modelo de Beverton y Holt: (1) la tasa de crecimiento no varía con el tiempo o la densidad del stock explotado; (2) el crecimiento individual se puede describir con un modelo de crecimiento (ej. von Bertalanffy); (3) la tasa de mortalidad natural no varía con la edad, el tiempo, o la densidad del stock; (4) las mortalidades por pesca y natural son independientes entre sí, y (5) los individuos de la misma talla tienen el mismo peso y vulnerabilidad al arte de pesca. No se especifican supuestos adicionales.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Los autores no discuten la posibilidad de violaciones a los supuestos del modelo. Sólo se reporta que sería necesario conocer precisa y detalladamente la mortalidad natural, dada la notable influencia de este parámetro en los resultados de los análisis de rendimiento por recluta.

Principales fuentes de error: El modelo de Beverton y Holt es particularmente sensible a errores en las estimaciones de mortalidad natural.

Ventajas y desventajas: Este modelo es ventajoso en ausencia de otras herramientas de manejo. Para esta especie, y según la información reportada por

los autores, la información pesquera es limitada y deficiente.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado a una especie asociada a fondos rocosos, y explotada comercialmente en Chile. Aunque el foco de este proyecto son los gastrópodos asociados a fondos rocosos, se incluyó este análisis por tener como objetivo una especie explotada en Chile, y también relacionada a fondos rocosos. Sin embargo, las características de historia de vida de esta especie es diferente de la mayoría de las especies consideradas para este proyecto.

Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, lapa, jaiba) de interés para este proyecto presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Este modelo considera el "trade-off" entre dos parámetros de la historia de vida (mortalidad y crecimiento) para maximizar el rendimiento por recluta.

Las estimaciones de mortalidad natural para los recursos de fondos duros explotados en Chile

dificultarían el uso de este tipo de modelos. En Chile tampoco se dispone de series de tiempo largas de la pesquería para los recursos bentónicos de fondos duros. Sin embargo, este modelo es prácticamente independiente de datos pesqueros, y si se dispone de información biológica, el modelo es aplicable. Tampoco existen demasiadas medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros son escasas. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Para este tipo de modelo no se consideraron costos de muestreo. En general, la información necesaria sobre la población no proviene de datos pesqueros, sino biológicos. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 800.000 pesos (costo de ingreso de datos: 150.000 pesos) por puerto de desembarco. El agregado de otros sitios de muestreo (con distinta tasa de crecimiento individual o mortalidad natural) agrega costos marginales.

MÉTODOS INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Tegner, M., P. Breen, y C. Lennert. 1989. Population biology of red abulones, *Haliotis rufescens*, in Southern California and management of the red and pink, *H. corrugata*, abalone fisheries. Fish. Bull. 87: 313-339.

Clasificación: Es, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: En este trabajo se aplica el modelo de Beverton y Holt para estimar el rendimiento por recluta a dos especies de abulones. No se especifica que el método original propuesto por Beverton y Holt haya sido modificado. El modelo de Beverton y Holt permite estimar el rendimiento por recluta bajo distintas tasas de explotación y talla de primera captura.

El modelo no se presenta en el trabajo, pero de acuerdo a Beverton y Holt (1957) el rendimiento por recluta se puede expresar como:

$$Y_w/R = F(P_w/R)$$

$$P_w/R = e^{-M_p} W_\infty \sum (\Omega_n e^{-nK(t-t_0)}) / (F + M + nK) * (1 - e^{-(F+M+nK)\lambda})$$

donde P_w representa la biomasa anual media de la población explotable, R indica recluta, Ω y K son parámetros de crecimiento individual, M indica mortalidad natural, F mortalidad por pesca, W_∞ indica el peso a edad infinita, y n indica edad de primera captura.

Datos requeridos: El modelo requiere información sobre mortalidad natural y tasa de crecimiento individual. Las variables de control fueron exploradas para un gran rango de valores posibles (la tasa instantánea de mortalidad por pesca varió entre 0 y 2).

Soporte estadístico: No se explica el proceso de estimación utilizado. Se utilizó un programa que fue alimentado con información sobre mortalidad natural, crecimiento individual (en base a von Bertalanffy). Para obtener las isopletras se varió sistemáticamente F (mortalidad por pesca varió entre 0 y 2), y talla de primera captura (140 a 200 mm). La talla mínima comercial es 159 mm. El mismo método fue utilizado para producción de huevos por recluta (ambos gráficos de isopletras son presentados en este trabajo).

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo de rendimiento por recluta son: (1) la tasa de crecimiento no varía con el tiempo o la densidad del stock explotado; (2) el crecimiento individual se puede describir con un modelo de crecimiento (ej. von Bertalanffy); (3) la tasa de mortalidad natural no varía con la edad, el tiempo, o la densidad del stock; (4) las mortalidades por pesca y natural son independientes entre sí, y (5) los individuos de la misma talla tienen el mismo peso y vulnerabilidad al arte de pesca.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Los supuestos sobre crecimiento individual podrían no haberse cumplido, debido a que el crecimiento en abulones es dependiente del habitat y la densidad. Sin embargo, el modelo es robusto a errores en las estimaciones de crecimiento individual. No ocurre lo mismo con los errores asociados a la mortalidad

natural, los cuales producen grandes variaciones en las estimaciones de rendimiento por recluta. Los autores sostienen que la mortalidad natural varía con la edad en moluscos, y que podría ser más alta que la utilizada para abulones jóvenes, y más baja para los adultos. Para los abulones adultos se cumpliría el supuesto de mortalidad constante. Los autores no discuten los errores que podrían haberse introducido en las estimaciones, debido a la violación de este supuesto.

Principales fuentes de error: Los autores discuten que para determinar límites de captura apropiados, se requiere mejor información sobre mortalidad natural y crecimiento individual, y presentan este trabajo como una primera aproximación. En base a los problemas asociados a la estimación de mortalidad natural, y a las características de la especie, podrían haber ocurrido errores asociados con la estimación de este parámetro.

Ventajas y desventajas: El método de rendimiento por recluta es ventajoso para esta pesquería, ya que no se cuenta con una relación stock-reclutamiento que permita el uso de otros modelos de evaluación de stock. Además, el uso de CPUE como indicador de abundancia es limitante en poblaciones con distribución agregada, afectando el uso de modelos clásicos de evaluación de stock.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: El modelo fue aplicado a una especie de abulones de California. Esta especie comparte características de historia de vida con los invertebrados bentónicos explotados en Chile. Es una especie de vida larga, crecimiento relativamente lento (al menos durante

parte de su vida), larvas con vida planctónica, y distribución espacial agregada.

Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Este modelo considera el "trade-off" entre dos parámetros de la historia de vida (mortalidad y crecimiento) para maximizar el rendimiento por recluta.

Se dispone de cierta información sobre la biología y ecología de esta especie de abulón, que permite la aplicación de modelos de rendimiento por recluta. Las estimaciones de mortalidad natural para los recursos de fondos duros explotados en Chile dificultarían el uso de este tipo de modelos. En Chile tampoco se dispone de series de tiempo largas de datos pesqueros para los recursos bentónicos de fondos duros. Sin embargo, este modelo es prácticamente independiente de datos pesqueros, y si se dispone de información biológica, el modelo es aplicable. Tampoco existen demasiadas medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y

difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Para este tipo de modelo no se consideraron costos de muestreo. En general, la información necesaria sobre la población no proviene de datos pesqueros, sino biológicos. Las estimaciones asociadas con el

ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 800.000 pesos (costo de ingreso de datos: 150.000 pesos) por puerto de desembarco. El agregado de otros sitios de muestreo (con distinta tasa de crecimiento individual o mortalidad natural) agrega costos marginales.

MÉTODOS INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Shepherd, S., S. Guzmán del Proo, J. Turrubiates, J. Belmar, J. Baker, y P. Sluczanowski. 1991. Growth, size at sexual maturity, and egg-per-recruit analysis of the abalone *Haliotis fulgens* in Baja California. The Veliger 34(4): 324-330.

Clasificación:

Modelo de Beverton y Holt: Es, Da, D, I-

Modelo de Sluczanowski: Es, Df, D(E), I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el

modelo original: En este trabajo se utilizan el modelo de rendimiento por recluta de Beverton y Holt (1957), y el de producción de huevos de Sluczanowski (1984). No se especifica si se realizaron modificaciones de estos modelos. Tampoco se presentan los modelos, los cuales se desarrollan en esta ficha técnica en base a los trabajos originales. El modelo de Beverton y Holt permite estimar el rendimiento por recluta bajo distintas tasas de explotación y talla de primera captura. De acuerdo a Beverton y Holt (1957) el rendimiento por recluta se puede expresar como:

$$Y_w/R = F(P_w/R)$$

$$P_w/R = e^{-M_p} W_\infty \sum (\Omega_n e^{-nK(tp-t_0)}) / (F + M + nK)^* (1 - e^{-(F+M+nK)\lambda})$$

donde P_w representa la biomasa anual media de la población explotable, R indica recluta, Ω y K son parámetros de crecimiento individual, M indica mortalidad natural, F mortalidad por pesca, W_∞ indica el peso a edad infinita, y n indica edad de primera captura.

El modelo de Sluczanowski describe como el rendimiento por recluta y el número de huevos producidos por un substock varían dependiendo del tamaño mínimo legal de primera captura, y de la mortalidad por pesca (en este caso, se utilizó el

período entre visitas intensivas de pesca en cada arrecife).

$$N_t = \exp(-M_t) \text{ for } 0 < t < t_x$$

donde M es la tasa de mortalidad natural y t_x es la edad máxima posible. El crecimiento en longitud está descrito por el modelo de von Bertalanffy, y la relación entre el peso (w_t) y la biomasa está definida por una relación exponencial que depende de dos parámetros. La biomasa de una clase de edad B_t alcanza su máximo B_{max} , a la edad crítica t_{mb} .

$$B_t = N_t w_t$$

$$B_{max} = B(t_{mb})$$

$$t_{mb} = t_0 + \ln(bK/M)/K$$

donde K es uno de los parámetros del modelo de von Bertalanffy.

Las variables de control son la edad de reclutamiento a la pesquería (t_r), y el período (P) entre dos excursiones de pesca (en cada excursión se supone que se produce una depleción de abulones por encima de la talla l_r). Se utilizaron varios escenarios de períodos de pesca por año. El número de abulones que reclutan a la talla l_r se supone constante y continuo durante el año.

El rendimiento de un determinado régimen de explotación ($B(t_r, P)$) se estimó:

$$B(t_r, P) = \int_{t_r}^{\min(t_x, t_r + P)} B(t) dt$$

Simultáneamente al análisis de optimización del rendimiento por recluta, se analiza la producción

de huevos por recluta, para las mismas variables de control (edad de reclutamiento y período entre excursiones de pesca a cada substock). La fecundidad por edad fue medida como el número promedio de huevos fértiles producidos por un individuo.

Datos requeridos: El modelo requiere información sobre mortalidad natural y tasa de crecimiento individual. Además se requiere información sobre fecundidad por edad, para el modelo de producción de huevos por recluta.

Soporte estadístico: No se explica el proceso de estimación utilizado.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo de rendimiento por recluta son: (1) la tasa de crecimiento no varía con el tiempo o la densidad del stock explotado; (2) el crecimiento individual se puede describir con un modelo de crecimiento (ej. von Bertalanffy); (3) la tasa de mortalidad natural no varía con la edad, el tiempo, o la densidad del stock; (4) las mortalidades por pesca y natural son independientes entre sí, y (5) los individuos de la misma talla tienen el mismo peso y vulnerabilidad al arte de pesca. Para el modelo de producción de huevos por recluta, no se explican los supuestos. El modelo original de Sluczanowski supone que la reproducción estaba restringida a un período dado del ciclo anual. En una modificación del modelo este supuesto se cambió.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Para el modelo de Beverton y Holt se presentan problemas en la estimación del rendimiento por recluta, cuando no se cuenta con estimaciones precisas de

mortalidad natural. El modelo es en general robusto a pequeños errores en la estimación del crecimiento individual.

Principales fuentes de error: Los autores no discuten mayormente sobre las fuentes de errores, sin embargo, el modelo fue aplicado para un rango de valores de mortalidad natural, ya que no se cuenta con esta información para el abulón de Baja California. Para el rango de mortalidades naturales usadas, el modelo predice que tanto el rendimiento por recluta, como la producción de huevos por recluta, estarían afectadas por la talla mínima de captura utilizada actualmente.

Ventajas y desventajas: La ventaja del uso de este modelo, para esta pesquería, es que permite establecer pautas de manejo sin información pesquera. Para esta pesquería no existe mayor información que permita la aplicación de otros modelos de evaluación de stock. Tampoco existen los datos biológicos necesarios para la aplicación de un modelo de rendimiento por recluta, sin embargo, esta aproximación es de utilidad para evaluar la respuesta a explotación de esta especie.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Estos modelos fueron aplicados a una especie de abulones de Baja California (Méjico). Esta especie comparte características de historia de vida con los invertebrados bentónicos explotados en Chile (vida larga, crecimiento relativamente lento, larvas con vida planctónica, y distribución espacial agregada). Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4

meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Este modelo considera el "trade-off" entre dos parámetros de la historia de vida (mortalidad y crecimiento) para maximizar el rendimiento por recluta.

Esta especie (más otra especie de abulón explotada conjuntamente con *H. fulgens*) han sufrido sobreexplotación, con una gran declinación entre 1970 y 1985. Este patrón es semejante al observado en recursos bentónicos asociados a fondos duros en Chile. Al igual que para la especie mejicana, las estimaciones de mortalidad natural para los recursos explotados en Chile dificultarían el uso de este tipo de modelos. En Chile tampoco se dispone de series de tiempo largas de datos pesqueros para los recursos bentónicos de fondos duros. Sin embargo, este modelo es prácticamente independiente de datos pesqueros, y si se dispone de información biológica, el modelo es aplicable. Tampoco existen demasiadas medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y de estimación: Para este tipo de modelo no se consideraron costos de muestreo. En general, la información necesaria sobre la población no proviene de datos pesqueros, sino biológicos. Las estimaciones asociadas con el ingreso y el análisis de datos, y el modelaje ascienden a 800.000 pesos (costo de ingreso de datos: 150.000 pesos) por puerto de desembarco. El agregado de otros sitios de muestreo (con distinta tasa de crecimiento individual o mortalidad natural) agrega costos marginales.

MÉTODOS INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Schiel, D. y P. Breen. 1991. Population structure, ageing, and fishing mortality of the New Zealand abalone *Haliotis iris*. Fish. Bull. 89: 681-691.

Clasificación: Es, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Se utiliza el modelo de rendimiento por recluta de Beverton y Holt, describiéndose el crecimiento individual con el modelo de von Bertalanffy. El modelo no se presenta. De acuerdo a Beverton y Holt (1957) el rendimiento por recluta se puede expresar como:

$$Y_w/R = F(P_w/R)$$

$$P_w/R = e^{-M_p} W_\infty \sum (\Omega_n e^{-nK(t_p - t_0)}) / (F + M + nK) * (1 - e^{-(F+M+nK)\lambda})$$

donde P_w representa la biomasa anual media de la población explotable, R indica recluta, Ω y K son parámetros de crecimiento individual, M indica mortalidad natural, F mortalidad por pesca, W_∞ indica el peso a edad infinita, y n indica edad de primera captura.

Datos requeridos: Se requieren datos de crecimiento individual, mortalidad natural, y fecundidad por edad. La mortalidad natural se supone como 0.1, y también se utilizaron rangos de mortalidad natural para evaluar la sensibilidad del factor mortalidad natural en esta estimación. El crecimiento fue estimado en base al modelo de von Bertalanffy, y de datos de marcado y recaptura. El modelo fue aplicado a dos stocks.

Soporte estadístico: No se aporta información sobre el soporte estadístico. Se utilizó una hoja de

cálculos, para estimar el rendimiento por recluta bajo varias combinaciones de mortalidad natural, mortalidad por pesca, y talla de primera captura. Estas estimaciones se reportan gráficamente.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo son aquellos del modelo de Beverton y Holt: (1) la tasa de crecimiento no varía con el tiempo o la densidad del stock explotado; (2) el crecimiento individual se puede describir con un modelo de crecimiento (ej. von Bertalanffy); (3) la tasa de mortalidad natural no varía con la edad, el tiempo, o la densidad del stock; (4) las mortalidades por pesca y natural son independientes entre sí, y (5) los individuos de la misma talla tienen el mismo peso y vulnerabilidad al arte de pesca. No se especifican supuestos adicionales.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Los autores discuten que probablemente se hayan violado algunos supuestos del modelo. En base a los patrones de crecimiento observados, habría diferencias en crecimiento individual entre zonas. Es probable que la mortalidad natural varíe con la edad, pero también entre años (debido a diferencias en el reclutamiento). Los autores discuten que "el modelo es sensible a las violaciones de varios supuestos", pero no discuten las implicancias en los resultados obtenidos.

Principales fuentes de error: El modelo de Beverton y Holt es particularmente sensible a errores en las estimaciones de mortalidad natural.

Ventajas y desventajas: Este modelo es ventajoso en ausencia de otras herramientas de manejo. Para esta especie, para la que se cuenta con gran cantidad de información biológica, e importante información pesquera, es una herramienta accesoria de manejo.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado al abulón Nueva Zelandia. Al igual que muchas otras especies de abulones, *H. iris* presenta características de historia de vida semejante con las de algunos de los recursos de fondos duros explotados en Chile (crecimiento relativamente lento, vida larga, larvas planctónicas, hábitos sedentarios, y distribución agregada).

Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Este modelo considera el "trade-off" entre dos parámetros de la historia de vida (mortalidad y crecimiento) para maximizar el rendimiento por recluta.

La pesquería de Nueva Zelandia, como la de muchos stocks de abulones explotados, sufrió

sobreexplotación. Este patrón es también observado en las pesquerías bentónicas chilenas. Sin embargo, para esta especie y pesquería se dispone de información biológica y pesquera. Las estimaciones de mortalidad natural para los recursos explotados en Chile dificultarían el uso de este tipo de modelos. En Chile tampoco se dispone de series de tiempo largas de datos pesqueros para los recursos bentónicos de fondos duros. Sin embargo, este modelo es prácticamente independiente de datos pesqueros, y si se dispone de información biológica, el modelo es aplicable. Tampoco existen demasiadas medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Para este tipo de modelo no se consideraron costos de muestreo. En general, la información necesaria sobre la población no proviene de datos pesqueros, sino biológicos. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 800.000 pesos (costo de ingreso de datos: 150.000 pesos) por puerto de desembarco. El agregado de otros sitios de muestreo (con distinta tasa de crecimiento individual o mortalidad natural) agrega costos marginales.

MET. INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Nash, W. 1992. An evaluation of egg-per-recruit analysis as a mean of assessing size limits for backlip abalone (*Haliotis rubra*) in Tasmania. En: Abalone of the world: biology, fishery, and culture. Proc. First Int. Symp. on Abalone. pp. 318-340.

Clasificación: Es, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: El objetivo de este trabajo es determinar la talla óptima de captura, que provea protección a la producción de huevos de abulones en Tasmania. Se discute el caso de zonas en las cuales los substocks experimentan crecimiento más rápido que otros substocks, considerando que la madurez sexual es dependiente de la edad, y no de la talla.

Se utiliza un modelo sencillo, determinístico, y de diferencia para estimar la producción de huevos por recluta. La producción de huevo por recluta se expresa como un porcentaje de la producción de huevos en ausencia de pesca. El modelo propuesto es:

$$EPR = \frac{\sum_{t=\lambda}^{t=t_R} E_t \exp^{-(Z_t)N_{t-1}}}{\sum_{t=t_R} E_t \exp^{-(Z_t)N_{t-1}}}$$

expresado como porcentaje de la producción de huevos en ausencia de pesca ($Z=M$)

$$EPR = 100 \frac{\sum_{t=\lambda}^{t=t_R} E_t \exp^{-(Z_t)N_{t-1}}}{\sum_{t=t_R} E_t \exp^{-(M_t)N_{t-1}}}$$

Z_t puede ser calculado como $Z_t = M + Fq_t$

Datos requeridos: Los datos requeridos por el modelo son los parámetros de crecimiento (se estimaron con datos de marcado y recaptura utilizando el modelo de Gompertz), la relación

talla-peso (función exponencial), y la relación fecundidad talla (función exponencial). Se utilizó además un coeficiente de selección para ajustar la mortalidad por pesca para el rango de edades en las que ocurre la madurez sexual.

Soporte estadístico: Para realizar el diagrama de isopleas de rendimiento por recluta, se varió sistemáticamente F (mortalidad por pesca) entre 0 y 2, con incrementos de 0.25. La talla mínima de primera captura varió entre las áreas estudiadas. No se presenta otra información sobre el soporte estadístico.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo son: (1) la tasa de crecimiento no varía con el tiempo o la densidad del stock explotado; (2) el crecimiento individual se puede describir con un modelo de crecimiento (ej. Gompertz); (3) la tasa de mortalidad natural no varía con la edad, el tiempo, o la densidad del stock; (4) las mortalidades por pesca y natural son independientes entre si, y (5) los individuos de la misma talla tienen el mismo peso y vulnerabilidad al arte de pesca. Para el modelo de producción de huevos por recluta, se supone además que la producción de huevos ocurre una vez por año.

Respuesta a violaciones de los supuestos: El autor discute el problema de las violaciones a los supuestos asociados con mortalidad natural, debido

a la sensibilidad del modelo a variaciones en M . Se utilizaron rangos de mortalidad natural, por no contarse con una estimación correcta de la misma.

Principales fuentes de error: El autor discute que se estaría violando uno de los supuestos a los que el modelo es sensible (mortalidad constante), ya que se conoce que la mortalidad varía con la edad. La mortalidad natural disminuye hasta que los abulones alcanzan los tres años, y luego se mantiene constante hasta los 7 años.

Ventajas y desventajas: Las ventajas de este modelo, es que permite predecir el efecto que cierta estrategia de manejo podría tener en la producción de huevos. Para casos en que no se cuenta con datos para aplicar modelos de evaluación de stock, los modelos de producción de huevo por reclutas pueden dar pautas de manejo. Ver próxima sección.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado a la pesquería de abulones de Tasmania. Este tipo de modelo es apropiado para el abulón de Tasmania, suponiendo que los patrones de stock-reclutamiento encontrados son válidos (están aún siendo discutidos). Si las larvas del abulón de Tasmania tuvieran poca capacidad de dispersión, se deberían manejar cientos de stocks explotados. El manejo de cada unidad en forma independiente sería imposible, y la sobreexplotación de cada stock afectaría el reclutamiento del mismo. Por lo tanto, una aproximación como la presentada es de gran utilidad. Sin embargo, en la mayoría de los invertebrados con vida planctónica, las larvas

tendrían mayor capacidad de dispersión. Igualmente, un análisis como el realizado es aplicable a los recursos explotados en Chile, los cuales comparten otras semejanzas con esta especie de abulones (vida larga, distribución espacial agregada). En Chile, aunque la pesquería también opera sobre bancos, se supone que existe conexión larval entre los mismos.

Costos de muestreo y estimación: Para este tipo de modelo no se consideraron costos de muestreo. En general, la información necesaria sobre la población no proviene de datos pesqueros, sino biológicos. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 800.000 pesos (costo de ingreso de datos: 150.000 pesos) por puerto de desembarco. El agregado de otros sitios de muestreo (con distinta tasa de crecimiento individual o mortalidad natural) agrega costos marginales.

MET. INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

McShane, P. 1992. Exploitation models and catch statistics of the Victorian fishery for abalone *Haliotis rubra*. Fish. Bull. 90: 189-146.

Clasificación: Es, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Se utiliza el modelo de rendimiento por recluta de Beverton y Holt, describiéndose el crecimiento individual con el modelo de von Bertalanffy. El modelo no se presenta. De acuerdo a Beverton y Holt (1957) el rendimiento por recluta se puede expresar como:

$$Y_w/R = F(P_w/R)$$

$$P_w/R = e^{-Mp} W_w \frac{\sum (\Omega_n e^{-nK(t_p - t_0)})}{(F + M + nK) * (1 - e^{-(F+M+nK)\lambda})}$$

donde P_w representa la biomasa anual media de la población explotable, R indica recluta, Ω y K son parámetros de crecimiento individual, M indica mortalidad natural, F mortalidad por pesca, W_w indica el peso a edad infinita, y n indica edad de primera captura.

Se realiza además un análisis de producción de huevos por recluta. El modelo utilizado es simple con estructura de edad, en el cual se calcula la abundancia de hembras de edad t será:

$$N_t = N_0 e^{-Zt}$$

donde Z es la mortalidad total ($M+F$). La producción de huevos de una hembra de edad t sigue una relación lineal con la longitud (L):

$$E_t = 0.03L_t - 2.4$$

donde E es la fecundidad en millones de huevos, y L es la talla por edad (derivada de von Bertalanffy). La producción total de huevos por

hembra resulta de la suma desde la edad t (primera madurez sexual) hasta la edad $t+n$ (máxima):

$$E_{tot} = \sum N_t * E_t$$

En el modelo, la talla de reclutamiento varía entre dos rangos diferentes, dependiendo de dos escenarios de crecimiento (rápido y lento).

Datos requeridos: Se requieren datos de crecimiento individual, mortalidad natural, y fecundidad por edad. Se utilizaron estimaciones de mortalidad natural de varias fuentes (estimadas en distintas localidades).

Soporte estadístico: No se aporta información sobre el soporte estadístico. En base al modelo propuesto, se estimó la producción de huevos bajo varias combinaciones de mortalidad natural, mortalidad por pesca, y talla de primera captura. Estas estimaciones se reportan gráficamente en relación a la producción de una población no explotada.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo son aquellos del modelo de Beverton y Holt: (1) la tasa de crecimiento no varía con el tiempo o la densidad del stock explotado; (2) el crecimiento individual se puede describir con un modelo de crecimiento (ej. von Bertalanffy); (3) la tasa de mortalidad natural no varía con la edad, el tiempo, o la densidad del stock; (4) las mortalidades por pesca y natural son independientes entre sí, y (5) los

individuos de la misma talla tienen el mismo peso y vulnerabilidad al arte de pesca. Para el modelo de producción de huevos por recluta, se supone que la producción de huevos está linealmente relacionada con la talla.

Respuesta a violaciones de los supuestos: No se discute si se violaron los supuestos del modelo. Sin embargo, en base a la discusión, es probable que se hayan violado los supuestos asociados al crecimiento individual ya que se discute la presencia de substocks con tasas de crecimiento altas, y bajas. Si las tasas de crecimiento individual variaran, los stocks con crecimiento lento sufrirían sobreexplotación, y la producción de huevos se vería afectada. No se discute el supuesto de mortalidad natural, para el cual el modelo es sumamente sensible.

Principales fuentes de error: El modelo utilizado parece ser sensible al efecto de la tasa de crecimiento sobre la producción de huevos.

Ventajas y desventajas: Este modelo es ventajoso en ausencia de otras herramientas de manejo, pero es de particular interés para otro tipo de recurso (especies semélparas, stocks esasmódicos). Sin embargo, permite evaluar la respuesta del stock (en producción de huevos) a distintas estrategias de explotación. En ningún caso, se proveen resultados de la sustentabilidad de una estrategia particular.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado al abulón de Tasmania. Esta especie comparte características de historia de vida con algunos de los recursos de fondos duros

explotados en Chile (crecimiento relativamente lento, vida larga, larvas planctónicas, hábitos sedentarios, y distribución agregada).

Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Este modelo considera el "trade-off" entre dos parámetros de la historia de vida (mortalidad y crecimiento) para maximizar el rendimiento por recluta. Las estimaciones de mortalidad natural para los recursos explotados en Chile dificultarían el uso de este tipo de modelos.

La pesquería de Tasmania presenta una historia diferente de explotación a la ocurrida en Chile, ya que las capturas se han mantenido relativamente constantes. En Chile tampoco se dispone de series de tiempo largas de datos pesqueros para los recursos bentónicos de fondos duros. Sin embargo, este modelo es prácticamente independiente de datos pesqueros, y si se dispone de información biológica, el modelo es aplicable. Tampoco existen demasiadas medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y

difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Para este tipo de modelo no se consideraron costos de muestreo. En general, la información necesaria sobre la población no proviene de datos pesqueros, sino biológicos. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 800.000 pesos (costo de ingreso de datos: 150.000 pesos) por puerto de desembarco. El agregado de otros sitios de muestreo (con distinta tasa de crecimiento individual o mortalidad natural) agrega costos marginales.

MÉT. INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Jeréz, G. y C. Potocnjak. 1993. Areas de manejo y explotación de recursos bentónicos: una alternativa de desarrollo, experiencia del IFOP en la IV Región. Reunión Areas de Manejo y Explotación, pp. 51-76.

Clasificación: Es, Df, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Se utiliza el modelo de rendimiento por recluta de Beverton y Holt. No se presenta el modelo, el cual de acuerdo a Beverton y Holt (1957) es:

$$Y_w/R = F(P_w/R)$$

$$P_w/R = e^{-M \rho} W_{\infty} \sum (\Omega_n e^{-nK(tp-t_0)}) / (F+M+nK) * (1 - e^{-(F+M+nK)\lambda})$$

donde P_w representa la biomasa anual media de la población explotable, R indica recluta, Ω y K son parámetros de crecimiento individual, M indica mortalidad natural, F mortalidad por pesca, W_{∞} indica el peso a edad infinita, y n indica edad de primera captura.

Datos requeridos: Se requieren datos de crecimiento individual, y mortalidad natural. No se provee información sobre los datos utilizados (si provienen de estimaciones en las 7 caletas estudiadas, o de la literatura).

Soporte estadístico: No se aporta información sobre el soporte estadístico. Se presenta sólo una tabla con los resultados de niveles óptimos de explotación. No se provee información sobre el modo en que se realizaron las estimaciones, tampoco sobre el rango de análisis de las variables

de control (mortalidad por pesca, y talla de primera captura).

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo son aquellos del modelo de Beverton y Holt: (1) la tasa de crecimiento no varía con el tiempo o la densidad del stock explotado; (2) el crecimiento individual se puede describir con un modelo de crecimiento (ej. von Bertalanffy); (3) la tasa de mortalidad natural no varía con la edad, el tiempo, o la densidad del stock; (4) las mortalidades por pesca y natural son independientes entre sí, y (5) los individuos de la misma talla tienen el mismo peso y vulnerabilidad al arte de pesca. No se especifican supuestos adicionales.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Dado que no se presenta información sobre los datos, ni discusión sobre los supuestos, no es posible establecer las violaciones a los mismos.

Principales fuentes de error: El modelo de Beverton y Holt es particularmente sensible a errores en las estimaciones de mortalidad natural.

Ventajas y desventajas: Este modelo es ventajoso en ausencia de otras herramientas de manejo. Dado que para el loco no se cuenta con estadísticas pesqueras que permitan aplicar métodos de

evaluación tradicionales, esta es una aproximación ventajosa.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado a una especie explotada comercialmente en Chile. No se especifica si el cálculo se realizó por caleta, o global (7 caletas conjuntamente).

El loco, y las otras especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Este modelo considera el "trade-off" entre dos parámetros de la historia de vida (mortalidad y crecimiento) para maximizar el rendimiento por recluta.

Las estimaciones de mortalidad natural para los recursos de fondos duros explotados en Chile dificultarían el uso de este tipo de modelos. En Chile tampoco se dispone de series de tiempo largas de datos pesqueros para los recursos

bentónicos de fondos duros. Sin embargo, este modelo es prácticamente independiente de datos pesqueros, y si se dispone de información biológica, el modelo es aplicable. Tampoco existen demasiadas medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Para este tipo de modelo no se consideraron costos de muestreo. En general, la información necesaria sobre la población no proviene de datos pesqueros, sino biológicos. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 800.000 pesos (costo de ingreso de datos: 150.000 pesos) por puerto de desembarco. El agregado de otros sitios de muestreo (con distinta tasa de crecimiento individual o mortalidad natural) agrega costos marginales.

MÉT. INDIRECTOS / RENDIMIENTO POR RECLUTA

Shepherd, S., J. Baker, y D. Johnson. 1995. Yield per recruit and egg per recruit analyses of the Omani Abalone, *Haliotis mariae*. Mar. Freshwater Res. 46: 663-668.

Clasificación: Es, Df, D(E), I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: El modelo de Sluczanowski fue aplicado al abulón de Omani *Haliotis mariae*. El propósito de este estudio es desarrollar un modelo que describa la influencia de dos variables controlables (período P entre dos excursiones de pesca, y la talla mínima legal) sobre dos índices de explotación: la biomasa y la producción de huevos por recluta.

El trabajo no ofrece mayores detalles del modelo, por lo tanto se supone que es el modelo de Sluczanowski sin modificaciones. En base a Sluczanowski, el rendimiento por recluta y el número de huevos producidos por un substock varían dependiendo del tamaño mínimo legal de primera captura, y la mortalidad por pesca (en este caso se utiliza el período entre visitas intensivas de pesca a cada arrecife).

$$N_t = \exp(-M_t) \text{ for } 0 < t < t_\lambda$$

donde M es la tasa de mortalidad natural y t_λ es la edad máxima posible. El crecimiento en longitud está descrito por el modelo de von Bertalanffy, y la relación entre el peso (w_t) y la biomasa esta definida por una relación exponencial que depende de dos parámetros. La biomasa de una clase de edad B_t alcanza su máximo B_{\max} , a la edad crítica t_{mb} .

$$B_t = N_t w_t$$

$$B_{\max} = B(t_{mb})$$

$$t_{mb} = t_0 + \ln(bK/M)/K$$

donde K es uno de los parámetros del modelo de von Bertalanffy.

Las variables de control son la edad de reclutamiento a la pesquería (t_r), y el período (P) entre dos excursiones de pesca (en cada excursión se supone que se produce una depleción de abulones por encima de la talla l_r). Se utilizaron varios escenarios de períodos de pesca por año. El número de abulones que reclutan a la talla l_r se supone constante y continuo durante el año.

El rendimiento de un determinado régimen de explotación ($B(t_r, P)$) se estimó:

$$B(t_r, P) = \int_{t_r}^{\min(t_\lambda, t_r + P)} B(t) dt$$

Simultáneamente al análisis de optimización del rendimiento por recluta, se estudió la producción de huevos por recluta, para las mismas variables de control (edad de reclutamiento y período entre excursiones de pesca a cada substock). En este caso se supuso que la producción de huevos ocurría a lo largo del año, y se utilizó una función de fecundidad por edad.

Datos requeridos: Se requieren datos de supervivencia (natural), y de crecimiento. Además son necesarios datos de fecundidad por edad. Estos fueron estimados de datos pesqueros. El modelo utilizado requiere: M, F, relaciones entre talla, peso, y fecundidad. El programa utiliza el tiempo entre dos excursiones de pesca como variable de control, pero no se especifica como esta fue

traducida a los valores de F utilizados en este trabajo.

Soporte estadístico: La relación descrita para B (y su semejante para huevos por recluta) se calculan a través de un programa desarrollado por el autor. Este programa (PRAna), genera una tabla de eficiencias de rendimiento y producción de huevos, para rangos de t , y P predeterminados.

Supuestos centrales: Se basa en los siguientes supuestos: (1) la tasa de crecimiento no varía con el tiempo o la densidad del stock explotado; (2) el crecimiento sigue el modelo de von Bertalanffy; (3) la tasa de mortalidad natural no varía con la edad, el tiempo, o la densidad del stock; (4) las mortalidades por pesca y natural son independientes entre sí; (5) los individuos de la misma talla tienen el mismo peso y vulnerabilidad al arte de pesca; (6) el número de abulones que reclutan a la talla de primera captura es constante y continuo durante el año; y (7) se produce una depleción de abulones por encima de la talla de primera captura.

Respuesta a violaciones de los supuestos: No se discuten posibles violaciones a los supuestos del modelo, tampoco se proveen detalles para este análisis.

Principales fuentes de error: La principal fuente de error del modelo de Beverton y Holt está asociada con las estimaciones de mortalidad natural. Estas introducen grandes errores en la estimación de rendimiento por recluta. Según los autores, se utilizaron estimaciones aproximadas de mortalidad natural, ninguna de ellas "confiable".

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado al abulón de Tasmania. Se dispone de relativamente poca información biológica y ecológica sobre esta especie de abulones. Sin embargo, en base a la información disponible, existen atributos de su historia de vida compartidos por los recursos explotados en Chile (vida larga, hábitos sedentarios, distribución agregada).

Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Este modelo considera el "trade-off" entre dos parámetros de la historia de vida (mortalidad y crecimiento) para maximizar el rendimiento por recluta. Las estimaciones de mortalidad natural para los recursos explotados en Chile dificultarían el uso de este tipo de modelos.

No existe información detallada sobre la historia de explotación de esta pesquería de abulón. Aunque la explotación comercial comenzó en la década del 50, tuvo un crecimiento explosivo en la década del 80, y una caída en las capturas en la década del 90, probablemente debido a sobreexplotación. No se dispone de información sobre CPUE, stock-reclutamiento, ni sobre estimaciones directas de abundancia de stock. Tampoco existen mecanismos de control de la pesquería (excepto vedas

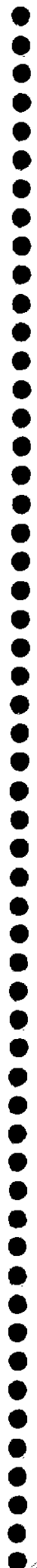
estacionales desde 1991). El patrón de desarrollo de la pesquería, y la problemática asociada a la toma de información sobre la misma, es semejante a la observada en Chile. En Chile tampoco se dispone de series de tiempo largas de datos pesqueros para los recursos bentónicos de fondos duros. Sin embargo, este modelo es prácticamente independiente de datos pesqueros, y si se dispone de información biológica, el modelo es aplicable. Tampoco existen demasiadas medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Para este tipo de modelo no se consideraron costos de muestreo. En general, la información necesaria sobre la población no proviene de datos pesqueros, sino biológicos. Las estimaciones asociadas con el ingreso y análisis de datos, y el modelaje ascienden a 800.000 pesos (costo de ingreso de datos: 150.000 pesos) por puerto de desembarco. El agregado de otros sitios de muestreo (con distinta tasa de crecimiento individual o mortalidad natural) agrega costos marginales.

c.3.7. Otros modelos estructurados

También se han aplicado modelos estructurados a stocks de invertebrados bentónicos asociados a fondos duros. Los análisis de cohorte han sido raramente utilizados en la literatura, debido a las dificultades de determinar la edad de abulones, jaibas, y erizos. Sin embargo, estos modelos han sido los más aplicados en Chile. Modelos basados en análisis de tallas para una cohorte (Jones 1974) fueron aplicados al loco (Castilla y Jeréz 1986; Geaghan y Castilla 1987). Jeréz y Rivas (1988) aplicaron un modelo semejante también al recurso loco en Chile. Zhao et al. (1993) utilizó un análisis de cohortes para estimar la abundancia de tres poblaciones de abulones en Japón, y en base a la evolución de los stocks en el pasado se plantearon estrategias de manejo a futuro. Sin embargo, Sainsbury (1982) sugiere que este método sería inapropiado para especies que muestra gran variabilidad individual en el crecimiento.

También se han utilizado matrices de proyección para describir la dinámica de poblaciones de invertebrados bentónicos, pero dichos análisis fueron descriptivos y no se realizaron con el propósito de evaluar poblaciones explotadas (Sainsbury 1982; Eekout et al. 1992). Una variante del modelo de Sainsbury, que incorpora mortalidad por pesca, fue aplicado a dos especies de langosta en Sudáfrica (Berg y Johnston 1992). Este método no ha sido utilizado con fines de manejo, sino para describir la estructura de una población no explotada. Sin embargo, se realiza una investigación teórica del potencial de este tipo de modelo para investigar las implicancias de distintas estrategias de manejo sobre la estructura de tallas de la población (Berg y Johnston 1992). Prince (1992) también utiliza un modelo con estructura de tallas, con el objetivo de describir la dinámica de una población de abulón, sujeta a explotación. La variante en este caso es la incorporación de la dinámica espacial, sin embargo la descripción del modelo es poco clara como para permitir conclusiones sobre el mismo (Prince 1992). Recientemente, Pfister y Bradbury (1996) modelaron la trayectoria de poblaciones de erizos, bajo varios escenarios de reclutamiento, y denso-dependencia.



MET. INDIRECTOS / OTROS MODELOS ESTRUCTURADOS

Castilla, J.C. y G. Jeréz. 1986. Artisanal fishery and development of a data base for managing the loco, *Concholepas concholepas*, resource in Chile. En: G. Jamieson y N. Bourne (eds). Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 92: 133-139.

Clasificación: Es, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Se utilizan datos de muestreos y de captura comercial, para estimar la tasa de crecimiento y mortalidad natural de locos en Chile Central. Se discute la supuesta existencia de diferencias en los parámetros de crecimiento entre las caletas de Chile Central, pero no se proveen los estadísticos correspondientes a dicho análisis.

Se aplica un análisis de cohortes, utilizando los datos de composición de tallas de las capturas de Caleta Quintay, y se estima la abundancia de locos para cada clase de tallas (no se proveen estimaciones de varianza). El análisis de cohortes permite calcular la abundancia de individuos en el pasado, en base a las capturas por edad (o talla). El modelo de análisis de cohortes supone que no existen individuos de edad (o talla) mayor al más viejo (o grande) que se haya capturado. Con este supuesto, y conociendo la mortalidad natural, es posible retrocalcular la abundancia de una cohorte bajo condiciones de equilibrio:

$$N(t) = N(t+1) + C(t) + D(t)$$

donde N indica abundancia, C captura, D el número de individuos que murieron de mortalidad natural, y t indica clases de talla.

Castilla y Jeréz reconocen el problema de suponer una situación de equilibrio para este análisis.

Datos requeridos: El modelo requiere datos de captura por edad, y una estimación de mortalidad natural.

Soporte estadístico: No se indica el método de estimación, pero en general es muy sencillo. Bajo el supuesto de que el número de peces en una talla t sea cero, y conociendo la mortalidad natural y la composición de tallas de las capturas, se puede reconstruir el pasado del stock. No se especifica si se estimó bajo el supuesto de pesca continua o discreta (esto implica, si la mortalidad natural es negligible o no).

Supuestos centrales: Los supuestos de modelo son (1) la mortalidad natural es la misma para todas las edades (o tallas); (2) no existe inmigración ni emigración, y (3) no existen individuos vivos luego de cierta talla t.

Si la pesquería opera durante un período muy corto, se puede suponer, además, que la mortalidad natural es negligible.

Principales fuentes de error: Dos fuentes de error de este modelo son el impacto de los

errores en la estimación de M (que afectará la reconstrucción del tamaño del stock), y la variación temporal de la mortalidad por pesca.

Ventajas y desventajas: La gran ventaja de este modelo es su simplicidad, el bajo requerimiento de datos, y comparativamente con otros modelos, los supuestos simples.

La desventaja es que su utilidad mayor es describir el pasado del stock.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile:

Este modelo fue aplicado a un recurso explotado en Chile (loco). También podría ser aplicado a otras especies explotadas de fondos duros, ya que solo se requieren de datos de captura. Las características de historia de vida de los recursos no son de particular importancia para este modelo.

El mayor problema respecto de la historia de vida se relaciona con la variabilidad en el reclutamiento (producto de larga vida planctónica) y la distribución agregada. Podría existir mortalidad diferencial en agregaciones de distinta densidad. Igualmente, podría existir

mortalidad diferencial en cohortes de diferente magnitud, y reclutamiento variable. Ambos problemas son comunes a todos los recursos de interés para este proyecto.

Observaciones: un modelo semejante fue aplicado a la misma base de datos, en las dos publicaciones citadas a continuación. Dado que no existen diferencias en el modelo utilizado, ni en los datos, no se repiten las fichas técnicas para estos trabajos. En el primer informe, se incluyen datos de cuatro meses de caleta El Quisco.

Costos de muestreo y estimación: Se requiere una serie de datos de captura, y distribución de tallas. Se supone que existe un muestreador en el puerto de desembarco (3.000.000 pesos anuales), aunque no necesariamente con dedicación exclusiva a este sitio de muestreo. Los costos de estimación fueron estimados en 1.040.000 de pesos por puerto de desembarco (240.000 gastos de ingresos de datos y preparación de la base). La adición de puertos de desembarco agrega costos marginales.

Castilla, et al. 1986. Estimaciones de stock del recurso *Concholepas concholepas* en dos áreas de pesca de Chile central, usando análisis de poblaciones virtuales (APV). En: The culture and management of seaweeds and invertebrates in Chile. International Development Research Center, Canadá, y Pontificia Universidad Católica de Chile. IDR 3-P-85-0069.

Gheaghan, J. y J. C. Castilla. 1987. Dinámica de las poblaciones explotadas de loco (*Concholepas concholepas*) en Chile Central. Invest. Pesq. 34: 21-31.

MÉTODOS INDIRECTOS / OTROS MODELOS ESTRUCTURADOS

Zuleta, A., C. Moreno, P. Rubilar, H. Robotham, C. Veran y H. Miranda. 1993. Monitoreo de la pesquería y evaluación directa del stock de loco (I a XII Regiones). Informe FIP 93-07.

Clasificación: Es, Da, D(E), I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Este modelo fue desarrollado para evaluar la abundancia de locos en Chile, acorde a la base de datos disponible. El modelo permite estimar la distribución, abundancia, y composición de tallas del stock. El mismo ha sido utilizado para determinar la captura total permisible de locos en Chile en los últimos años.

El modelo ha sido denominado Análisis de Captura a la Talla (ACTI). El objetivo es estimar la abundancia de loco en intervalos de tallas, en base a los datos de capturas (por tallas). Bajo el supuesto de que la temporada de pesca es suficientemente corta como para que otros factores de mortalidad (con excepción de pesca) tengan un efecto significativo, los sobrevivientes en un intervalo de talla (l_{i+1} , l_{i+2}) al comienzo de la segunda temporada de pesca serán:

$$N_{i+1}(t_2) = (N_i(t_1) - C_{i1}) \sigma$$

$$N_{i+1}(t_2) = N_i(t_1) * s_{i1}$$

C_{i1} es la captura realizada en la primera temporada de pesca, de duración δ_{i1} , y s_{i1} es igual a $(1 - \mu_{i1}) \sigma$,

$$\sigma = \exp(-M(t_2 - t_1 - \delta_{i1}))$$

μ_{i1} se define como la tasa de explotación (cuando la mortalidad natural es despreciable):

$$\mu_{i1} = C_{i1} / N_i(t_1) = 1 - \exp(-F_{i1} \delta_{i1})$$

Por lo tanto,

$$N_{i+1}(t_2) = N_i(t_1) \exp(-F_{i1} \delta_{i1} - M(t_2 - t_1 - \delta_{i1}))$$

Esta ecuación es semejante a la ecuación de capturas que se definirá a continuación. En principio la tasa de captura de la talla l en el instante t es:

$$dC_{l,t} / dt, \text{ tal que } l_i \leq l < l_{i+1}, \text{ y } t_j \leq t < t_j + \delta_j$$

Si la probabilidad de captura $f_{ij} dt$ es constante dentro del intervalo de talla y la temporada, pero variable entre intervalos y temporadas, entonces la captura en un intervalo de talla dl y período dt se puede definir como:

$$(dC_{l,t} / dt) dl dt = F_{ij} N(l,t) dl dt$$

A través de la integración de esta relación para cada intervalo de talla y para la temporada de pesca, se obtiene la ecuación de captura:

$$C_{ij} = \mu_{ij} N_{ij} = N_{ij} (1 - \exp(-F_{ij} \delta_{ij}))$$

La mortalidad instantánea total varía respecto de la talla y la temporada de pesca, y será:

$Z_{ij} = F_{ij} + M$, donde F_{ij} depende del patrón de explotación r_i (que es estimado en base a 3 parámetros: a , b , y c).

El crecimiento individual en función de la talla está descrito en base a la ecuación de von Bertalanffy. Finalmente, y a través de artificios matemáticos, se presenta una función para la predicción de las capturas de la talla i en la temporada j :

$$C_{ij} = f(N(l_i), F_1, F_2, r_1, r_2, \dots, r_n, M, L_\infty, K, \delta_1, \delta_2, t_1, t_2, l_i, l_{i+1}, \dots, l_{i+n})$$

donde $(N(l_i), F_1, F_2, r_1, r_2, \dots, r_n, M, L_\infty, K, \delta_1, \delta_2, t_1, t_2)$ son variables. Los parámetros de crecimiento (K y L_∞), y de la temporada de pesca ($\delta_1, \delta_2, t_1, t_2$) son

conocidos. Dado que r_i está definido por los parámetros a , b , y c , para los fines de estimación la captura es una función de un conjunto de parámetros más reducidos ($N(t_i), F_1, F_2, a, b, c, y M$).

El estimador de abundancia por intervalos de tallas se obtiene:

$$N_{i1} = N_{i1} \exp(-r_{i1} F_1 (\delta_{i1} - M(t_2 - t_1 - \delta_{i1})))$$

y la abundancia total resulta de la suma a través de los intervalos:

$$N_j = \sum N_{ij}$$

El modelo ACTI ha sido modificado (ACTII), y esta modificación no requiere del supuesto de equilibrio. El nuevo modelo se basa en el seguimiento de cohortes verdaderas, mientras que el ACTI utiliza pseudocohortes. Las cohortes son reconstruidas a través de las tallas, en vez del análisis tradicional por edad.

Datos requeridos: Se requieren datos de captura por talla.

Soporte estadístico: Se dispone de dos algoritmos para minimizar la SSQ (simplex Nelder Mead, y el método Cuasi-Newton). Es posible estimar la varianza de los parámetros, bajo el agregado de ciertos supuestos sobre la naturaleza de los desvíos aleatorios (desvíos independientes y con una distribución de probabilidades común).

Se identificaron además dos algoritmos para resolver las ecuaciones de captura en términos de sus parámetros (comunmente utilizado en este tipo de modelos): solución para adelante y hacia atrás.

Supuestos centrales: Los supuestos del modelo ACTI son:

- (1) cada stock se comporta como una población cerrada;
- (2) el reclutamiento en promedio es constante;
- (3) la mortalidad natural es constante;
- (4) el patrón de crecimiento permanece invariable entre años;
- (5) la mortalidad por pesca varía según el tamaño, y de acuerdo a un patrón fijo a través de los años;
- (6) la mortalidad por pesca de las tallas completamente reclutadas es variable a través de los años; y
- (7) la temporada de pesca es suficientemente corta para que otros factores de mortalidad (con excepción de pesca) tengan un efecto significativo.

Respuesta a violaciones de los supuestos: El primero de los modelos (ACTI) supone condiciones de equilibrio. Esta condición es difícilmente alcanzable. Sin embargo, los autores utilizan como evidencia del cumplimiento de este supuesto la constancia en las distribuciones de tallas. Los primeros supuestos del modelo fueron que el reclutamiento, la mortalidad, y el crecimiento individual eran constantes. Estos supuestos son considerados aceptables por los autores, para la fase de no explotación de recurso (anterior a 1993). Es probable que no se cumplan dichos supuestos, sobre todo el reclutamiento constante, considerando que se trata de una especie con larva planctónica. Si este supuesto no se cumple, la distribución de tallas por cohorte no refleja el patrón de mortalidad natural y/o por pesca, y por consiguiente, no es posible utilizar un modelo de estas características para estimaciones de abundancia. Posteriormente, el modelo fue flexibilizado para incorporar la tasa de mortalidad y reclutamiento variable entre años. También

existe el potencial para modificar el crecimiento individual. Sin embargo, dichas modificaciones no han sido aún plenamente utilizadas, debido a la limitante de los datos.

Principales fuentes de error: Para este modelo en particular, los autores discuten que es sensible a las variaciones en la cola de la distribución de tallas. Esto afecta la estimación de la mortalidad natural, y el largo infinito. En general, en este tipo de modelos el uso de soluciones hacia adelante para proyectar cohortes son sumamente sensibles a las estimaciones de F .

Ventajas y desventajas: La ventaja de este modelo es que permite una estimación de abundancia de stock, aún cuando la base de datos es sumamente limitada. No sería posible la aplicación de otro modelo de evaluación a los datos existentes, y desde este punto de vista es ventajoso disponer de un modelo que permita iniciar un programa de evaluación. Las desventajas están asociadas precisamente a esta limitante. Con una base de datos limitada, se requiere un gran número de supuestos difícilmente alcanzables. Otra desventaja es que el modelo supone que la explotación ocurre en un período suficientemente corto, que no es el caso en la mayoría de las pesquerías.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue desarrollado para uno de los recursos bentónicos de fondos duros explotados en Chile (loco).

También podría ser aplicado a otras especies explotadas de fondos duros, ya que solo se

requieren de datos de captura. Las características de historia de vida de los recursos no son de particular importancia para este modelo.

El mayor problema respecto de la historia de vida se relaciona con la variabilidad en el reclutamiento (producto de larga vida planctónica) y la distribución agregada. Podría existir mortalidad diferencial en agregaciones de distinta densidad. Igualmente, podría existir mortalidad diferencial en cohortes de diferente magnitud, y reclutamiento variable. Ambos problemas son comunes a todos los recursos de interés para este proyecto.

Costos de muestreo y estimación: Se requiere una serie de datos de captura, y distribución de tallas. Se supone que existe un muestreador en el puerto de desembarco (3.000.000 pesos anuales), aunque no necesariamente con dedicación exclusiva a este sitio de muestreo. Los costos de estimación fueron estimados en 2.040.000 de pesos (440.000 pesos de gastos de ingresos de datos y preparación de la base) por puerto de desembarco. La adición de puertos de desembarco agrega costos marginales.

MET. INDIRECTOS / OTROS MODELOS ESTRUCTURADOS

Zaho, B., E. Tanaka, y J. Yamada. 1993. Stock assessment of abalone in Kisakata, Akita Prefecture. *Nippon Suisan Gakkaishi* 59(11): 1823-1830.

Clasificación: Es, Da, D, I-

Descripción del modelo, y/o comparación con el modelo original: Se estimó la abundancia de un stock de tres clases de abulones, con el objetivo de examinar estrategias de manejo para el futuro. Se utiliza un análisis de cohortes. La dinámica de un stock puede ser descrita por:

$$N_{x+1,y+1} = N_{x,y} \exp(-M - F_{xy})$$

$$N_{xy} = N_{x+1,y+1} \exp(M) + C_{xy} \exp(M/2)$$

donde los subíndices x e y indican edad y año. N indica el tamaño del stock, C la captura en números, M mortalidad natural, y F mortalidad por pesca.

Datos requeridos: Se requieren datos de captura por edad, en números. Se utilizan dos escenarios, en uno las tres especies de abulones sufren igual mortalidad por pesca. En el otro la mortalidad por pesca entre especies es distinta. Se requiere una estimación de la mortalidad natural.

Soporte estadístico: No se provee información, excepto que se hicieron estimaciones "hacia atrás", bajo un valor de mortalidad por pesca supuesto, y constante.

Supuestos centrales: El modelo puede suponer mortalidad natural constante, o negligible (si la pesca ocurre en un período corto). Se supone

además, que el número de individuos capturados por edad es proporcional a los que están presentes en la población, que la población es cerrada, y que se conoce la mortalidad natural. Se supone también, que no hay individuos vivos más viejos que los de edad máxima encontrada. El último supuesto del modelo, es que a cierta edad (infinita) no hay sobrevivientes.

Para uno de los escenarios, se supone que las tres especies de abulones sufren la misma tasa de explotación.

Respuesta a violaciones de los supuestos: Si la mortalidad natural no es constante, entonces el sesgo en las estimaciones dependerá de la relación entre la mortalidad natural y la mortalidad por pesca. El resto de los supuestos no son tan problemáticos, suponiendo que no hay errores en la datación de los individuos. Cualquier inmigración en el stock aumentará el número de individuos vivos, y produce sobreestimaciones del tamaño de la cohorte. La emigración es menos seria.

Principales fuentes de error: Dos posibles fuentes de error de este modelo son: el impacto de errores en la estimación de M (que afectará la reconstrucción del tamaño del stock), y la variación temporal de la mortalidad por pesca. En los casos en que el stock decline más rápidamente que las capturas, los errores en el F terminal producen sobreestimaciones del tamaño del stock.

Ventajas y desventajas: La gran ventaja de este modelo es su simplicidad, el bajo requerimiento de datos, y comparativamente con otros modelos, los supuestos simples. La desventaja es que bajo el supuesto de que no existen sobrevivientes después de cierta edad, se pueden analizar cohortes que han pasado completamente por la pesquería. De lo contrario, se deben realizar supuestos sobre $F_{terminal}$, que en general producen errores en las estimaciones.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este modelo fue aplicado a tres especies de abulones, explotadas comercialmente en Japón. Los abulones tienen una historia de vida semejante a los gastrópodos explotados en Chile (vida relativamente larga, crecimiento relativamente lento, larvas planctónicas), y se distribuyen agregadamente. Las especies de abulones estudiadas sufrieron sobreexplotación, y ahora son cultivadas.

El modelo también podría ser aplicado a otras especies explotadas de fondos duros, ya que solo se requieren de datos de captura. Las características de historia de vida de los recursos no son de particular importancia para este modelo. El mayor problema respecto de la historia de vida se relaciona con la variabilidad en el reclutamiento (producto de larga vida planctónica) y la distribución agregada. Podría existir mortalidad diferencial en agregaciones de distinta densidad. Igualmente, podría existir mortalidad diferencial en cohortes de diferente magnitud, y reclutamiento variable. Ambos problemas son comunes a todos los recursos de interés para este proyecto.

Costos de muestreo y estimación: Se requiere una serie de datos de captura, y distribución de tallas. Se supone que existe un muestreador en el puerto de desembarco (3.000.000 pesos anuales), aunque no necesariamente con dedicación exclusiva a este sitio de muestreo. Los costos de estimación fueron estimados en 1.040.000 de pesos por puerto de desembarco (240.000 pesos de gastos de ingresos de datos y preparación de la base). La adición de puertos de desembarco agrega costos marginales.

MEI INDIRECTOS / OTROS MODELOS ESTRUCTURADOS

Botsford, L. 1995. Population dynamics of spatially distributed, meroplanktonic, exploited marine invertebrates. ICES mar. Sci. Symp. 199: 18-128.

Clasificación: Es, DI, D(E), I(-/+)

Este modelo no se presenta en un contexto sistemático, por no haberse aplicado a especies de fondos rocosos. Sin embargo, las características del mismo, y el hecho de haber sido desarrollado especialmente para invertebrados, lo hacen apropiado para especies bentónicas de fondos duros.

Este trabajo describe la dinámica de una población de invertebrados, utilizando un modelo con estructura de edad y denso-dependencia en el reclutamiento. El modelo considera la estructura de edad del stock parental y una relación stock-reclutamiento. El reclutamiento es expresado como el producto de la producción de huevos y la fracción de los huevos que sobrevive al estadio de recluta. A su vez, la producción de huevos puede ser expresada como la suma de las fecundidades para cada edad, o como un ingreso constante de huevos. La primera situación ocurrirá en una población cerrada, mientras que la segunda sería el caso de una población abierta.

La porción de huevos que sobrevive depende del tamaño poblacional efectivo, y también se considera el efecto de la edad del adulto sobre la mortalidad denso-dependiente. Esta función podría representar el efecto del canibalismo, o competencia por espacio (Roughgarden et al. 1985). Este modo de expresar el reclutamiento en

función del stock adulto separa explícitamente el efecto positivo (reproducción) del negativo (mortalidad denso-dependiente). Biológicamente, ambos efectos no dependen de la población adulta del mismo modo. La reproducción puede depender sólo de las hembras, mientras que el canibalismo puede depender de ambos sexos. La función de sobrevivencia denso-dependiente puede tomar distintas formas, entre ellas las consideradas por Ricker o Beverton y Holt. El modelo es en principio determinístico y supone condiciones de equilibrio. Sin embargo, el nivel de complejidad del modelo puede variar. Se puede utilizar en condiciones "cercanas al equilibrio".

En una variante más compleja del modelo, se agrega el efecto de la variabilidad ambiental como un factor multiplicativo. Con el efecto de este factor, a medida que la población se torne menos estable, esta será más sensible a la variabilidad ambiental. La sensibilidad está relacionada a la escala de tiempo, de modo que la población es más sensible en escalas de tiempo que duplican la edad media de la población. Según el autor, estos resultados se deben a que se supone una población cercana al equilibrio.

También se introduce el efecto de explotar un sólo sexo (como ocurre en muchas especies de jaiibas, entre ellas el cangrejo Dungeness sobre el cual el Dr. Botsford ha publicado una serie de trabajos). El modelo es suficientemente flexible como para incorporar el efecto de reducir un sexo

(normalmente machos) sobre la sobrevivencia denso-dependiente, sin que la producción de huevos sea afectada por la reducción del número de machos (caso especial para jaibas, ya que las hembras acumulan esperma). También se considera el caso de explotación de ambos sexos. Por último, se incorpora el efecto de la estructura espacial para una población abierta. La variable espacio se incorpora con una sola dimensión. Según el modelo, en cada localidad se producen huevos, los cuales sufren dispersión denso-

dependiente, y luego mortalidad denso-dependiente (asentamiento). Por último, el autor comenta sobre nuevas líneas que están siendo investigadas para ser incorporadas a este modelo, entre ellas estudiar los efectos de la variación espacio-temporal de las condiciones oceanográficas durante la fase de dispersión. El modelo fue aplicado a la jaiba *Dungeness* y otros crustáceos de fondos blandos, pero potencialmente puede ser utilizado para recursos de fondos duros.

c.4. Métodos de evaluación directa

En esta sección se incluye la metodología de muestreo, diseño de muestreo, y análisis de datos normalmente utilizados en evaluación de stocks de recursos bentónicos.

La metodología de muestreo disponible para conteos de especies bentónicas es variada. Según McIntyre (1984), se cuentan con técnicas eficientes y variadas para estudiar la epifauna asociada tanto a sustratos blandos como duros, en comparación con otros grupos bentónicos (infauna). En el caso de los organismos asociados a fondos duros, y particularmente gastrópodos, no se han introducido grandes variantes en lo referente a técnicas de muestreo. En general, se utilizan conteos directos de organismos (ej. Sainsbury 1982), y ultimamente se han utilizado bombas de succión para muestreos de reclutas (McShane 1991). Otros métodos utilizados en los últimos años, para organismos bentónicos en general, incluyen la fotografía submarina y vehículos operados remotamente. La fotografía o filmaciones submarinas se han usado para estudios de estimación de abundancia y distribución de organismos bentónicos (generalmente a pequeña escala, aunque también se ha utilizado para estimaciones de abundancia de ostiones en el George Bank). Filmaciones submarinas se han utilizado para estimar la abundancia de cangrejos en fondos blandos (Conan 1985). Más recientemente, se ha incorporado el uso de vehículos operados remotamente (ROV; ej. camarones). Estos vehículos son de gran utilidad para muestreos de poblaciones en zonas profundas.

La naturaleza de los datos utilizados en estimaciones de densidad y de abundancia de especies bentónicas provienen de los siguientes tipos de muestreos: cuadrantes y transectos (conteo directo, métodos de succión, fotográficos, vehículos remotos), marcado y recaptura, laser submarino, y métodos hidroacústicos (fundamentalmente en fondos blandos, ej. ostras). En fondos duros, la mayoría de los trabajos reportan conteos directos por unidad de áreas, generalmente en cuadrantes o transectos, y menos frecuentemente por unidad de tiempo. En base a los trabajos recopilados, se puede observar el patrón ya descrito por Andrew y Mapstone (1987): "los diseños de muestreo y el análisis de los datos, en la mayoría de los estudios en ecología marina, parecen estar guiados más por la tradición y las costumbres, que por consideraciones cuidadosas de la adecuación del uso de determinada metodología". Metodologías especialmente diseñadas para recursos con distribución agregada (Thompson y Seber 1996) no han sido aplicadas a estimaciones de abundancia de gastrópodos de interés comercial.

La técnica de marcado y recaptura ofrece otra alternativa para evaluaciones de abundancia, aunque para estudios de gran escala puede requerir costos muy elevados. Existen una variedad de métodos estadísticos para estimaciones de abundancia, basados en marcado y recaptura (Beverton y Holt 1957; Bayliff y Mobrand 1972; Seber 1982, Wetherall 1982). Aunque esta metodología ha sido utilizada con otros propósitos para gastrópodos (estimación de mortalidad natural), el método de marcado y recaptura podría ser potencialmente utilizado para estimaciones de abundancia de gastrópodos por la baja tasa de movilidad de estos organismos. Experimentos de

marcado realizados para estudiar las "pilas" de abulones en California demostraron que era un método altamente eficiente para identificar organismos, y seguirlos por un plazo de un año entre la zona intermareal y submareal (Douros 1987). Observaciones similares fueron realizadas con individuos marcados en ECIM, Las Cruces. Locos y lapas fueron marcados, y la ubicación de los organismos observada diariamente (observaciones directas y fotográficas). El movimiento de los locos fue escaso (P.Manríquez, comunicación personal) y las lapas realizaban movimientos relacionados con la marea (excursiones alimenticias), pero durante la marea baja ocupaban siempre el mismo sitio (observaciones realizadas por 4 y 5 meses, por dos años consecutivos, Gianluca Serra, Italia, comunicación personal). Schiel y Breen (1991) también realizaron marcados de *Haliotis iris* para estudios de crecimiento. Shepherd et al. (1982) siguieron abulones (*Haliotis*) marcados por un período de 5 años, para estimar la mortalidad, demostrando la potencialidad del método.

El método de marcado y recaptura también podría ser aplicado a otros organismos de fondos duros explotados en Chile. Estudios de tasas de movimiento en algunas especies de erizo, han demostrado que la técnica de marcado y recaptura también podría ser utilizada para este grupo (Carpenter 1984). Metodologías para el marcado de erizos de mar han sido descritas en la literatura (Nelson y Vance 1979; Carpenter 1984; Neill 1987). La técnica de Nelson y Vance es de difícil aplicación para marcados a gran escala, porque requiere de la remoción de los organismos del sustrato. Las técnicas de Carpenter (1984) y Neill (1987) permiten el marcado "in situ". La técnica propuesta por Neill (1987) utiliza marcas desarrolladas para peces, pero sólo puede ser aplicada a estudios de corta duración por la alta tasa de pérdida de las marcas.

Además del uso de diseños de muestreo estándares, el análisis de los datos es generalmente sencillo. A pesar de la simplicidad del análisis estadístico realizado (el cual en la mayoría de los casos no se detalla en los estudios de estimación de densidad o de abundancia de recursos bentónicos de fondos duros), en cada ficha se realizó una breve descripción del soporte estadístico en base a textos de estadística básica o pesqueros (ej. Elliot 1977; Underwood 1981; Zar 1984; Gunderson 1993; Gallucci et al. 1996). Este formato fue introducido en base a los comentarios surgidos de la primera evaluación.

Los trabajos listados a continuación están relacionados con (1) consideraciones generales sobre diseños de muestreo, (2) metodologías de muestreo, y (3) análisis de datos para poblaciones agregadas. Debido a la homogeneidad en el tipo de datos, diseño de muestreo, y análisis estadístico, se incluye una muestra representativa de trabajos que presentaban metodología similar, incluyéndose preferentemente los trabajos sobre especies más semejantes a las del foco de este proyecto (o con distribución agregada). Muchos trabajos provienen de la literatura ecológica, y reportan datos de densidades de gastrópodos (u otros invertebrados) más que de evaluación de abundancia a nivel poblacional. A tales efectos fueron clasificados en E- y E+ (escala ecológica o escala poblacional respectivamente). El formato de la ficha técnica difiere del utilizado para modelos descritos en "Metodos Indirectos", ya que en general no se aplican modelos sino que sólo se realizan estimaciones de la media y desviación estándar. En los casos en que se presenten trabajos sobre los que no se

pueda realizar una ficha estándar (ej. casos de descripción de un método de conteo), se reportará sólo la información que se pueda rescatar del trabajo. Se incluyeron trabajos sobre fondos blandos cuando los mismos presentaban información para análisis de poblaciones agregadas, como lo son las especies foco de este proyecto. La estimación de costos se basa en unidad de área (hectárea), siguiendo la metodología descrita anteriormente.

MÉT. DIRECTOS

Elliot, J.M. 1971. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. Freshwater Biological Association Sp. Publ. No 25. 148 p.

Clasificación: sin clasificación.

Este trabajo no fue incluido con una clasificación sistemática, por tratarse de un libro que trata aspectos generales sobre métodos de estudio de organismos bentónicos. Esta referencia se incluye porque fue una de las primeras publicaciones que trató intensivamente el problema de muestreo y análisis de datos de poblaciones bentónicas. A pesar de que se publicó hace 30 años, sigue siendo una fuente de referencia de ecólogos bentónicos en la actualidad.

Observación: Si bien este libro posee técnicas utilizadas actualmente en recursos bentónicos, existen publicaciones más recientes para recursos con distribución agregada que serían más interesantes para recursos como el loco, lapas, erizos, jaiba mora, etc. (ver ficha de Thompson y Seber 1996).

MET.DIRECTOS / Técnica: fotografía

Hemmings, C. 1972. Underwater photography in fisheries research. *J. Cons. int. Explor. Mer.* 34(3): 466-484.

Clasificación: sin clasificación.

Técnica y diseño de muestreo: Este trabajo sólo reporta el uso de técnicas fotográficas para investigaciones pesqueras. Debido a que se reportan diferentes técnicas de observación y conteo de organismos bentónicos, se incluyó este trabajo a modo de referencia. Sin embargo, las características del mismo no permiten incluirlo en una ficha modelo ni clasificarlo.

El objetivo del estudio es utilizar cámaras para registrar el comportamiento de las artes de pesca.

Sin embargo, en base a este trabajo se realizaron posteriormente aplicaciones de fotografía submarina a invertebrados. En este trabajo se reporta información técnica para mejorar la toma de imágenes de organismos submarinos.

MET. DIRECTOS / TRANSECTOS

Guzmán del Proo, S. y A. Castro. 1976. Un sistema de registro de la composición de abulón (*Haliotis* spp). Resultados de cuatro temporadas (1972-1976) en Baja California. SIC Inst. Nac. Pesca. Symp. Nac. Rec. Pesq. Vol. Esp. Abulón/Lang., II:1-17.

Clasificación: E+, A-

Técnica y diseño de muestreo: Este trabajo se basa en muestreos realizados en dos zonas, y en dos oportunidades (una zona se muestreó dos veces, y la otra sólo una). El trabajo se extendió por tres años, y los muestreos se realizaron con transectos al azar en la costa de Baja California. Se contabilizaron los locos por transectos (no sólo se muestrearon agregaciones o bancos, sino también otras zonas de la costa), y se estimó la densidad promedio de locos. En base a este cálculo de densidad, se estimó la abundancia (en peso) de cada zona.

Datos requeridos y Análisis de los datos: Se utilizaron datos de conteos de abulones por transectos para la estimación de abundancia.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: Se utilizó una técnica estándar para el análisis de transectos al azar, con el objetivo de estimar la densidad, y luego la abundancia de abulones.

Para obtener conclusiones válidas sobre la población a través de muestras, los procedimientos estadísticos suponen que las muestras son obtenidas al azar. Entonces, el número promedio de individuos por metro cuadrado puede calcularse:

$$\bar{y} = \frac{\sum_{i=1}^n y_i}{n}$$

y la varianza será:

$$s^2 = \frac{1}{(n-1)} * \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2$$

adonde \bar{y} es en número de individuos por cuadrante, y n es el número de unidades en la muestra.

El número de individuos en el banco se calculó extrapolando la densidad promedio al área total de estudio.

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: El mayor problema de este tipo de muestreo puede ser la violación de los supuestos del muestreo al azar, y en ese caso tanto la media como la varianza muestral calculadas serán estimadores sesgados de la media y varianza poblacional.

Un segundo problema puede ser la distribución de los datos. Se muestrearon áreas tanto con agregaciones, como otros sitios dentro de la zona de estudio. Por lo tanto se espera que exista una gran cantidad de datos con baja abundancia de locos, y unos pocos con alta abundancia.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado con abulones, especie que presenta grandes semejanzas con los principales recursos bentónicos de fondos duros de Chile. La especie tiene vida larga, larvas planctónicas, y

distribución agregada (que varía entre estaciones). Estas características son compartidas por los principales recursos de fondos duros explotados en Chile. Las principales especies explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también esta relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada en este trabajo ha sido aplicada a recursos bentónicos de fondos duros en Chile (ej. loco, lapa, erizo). Sin embargo, el uso a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros comprende varias

regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

La pesquería del abulón comparte semejanzas con las pesquerías de Chile, en cuanto a que el modo de operación de la flota es semejante, aunque la explotación masiva comenzó antes en Méjico que en Chile. En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: En este trabajo realmente se estima la abundancia poblacional. En la mayoría de los trabajos de muestreo directo de especies como abulones, o jaibas, los muestreos estan dirigidos a estudios ecológicos locales más que a nivel poblacional.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (transecto) se estimaron por hectárea. Teniendo en cuenta la variable climática, los costos pueden oscilar entre 153.000 y 168.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MÉTODOS DIRECTOS

Watling, L., P. Kinner, y D. Maurer. 1978. The use of species abundance estimates in marine benthic studies. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 35: 109-118.

Clasificación: E-, A

Técnica y diseño de muestreo: Este trabajo no se presenta en un contexto sistemático. El objetivo de este estudio es demostrar la aplicación de estimaciones de abundancia de plantas terrestres, a invertebrados bentónicos. A tal fin, se utilizaron como modelo especies de fondos blandos. Sin embargo, la misma metodología podría ser aplicada a especies de fondos duros. La idea de que la metodología de estimación de abundancia en plantas terrestres es más apropiada para invertebrados, que la actualmente utilizada, ha aparecido recurrentemente en la literatura (ej. Orensanz 1986; Botsford 1995). Este es uno de los trabajos pioneros en proponer el uso de dicha metodología en invertebrados, y por lo tanto se incluye en esta revisión.

Los autores proponen el uso de métodos antiguos y comunes de la ecología de plantas terrestres (Braun-Blanquet) para estimar la abundancia de invertebrados. Por este método, el porcentaje del área total cubierto por cada especie es asignado a intervalos de clase, los cuales están representados por una escala de valores. Las escalas pueden ser establecidas por una combinación de medidas de cobertura y biomasa. Otros autores han utilizado otros sistemas para estimar la abundancia relativa de especies epibénticas (incluyendo abundancia y agregación). A su vez, estas escalas pueden no ser uniformes para todas las especies (por ejemplo, organismos solitarios o coloniales, grandes o

pequeños). En este trabajo se utilizan dos escalas con propósitos comparativos: (1) Frontier, y (2) N^3 . También se realiza el análisis con los datos crudos. Frontier propone el uso de escalas de abundancia para medir la estructura de las comunidades. Estas escalas se basan en transformaciones logarítmicas de los datos de abundancia de especies. La segunda escala (N^3), utiliza el rango de abundancia de cada intervalo de clase para análisis numéricos (ej. 1-3), y el estimador de abundancia es el punto medio de dicho intervalo (N). Con estos datos de abundancia, se estiman los índices de diversidad, dominancia, dispersión, como también la abundancia de la población.

Datos requeridos y Análisis de los datos: Se utilizaron muestras de dragas (0.1 m^2), sólo como modelo para demostrar el uso del método. En cada muestra los organismos fueron identificados y contados. Estos datos fueron transformados en abundancia por unidad de área, utilizando las dos escalas descritas arriba (N^3 y Frontier).

Soporte estadístico y Supuestos centrales: Los supuestos son que las muestras son obtenidas al azar. Esto es, la probabilidad de que cada unidad de muestreo sea seleccionada es igual a la de cualquiera otra unidad, y es independiente.

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: El autor no discute nada referente al método en sí, excepto que en las

comparaciones realizadas la escala N^3 describe mejor los patrones de abundancia, ya que describe igualmente a poblaciones agregadas como con distribución homogénea. La escala de Frontier reduce el efecto de las especies abundantes (o dominantes), debido a la transformación logarítmica.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Esta metodología se utiliza en plantas terrestres, y se aplicó a datos de fondos blandos como modelo. Sin embargo, los autores discuten que la abundancia de especies de sustratos rocosos, para los que no pueden obtenerse fácilmente datos cuantitativos, podría también ser calculada por estos métodos. Sin embargo, esta metodología u otras más

modernas de la ecología de plantas terrestres, no han sido aún aplicadas a invertebrados bentónicos de fondos duros.

Observaciones: El libro de referencia más citado sobre análisis de patrones de distribución y abundancia en plantas, y que fue ocasionalmente aplicado en invertebrados (ver referencias más abajo) es Grieg-Smith (1964).

Downing, J. 1979. Aggregation, transformation, and the design of benthos sampling programs. J. Fish. Res. Board Can. 36: 1454-1463.

Clasificación: E-, A-

Técnica y diseño de muestreo: Este trabajo no se presenta en un contexto sistemático. A pesar de haber sido publicado casi dos décadas atrás, es aún muy citado, y por ese motivo se incluyó en esta revisión. El autor ofrece soluciones para el diseño de muestreo y análisis de datos de poblaciones agregadas.

De las dos metodologías utilizadas para medir agregación, estimación de densidad a través de muestras al azar, o medidas de distancias mínimas entre individuos, el autor desarrolla sólo la primera.

Se exploran tres tipos de índices, los cuales presentan variantes de la relación entre la varianza y la media: (1) el índice de Elliot (varianza/media); s^2/x ; $(S^2*(n-1))/x$; $s^2/(x-1)$ donde s es la desviación estándar, x es la media, y n el número de muestras. Este índice presenta problemas, ya que varía con la media, aún si la varianza permanece igual.

(2) índice de Morisita:

$$s^2 = x + x^2/k$$

donde k proviene de la distribución binomial. Este índice es susceptible a la variación en el área cubierta por el muestreo, y

(3) el exponente de Taylor:

$$s^2 = a * x^b$$

donde x es la media, s^2 es la varianza de un grupo de muestras, y a y b son constantes; b es el índice de Taylor, y es la pendiente en la regresión entre los logaritmos de la varianza y de la media. Este

índice es recomendado ya que permite realizar comparaciones entre sitios, y puede describir varios tipos de distribuciones. El índice de Taylor fue aplicado a una variedad de especies, y es de gran utilidad en poblaciones con distribución agregada. El autor también discute una variedad de transformaciones que pueden ser utilizadas para análisis estadísticos de muestras de poblaciones agregadas. Estas transformaciones hacen que los supuestos de la estadística paramétrica no sean violados. Se recomienda utilizar la transformación de Taylor para poblaciones con distribución espacial agregada ($X' = x^{(1-b)/2}$ donde X' es el dato transformado, x es la variable medida, por ejemplo densidad, y b es el exponente del índice de Taylor), pero ver observaciones respecto del uso de esta transformación en forma "universal".

Datos requeridos y Análisis de los datos: El trabajo está dirigido especialmente a organismos bentónicos. Para el análisis se utilizan datos publicados para especies bentónicas. Los datos consisten de medias y desviaciones estándares de densidad de organismos. Los datos utilizados fueron aquellos que cumplieran con un diseño de muestreo al azar.

Los datos utilizados provienen de poblaciones agregadas, por lo tanto es necesario utilizar estadística no paramétrica, o datos transformados. El autor utiliza datos transformados, y estadística paramétrica.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: Para la estimación de los índices sólo debe cumplirse con un muestreo al azar (probabilidades iguales e independientes de elegir cada unidad muestral). Además, para el índice de Taylor, se deben cumplir con los supuestos de regresiones simples.

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: Si no se cumple con un muestreo al azar, la media y la desviación estándar serán estimadores sesgados de la densidad poblacional, y consecuentemente los índices de agregación (y las transformaciones) no serán válidos para describir la variable de estudio.

Taylor (1979) criticó este trabajo, no por la metodología utilizada, sino por las generalizaciones realizadas sobre constantes en el

índice de Taylor para poblaciones bentónicas, y el uso de transformaciones "universales".

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este trabajo fue realizado recopilando datos de medias y varianzas de 260 publicaciones sobre organismos bentónicos, y podría ser aplicado a los recursos explotados por la pesquería artesanal bentónica chilena, ya que estos muestran una distribución agregada.

MET. DIRECTOS / CUADRANTES

Breen, P. y B. Adkins. 1982. Observations of abalone populations on the north coast of British Columbia, July 1980. Can. Manusc. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1982. No 1633, 58 pp.

Clasificación: E+, A-

Técnica y diseño de muestreo: El objetivo de este estudio fue evaluar la abundancia del abulón *H. kamtschatkana* y del erizo *S. franciscanus*, en British Columbia, Canadá. Las poblaciones de abulones fueron estudiadas en 20 localidades durante una campaña realizada en 1980, como parte de un programa anual de muestreos. Se estudiaron 20 sitios, en algunos de ellos sólo se hicieron observaciones generales, mientras que en seis de ellos se realizaron muestreos intensivos. Dos de ellos son zonas explotadas comercialmente. Los restantes fueron seleccionados por presentar distintos tipos de habitats. En cada sitio se definió el área total ocupada por abulones, se identificaron subhabitats, y se cuantificó la cobertura de los mismos. Cada sitio se dividió en tres zonas (de acuerdo al sustrato), y en ellos se muestrearon 16 cuadrantes. Se contabilizaron (midieron, pesaron, y sexaron cuando era posible) tanto abulones como erizos.

Datos requeridos y Análisis de los datos: Se utilizaron los datos obtenidos para estimar la densidad promedio por metro cuadrado de erizos y abulones. Se cuenta además con una estimación del área total de habitat apropiado para estas especies.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: Las muestras (cuadrantes, N=16 por sitio y habitat)

probablemente fueron tomadas al azar (no se explica en el texto), y sin remplazo.

Con un muestreo al azar simple, la media muestral y es un estimador no sesgado de la media poblacional μ :

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

La varianza del estimador y es igual a:

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: Si se cumplió el supuesto de muestreo al azar, tanto la media y la varianza muestral calculadas son estimadores sesgados de la media y varianza de la población. El error en las estimaciones depende de la distribución de la especie muestreada, y la densidad poblacional puede ser sobre o subestimada dependiendo de si existían agregaciones en los sitios muestreados o no (y si se realizaron transformaciones o no).

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este trabajo fue realizado con especies muy semejantes a las explotadas en Chile: abulones y erizos. Estos recursos tienen distribución agregada, están asociados a sustratos rocosos, y tienen vida larga

(con larva planctónica y variabilidad en el reclutamiento).

Estas características son compartidas por los principales recursos de fondos duros explotados en Chile. Las principales especies explotadas presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también esta relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada en este trabajo ha sido aplicada a recursos bentónicos de fondos duros en Chile (ej. loco, lapa, erizo). Sin embargo, el uso a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las principales especies

asociadas a fondos duros comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

Tanto los abulones como los erizos son explotados comercialmente (y en algunos casos han sufrido sobreexplotación) en British Columbia. En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: Este trabajo fue seleccionado de una muestra de trabajos semejantes, conducidos por el mismo grupo en British Columbia, y publicados como *Canadian Manuscripts in Fisheries and Aquatic Sciences* (ej. Breen et al. 1982, Boutillier et al. 1982). En todos ellos se utilizó una metodología semejante, y se estudiaron diferentes zonas de British Columbia.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (cuadrante) se estimaron por hectárea, y teniendo en cuenta la variable climática. Los costos pueden oscilar entre 90.000 y 105.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MET. DIRECTOS / TRANSECTOS

Sainsbury, K. 1982. Population dynamics and fishery management of the papua, *Haliotis iris* I. Population structure, growth, reproduction, and mortality. N. Z. J. Mar. Freshwater Res. 16: 147-161.

Clasificación: E+, A-

Técnica y diseño de muestreo: Como muchos otros trabajos de muestreos de abulones, no presenta ninguna técnica especial muestreo, de diseño, como tampoco de análisis estadístico de los datos.

Se estima la abundancia de una población de abulones en la Bahía de Peraki (Nueva Zelanda). El estudio se realizó en una sola localidad geográfica. La Bahía muestreada fue dividida en estratos, desde la boca hacia el interior. La allocation de muestras por estrato varió entre fechas de muestreo, y no se describe cual fue el criterio seleccionado.

Datos requeridos y Análisis de los datos: Se utilizaron datos de transectos para la estimación de abundancia y composición de tallas. El ancho de los transectos fue de 1 metro. Los transectos se extendían desde la costa, perpendiculares a la misma, hasta el límite de distribución del sustrato rocoso, por lo tanto la longitud del transecto fue una variable al azar. En cada transecto se contaban y median todos los animales encontrados. Se estimó la media y desviación estándar de la densidad de abulones en cada estrato, y en base a estos datos se estimó la abundancia total de abulones en la Bahía. Se proveen los intervalos de confianza de las estimaciones.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: Se utilizó una técnica estándar de análisis de transectos estratificados para la estimación de abundancia de abulones. Dicha técnica no está descrita en el trabajo, y la siguiente información se basa en Thompson (1991).

En los muestreos estratificados las poblaciones son partidas en regiones o estratos homogéneos, y las muestras son seleccionadas siguiendo un diseño de muestreo dentro de cada estrato. El principio de la estratificación es partir la población de tal modo, que las unidades dentro de cada estrato sean lo más semejantes posibles. En un diseño de muestreo estratificado al azar, en cada estrato se realiza un muestro simple al azar. Las selecciones dentro de cada estrato son independientes de entre sí. Si N_h representa el número de unidades muestrales en el estrato h , y n_h el número de unidades en la muestra de ese estrato, entonces, la media muestral para dicho estrato será:

$$y_h = (1/n_h) * \sum_{i=1}^{n_h} y_{hi}$$

Dado que la selección de muestras dentro de cada estrato se realiza independientemente, las varianzas de los estimadores para cada estrato pueden ser sumadas para obtener la varianza total de la población. La varianza muestral para el estrato h será:

$$s_h^2 = (1/(n_h-1)) * \sum_{i=1}^{n_h} (y_{hi} - y_h)^2$$

Un estimador de la media y la varianza poblacional serán:

$$y_{st} = (1/N) * \sum_{h=1}^L N_h * y_h$$

$$\text{var}(y_{st}) = \sum_{h=1}^{n_h} (N_h/N)^2 * ((N_h - n_h)/N_h) * (s_h^2/n_h)$$

Se estimó el intervalo de confianza de 95% para el estimador de abundancia poblacional ($x \pm t * \sqrt{\text{var}(x)}$).

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: El mayor problema de este tipo de muestreo puede deberse a la violación del supuesto de muestreo al azar, y en ese caso tanto la media como la varianza muestral calculadas serán estimadores sesgados de la media y varianza poblacional. Dado que no se especifica el criterio de estratificación, ni la allocación de muestras por estrato, no se pueden hacer inferencias sobre los errores que podrían estar asociados al muestreo utilizado. No se explica porque los estratos fueron seleccionados desde la boca hasta el fondo de la bahía, y sobre ambas márgenes de la Bahía. Sin embargo, en base a los resultados se puede inferir que el autor tendría información preliminar sobre la distribución de los abulones.

El supuesto básico para la estimación de intervalos de confianza es que la distribución de las medias muestrales sea normal, bajo un muestreo al azar.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado con abulones en Nueva Zelandia. Esta especie es semejante a los

gastrópodos explotados en Chile, en cuanto a las características generales de la historia de vida y comportamiento. Las principales especies explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también esta relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad de Nueva Zelandia ha sido aplicada a recursos bentónicos de fondos duros en Chile (ej. loco, lapa, erizo), aunque los criterios para la selección de sustratos es variada. El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las principales especies asociadas a

fondos duros comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: En este trabajo realmente se estima la abundancia poblacional. En la mayoría de los trabajos de muestreo directo de especies como abulones, o jaibas, los muestreos están dirigidos a estudios ecológicos locales más que a nivel poblacional. Por lo tanto, la escala de los estudios es en general muy reducida.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (transecto) se estimaron por hectárea. Teniendo en cuenta la variable climática, los costos pueden oscilar entre 153.000 y 168.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MÉT. DIRECTOS / CUADRANTES

Aranda, E., H. Robotham, F. Inostroza, R. Gimpel, y G. Lizama. 1982. Estudio del recurso erizo en Islas Guaiteca, XI Región. IFOP.

Clasificación: E+, A-

Técnica y diseño de muestreo: Se realizaron exploraciones con el fin de localizar bancos de erizos, como también recopilar información sobre el tipo de fondo y otras especies presentes. Una vez que los bancos con las concentraciones más importantes fueron localizados, se procedió a delimitarlos, y luego a evaluar el stock de erizo en los mismos.

Para la evaluación de los bancos se realizaron muestreos sistemáticos, en cada uno de las unidades de muestreo. A través de este método, se esperaba cubrir integralmente el banco y obtener información en forma uniforme para el mismo. El muestreo consistió en colocar en cada unidad de muestreo una unidad muestral (1 metro cuadrado). En cada unidad muestral se colectaron tres unidades de muestra. La decisión de este tamaño de cuadrante se debió a estudios previos de este recurso, con esa metodología. El número de muestras se determinó en base a un muestreo piloto. Los ejemplares encontrados en cada unidad de muestreo fueron colectados y medidos.

Datos requeridos y Análisis de los datos: Se utilizaron los datos de conteo por cuadrante para la estimación de la densidad promedio de erizos, y los intervalos de confianza para dicha estimación.

Supuestos centrales y Soporte estadístico: Para obtener conclusiones validas sobre la población a través de muestras, los procedimientos estadísticos son semejantes a los de los muestreos al azar. El número promedio de individuos por metro cuadrado puede ser calculado:

$$y = \sum_{i=1}^n y_i / n$$

y la varianza es igual a:

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

El número de individuos en el banco se calculó:

$$T = N * y$$

Se estimó el intervalo de confianza de 95% para la abundancia poblacional

$$IC = N * y \pm N t_{(n-1, \alpha/2)} * \sqrt{\text{var}(x)}$$

Se estimó también la abundancia de individuos de talla comercial, y la biomasa, siguiendo el mismo procedimiento.

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: El supuesto básico para la estimación de intervalos de confianza es que la distribución de las medias muestrales sea normal, bajo un muestreo al azar.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado con erizos explotados

comercialmente en Chile. La misma metodología fue aplicada a otros recursos de fondos duros en Chile, también en áreas geográficas muy restringidas.

El erizo, y las otras especies explotadas en Chile (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad en el sur de Chile ha sido aplicada a otros recursos bentónicos de fondos duros (ej. loco, lapa). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las

principales especies asociadas a fondos duros comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (cuadrante) se estimaron por hectárea, y teniendo en cuenta la variable climática. Los costos pueden oscilar entre 90.000 y 105.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MET. DIRECTOS / CUADRANTES

Programa de investigación de los recursos centolla, centollón, y jaibas. II. Resultados del estudio. 1982.
CORFO. Gerencia de Desarrollo AP.82/22.

Clasificación: E+, A-

Técnica y diseño de muestreo: Se realizaron muestreos con distintas técnicas, con el objetivo de evaluar del stock de jaibas, centolla y centollón. Se identificaron distintos tipos de habitats, y entre ellos se encuentran los fondos de roca, y piedra.

Las técnicas utilizadas para la obtención de muestras fueron: trampas, buceo, y fotografía.

Las trampas (base 150 cm, altura 50 cm) fueron semejantes a las utilizadas comercialmente. Se colocaron en todas las estaciones, a intervalos de profundidad preseleccionados, en grupos de 5 o 10, y con un tiempo de uso de 20-25 horas (con carnada). Al cabo de este período se registró la captura por especie (y sexo) obtenida. El muestreo con buzo se realizó sólo en un estrato de profundidad, y en las estaciones adonde se calaron trampas. Se muestreo un área de 100 metros de radio. Se identificó el sustrato, presencia de otras especies, y por 15 minutos se colectaron jaibas, centollas y centollón. Por último, se tomaron fotografías en los tres intervalos de profundidad. Se realizaron tres inmersiones de la cámara, y se tomaron dos fotografías por inmersión. La distancia mínima entre inmersiones fue 100 m.

El diseño de muestreo se describe como al azar, ya que las estaciones fueron determinadas en cualquier fondo apto para operar, sin que existiera conocimiento previo del mismo, o de la

profundidad de la estación. La distancia máxima entre estaciones no excedió las 10 millas náuticas.

Datos requeridos y Análisis de los datos: La información obtenida fue tabulada de acuerdo a la metodología, zona, e intervalo de profundidad. Para el caso de las trampas, los datos fueron utilizados para estimar un indicador de abundancia. Similares estimaciones se realizaron con los muestreos con buzos (sólo que la unidad de esfuerzo fue diferente). Por último, los datos fotográficos fueron utilizados para estudios correlacionales (abundancia con sustrato).

Supuestos centrales y Soporte estadístico: La captura por unidad de esfuerzo fue calculada tanto para los datos de trampa como de buzo. El supuesto central es que las capturas son proporcionales a la abundancia, para ambas técnicas de muestreo.

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) fue calculada del siguiente modo:

$$CPUE = \frac{\sum_{i=1}^n C_{ijkl}}{\sum_{i=1}^n f_{jkl}}$$

donde C es la captura, f el esfuerzo, y los subíndices i,j,k, y l representan respectivamente especie, profundidad, zona, y trampa. Se estimaron los límites de confianza para el CPUE calculado:

$$CPUE \pm t_{(n-1, \alpha/2)} * (DS(CPUE) / \sqrt{n}).$$

Se estimó también el CPUE para buzos, expresado en número de individuos extraídos por inmersión (15 minutos).

Respuesta a violaciones de los supuestos y

Principales fuentes de error: El mayor problema de este tipo de muestreo puede deberse a la violación de los supuestos del muestreo al azar, y en ese caso tanto la media como la varianza muestral calculadas serán estimadores sesgados de la media y varianza poblacional.

El supuesto básico para la estimación de intervalos de confianza es que la distribución de las medias muestrales sea normal, bajo un muestreo al azar.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con

los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado con jaibas, y en Chile. Algunas especies de jaibas, como otras especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. loco, lapa, erizo) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también esta relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución

espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad en el sur de Chile ha sido aplicada a otros recursos bentónicos de fondos duros (ej. loco, lapa). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (cuadrante) con buzo se estimaron por hectárea. Teniendo en cuenta la variable climática, los costos pueden oscilar entre 90.000 y 105.000

pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador). El uso de trampas

implicaría al menos dos salidas de una embarcación (50.933 por día).

MET. DIRECTOS / CAPTURAS POR UNIDAD DE TIEMPO

Guisado, Ch. y J.C. Castilla. 1984. Aspects of the ecology and growth of an intertidal juvenile population of *Concholepas concholepas* (Mollusca: Gastropoda: Muricidae) at Las Cruces, Chile. Mar. Biol. 78: 99-103.

Clasificación: E-, A-

Técnica y diseño de muestreo: Este trabajo tuvo como objetivo estudiar, entre otros aspectos, la densidad de juveniles de loco *Concholepas concholepas* en intermareales rocosos de Chile Central.

Se realizaron muestreos en el intermareal rocoso, durante la bajamar. Se coleccionaron individuos por unidad de tiempo (120 minutos) en un área de 20 metros de longitud por 3.5 m de ancho. Esta zona fue subdividida en subzonas (altura del intermareal), y el número de locos en cada tipo de habitat fue registrado.

Datos requeridos y Análisis de los datos: Se contó solamente con datos de número de individuos totales (detectados en un período de 120 minutos), en un área de muestreo subdividida en 4 zonas. Siempre se muestreó el mismo sitio (a lo largo del tiempo), y esta fue la única unidad de muestreo. La densidad fue estimada dividiendo el número de individuos por el área muestreada. Se estimó la media utilizando los meses (tiempo de muestreo) como unidades de muestreo independientes.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: No se realizan análisis estadísticos de los datos, más que la estimación de la densidad media y la varianza.

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: La media (y la varianza) de la densidad reportada por habitat, y por altura del intermareal, serían estimadores sesgados de la media y la varianza poblacional. Esto se debe a la metodología de muestreo utilizada. Sólo una unidad de muestreo fue seleccionada, y muestreada repetidamente (por lo tanto en cada mes, el muestreo no fue al azar).

El área de muestreo fue suficientemente grande, lo cual es importante en poblaciones agregadas. Si las unidades de muestreo son más pequeñas o iguales a la escala de la agregación, generalmente se obtienen estimaciones de densidad más variables que cuando las unidades son más grandes que la escala de la agregación.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado con locos, en el intermareal rocoso de Chile Central. Ambos, el objeto de estudio y el habitat, son el foco de este proyecto.

El loco, como las otras especies explotadas en Chile (ej. lapa, jaiba), presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales

especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad en Chile Central ha sido aplicada a otros recursos bentónicos de fondos duros (ej. lapa). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. Además, los costos de este tipo de muestreo son altos. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros

recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Para esta estimación se utilizó sólo la información sobre costos por muestreador (buzo) por día, que resultó de la primera encuesta. Los buzos estimaron un costo de 16.000 pesos diarios (sin embarcación, DS=4180, suponiendo entre 4 y 5 horas de trabajo). El tiempo de muestreo por hectárea, suponiendo que en un área de 70 m² se muestrea durante 120 minutos, ascendería a 285 horas. Este tipo de muestreo no sería el apropiado, para evaluaciones de stock, por el alto costo involucrado.

MET. DIRECTOS /

Holme, N. y A. McIntyre. 1984. Methods for the study of marine benthos. International Biological Program Handbook No 16. Blackwell Scientific Publications. 334 p.

Clasificación: sin clasificación.

Este trabajo no fue incluido con una clasificación sistemática, por tratarse de un libro que incluye aspectos generales sobre métodos de estudio de organismos bentónicos. Esta referencia se incluye sólo a título informativo. Son de particular interés para fondos duros el capítulo 1 (introducción muy general a diseños de muestreo), capítulo 4 (fotografía y televisión), y capítulo 5 (buceo).

MET. DIRECTOS / TRANSECTOS

Vázquez, J., J. C. Castilla, y B. Santelices. 1984. Distributional patterns and diets of four species of sea urchins in giant kelp forest (*Macrocystis pyrifera*) de Puerto Toro, Navarino Island, Chile. Mar. Ecol. Prog. Ser. 19: 55-63.

Clasificación: E-, A-

Técnica y diseño de muestreo: El objetivo de este estudio fue evaluar el patrón de distribución de cuatro especies de erizo de mar (incluido *Loxechinus albus*) en distintos habitats, y también la dieta de estas especies. Se utilizaron transectos para los muestreos dirigidos a evaluar la abundancia de cada especie.

Datos requeridos y Análisis de los datos: Se muestrearon dos sitios en la isla Navarino. Los transectos fueron de 50 mts. de longitud y 2 m de ancho, y se extendían desde la costa hacia el borde del bosque de *Macrocystis*. Los transectos fueron divididos en 10 cuadrantes de 10 mts cuadrados. Se muestrearon 2 transectos por sitio de muestreo (total 20 cuadrantes). Todos los erizos encontrados en cada unidad de muestreo fueron contados. Además, se registró la distribución de las cuatro especies de erizo por habitat. No se provee información sobre el análisis de los datos, pero en base a los resultados se puede inferir que los cuadrantes (subunidades muestrales) fueron tratadas como unidades muestrales (pseudoreplicación). Estas subunidades fueron utilizadas para la estimación de los promedios de densidad de erizos por habitat. No se realizó ningún análisis estadístico de los datos.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: Las muestras (transectos, N=2 por sitio) probablemente hayan sido tomadas al azar (no se explica en el texto) y sin remplazo, lo que supone que la media y la varianza muestrales serán:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: Debido a la pseudoreplicación, los supuestos de muestreo al azar son violados y por lo tanto la media y la varianza muestral calculadas no serían estimadores sesgados de la media y varianza de la población. Al encontrar alta densidad en una subunidad, existen altas probabilidades de que las subunidades vecinas también tengan altas densidades de la especie, si, como en el caso del erizo, se distribuyen en agregaciones de alta densidad.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este trabajo fue realizado en Chile, con erizos. Una de las especies foco de este estudio, *Loxechinus albus*, es explotada comercialmente en Chile. Para esta especie se encontró que: (1) está distribuida fundamentalmente en fondos con sustrato rocoso, y

que (2) la distribución de tallas depende de la profundidad (tallas más grandes a mayores profundidades).

El erizo y las otras especies explotadas en Chile (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad en el sur de Chile ha sido aplicada a otros recursos bentónicos de fondos duros (ej. loco, erizo, jaiba). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros

comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (transecto) se estimaron por hectárea. Teniendo en cuenta la variable climática, los costos pueden oscilar entre 153.000 y 168.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MÉT. DIRECTOS / CAPTURA POR UNIDAD DE TIEMPO

Shepherd, S. y J. Turner. 1985. Studies on southern Australian abalone (Genus *Haliotis*). VI. Habitat preference, abundance, and predators of juveniles. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 93: 285-298.

Clasificación: E-, A-

Técnica y diseño de muestreo: El objetivo de este estudio fue evaluar la densidad y composición de tallas de dos especies de abulones. Una de estas especies es explotada comercialmente, y la segunda no. Ambas especies ocupan fondos rocosos. El muestreo se realizó en una localidad de West Island (Australia). Se muestreó un habitat de bolones, utilizándose dos estratos: bolones sobre arena, o sobre roca. El tiempo medio de búsqueda por censo fue de 93 minutos, sin embargo el rango de tiempo de búsqueda varió entre 40 y 80 minutos. En sitios con mayor densidad el tiempo de búsqueda fue mayor. Se muestreó hasta una profundidad de 5 metros. Se registró el número de abulones y el tipo de sustrato (algas crustosas, roca limpia, otros). No se especifica como se decidió el sitio adonde realizar los censos.

Datos requeridos y Análisis de los datos: No se provee información sobre el análisis de los datos. Se presentan datos de densidades promedio y desviaciones estándares para ambas especies, y por habitat. No se realizan comparaciones estadísticas de las densidades promedio entre habitats, sustratos, o entre especies.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: No se presenta ninguna información sobre supuestos, o análisis de los datos. Sin embargo, en base al

diseño de muestreo estratificado, se puede inferir que se ha utilizado la metodología de muestreo estratificado simple para las estimaciones de la densidad media.

El principio de la estratificación es partir la población en unidades homogéneas, y en cada estrato realizar un muestro simple al azar. Las selecciones dentro de cada estrato son independientes de entre si. Si N_h representa el número de unidades muestrales en el estrato h , y n_h el número de unidades en la muestra de ese estrato, entonces, la media muestral para dicho estrato será:

$$y_h = (1/n_h) * \sum_{i=1}^{n_h} y_{hi}$$

Dado que la selección de muestras dentro de cada estrato se realiza independientemente, las varianzas de los estimadores para cada estrato pueden ser sumadas para obtener la varianza total de la población. La varianza muestral para el estrato h será:

$$s_h^2 = (1/(n_h-1)) * \sum_{i=1}^{n_h} (y_{hi} - y_h)^2$$

Un estimador de la media poblacional será:

$$y_{st} = (1/N) * \sum_{h=1}^L N_h * y_h$$

Y la varianza poblacional será:

$$\text{var}(y_{st}) = \sum_{h=1}^{n_h} (N_h/N)^2 * ((N_h - n_h)/N_h) * (s_h^2/n_h)$$

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: El muestreo descrito no cumpliría con los supuestos de un diseño de muestreo al azar. Por lo tanto, la media y la varianza muestrales son estimadores sesgados de la media y la varianza poblacional. El supuesto de independencia no se cumple, ya que las unidades de muestreo deberían contener distintos tipos de habitat, en vez de separarse las unidades muestrales en secciones, dependiendo de la proporción de habitat de las mismas. Tampoco se especifica como se selecciona cada unidad de muestreo dentro de cada estrato.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este trabajo fue realizado con dos especies de abulones, una de ellas explotada comercialmente. Estas especies presentan características de historia de vida (vida relativamente larga, larvas planctónicas, crecimiento relativamente lento), y distribución semejante a los gastrópodos explotados de Chile. Las principales especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado

de agregación es variable, ya que en algunos casos también esta relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad en Australia ha sido aplicada a otros recursos bentónicos de fondos duros en Chile (ej. loco, lapa). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas, y los costos. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros en Chile comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo,

jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Este tipo de muestreo no está dirigido a estimaciones de abundancia poblacional, ya que requeriría altos costos (el tiempo de búsqueda por unidad de área es alto).

MET. DIRECTOS / CUADRANTES

Shepherd, S. 1986. Studies on Southern Australian abalone (*Haliotis*) VII: Aggregative behavior of *H. laevigata* in relation to spawning. Mar. Biol. 90: 231-236.

Clasificación: E-, A-

Técnica y diseño de muestreo: Se estudió la densidad de abulones durante tres años, con el objetivo de describir el patrón de distribución espacial (agregación) de esta especie. El estudio fue realizado en un área pequeña, y el mismo sitio de estudio fue observado estacionalmente. Se aplicó el índice de Grieg-Smith (relación entre la varianza y la media) como una medida de dispersión (distribución espacial), y el índice de Clark y Evans para determinar la distancia entre individuos (también es un indicador de agregación).

El número de abulones por metro cuadrado fue registrado estacionalmente, por 3 años consecutivos. El número de abulones fue además registrado por clase de tallas (se utilizaron 3 clases de talla). Además de contar y medir los abulones encontrados, se midió también la distancia a los vecinos más próximos para cada clase de talla.

Datos requeridos y Análisis de los datos: No se explica el tipo de análisis de datos realizado, pero en base a los datos presentados en Resultados, se puede inferir que sólo se realizaron cálculos de promedios (y desviaciones estándares). Además, se realizaron análisis estadísticos simples (t-student). En base a esta información, se desarrollo la sección Soporte estadístico y Supuestos centrales.

La relación varianza/media se aplicó al número de individuos por metro cuadrado, para tres clases de

talla. Este índice fue utilizado para medir el patrón de dispersión. Un valor de 1 indica distribución al azar, y valores mayores indican agregación. La significancia de la agregación se probó estadísticamente con un t-student. La distancia al vecino más próximo fue analizada a través del índice de Clark y Evans:

$$R = (\sum r/N) * \sqrt{d}$$

donde r es la distancia entre cada individuo y su vecino más próximo, N el número de abulones, y d la densidad en el área. Un valor <1 indica agregación, 1 indica distribución al azar, y más de 2.15 indica distribución regular. El índice de Clark y Evans también fue calculado por clase de talla.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: Las muestras fueron obtenidas por muestreos al azar simple, sin remplazo. El número de unidades de muestreo por estación no se presenta. Para obtener conclusiones válidas sobre la población a través de muestras, los procedimientos estadísticos suponen que las muestras son obtenidas al azar (probabilidades iguales e independientes de seleccionar cada unidad de muestreo). Así, la media y varianza muestrales serán:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

Las bases teóricas de la prueba de t-student supone que los datos provienen de una población con distribución normal, asegurando que la media también proviene de una distribución normal de medias.

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: El tamaño y la forma de la muestra tienen gran impacto sobre la precisión de las estimaciones. La elección del tamaño de la unidad de muestreo está fundamentalmente relacionada con las características de la población estudiada, como por ejemplo su arreglo espacial. Esto es importante en poblaciones agregadas. Las formas de las unidades muestrales también afectan la precisión, cuando el efecto de borde es importante (ancho de un transecto). No se reporta el tamaño de las agregaciones, de modo de inferir si el tamaño de muestra (1 m²) puede haber afectado los resultados del muestreo. Sin embargo, y considerando que los abulones se agregan en bolones de aproximadamente 0.25 metros cuadrados, es probable que la escala haya sido la apropiada.

Respecto a las pruebas estadísticas realizadas, no se reporta si los datos cumplen con el supuesto de normalidad. Sin embargo, el test es robusto a la violación de este supuesto.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado sobre abulones, cuyo comportamiento de agregación es también observado en gastrópodos (y erizos) en Chile. El abulón es también una especie de vida larga, crecimiento relativamente lento (al menos durante parte de la vida), y larvas planctónicas.

Las principales especies explotadas de fondos duros de Chile (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad en Australia es muy sencilla, y también ha sido aplicada a recursos bentónicos de fondos duros (ej. loco, lapa, erizo) en Chile. El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al

aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (cuadrante) se estimaron por hectárea. Teniendo en cuenta la variable climática, los costos pueden oscilar entre 90.000 y 105.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MÉT. DIRECTOS / CUADRANTES

Oliva, D. y J.C. Castilla. 1986. The effect of human exclusion on the population structure of key-hole limpets *Fissurella crasa* and *F. limbata* on the coast of Central Chile. *Mar. Ecol.* 7(3): 201-217.

Clasificación: E-, A-

Técnica y diseño de muestreo: Este trabajo tuvo como objetivo proveer información ecológica sobre las poblaciones de dos especies de lapas, y estimar el rol de la predación humana a través de la comparación de densidad de lapas, y de sus tallas, entre zonas explotadas y protegidas. También se analizaron otros aspectos ecológicos, que están fuera del foco de este estudio.

Se utilizaron cuadrantes al azar (1 m²). A cada altura del intermareal se muestrearon 2 cuadrantes al azar, y se contaron el número de lapas (y la talla).

Además, la captura por unidad de esfuerzo (estimada con pescadores locales; N=23), también fué utilizada como indicador de abundancia para contrastar zonas explotadas y controles.

Datos requeridos y Análisis de los datos: Para cada muestreo, y para cada altura del intermareal se dispone de 20 unidades muestrales. Se estimaron los promedios y las desviaciones estándares para estos datos. Se utilizaron pruebas no paramétricas para analizar el efecto del disturbio humano sobre la densidad de lapas.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: El tamaño de la unidad de muestra (1 m²) utilizado, fue establecido porque para ese área la densidad media se estabiliza y la varianza disminuye.

La media y varianza muestrales serán:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: En base a la información suministrada, no se violaron los supuestos de muestreo al azar, y por lo tanto no existirían errores en la estimación de la media y la desviación estándar. Para análisis estadísticos, se utilizaron pruebas no paramétricas.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado en Chile, y sobre una especie explotada por la pesquería artesanal chilena.

La lapa y las otras especies explotadas en Chile (ej. loco, erizo, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la

distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad en Chile Central ha sido aplicada a otros recursos bentónicos de fondos duros (ej. loco, erizo, jaiba). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo,

jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: Una metodología de muestreo semejante (cuadrantes), fue utilizada por Castilla y Durán (1985) para estimaciones de abundancia de locos en la zona intermareal de Las Cruces. Dado que no se presentan innovaciones sobre el muestreo o análisis de los datos, se incluye sólo esta mención sobre aquel trabajo.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (cuadrante) se estimaron por hectárea, y teniendo en cuenta la variable climática. Los costos pueden oscilar entre 90.000 y 105.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MET. DIRECTOS / CUADRANTES

Moreno, C., K. Lunecke, y M. Lopez. 1986. The response of an intertidal *Concholepas concholepas* population to protection from Man in southern Chile, and the effects on benthic sessile assemblages. *Oikos* 46: 359-364.

Clasificación: E-, A-

Técnica y diseño de muestreo: Este trabajo tuvo como objetivo describir los cambios en la demografía de una población intermareal de locos en el sur de Chile, en respuesta al efecto del hombre.

Se utilizaron cuadrantes al azar (1 m²) en cada zona de estudio. Los cuadrantes se dispusieron en un transecto al azar. Los transectos se extendían desde el intermareal alto, hasta el límite de *Lessonia*. No se especifica el número de muestras por localidad, y no es posible calcularlas de las tablas (porque se reportan anualmente). Se estima la densidad de locos (y desviación estándar).

Datos requeridos y Análisis de los datos: Los datos disponibles son densidad de locos para varias zonas, y años.

Soprote estadístico y Supuestos centrales: Dados que las muestras fueron obtenidas al azar, la media muestral y la varianza se pueden estimar como:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: En base a la información suministrada, no se violaron los supuestos de muestreo al azar, y por lo tanto no existirían errores en la estimación de la media y la desviación estándar.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado en Chile, y sobre una especie explotada por la pesquería artesanal chilena (loco). El loco, como las otras especies explotadas en Chile (ej. erizo, lapa, jaiba), presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también esta relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la

distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad en el sur de Chile ha sido aplicada a otros recursos bentónicos de fondos duros (ej. lapa, erizo, jaiba). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el

tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (cuadrante) se estimaron por hectárea. Teniendo en cuenta la variable climática, los costos pueden oscilar entre 90.000 y 105.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MÉT. DIRECTOS / TRANSECTOS

Drueh, L. y W. Wheeler. 1986. Population biology of *Macrocystis integrifolia* from British Columbia, Canadá. Mar. Biol. 90: 173-179.

Clasificación: E-, A-

Técnica y diseño de muestreo: Este trabajo tuvo como objetivo estudiar los patrones de reclutamiento, crecimiento, y abundancia de *M. integrifolia*. El estudio fue realizado en dos sitios, en Barkley Sound (British Columbia, Canadá). Los sitios diferían en cuanto a su exposición a la acción de las olas. El sustrato consistía de grava. Regularmente se realizaron transectos de longitud variable, dependiendo del ancho del banco de algas. Dos transectos por sitio y fecha fueron muestreados.

Datos requeridos y Análisis de los datos: No se detalla la metodología de análisis de los datos. Sin embargo, en base a los resultados se puede inferir que sólo se realizaron estimaciones de la media (número de frondas y biomasa) en base a un número de unidades de muestra (transecto) de dos. No se realizaron pruebas estadísticas (no son posibles por no existir suficientes grados de libertad).

Soporte estadístico y Supuestos centrales: Para obtener conclusiones válidas sobre la población en base a muestras, los procedimientos estadísticos suponen que las muestras son obtenidas al azar. Con un muestreo al azar simple, la media y varianza muestrales serán:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2$$

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: Las muestras pueden haber sido seleccionadas al azar, y así cumplir los supuestos de muestreo al azar. Sin embargo, el bajo número de muestras utilizados podría no ser suficientes, y así los valores medios estimados no serían necesariamente representativos de la densidad poblacional.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado sobre una población de *Macrocystis integrifolia*. Este género se encuentra en Chile, y se explota comercialmente.

Observaciones: No se especifica el criterio para seleccionar el tamaño de la unidad muestral, ni el número de muestras tomadas.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (transecto) se estimaron por hectárea. Teniendo en cuenta la variable climática, los costos pueden oscilar entre 153.000 y 168.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MET. DIRECTOS / CUADRANTES

Ortega, S. 1987. The effect of human predation on the size distribution of *Siphonaria gigas* (Mollusca: Pulmonata) on the Pacific Coast of Costa Rica. *The Veliger* 29(3): 251-255.

Clasificación: E-, A-

Técnica y diseño de muestreo: El objetivo de este estudio fue evaluar la densidad, y composición de tallas de una especie de lapas en la zona intermareal. Además, a través de este estudio se evaluó el impacto de la explotación humana, contrastando áreas protegidas con áreas de libre acceso.

En cada localidad se seleccionaron cuadrantes de 0.25 m², y los mismos fueron muestreados a lo largo del tiempo. No se establece si la selección de estas unidades en el primer muestreo fue al azar, pero en muestreos consecutivos no lo fue. En cada cuadrante se contaron las lapas encontradas, y se midieron.

Datos requeridos y Análisis de los datos: No se provee información sobre el análisis de los datos. Se presentan datos de densidades promedio y desviaciones estándares, pero no se realizan comparaciones estadísticas de las densidades promedio.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: Para obtener estimaciones no sesgadas de la media y la varianza muestral, el supuesto central es el de muestreo al azar. Esto implica que cada unidad de muestreo tiene iguales probabilidades iguales, e independientes, de ser seleccionada.

Por lo tanto, la media muestral será:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

y la varianza de la muestra será:

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

Respuesta a violaciones de los supuestos y

Principales fuentes de error: El muestreo descrito no cumpliría con los supuestos de un diseño de muestreo al azar. Por lo tanto, la media y la varianza muestrales son estimadores sesgados de la media y la varianza poblacional. No se presenta ningún soporte para la decisión del tamaño del cuadrante elegido. Esto podría agregar aún más errores en la estimación de los estadísticos presentados.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este trabajo fue realizado en una especie de lapas, semejante a las explotadas en Chile, y contrastando áreas explotadas con áreas protegidas.

Esta especie, como las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies,

y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también esta relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad en Costa Rica ha sido aplicada a recursos bentónicos de fondos duros en Chile (ej. loco, erizo, jaiba). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima)

debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (cuadrante) se estimaron por hectárea, y teniendo en cuenta la variable climática. Los costos pueden oscilar entre 90.000 y 105.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también esta relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad en Costa Rica ha sido aplicada a recursos bentónicos de fondos duros en Chile (ej. loco, erizo, jaiba). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima)

debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (cuadrante) se estimaron por hectárea, y teniendo en cuenta la variable climática. Los costos pueden oscilar entre 90.000 y 105.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MFT DIRECTOS /

Andrew, N. y B. Mapstone. 1987. Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 25: 39-90.

Clasificación: sin clasificación.

Este trabajo no fue incluido con una clasificación sistemática, porque no está dirigido a la evaluación de un recurso en particular sino al tratamiento de los problemas asociados con muestreos de poblaciones bentónicas marinas.

Este trabajo debería ser considerado como lectura general por quienes estén interesados en evaluaciones directas. El trabajo no provee detalles de diseños de muestreo o métodos estadísticos, pero brinda una revisión exhaustiva de los mismos para organismos marinos. Se discute como decidir el tipo de muestreo a utilizar, previo establecimiento de las preguntas a resolver a través de este muestreo. Brinda además una lista de trabajos de importancia, que tienen que ver con el diseño de muestreo desde el punto de vista biológico y estadístico. Se enfatizan consideraciones sobre la definición de objetivos de muestreo, escala, exactitud y precisión de las estimaciones, tamaño y número de muestra, optimización de los muestreos, y la detección de patrones espaciales de distribución y abundancia. Por último, enfatiza que sería deseable que en vez de utilizarse metodologías estándares, que no siempre cumplen los objetivos planteados, se diseñaran muestreos "adaptados" a las características de la especie en estudio.

Según los autores, el tipo de muestreo a diseñar dependerá de las características de la especie y el

habitat que esta ocupe. En ambientes sin gradientes, el muestreo puede realizarse con un grillado sobre el área de estudio y con muestras al azar dentro de cada unidad (cuadrado). Sin embargo, es posible que exista un gradiente (profundidad, tipo de habitat) conocido, y entonces una estratificación es deseable. Remarcan que el número de muestras requeridas, y el tamaño mínimo de las mismas, debe ser pre-establecido en base a estudios previos. En cuanto al área mínima de la muestra, existen numerosos trabajos sobre recursos bentónicos que han evaluado este problema (Borja 1986, Sotto y Castilla, trabajo aún no publicado).

La elección del tamaño y forma de la muestra también han recibido atención teórica y empírica, y una síntesis de la literatura más destacada en este tema para organismos bentónicos se puede encontrar en esta publicación.

Observación: El concepto de muestreo adaptativo utilizado en esta publicación no se corresponde con el presentado por Thompson y Seber (1996). El presentado por Thompson y Seber fue el utilizado en este informe para la clasificación de los muestreos (A- y A+).

Jones et al. (1990) siguieron la metodología propuesta por Andrew y Mapstone (1987), para estudiar el patrón espacial de abundancia de varias especies de moluscos, y también evaluar los procesos ecológicos que podrían producir este

MET. DIRECTOS / Técnica: ROV

Bergstrom, B., B. Larsson, y J. Petterson. 1987. Use of remotely operated vehicle (ROV) to study marine phenomena: I. Pandalid shrimp densities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 37: 97-101.

Clasificación: sin clasificación.

Este trabajo no se presenta en un contexto sistemático, ya que no está dirigido a la estimación de abundancia por métodos directos, sino a la presentación de vehículos operados remotamente. Recientemente se han utilizado vehículos operados remotamente (ROV) para estimar abundancia de camarones, cangrejos, y fauna demersal en varias regiones, y especialmente en el Ártico y Antártica. Este método fue desarrollado en Suecia (Dr. B. Bergstrom), y es intensivamente utilizado actualmente en estudios de comunidades bentónicas en la Antártica (Dr. J. Gutt, AWI, Alemania).

Los autores proponen que este vehículo podría ser utilizado para estimaciones de densidad y abundancia de stocks explotados. El uso de los ROV para evaluación de stock, tendría ventajas relativas sobre otros métodos utilizados actualmente para la estimación de área cubierta, el escape de organismos al arte de pesca, etc. El ROV podría ser utilizado además en todo tipo de sustrato, y a profundidades de hasta 350 m. Las dimensiones del ROV sueco son 1.2 m de largo, 0.57 m de ancho, y 0.6 m de alto. El peso en el aire es de 90 kgs. El ROV puede operar hasta una velocidad de 2. kn hacia adelante, y 1.5 kn hacia atrás. En este trabajo se proveen gran cantidad de detalles técnicos del diseño, como también sobre el uso. Existe la posibilidad de agregar un

manipulador, que permite la toma de muestras y la realización de experimentos.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: El ROV fue primeramente utilizado para la evaluación un stock de camarones, pero también ha sido utilizado para peces, cangrejos, y para estimaciones de abundancia de una variedad de recursos bentónicos sésiles y sedentarios en Antártica.

Observaciones: Ralston et al. (1986). Este trabajo es incluido porque reporta el uso de sumergibles en estimaciones de abundancia (de peces) a profundidades superiores a las que un buzo puede operar. Además, reporta el uso de esta técnica de muestreo para estimar la validez de los datos de CPUE utilizados en la estimación de abundancia de stocks.

Costos de muestreo y estimación: El Dr. Bergstrom, precursor en el uso de estos vehículos, ha realizado trabajos en Chile y confía en que el método podría ser aplicado a recursos asociados a fondos rocosos. Probablemente, dadas las dimensiones del ROV, la velocidad máxima de operación, la imposibilidad de ocuparlo en condiciones climáticas adversas, y la distribución somera de las especies de interés, este vehículo sería sólo apropiado para evaluación de bancos profundos, no accesibles a buzos.

Los costos asociados con el uso de este vehículo pueden ser consultados con el Dr. Bergstrom. El instituto no utiliza este vehículo como instrumento para generar ganancias económicas, sino científicas. La regla de uso es que cualquier dato generado será publicado conjuntamente con los científicos de la estación de Biología Marina Kristineberg, y los solicitantes deberán cubrir los costos de pasajes del Dr. Bergstrom, 2 colaboradores, y el envío del equipo desde Suecia. Además, deberán cubrir los salarios de los mismos durante el período en que dure el estudio. Los días de mal tiempo se cuentan como días de operación. Existen mecanismos de cooperación con el Consejo Nacional de Ciencias de Suecia, que podría financiar parte de los costos.

MÉT. DIRECTOS / CUADRANTES

Prince, J., T. Sellers, W. Ford, y S. Talbot. 1988. Recruitment, growth, mortality, and population structure in a southern Australian population of *Haliotis rubra*. Mar. Biol. 100: 75-82.

Clasificación: E-, A-

i=1

Técnica y diseño de muestreo: El objetivo de este trabajo fue estudiar el reclutamiento de abulones utilizando una nueva técnica de muestreo. El área de estudio es una sección de la costa, con fondo rocoso y con bolones. Los bolones son de forma y tamaño irregular (aproximadamente 0.15 a 0.25 m²). Los autores poseen información preliminar sobre el rango de distribución de los abulones, como también sobre la existencia de agregaciones. Se muestrearon cuatro localidades ubicadas a 50 metros de la costa. Estas localidades fueron muestreadas regularmente durante 1 año. Dentro de cada sitio se muestrearon al azar cuadrantes de 1 m² (11 unidades por sitio y fecha)

Datos requeridos y Análisis de los datos: Sólo se reportan la densidad media de abulones (y desviación estándar). No se realizan análisis estadísticos.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: El supuesto central de muestreo al azar (probabilidades iguales e independientes para cada unidad de muestreo) fueron satisfechos. Por lo tanto, la media muestral será:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

La varianza será:

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: Si se violan los supuestos de muestreo al azar, la media y la varianza muestrales son estimadores sesgados de la media y la varianza poblacional.

El tamaño de muestra, que puede originar errores, fue seleccionado en base a conocimientos previos sobre la distribución de esta especie.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: La especie estudiada muestra una historia de vida semejante a las de las especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile (ej. loco, erizo, lapa, jaiba). A su vez, estas especies presentan características de historia de vida (vida relativamente larga, larvas planctónicas, crecimiento relativamente lento), y distribución semejantes entre sí. Las principales especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los

sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también esta relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad en Australia ha sido aplicada a otros recursos bentónicos de fondos duros en Chile (ej. loco, lapa). El muestreo utilizado no presenta ninguna variante, y consiste en la estimación de la densidad media y su varianza. El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas en Chile, y los costos. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros en Chile comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros

recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (cuadrante) se estimaron por hectárea. Teniendo en cuenta la variable climática, los costos puede oscilar entre 90.000 y 105.000 pesos. El costo del análisis de datos pueden oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MÉT. DIRECTOS / TRANSECTOS / CUADRANTES / CAPTURA POR UNIDAD DE TIEMPO

McShane, P., K. Black, y M. Smith. 1988. Recruitment processes in *Haliotis rubra* (Mollusca: Gastropoda) and regional hydrodynamics in southeastern Australia imply localized dispersal of larvae. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 124: 175-203.

Clasificación: E-, A-

Técnica y diseño de muestreo: El objetivo de este estudio fue estudiar la relación entre el stock parental y el reclutamiento, a pequeña escala. El estudio se realizó en tres arrecifes, en Australia. El área de estudio es una sección de la costa, con fondo rocoso (otros tipos de sustrato fueron descartados). Se muestrearon tres sitios, y en cada uno de ellos se utilizaron tres metodologías de muestreo: cuadrantes, transectos, y captura por unidad de esfuerzo. En los tres tipos de muestreo el área de muestreo fue elegida al azar. Los transectos (tres por localidad) tenían 50 por 1 metro. Los cuadrantes (cinco por localidad) fueron de 1 metro cuadrado. Las capturas por unidad de esfuerzo fueron tomadas por dos buzos en cada sitio.

Datos requeridos y Análisis de los datos: Sólo se reportan la densidad media de abulones (y desviación estándar). No se realizan análisis estadísticos. La abundancia, tanto del stock parental como del de reclutas, se reporta por metro cuadrado, sin realizarse extrapolaciones a cada localidad.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: El supuesto central de muestreo al azar (probabilidades iguales e independientes para cada

unidad de muestreo) fueron satisfechos. Por lo tanto, la media y varianza muestrales serán:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: Si se violan los supuestos de muestreo al azar, la media y la varianza muestrales serán estimadores sesgados de la media y la varianza poblacional.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Se aplicó a una especie de abulón (crecimiento relativamente lento, larvas planctónicas, vida larga), con distribución espacial agregada sobre sustratos rocosos. Las especies de fondos duros explotadas en Chile también presentan características de historia de vida y distribución semejantes. Estas especies (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en

Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad en Australia ha sido aplicada a otros recursos bentónicos de fondos duros en Chile (ej. loco, lapa). Este muestreo no presenta ninguna variante, y consiste en la estimación de la densidad media y su varianza. Este tipo de muestreo ha sido aplicado en Chile a recursos bentónicos de fondos duros. El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas, y los costos. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros en Chile comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: Este estudio fue realizado con el objetivo de demostrar la estrecha relación entre stock parental y reclutas, soportando la hipótesis de que la dispersión larval en abulones ocurre en la escala de metros. No se hace ningún intento de ajustar una relación stock-reclutamiento, porque se cuenta con pocos datos (densidades baja, media y alta de adultos), de diferentes stocks.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo se estimaron por hectárea, y teniendo en cuenta la variable climática. Los costos pueden oscilar entre 90.000 y 105.000 pesos para cuadrantes, y entre 153.000 y 168.000 pesos para transectos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

Los muestreos de captura por unidad de tiempo requieren costos sumamente elevados como para ser aplicados a estimaciones de abundancia a gran escala.

MÉT. DIRECTOS / CUADRANTES

McShane, P. y M. Smith. 1988. Measuring abundance of juvenile Abalone, *Haliotis rubra* Leach (Gastropoda:Haliotidae); comparison of a novel method with two other methods. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 39: 331-336.

Clasificación: E-, A-

Técnica y diseño de muestreo: El objetivo de este estudio fue estudiar el reclutamiento de abulones utilizando una nueva técnica de muestreo. La eficiencia de la misma fue comparada con las técnicas tradicionalmente utilizadas para este recurso.

El muestreo fue realizado en dos localidades, de fondos rocosos, en Australia. Se muestrearon cuadrantes (1 m²) al azar a través de métodos de busca con buzo, anestésicos, y método de succión (nuevo). Sólo se mostraron las unidades que contenían habitats apropiados para esta especie, las restantes fueron descartadas. El método de succión propuesto, consiste de un succionador que es manipulado por un buzo. Para cada metodología de muestreo se tomaron cinco muestras.

Datos requeridos y Análisis de los datos: Sólo se reporta la densidad media de abulones (y desviación estándar) para cada método y localidad (N=2). La densidad es reportada por metro cuadrado de fondo, aunque se desconoce la superficie de habitat disponible en cada unidad muestreada.

Se realizaron pruebas de ANOVA, para comparar la eficiencia relativa de cada método.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: El supuesto central de muestreo al azar (probabilidades iguales e independientes para cada unidad de muestreo) fueron satisfechos. Por lo tanto, la media y varianza muestral serán:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

adonde n es el número de unidades en la muestra, y s² y es la varianza de la muestra.

El supuesto del análisis estadístico realizado (ANOVA) es que las medias siguen una distribución normal.

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: Si se violan los supuestos de muestreo al azar, la media y la varianza muestrales son estimadores sesgados de la media y la varianza poblacional. No se reporta información que permita inferir la violación de dicho supuesto. Tampoco se reporta información sobre transformaciones de los datos para cumplir el supuesto de normalidad del ANOVA.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio ha sido realizado a pequeña escala, con el

objetivo de estimar densidades promedio (no abundancia) de stock. El estudio fue realizado con abulones, recurso con características semejantes al loco (vida relativamente larga, larvas planctónicas, crecimiento relativamente lento). Las especies de fondos duros explotadas en Chile muestran características de historia de vida y distribución semejantes al abulón, y entre sí. Estas especies (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología de muestreo utilizada para juveniles es novedosa, y presenta ventajas sobre otras metodologías preexistentes para la evaluación de

reclutas. El diseño de cuadrantes al azar no presenta variantes, como tampoco el análisis de los datos. Este diseño de muestreo es comunmente aplicado para evaluación de recursos bentónicos en Chile. El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas, y los costos. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros en Chile comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (cuadrante) se estimaron por hectárea, y teniendo en cuenta la variable climática. Los costos pueden oscilar entre 90.000 y 105.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador). No se especifican los tiempos de muestreo con succión.

MET. DIRECTOS / CUADRANTES (dentro de transectos)

Tegner, M., P. Breen, y C. Lennert. 1989. Population biology of red abulones, *Haliotis rufescens*, in Southern California and management of the red and pink *H. corrugata*, abalone fisheries. Fish. Bull. 87: 313-339.

Clasificación: E-, A-

Técnica y diseño de muestreo: Se reportan los resultados de cinco años de estudios sobre una población de abulones en California. Se estimó la densidad de abulones adultos y reclutas, y la composición de tallas. Se estudiaron además otras especies, incluidas dos especies de erizo. El estudio fue realizado en una zona de California (1200 m de costa). Se utilizó el protocolo de muestreo del California Department of Fish and Games, con propósitos comparativos. Se realizaron muestreos simples al azar, y la profundidad en que se realizaron los muestreos varió entre 7 y 16 metros. Los transectos tenían 30 metros de largo, y fueron divididos en 4 cuadrantes de 7.5 por 2 metros. No se mostraron los cuadrantes que estaban sobre arena, y los restantes habitats fueron categorizados de acuerdo a la proporción de roca/arena (25% a 100% roca). En cada cuadrante se contaron y midieron los abulones, y se contaron los erizos.

Datos requeridos y Análisis de los datos: Se reportan datos de densidad media anual por especie de abulón (y grupos de talla) y erizo. El número de cuadrantes muestrados superó los 300 anuales, para cada año de estudio. La densidad media se estimó en base a los cuadrantes (submuestras) y no en base a los transectos (unidad muestral sobre la que se diseñó el muestreo al azar simple). No se

realizaron comparaciones estadísticas debido a que un gran número de cuadrantes registró valores cero de abundancia. La distribución de los datos para los valores no-cero fue normal, pero no para el conjunto de los datos.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: El supuesto central de muestreo al azar es que existen probabilidades iguales e independientes para cada unidad de muestreo. Bajo este supuesto, la media y la varianzas muestrales serán:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: El muestreo descrito no cumpliría con los supuestos de un diseño de muestreo al azar, dado que fue diseñado en base a transectos y las estimaciones se realizaron en base a cuadrantes (subunidades dentro de cada transecto). Por lo tanto, la media y la varianzas muestrales son estimadores sesgados de la media y la varianzas poblacional.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio ha sido realizado a pequeña escala, con el

objetivo de estimar densidades promedio (no abundancia) de stock. El estudio fue realizado con abulones, recurso con características semejantes al loco (vida relativamente larga, larvas planctónicas, crecimiento relativamente lento), y erizos. Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. El diseño de muestreo utilizado no presenta ninguna variante especial, y consiste en la estimación de la densidad media y su varianza para especies asociadas a fondos rocosos (abulones, y también erizos). El mismo diseño de muestreo ha sido

aplicado en Chile a recursos bentónicos de fondos duros. El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas, y los costos. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros en Chile comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (cuadrante) se estimaron por hectárea, y teniendo en cuenta la variable climática. Los costos pueden oscilar entre 90.000 y 105.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MET. DIRECTOS / CUADRANTES

Peck, L. y M. Culley. 1990. Structure and density of *Haliotis tuberculata* populations around the coast of Jersey, Channel Isles. J. mar. biol. Ass. U.K. 70: 67-75.

Clasificación: E+, A-

Técnica y diseño de muestreo: Este estudio fue diseñado con el objetivo de determinar la densidad y estructura de tallas de una población de abulones en Europa. El estudio se realizó en Jersey (Channel Isles), y se extendió a 13 localidades en aproximadamente 25 kilómetros de costa. En general la profundidad de muestreo no superó los 5 metros, límite de distribución del habitat rocoso. Se mostraron unidades de 1 m² por sitio, y en cada sitio se tomaron 20 muestras. La elección del primer cuadrante fue al azar, pero los siguientes se tomaron siguiendo una línea que tuvo como punto inicial el primer cuadrante muestreado. Se midieron los animales encontrados.

Datos requeridos y Análisis de los datos: En base a los conteos por cuadrantes, se estimó la densidad media de abulones por metro cuadrado, y la desviación estándar por sitio.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: El supuesto central de muestreo al azar es que existen probabilidades iguales e independientes para cada unidad de muestreo. Bajo este supuesto, es posible estimar la media y varianza muestrales:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: El muestreo descrito no cumpliría con los supuestos de un diseño de muestreo al azar, dado que sólo el primer cuadrante por sitio fue muestreado al azar, y los restantes fueron dependientes de este. Por lo tanto, la media y la varianza muestrales serían estimadores sesgados de la media y la varianza poblacional.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: El estudio fue realizado con abulones, recurso con características semejantes al loco. Las especies de fondos duros explotadas en Chile presentan características de historia de vida (vida relativamente larga, larvas planctónicas, crecimiento relativamente lento), y distribución semejantes al abulón, y entre sí. Estas especies (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los

sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también esta relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. Este diseño de muestreo también ha sido aplicado en Chile (ej. loco, lapas, erizos). No se presenta ninguna metodología novedosa, y ninguna información sobre análisis estadístico de los datos. El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas en Chile, y los costos. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros en Chile comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son

escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (cuadrantes) se estimaron por hectárea. Teniendo en cuenta la variable climática, los costos pueden oscilar entre 90.000 y 105.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MUE. DIRECTOS / CUADRANTES Y TRANSECTOS

McShane, P. 1991. Density-dependent mortality of recruits of the abalone *Haliotis rubra*. Mar. Biol. 110: 385-389.

Clasificación: E-, A-

Técnica y diseño de muestreo: El objetivo de este estudio fue evaluar la densidad, la composición de tallas, y la supervivencia de juveniles en tres poblaciones de abulones de Australia. Estas poblaciones fueron seleccionadas para el estudio porque las tres son explotadas comercialmente, pero también porque utilizan distinta calidad de habitat. En repetidas oportunidades se realizaron los muestreos mediante un diseño de selección de unidades de muestreo al azar. Se utilizaron dos metodologías de muestreo diferentes. Para los reclutas pequeños se utilizaron bombas de succión y se muestrearon cuadrantes de 1 m². Los juveniles (> 12 mm) se colectaron por buzos en los mismos cuadrantes. Además, se muestrearon los adultos. En cada localidad se muestrearon al azar 3 transectos que consistían de 50 cuadrantes continuos de 1 m².

Datos requeridos y Análisis de los datos: No se provee información sobre el uso de metodologías especiales para el análisis de los datos. Se reportan datos de densidad media por metro cuadrado, y análisis de varianzas para comparar densidades de juveniles y adultos entre poblaciones, y entre fechas de muestreo.

El uso de cuadrantes y transectos para estimación de densidad, y abundancia, de organismos bentónicos de fondos duros también ha sido

utilizada en Chile. Sin embargo, el análisis de los datos difiere (ej. Castilla et al. 1996). En base a las tablas de ANOVA, en este trabajo la unidad de muestreo fue efectivamente el transecto.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: El supuesto central de muestreo al azar (probabilidades iguales e independientes para cada unidad de muestreo) fueron satisfechos. Por lo tanto, la media y varianzas muestrales serán:

$$\bar{y} = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2$$

El supuesto del análisis estadístico de los datos, es el de distribución normal de las medias.

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: El muestreo descrito cumpliría con los supuestos de un diseño de muestreo al azar. Se presentan elementos para las decisiones adoptadas tanto para el diseño de muestreo como para el análisis de los datos.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: El estudio fue realizado con abulones, recurso con características semejantes al loco. Las especies de fondos duros explotadas en Chile presentan

características de historia de vida (vida relativamente larga, larvas planctónicas, crecimiento relativamente lento), y distribución semejantes al abulón, y entre sí. Estas especies (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. El muestreo realizado con abulones es simple, y en general sigue la misma metodología utilizada en otros estudios ecológicos o de estimación de abundancia de stock. Sólo se estima densidad media de abulones (y su varianza); la diferencia radica en el detalle metodológico y las justificaciones presentadas. Este diseño de

muestreo también ha sido aplicado en Chile (ej. loco, lapas, erizos). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas, y los costos. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros en Chile comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (transecto y cuadrantes) se estimaron por hectárea, y teniendo en cuenta la variable climática. El costo para cuadrantes oscila entre 90.000 y 105.000 pesos, y el de transectos 153.000 y 168.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MET. DIRECTOS / TRANSECTOS

Andrew, N. y A. Underwood. 1992. Associations and abundance of sea urchins and abulones on shallow subtidal reefs in Southern New South Wales. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 43:1547-1559.

Clasificación: E+, A-

Técnica y diseño de muestreo: El objetivo de este estudio fue evaluar la densidad y distribución relativa de abulones y erizos en sustratos rocosos de Australia. El objetivo final de este trabajo es entender la relación ecológica entre ambas especies. La densidad de ambas especies fue evaluada en varias localidades. Se estudio además la composición de tallas de abulones, y la distancia mínima al próximo vecino (abulón o erizo).

Los muestreos se realizaron en seis localidades, a lo largo de 300 km de costa. Estas localidades no fueron seleccionadas al azar, sino porque cumplían con el requisito pre-establecido de presencia (y alta abundancia) de las dos especies de interés. En cada localidad se mostraron cuatro sitios elegidos al azar, y en cada sitio se tomaron quince transectos. Cada transecto comenzó en un sitio elegido al azar, y el área muestrada por transecto fue de 10 por 1 metro. El número de muestra, como también el tamaño de la unidad de muestreo, fue determinado en base a estudios preliminares. Tamaños de unidades de muestreo mayores no cambiaban la estimación de abundancia, y en general contenían más de un tipo de habitat.

Datos requeridos y Análisis de los datos: Se estimó la densidad media de abulones y erizos, y las desviaciones estándares, por sitio dentro de cada localidad. Las densidades de cada especie

fueron comparadas utilizando un diseño anidado de ANOVA, con datos transformados para cumplir con el supuesto de normalidad.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: El supuesto central de muestreo al azar (probabilidades iguales e independientes para cada unidad de muestreo) fueron satisfechos. La media muestral puede ser estimada como:

$$\bar{y} = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

y la varianza:

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2$$

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: El muestreo descrito cumpliría con los supuestos de un diseño de muestreo al azar. Por lo tanto, la media y la varianza muestrales son estimadores no sesgados de la media y la varianza poblacional.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: El estudio fue realizado con abulones y erizos, recursos con características semejantes a especies de fondos duros explotadas en Chile (loco y erizo). Las especies de fondos duros explotadas en Chile presentan características de historia de vida (vida relativamente larga, larvas planctónicas,

crecimiento relativamente lento), y distribución semejantes al abulón, y entre sí. Estas especies (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. Este muestreo no presenta ninguna variante, y consiste en la estimación de la densidad media y su varianza. Se realizan pruebas paramétricas estándares para el análisis estadístico de los datos

de abulones. Este tipo de muestreo ha sido aplicado en Chile a recursos bentónicos de fondos duros (ej. loco, lapas, erizos). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas, y los costos. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros en Chile comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (transecto) se estimaron por hectárea, y teniendo en cuenta la variable climática. Los costos pueden oscilar entre 153.000 y 168.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MET. DIRECTOS /

Diagnóstico de las principales pesquerías nacionales 1992. Pesquerías Bentónicas. 1993. IFOP 93/7.

Clasificación: E+, A-

Técnica y diseño de muestreo: Este estudio se realizó en dos bancos naturales de locos, ubicados en la Isla de Chiloé. Se muestreo trimestralmente la población de locos, mediante muestreo con buzos. Los muestreos se realizaron en base al gradiente batimétrico (cada 5 metros entre los 5 y los 20 metros). Se utilizó como unidad muestral una calicata con un radio de 10 metros. Se tomaron dos muestras (réplicas) por punto de muestreo. Se contaron y midieron los locos para cada muestra.

Datos requeridos y Análisis de los datos: No se presenta información sobre el análisis de los datos, fuera de la estimación de densidad.

Supuestos centrales y Soporte estadístico: Para la estimación de la densidad media, el único supuesto que se debe cumplir es el de muestreo al azar. Esto implica que las unidades de muestreo tienen igual probabilidad de ser seleccionada, y dicha probabilidad es independiente. Así, la densidad media y varianzas muestrales son estimadores no sesgados de la densidad media y varianzas poblacional:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: El mayor problema de este estudio podría deberse a la violación del supuesto de muestreo al azar, y en ese caso tanto la media como la varianzas muestrales calculadas serán estimadores sesgados de la media y varianzas poblacional.

En cada punto de muestreo se tomaron dos muestras (submuestras), que fueron consideradas como réplicas.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado en Chile, y sobre especies explotadas por la pesquería artesanal chilena (loco).

El loco, como las otras especies explotadas en Chile (ej. erizo, lapa, jaiba), presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación)

es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad en el sur de Chile ha sido aplicada a otros recursos bentónicos de fondos duros (ej. lapa, erizo, jaiba). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo se estimaron por hectárea, y en base a cuadrantes. Teniendo en cuenta la variable

climática, los costos pueden oscilar entre 90.000 y 105.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MET. DIRECTOS /

Thompson, S. 1992. *Sampling*. Wiley and Sons. 343 p.

Clasificación: sin clasificación.

Este trabajo se presenta sin clasificación, y sin detalle de temas, ya que se trata de un libro sobre muestreo en general. Además de describir los muestreos clásicos (ej. al azar simple con y sin reemplazo, sistemáticos, estratificados, cluster, doble muestreo), y técnicas de marcado y recaptura, se incluyen otros temas de interés para poblaciones bentónicas. Entre ellos, diseños espaciales de muestreo, transectos, y el problema de la detectabilidad en los muestreos.

Thompson presenta avances metodológicos sobre el problema de la detectabilidad, en base a estudios realizados con minerales, aves, mamíferos, plantas, y peces. La característica críptica de muchos organismos bentónicos de fondos duros, hacen que la detectabilidad sea un aspecto de importante consideración. Sin embargo, raramente se discute este problema en la literatura sobre estudios de densidad y abundancia de poblaciones de abulones, o locos. No se describen en esta ficha técnica todos los capítulos de este libro (26), sino que sólo se presenta una breve síntesis del capítulo sobre detectabilidad. Los restantes, tratan diversos temas sobre muestreos y estimaciones de valores medios de densidad, y el detalle de los mismos está fuera del foco de este proyecto.

Detectabilidad: detectabilidad es la probabilidad de que un objeto sea observado en una unidad de muestreo seleccionada. En general, en los

muestreos directos se supone que la variable de interés es medida sin error, en cada unidad de muestreo. Sin embargo, este supuesto no es válido. En los métodos de evaluación indirectos, la corrección por "detectabilidad" ha sido formalmente introducida a través del coeficiente de capturabilidad. Si el número de animales de una población en una región determinada es X , es probable que el número de animales observados sea Y , ya que siempre que un animal se encuentre en esta región la probabilidad de detectarlo será p . Se supone que la probabilidad de detección de un animal no afecta la detección de otro animal.

En la mayoría de las situaciones, la probabilidad de detección p no será conocida, pero podría ser estimada por varios métodos: captura y recaptura, o métodos basados en distancia (transectos). Métodos de conteo doble también pueden ser utilizados, cuando se pueda realizar un conteo preciso para una submuestra de la unidad muestreada.

Una vez que se ha obtenido una estimación de la probabilidad de detección, se puede incorporar dicha función a la estimación de abundancia o densidad poblacional. La función de detectabilidad dependerá de la metodología de muestreo, y el diseño. También es importante evaluar el efecto de la/s especie/s estudiadas. Steinhorst y Samuel (1989) incluyen una extensión para los casos en que la probabilidad de detección varía para distintos animales. Este factor de corrección podría ser de interés para el caso del loco, dado que la

probabilidad de detección varía con el tamaño de los individuos.

MÉT. DIRECTOS / CUADRANTES

Lafferty, K. y A. Kuris. 1993. Mass mortality of abalone *H. cracherodii* on the California Channel Island: test of epidemiological hypothesis. Mar. Ecol. Prog. Ser. 96: 239-248.

Clasificación: E-, A-

Técnica y diseño de muestreo: Se realizan muestreos con transectos para estimar la abundancia de macroalgas y otros organismos de la comunidad bentónica asociada a fondos rocosos. Se correlaciona la abundancia de algas, erizos, y abulones. Estos tres grupos son explotados comercialmente en Chile. Al igual que en muchos otros trabajos sobre recursos bentónicos de fondos duros, la información sobre la metodología de muestreo es pobre. Los datos analizados provienen de muestreos al azar dentro de los bosques de *Macrocystis pirifera*. Se utilizaron cuadrantes al azar de 1 m², para estimar la densidad de algas y organismos bentónicos.

Datos requeridos y Análisis de los datos: No se proveen mayores detalles de la metodología de análisis de los datos. Se realizan estimaciones de densidad media, y de cambios en la densidad media entre años consecutivos. Se realizan análisis estadísticos paramétricos.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: Se realizó un muestreo al azar, por lo que los supuestos de probabilidades iguales e independientes para cada unidad de muestreo fueron satisfechos. La media y varianzas muestrales serán:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

Respecto a las pruebas estadísticas realizadas, se presentan análisis paramétricos, pero no se reporta si los datos cumplen con el supuesto de normalidad.

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: Bajo el supuesto de muestreo al azar, no existirían violaciones a los supuestos requeridos para estimaciones de medias, desviaciones estándares, y para la aplicación de estadísticos paramétricos. La probabilidad de detección se supone 100%, sin embargo, en ambientes como el estudiado, el efecto de la detectabilidad podría producir errores en la estimación de la densidad de organismos.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Se estudió la densidad de *Macrocystis* como también de abulones y erizos. Estos organismos son semejantes en historia de vida, como también en su distribución, a las especies de fondos duros, foco de este estudio (ej. erizo, loco, lapa). Las especies de fondos duros explotadas en Chile presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado

variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. El muestreo utilizado no presenta ninguna variante, y consiste en la estimación de la densidad media y su varianza. Se realizan pruebas paramétricas estándares para el análisis estadístico de los datos de abulones. Este tipo de muestreo ha sido aplicado en Chile a recursos bentónicos de fondos duros (ej. loco, lapas, erizos). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas, y los costos. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros en Chile comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron

fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (cuadrante) se estimaron por hectárea. Teniendo en cuenta la variable climática, los costos pueden oscilar entre 90.000 y 105.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MET. DIRECTOS

McConnaughey, R. y L. Conquest. 1993. Trawl survey estimation using a comparative approach based on lognormal theory. Fish. Bull. 91: 107-118.

Clasificación: sin clasificación.

Esta referencia no se presenta en un contexto sistemático, por no estar dirigido a evaluaciones de recursos de fondos duros. El criterio para la inclusión de esta publicación a modo de referencia, se debe a que reporta metodologías para el tratamiento de datos (muchos datos con captura cero, típicos de especies con distribución agregada).

Este trabajo compara el comportamiento de tres estimadores de abundancia promedio: la media aritmética, la media geométrica, y un estimador lognormal, para datos de poblaciones que muestran distribución agregada. Los datos fueron analizados con información de abundancia de la jaiba Dungeness en la costa del estado de Washington, y utilizando redes de fondo (muestreos directos).

Sin bien el estudio fue realizado sobre especies de fondos blandos, la metodología propuesta puede ser aplicable a datos que contengan muchas observaciones de baja abundancia (o cero), y pocas observaciones de alta abundancia. Los autores indican que las estimaciones con la media aritmética son muy sensitivos a valores extremos y los intervalos de confianza son muy grandes. Las estimaciones con la media geométrica muestran un comportamiento más estable. Los autores sugieren que para stocks agregados sería deseable el uso de la media geométrica, ya que se reduciría el error asociado con las estimaciones de stock.

MET. DIRECTOS / TRANSECTOS

Jeréz, G. y C. Potocnjak. 1993. Areas de manejo y explotación de recursos bentónicos: una alternativa de desarrollo, experiencia del IFOP en la IV Región. Reunión Areas de Manejo y Explotación, pp. 51-76.

Clasificación: E+, A-

Técnica y diseño de muestreo: Se estimó la abundancia de locos en seis Areas de Manejo, por métodos directos. También se realizaron evaluaciones en áreas controles (libre acceso). Los muestreos se realizaron a través de transectos, previa determinación del tamaño mínimo de muestra (N=12). Con este tamaño mínimo de muestra, el error esperado es del 20%. Se provee sólo un diagrama de la regla de decisión para el muestreo, y no se presenta información sobre el área cubierta por cada transecto (tampoco sobre el área total de las Areas de Manejo).

Datos requeridos y Análisis de los datos: Para cada transecto se estimó la densidad de locos, y en base a esta estimación de densidad se estimó la abundancia de locos en cada Area de Manejo. No se provee información adicional sobre el análisis de datos.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: No se detalla que tipo de muestreo se realizó. En el diagrama del diseño estadístico de muestreo se diferencian tres tipos de habitats, sin embargo no se explica si el muestreo se estratificó por habitat. Si las 12 muestras por Area de Manejo fueron tomadas al azar, la densidad media y la varianza pueden ser estimadas:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: Si no se cumplen los supuestos de muestreo al azar, las estimaciones de densidad media y la varianza no serían aquellas de la población.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado en Chile, y sobre especies explotadas por la pesquería artesanal chilena (loco).

El loco, como las otras especies explotadas en Chile (ej. erizo, lapa, jaiba), presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción

en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad en Chile Central también ha sido aplicada a otros recursos bentónicos de fondos duros (ej. lapa, erizo, jaiba). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Teniendo en cuenta la variable climática, los costos pueden oscilar entre 153.000 y 168.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (transecto) se estimaron por hectárea.

MET. DIRECTOS /

Long, B. y Y. Wang. 1994. Methods for comparing the capture efficiency of benthic sampling devices. *Mar. Biol.* 121: 397-399.

Clasificación: Sin Clasificación.

estadística (t-student para muestras apareadas) para realizar comparaciones.

Este trabajo no se presenta en un contexto sistemático, ya que no presenta una evaluación de un recurso bentónico de fondos duros. Sin embargo, la información reportada es de interés para las especies foco de este proyecto.

Este estudio tiene como objetivo comparar la eficiencia de diferentes métodos de muestreo utilizados para estimar la abundancia de organismos bentónicos de fondos blandos. Se presenta una metodología estadística para comparar la eficiencia de captura de varios métodos de muestreo. Andrew y Mapstone (1987) sugieren que cuando se comparen metodologías, se siga el criterio de que la estimación más alta es la correcta (sugerido también por otros investigadores). Esto se basa en el supuesto de que lo que no se cuenta no está presente, y la sobreestimación no es posible. Según Long y Wang, un criterio de decisión podría ser la mínima diferencia estadística en la estimación entre la diferencia absoluta de dos muestras utilizadas (Cohen 1977). Sin embargo, los autores sugieren que un criterio aún mejor se basa en la mínima diferencia detectable entre "señal y ruido" (o media/desviación estándar). Los autores sugieren que este criterio es mejor que el uso de abundancia absoluta, debido a que considera la variación espacial en la distribución de organismos bentónicos. Los autores presentan la metodología

MÉT. DIRECTOS / CUADRANTES

Winther, I., A. Campbell, G. Thomas, B. Adkins, y B. Clapp. 1995. Abalone resurvey in the southeast Queen Charlotte Islands. No 2273, 49 pp.

Clasificación: E+, A-

Técnica y diseño de muestreo: Este estudio fue realizado como parte de un programa de evaluación de directa de abulones en la zona de las islas Queen Charlotte, en British Columbia, Canadá. De esta zona se extraen el 30% de los desembarques de abulones en British Columbia. Las poblaciones de abulones fueron estudiadas en 20 localidades, durante una campaña realizada en 1994 como parte de un programa anual de muestreos. Se estudiaron seis localidades. En cada sitio se definió el área total ocupada por abulones, se identificaron subhabitats, y se cuantificó la cobertura de los mismo. Cada sitio se dividió en tres zonas (de acuerdo al sustrato), y en ellas se muestrearon 16 cuadrantes al azar. Se contabilizaron y midieron los abulones encontrados. Se referencio cada sitio de muestreo (GPS), y se midió la profundidad de muestreo.

Datos requeridos y Análisis de los datos: Se utilizaron los datos de los muestreos para estimar la densidad promedio de por metro cuadrado. Se cuenta además con una estimación del área total de habitat apropiado para estas especies.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: Con un muestreo al azar simple, la media y varianzas muestrales pueden ser estimadas:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

La abundancia se obtuvo por extrapolación de la densidad media al área total.

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: Dado que se cumplió el supuesto de muestreo al azar, la media y la varianza muestral calculadas serían estimadores sesgados de la media y varianza de la población.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este trabajo fue realizado con abulones. Esta especie es semejante a los gastrópodos explotados en Chile, en cuanto a su asociación con sustratos rocosos, comportamiento agregativo, e historia de vida. Las especies de fondos duros explotadas en Chile (ej. loco, lapa, jaiba) presentan tiempo de vida planctónico largo (pueden llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente

lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también esta relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. Este muestreo no presenta ninguna variante, y consiste en la estimación de la densidad media y su varianza. Se realizan pruebas paramétricas estándares para el análisis estadístico de los datos de abulones. Este tipo de muestreo ha sido aplicado en Chile a recursos bentónicos de fondos duros (ej. loco, lapas, erizos). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas, y los costos. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros en Chile comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el

tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

Esta especie de abulón es explotada comercialmente, y en la zona de estudio sufrió sobreexplotación. Se estimó que la abundancia del stock en 1995 era el 11 % de la abundancia estimada en 1978. En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: Este trabajo es el último de una serie de evaluaciones directas de abulones, realizadas en las Islas Queen Charlotte, Canadá. La metodología utilizada en los últimos 16 años no ha variado.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (cuadrante) se estimaron por hectárea, y teniendo en cuenta la variable climática. Los costos pueden oscilar entre 90.000 y 105.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MET. DIRECTOS / TRANSECTOS

Berg, C. y R. Glazer. 1995. Stock assessment of a large marine gastropod (*Strombus gigas*) using randomized and stratified towed-diver censusing. ICES mar. Sci. Symp. 199: 247-258.

Clasificación: E+, A-

Técnica y diseño de muestreo: Este trabajo fue incluido por tratarse de un gastrópodo cuya distribución es altamente agregada. Aunque se lo puede encontrar en fondos rocosos, esta también asociado a sustratos blandos. En este caso se incluyeron sustratos duros en el muestreo.

Las estimaciones de abundancia se realizaron en un gran área (250.000 hectáreas) de Florida. A efectos de incluir el efecto del habitat, se realizaron muestreos fotográficos aéreos. Se realizó un muestreo estratificado, utilizándose las estaciones del año y habitats como estratos (arrecifes, roca, sedimento, y vegetación). En cada habitat (estrato) se realizaron muestreos con transectos. Para cada fecha se realizaron 10 transectos, y estos se distribuyeron proporcionalmente con la abundancia relativa de cada habitat. Cada transecto fue ubicado de modo que muestreara únicamente un sólo tipo de habitat. El muestreo se realizó con buzos, los cuales fueron arrastrados con una embarcación. Los buzos se mantenían a una distancia de 1.5 mts. del fondo, y registraban los animales observados en una franja de 3 mts. En condiciones de baja visibilidad el ancho del transecto fue reducido. En ningún caso se aplicaron correcciones por detectabilidad. En cada transecto, los buzos contaban el número de individuos encontrados durante diez minutos.

Datos requeridos y Análisis de los datos: La estimación de abundancia se realizó utilizando los métodos clásicos de muestreo estratificado, con el transecto como unidad de muestreo. Se calculó la densidad media por habitat y la desviación estándar, aunque los datos no estaban distribuidos normalmente. La abundancia de la población fue estimada por habitat (utilizando el mapeo aéreo de la distribución de cada habitat).

Soporte estadístico y Supuestos centrales: En los muestreos estratificados, las poblaciones son partidas en regiones o estratos, y las muestras son seleccionadas siguiendo un diseño de muestreo dentro de cada estrato homogéneo. Si N_h representa el número de unidades muestrales en el estrato h , y n_h el número de unidades en la muestra de ese estrato, entonces, la media muestral para dicho estrato será:

$$y_h = (1/n_h) * \sum_{i=1}^{n_h} y_{hi}$$

Dado que la selección de muestras dentro de cada estrato se realiza independientemente, las varianzas de los estimadores para cada estrato pueden ser sumadas para obtener la varianza de la población total. La varianza muestral para el estrato h será:

$$s_h^2 = (1/(n_h-1)) * \sum_{i=1}^{n_h} (y_{hi} - y_h)^2$$

Un estimador de la media poblacional será:

$$y_{st} = (1/N) * \sum_{h=1}^L N_h * y_h$$

Y la varianza poblacional será:

$$\text{var}(y_{st}) = \sum_{h=1}^{n_h} (N_h/N)^2 * ((N_h - n_h)/N_h) * (s_h^2/n_h)$$

Respecto a las pruebas estadísticas realizadas, se utilizaron análisis no paramétricos debido a que la distribución de los datos no era normal.

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: Un problema que discuten los autores, respecto del análisis de los datos, es la gran cantidad de transectos con cero individuos, y muy pocos con gran número de animales. Para este tipo de datos, McConnaughey y Conquest (1992) y Pennington (1996) proponen análisis alternativos al uso de la media aritmética. Aunque la media aritmética no es un estimador sesgado (bajo los supuestos de muestreo al azar), es sumamente sensible a valores extremos, al igual que la varianza. Una posibilidad para evitar los problemas de estimación asociados con estas muestras, es utilizar un método más eficiente de muestreo para poblaciones con distribución agregada (ejemplo, muestreos adaptativos). Otra alternativa, es utilizar estimadores que consideren este problema.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este proyecto fue realizado sobre una población de gastrópodo (con larva planctónica, y vida larga), con distribución agregada, y que puede ocupar habitats rocosos. Estas características del recurso lo hacen semejante a algunas especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, lapa, jaiba). Estas especies presentan tiempo de vida

planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada en Florida ha sido aplicada a otros recursos bentónicos de fondos duros en Chile (ej. lapa, erizo, jaiba). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el

tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso mas regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo,

jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (transecto) se estimaron por hectárea. Teniendo en cuenta la variable climática, los costos pueden oscilar entre 153.000 y 168.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

Thompson, S. y G. Seber. 1996. *Adaptive sampling*. Wiley and Sons, 265 p.

Clasificación: sin clasificación. Adaptativo.

Descripción de la metodología: El tipo de diseño de muestreo comunmente aplicado a recursos bentónicos de fondos duros, en evaluaciones directas, se limita a diseños en los cuales el procedimiento de selección de muestras no dependen de las observaciones hechas durante el muestreo. En general, se han aplicado muestreos al azar simples, o estratificados. Sin embargo, existen casos en que el investigador puede sentirse inclinado a tomar decisiones durante una campaña, en base a lo que ha observado. Especialmente, esto puede ocurrir en una población de animales agregados, si el investigador decide agregar al muestreo unidades adicionales, cuando se encuentren altas densidades de la especie estudiada. El muestreo adaptativo se refiere a un diseño de muestreo en el cual el procedimiento para seleccionar sitios, o unidades a incluirse en una muestra, depende de los valores de la variable de interés observada en el muestreo.

El principal propósito del muestreo adaptativo es tomar ventaja de las características de la población, para obtener estimaciones más precisas de la abundancia poblacional (o densidad), que las que se obtendrían por un muestreo convencional (suponiendo que existe una restricción en el tamaño de la muestra o costo del muestreo). Frecuentemente la localización o forma de las agregaciones no se puede predecir con anterioridad al muestreo, de modo que métodos tradicionalmente utilizados para aumentar la

precisión (como la estratificación), no son suficientes. Para estas poblaciones las estrategias de muestreo adaptativo podrían proveer un modo de aumentar la efectividad, para un nivel dado de esfuerzo de muestreo.

Una ventaja secundaria del muestreo adaptativo es que al aumentar las cantidad de observaciones, se podrían lograr mejores estimaciones de otros parámetros de interés (por ejemplo crecimiento, particularmente para especies raras, que no es el caso para especies explotadas comercialmente). Debido a las diferencias de muestreo con los diseños convencionales, se han desarrollado estimadores especiales para muestreos adaptativos desde 1970, y particularmente en la década del 90.

No se han reportado casos de muestreo adaptativo en la literatura de especies asociadas a fondos duros. Sin embargo, se ha sugerido que el uso de esta técnica sería ventajosa para organismos bentónicos (ej. Stolyarenko 1995). A pesar de que no existen reportes para esta metodología en fondos duros, se describirá el método en detalle, presentandose asi una excepción a la regla de inclusión de fichas técnicas. Esta excepción se basa en que (1) la metodología es aún nueva, (2) existe una tendencia generalizada a utilizar recurrentemente métodos clásicos para especies asociadas a fondos duros, y (3) el muestreo adaptativo esta fundamentalmente dirigido a recursos agregados, que son el foco de este proyecto.

El método puede utilizarse bajo distintas situaciones de muestreo (cuadrantes, transectos con subcuadrantes, muestreo estratificado). En esta

ficha se desarrollará el modelo base de muestreo simple al azar.

El diseño de muestreo más simple será aquel que seleccione inicialmente las unidades de muestreo al azar, y puede ser con o sin reemplazo. A modo de ejemplo se utiliza la misma ilustración de Thompson y Seber. Se presenta una población distribuida en forma agregada, en una región particionada en 400 unidades de muestreo (Figura 1). Se selecciona al azar una muestra inicial de 10 unidades (marcadas en la figura). Bajo un muestreo simple al azar, la media de la población será:

$$y = (1/n) \sum_{i=1}^n y_i$$

Bajo este diseño de muestreo, cada unidad de muestreo tiene igual probabilidad de ser seleccionada. En el muestreo adaptativo, la probabilidad de selección de una muestra depende del valor de la variable y :

$$p_i = (m_i + a_i) / N$$

donde m_i indica el número de unidades en la "red" (ver abajo) a la cual pertenece la unidad i , y N indica el número de unidades en la población.

La regla de decisión para la inclusión de unidades vecinas, podría ser que siempre que uno o más objetos se observen en la unidad seleccionada, las unidades adyacentes (ej. derecha, izquierda, arriba y/o abajo) se agregarán a la muestra. De este modo, el número de unidades de muestreo aumenta de 10 a 45 (Figura 1). En el caso de una población finita, la población consiste de N unidades, y se toman s muestras con el objetivo de estimar la media poblacional (ej. densidad). Se supone que para cada unidad i en la población, existe un "vecindario" que consiste de una colección de unidades incluyendo i . Estos vecindarios no dependen de los

valores de la variable de interés. En este sentido, el vecindario está definido geográficamente, pero otras alternativas más elaboradas son posibles. La relación de vecindad es simétrica.

La condición para adicionar unidades vecinas a un muestreo está dada por una condición pre-establecida de la variable de interés (por ejemplo el número de individuos es mayor o igual a x). Cuando una unidad seleccionada satisface la condición pre-establecida, todas las unidades en su vecindad (criterio también pre-establecido) serán agregadas a la muestra. A su vez algunas de estas nuevas unidades pueden satisfacer la condición y algunas no. Para cualquier unidad que satisfaga la condición, se incluirán también muestras de las unidades en su "vecindario".

Todas las unidades que se hayan muestreado bajo el diseño, como resultado de la selección inicial de la unidad i , se denominan "cluster". Dentro del cluster se denominan "red" a la subcolección de unidades que reúnan la siguiente propiedad: "La selección de cualquiera unidad en la red conducirá a la inclusión en el muestreo de todas las otras unidades de dicha red". Esto es, cualquier unidad que satisfaga la condición de interés está incluida en la red. Cualquier unidad que no satisfaga la condición, pero esta en la vecindad de una unidad que si cumpla la condición, se denomina unidad "borde".

El muestreo puede ser con o sin reemplazo. En el caso de muestreo sin reemplazo, las n unidades iniciales son distintas, pero los datos pueden igualmente contener observaciones repetidas, debido a la selección de dos unidades del mismo cluster en la muestra inicial. Cuando la muestra inicial se selecciona al azar, y es con reemplazo, aún pueden ocurrir observaciones repetidas debido

a selección repetida en la muestra inicial, o a la selección de más de una unidad inicial en el mismo cluster.

Los estimadores clásicos como la media muestral (la cual es un estimador no sesgado de la media poblacional bajo el muestreo clásico al azar), o la media para un muestreo de clusters, son estimadores sesgados para un diseño adaptativo. Se han desarrollado varios tipos de estimadores para muestreos adaptativos. Para un muestreo adaptativo simple, el promedio (w_i) de las observaciones en una red (ψ_i) que incluye la unidad i de la muestra inicial será:

$$w_i = (1/m_i) * \sum_{j \in \psi_i} y_j$$

donde m es el número de unidades en la red. El estimador modificado de la media poblacional será:

$$\mu = (1/n) * \sum_{i=1}^n w_i$$

La varianza del estimador será:

$$\text{var}(\mu) = (1/n) * \sum_{i=1}^n (w_i - \mu)^2 / N$$

Existen otras variantes de muestreo adaptativos. Una variante especial de muestreo incluye los casos en que la unidad de muestreo inicial no es igual a las secundarias (transectos y cuadrante). En esta situación uno puede imaginar la zona de estudio, dividida en unidades representando todos los sitios posibles en los que se puede realizar un muestreo u observación. Estas unidades en que la zona de estudio se divide, se denominan unidades primarias (ej. transectos). Las unidades primarias están compuestas de un número M de unidades secundarias (ej. cuadrantes dentro de un transecto). Para cada unidad secundaria existe una colección

de unidades llamadas "vecindario" de esa unidad. La relación de vecindad en este caso es también simétrica, y diversas configuraciones son posibles para definir un vecindario. También, como en el caso anterior, se define a priori una condición de interés, e inicialmente las unidades primarias son seleccionadas al azar (ejemplo: transectos), sin reemplazo. Cada vez que se cumpla la condición de interés en una unidad secundaria, dentro de la unidad primaria, todas las unidades secundarias en la vecindad de ésta serán muestreadas. La población podría ser partida de este modo en K redes, en las cuales todas las unidades secundarias satisfacen la condición de interés. Cualquier unidad que no satisfaga la condición de interés constituye en sí misma una red. De este modo, una unidad secundaria que no satisfaga la condición de interés será incluida en la muestra si es parte de la unidad primaria seleccionada inicialmente, o si esta unidad se encuentra en el borde de una agregación. En este caso, como en el anterior, esta unidad también se denomina unidad borde. De este modo, los vecindarios están definidos por proximidad física entre las unidades, independientemente del valor de la variable de interés. Las redes dependen del valor de la variable de interés. Existen también estimadores especiales para este tipo de muestreo.

Es posible utilizar un muestreo adaptativo también cuando el diseño inicial sea estratificado. Existen casos en que existe un conocimiento a priori de la población, de modo que es posible realizar una estratificación que tenga en cuenta ciertos patrones espaciales observados. Sin embargo, la distribución exacta de las concentraciones de la población no pueden ser predichas y así, el uso del muestreo adaptativo brinda la ventaja de considerar estas

agregaciones. En general la terminología utilizada para este muestreo es igual a la descrita para los dos tipos de muestreo anteriores. Una muestra inicial se selecciona utilizando un diseño de muestreo estratificado, y es conveniente que el muestreo sea sin reemplazo. La selección de las unidades para cada estrato se realiza en forma independiente. Al igual que en los casos anteriores, a las muestras iniciales se agregan unidades vecinas cada vez que dichas unidades satisfagan la condición de interés. Sin embargo, existe una complicación extra, que resulta de que la selección de una unidad que satisfaga la condición de interés en un estrato, puede resultar en la adición de unidades de otro estrato. De este modo, las observaciones en cada estrato no son independientes. Existen varios estimadores de la media poblacional y la varianza, entre ellos el de Hansen-Hurwitz, que permiten estimaciones no sesgadas.

La ventaja relativa de esta estrategia de muestreo aumenta a medida que aumenta el número inicial de muestras (unidades primarias). Es cierto que se incluyen más observaciones con el muestreo adaptativo, ya que se agregan unidades al muestreo original. Sin embargo, mientras que para un tamaño inicial de muestras de 10, y para un caso hipotético, el muestreo adaptativo aumenta el tamaño de muestra esperado en sólo 16.6%, mientras la eficiencia del muestreo aumenta cinco veces.

Costos de muestreo y estimación: La ventaja de este método para poblaciones agregadas no depende únicamente de eficiencia del método para estimaciones de abundancia, sino que también está relacionada a los costos. Según los autores, una

ecuación de costos razonable incluiría un costo fijo (C_0) para cada unidad inicial, y costos marginales (C_1, C_2, C_n) por unidad extra dentro de la inicial ($C = C_0 + C_1 + C_2 + C_n$). Sin embargo, en base a la experiencia piloto en Caleta El Quisco (complicaciones logísticas), esto no se cumpliría si se opera con buzos mariscadores.

En base a una experiencia piloto realizada en Caleta El Quisco, los costos serían semejantes o mayores que para muestreos con transectos (153.000-168.000 pesos), o con cuadrantes (90.000-105.000 pesos). Los costos de estimación serían semejantes a los de una estimación de abundancia con muestreos al azar, ya que sólo implica el cálculo de la media y la varianza muestrales (entre 40.000 y 160.000 pesos).

MET. DIRECTOS / TRANSECTOS

Castilla, J.C., M. Fernández, A., Rosson, P. Manríquez, C.Pino, C. Pacheco, M. Varas. 1996. Evaluación de loco (*Concholepas concholepas*) en Caleta El Quisco: comparaciones entre 1992 y 1995. ECIM, Pontificia Universidad Católica de Chile, 38 p.

Clasificación: E+, A-/+

Técnica y diseño de muestreo: Este estudio se realizó con el propósito de comparar las evaluaciones realizadas en el Area de Manejo de Caleta El Quisco entre 1992 y 1995. Se realizó una exploración de la base de datos, y se exploró además la factibilidad de incorporar muestreos adaptativos con propósitos de evaluación de stock. Los muestreos adaptativos no han sido aún incorporados a recursos de fondos duros (ver Thompson y Seber 1996).

Se realizaron muestreos directos en el Area de Manejo de Caleta el Quisco entre 1992 y 1995 con el propósito de evaluar la abundancia de locos y composición de tallas. Los muestreos se realizaron con buzos (pescadores), y el diseño fue de muestreo al azar simple (transectos). Se utilizaron transectos de 100 metros, divididos en unidades de 10 mts. El ancho de cada cuadrante era de 2 metros, y en cada transecto se muestrearon ambos lados de la línea. Los cuadrantes (subunidades) se utilizaron como unidades de muestra (N=20 por transecto). Los registros de abundancia se registraron por habitat predominante dentro de cada cuadrante, pero el habitat no fue utilizado como estrato en las estimaciones de abundancia (porque el diseño no fue estratificado, y por lo tanto el esfuerzo asignado a cada habitat muestreado varió entre años). El número de transectos muestreados en el Area de

Manejo (4 ha) varió entre años, pero fue siempre superior a 20.

Datos requeridos y Análisis de los datos: La densidad promedio de locos por metro cuadrado, y la desviación estándar, fueron estimadas en base a los cuadrantes. La abundancia de locos se estimó extrapolando la densidad media al área de manejo. Se calcularon los intervalos de confianza para la estimación de abundancia.

Se realizaron muestreos exploratorios, con el objetivo de utilizar métodos adaptativos. Esta prueba no resultó exitosa debido a los problemas logísticos asociados con este muestreo. Los muestreos adaptativos son descritos en detalle en Thompson y Seber (1996). El principal propósito del muestreo adaptativo, es tomar ventaja de las características de la población, para obtener estimaciones más precisas de la abundancia (o densidad de una población), que las de un muestreo convencional. El muestreo adaptativo se refiere a un diseño de muestreo en el cual el procedimiento para seleccionar sitios o unidades a incluirse en una muestra, depende de los valores de la variable de interés observada en el muestreo. El diseño más simple de muestreo, utilizado en El Quisco, selecciona inicialmente un número de unidades de muestreo al azar (cuadrantes de 2 m²). Siempre que se observaron 10 o más locos en la unidad seleccionada, las unidades adyacentes (derecha, e

izquierda) se agregaron a la muestra. De este modo, el número de unidades de muestreo aumentó.

En Caleta El Quisco, la evaluación se realizó con buzos mariscadores, y el uso de metodologías de muestreo complejas no resulta aplicable. Un muestreo adaptativo sería más apropiado para estimaciones de abundancia de locos, debido a su distribución agregada, pero implicaría la contratación de buzos que pudieran realizar esta tarea.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: Se realizaron sólo estimaciones de la densidad media y la varianza:

$$y = (1/n) * \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s^2 = (1/(n-1)) * \sum_{i=1}^n (y_i - y)^2$$

Esto supone que las unidades de muestreo tienen probabilidades iguales e independientes de ser seleccionadas. La abundancia en el área de manejo se estimó extrapolando la densidad media al área total de hábitat, y se estimaron los intervalos de confianza. El supuesto básico para la estimación de intervalos de confianza es que la distribución de las medias muestrales sea normal, bajo un muestreo al azar.

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: Se realizaron estudios exploratorios a fin de evaluar los errores introducidos por el uso de subunidades de muestreo.

Los muestreos al azar se realizan en base a los transectos, sin embargo, las estimaciones de

abundancia se han realizado tradicionalmente en base a los cuadrantes (subunidades). Estas subunidades no fueron muestreadas al azar (cada cuadrante dentro del área de manejo no tuvo igual probabilidad de selección, ya que la selección de un cuadrante depende del transecto). Por lo tanto, las medias y las varianzas calculadas, son estimadores sesgados de la media y varianza poblacional.

Se realizaron también estimaciones utilizando el transecto como unidad de muestreo, con lo cual dichos supuestos no serían violados.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este estudio fue realizado en Chile, para el recurso loco. El loco, como las otras especies explotadas en Chile (ej. erizo, lapa, jaiba), presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las

evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada para esta localidad en Chile Central también ha sido aplicada a otros recursos bentónicos de fondos duros (ej. lapa, erizo, jaiba). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Observaciones: Actualmente se está explorando el uso de geoestadística para el análisis de los datos de Caleta El Quisco.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (transecto) se estimaron por hectárea, y teniendo en cuenta la variable climática. Los costos

pueden oscilar entre 153.000 y 168.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MET. DIRECTOS / TRANSECTOS

Stoner, A. y M. Ray. 1996. Queen conch, *Strombus gigas*, in fished and unfished locations of Bahamas: effects of a marine fishery reserve on adults, juveniles, and larval production. Fish. Bull. 94: 551-565.

Clasificación: E+, A-

Técnica y diseño de muestreo: El objetivo de este estudio es comparar la estructura de dos poblaciones de un gastrópodo explotado comercialmente, entre zonas explotadas y reservas marinas en Bahamas. Esta especie presenta una distribución espacial altamente agregada. Aunque se lo puede encontrar en fondos rocosos, está también asociado a sustratos blandos.

El área de estudio comprende aproximadamente 3200 hectáreas, de las cuales 28 ha fueron muestreadas. Los tipos de habitats más comunes para esta especie incluyen arena, corales, fondos rocosos, y algas. Los sitios de estudio fueron muestreados en varias oportunidades. Se utilizó un muestreo con transectos, estratificado por profundidad. Los transectos (N=12) tenían 6 m de ancho, y no fueron corregidos utilizando una función de detectabilidad, a pesar de que se menciona el problema de visibilidad variable. En total se muestrearon 47 km lineales.

En una región, se realizaron muestreos estratificados por profundidad. Los transectos fueron ubicados perpendiculares a la costa, y se muestrearon áreas dentro de cada intervalo de profundidad pre-determinado (estrato). Los buzos realizaron el muestreo por un período de búsqueda variable en cada transecto. El tiempo estaba en función de la profundidad.

Datos requeridos y Análisis de los datos: Se utilizaron datos de los conteos realizados, para calcular la densidad media de gastrópodos por hectárea en cada estrato. La estimación de abundancia para zonas protegidas y explotadas se realizó por extrapolación de la abundancia promedio por hectárea, a la zona de estudio.

Se realizaron análisis estadísticos (ANOVA) para comparar la densidad de caracoles entre zonas. Se utilizaron datos transformados.

Soporte estadístico y Supuestos centrales: El principio de la estratificación es partir la población, de tal modo que las unidades dentro de cada estrato sean lo más homogéneas posibles. Las selecciones dentro de cada estrato son independientes entre sí, y al azar. Si N_h representa el número de unidades muestrales en el estrato h , y n_h el número de unidades en la muestra de ese estrato, entonces, la media muestral para dicho estrato será:

$$y_h = (1/n_h) * \sum_{i=1}^{n_h} y_{hi}$$

La varianza muestral para el estrato h será:

$$s_h^2 = (1/(n_h-1)) * \sum_{i=1}^{n_h} (y_{hi} - y_h)^2$$

El estimador de la media poblacional será:

$$y_{st} = (1/N) * \sum_{h=1}^L N_h * y_h$$

Y la varianza poblacional será:

$$n_h$$

$$\text{var}(y_{st}) = \sum_{h=1}^H (N_h/N)^2 * ((N_h - n_h)/N_h) * (s_h^2/n_h)$$

Respecto a las pruebas estadísticas realizadas, no se reporta si los datos cumplen con el supuesto de normalidad. Esto es probable ya que se realizaron transformaciones.

Respuesta a violaciones de los supuestos y Principales fuentes de error: Cuando la selección de muestras dentro de cada estrato se realiza independientemente, las varianzas de los estimadores para cada estrato pueden ser sumadas para obtener la varianza de la población total. El muestreo por profundidad fue realizado a lo largo de un único transecto, por lo que no se cumpliría con el supuesto de muestreo independiente en cada estrato. Por lo tanto, las medias muestrales y la varianza podrían ser estimadores sesgados de la media y varianza poblacional.

Recurso al que fue aplicado y Comparación con los recursos y las pesquerías de Chile: Este proyecto fue realizado sobre una población de gastrópodo (con larva planctónica, y vida larga), con distribución agregada, y que puede ocupar habitats rocosos. Estas características del recurso lo hacen semejante a algunas especies asociadas a fondos duros explotadas en Chile (ej. erizo, lapa, jaiba). Estas especies presentan tiempo de vida planctónico largo (puede llegar hasta 4 meses). En todas estas especies se han observado variaciones interanuales en el reclutamiento. Entre otras características de la historia de vida comunes a este grupo de especies, y relevantes para el manejo pesquero, se pueden destacar que las principales especies de fondos duros explotadas en Chile son

de vida larga y crecimiento relativamente lento. Por último, debido a su dependencia con los sustratos rocosos y a la calidad de los mismos, la distribución de estos recursos es agregada. Las características y el grado de agregación es variable, ya que en algunos casos también está relacionado con la biología de estas especies (ej. reproducción en el loco). Esta última característica (agregación) es crítica para evaluaciones de stock, ya que la distribución espacial debe ser considerada por los métodos de evaluación directos. Sin embargo, este factor raramente se tiene en cuenta, y las evaluaciones se realizan por métodos estándares comunes a otros recursos marinos.

Las evaluaciones de stock por métodos directos para el grupo de especies de fondos duros explotados en Chile son escasas, y en general también restringidas a una localidad geográfica. La metodología utilizada en Bahamas ha sido aplicada a otros recursos bentónicos de fondos duros en Chile (ej. lapa, erizo, jaiba). El uso de esta metodología a gran escala sería limitante por la amplia distribución geográfica de las especies explotadas. La explotación de las principales especies asociadas a fondos duros en Chile comprende varias regiones, con una tendencia generalizada al aumento de la presión pesquera en el sur. En general, los recursos se explotaron fundamentalmente en el norte/centro, y con el tiempo hubo un desplazamiento de la presión de pesca hacia el sur (ej. loco, erizo, jaiba mora).

Al igual que los gastrópodos de Chile, esta especie es explotada comercialmente y existen áreas de reserva. En Chile no existen mayores medidas reguladoras para las especies asociadas a fondos duros. El loco es el recurso más regulado (vedas, talla mínima) debido a la sobreexplotación que

sufrió. Los otros recursos también han sufrido fuerte presión pesquera, sin embargo las medidas regulatorias son escasas (veda reproductiva: erizo; jaiba mora (hembras ovígeras); talla mínima de captura: erizo, jaiba, lapa), y difícilmente implementables debido a la distribución geográfica de las pesquerías.

Costos de muestreo y estimación: Los costos de muestreo (transecto) se estimaron por hectárea. Teniendo en cuenta la variable climática, los costos pueden oscilar entre 153.000 y 168.000 pesos. El costo del análisis de datos puede oscilar entre 40.000 y 160.000 pesos (dependiendo de la experiencia del operador).

MET. DIRECTOS /

Pennington, M. 1996. Estimating the mean and variance from highly skewed marine data. Fish. Bull. 94: 498-505.

Clasificación: sin clasificación.

Este trabajo es presentado a modo de referencia, ya que no se realizan estimaciones de abundancia o densidad de organismos bentónicos de fondos duros, sino que se refiere a aspectos teóricos del análisis de datos de abundancia. El objetivo de este estudio es presentar un estimador de abundancia basado en un modelo log-normal. Este estimador permite calcular más eficientemente la abundancia media para datos con distribución asimétrica.

En general, una gran proporción de las muestras de organismos bentónicos contiene datos de captura igual a cero, y unas pocas observaciones con alta abundancia de la especie de interés. Estos valores extremos afectan la estimación de la media y también de la varianza. Aunque estos valores altos de abundancia en ciertas muestras producen incertidumbre en las estimaciones, y por lo tanto en el manejo, ellos reflejan la distribución espacial de las especies. Una posibilidad para evitar los problemas de estimación asociados con estas muestras, es utilizar un método más eficiente de muestreo para poblaciones con distribución agregada (ejemplo, muestreos adaptativos). Alternativamente, se pueden utilizar estimadores que consideren este problema. Una posibilidad es modelar la distribución observada, y explotar las propiedades del modelo para desarrollar estimadores de los parámetros poblacionales más eficientes.

Este trabajo es de interés porque trata el tipo de dato típicamente observado en organismos marinos con distribución agregada. Se utiliza un modelo lognormal para los datos "no-cero" de los muestreos (distribución "delta"), a fin de estimar la abundancia media. Según los resultados presentados en este trabajo, las estimaciones utilizando esta metodología son más eficientes que las estimaciones usualmente utilizadas. De acuerdo al autor, este estimador puede ser mucho más eficiente, pero pierde su ventaja relativa para tamaños de muestra chicos. Por lo tanto, en casos en que se utilicen estratificaciones y se colecten pocas muestras en cada estrato, no se gana demasiado en la estimación a través de este método. Un muestreo estratificado con más de 20 o 30 muestras con estrato si se beneficia del uso de esta metodología de estimación.

Este método de estimación de abundancia fue comparado con otros métodos para dos especies, una jaiba, y una especie simulada.

ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

MODELOS DE PRODUCCIÓN SIMPLES

Los datos requeridos para los modelos de producción son series de tiempo de capturas y esfuerzo. Las primeras versiones de estos modelos suponían una forma fija de la función de excedente de producción, además de condiciones de equilibrio. Modelos desarrollados posteriormente no requieren de estos supuestos, sin embargo, el método aún supone un stock cerrado. Este es el supuesto más difícil de cumplir para stocks de gastrópodos, y otros invertebrados asociados a fondos duros. Estas especies, en general, tienen una distribución agregada dentro de subunidades, las cuales están conectadas por dispersión larval.

Otro problema relacionado con la distribución espacial, y también con el comportamiento reproductivo de algunas especies de fondos duros, es el supuesto de que el CPUE es un indicador válido de abundancia de stock (o que la capturabilidad es constante). En principio, el supuesto de que el esfuerzo (buceo) se aplica a distintas localidades al azar no es realista. Esto puede ser observado en la flota artesanal de Chile, adonde dentro de localidades determinadas, los buzos operan diferencialmente en distintos bancos, aún dentro de las Áreas de Manejo (Fernández et al., en revisión, J.Shellfish Res.). Este problema fue explorado por Hilborn y Walters (1987) para la pesquería del abulón de Australia, y mostraron que el CPUE declina más lentamente que la abundancia, debido a la selectividad de las áreas de pesca por los buzos mariscadores. En base a estos resultados, se ha sugerido utilizar explícitamente el comportamiento de los pescadores como una variable en el análisis de datos pesqueros. Prince (1990) analizó el efecto del precio sobre el comportamiento de la pesquería del abulón. El precio no es la única variable que los pescadores artesanales de Caleta El Quisco y Las Cruces consideran en la selección de las especies y área de pesca (Fernández et al., en revisión J.Shellfish Res.).

El segundo problema con el supuesto de capturabilidad constante, es que se requiere que los organismos se dispersen luego de que la pesca ha ocurrido. Esto generalmente no ocurre en varias especies de abulones, lapas, como tampoco en el loco. El hecho de que el CPUE permanezca alto, a medida que se vayan sobreexplotando stock locales ocurre independientemente del grado de dispersión local que pueda existir. Es posible, además, que exista agregación luego de la explotación, en vez de dispersión, considerando que en algunos casos existen agregamientos reproductivos. Esto también podría ocurrir con especies relativamente móviles, como la jaiba, pero altamente dependientes de refugios.

MODELOS DE PRODUCCIÓN CON REGAZO

El uso de modelos de producción con regazo para pesquerías de invertebrados bentónicos es muy limitado. En general, la mayoría de las variantes de los modelos de producción con regazo han sido aplicados a una única base de datos. Para la pesquería de la langosta de roca, se dispone de una de las series de tiempo más

largas en invertebrados. Aún contando con una serie de tiempo relativamente larga de datos de captura y esfuerzo, existen dificultades en la estimación de los parámetros de los modelos de producción con regazo. Estas dificultades ocurren porque se deben estimar un gran número de parámetros con sentido biológico, y con datos muy limitados. Las pesquerías de gastrópodos, y otros recursos bentónicos de fondos duros, cuentan con bases de datos muy limitadas, las cuales no podrían ser utilizadas para estimar los parámetros del modelo de Deriso, y probablemente tampoco para modelos más simples (Marschesseault et al. 1976; Fogarty y Murawski 1984, 1986). Breen (1992), en su revisión sobre métodos de evaluación de stock de abulones, nota la ausencia en el uso de ciertos modelos, entre ellos, los modelos de producción con regazo.

MODELOS DE REDUCCIÓN DE STOCK

Kimura y Tagart (1982) presentaron un modelo simple, pero riguroso, que permite estimar la biomasa de stocks explotados y mortalidad por pesca, si sólo se disponen de datos de captura. Es necesario realizar ciertos supuestos sobre la mortalidad natural y el reclutamiento (ambos constantes). Una modificación de dicho modelo, por Kimura y colaboradores, permite incorporar crecimiento individual y funciones de stock-reclutamiento. El análisis de reducción de stock es una herramienta muy útil para las pesquerías de gastrópodos, y otros invertebrados bentónicos, para las cuales es necesario hacer evaluaciones de pesquerías recientes, con una serie de tiempo de datos reducida, y con poca información biológica. En general, para estas pesquerías no se utilizan métodos de evaluación directos por los problemas de logística y costos asociados, y los de evaluación indirecta son difícilmente aplicables por el requerimiento de datos. Así, los modelos de reducción de stock se presentan como una alternativa viable, dado que requieren sólo datos de captura, estadísticos generalmente conocidos por las administraciones pesqueras. El mayor problema es el supuesto de reclutamiento constante para el primer modelo, y de que el reclutamiento no es afectado por factores endógenos para el segundo.

Para el caso particular de poblaciones con distribución espacial agregada, el uso de modelos que requieran de datos de CPUE puede ser problemático. En primer lugar, no siempre estos datos están disponibles, y en segundo lugar, el patrón de movimiento de los abulones y de los pescadores hacen que las capturas por unidad de esfuerzo no sean un indicador apropiado de abundancia. Así, modelos que no requieran de estos datos son de gran interés para estas pesquerías. Sin embargo, el problema siempre subyacente de manejo de substocks, se presenta también en estos modelos. Prince y Guzmán del Proo (1993) exploraron superficialmente las diferencias entre considerar la explotación de una única unidad de stock, y explotar secuencialmente varias subunidades de dicho stock. Para este último caso, que es una mejor representación de la realidad, se observa que el stock declina más lentamente, mientras las capturas son más estables.

MODELOS DE DEPLECIÓN

Los modelos de depleción no han sido mayormente aplicados a abulones, excepto en Japón donde estos modelos han tenido gran difusión. Igualmente, los modelos de depleción figuran entre los más aplicados en Chile. Probablemente esto se deba a que no se requiere de series de tiempo de datos pesqueros para la aplicación de estos modelos. El supuesto central de los modelos de depleción es que el CPUE es un buen indicador de la abundancia del stock, y por lo tanto, cuando el CPUE disminuye también declina el stock. Para la mayoría de las especies de abulones, y probablemente también para otros invertebrados con distribución agregada, el CPUE no es un buen índice de abundancia. Los otros supuestos del modelo (no ocurre reclutamiento ni mortalidad durante el período de estudio), no son factores limitantes ya que existen modificaciones de los modelos originales que incorporan el efecto del reclutamiento y la mortalidad natural.

MODELOS DE STOCK-RECLUTAMIENTO

Se ha sugerido recurrentemente en la literatura, que el colapso de las pesquerías de abulones fue causado por fallas en el reclutamiento, lo cual habría ocurrido debido a la sobreexplotación del stock parental (California *H. rufescens*, Nueva Zelandia *H. iris*, Canadá, *H. kamtschatica*). Sin embargo, no se ha presentado aún una relación stock-reclutamiento clara para stocks de abulones (Breen 1992). La única base de datos suficientemente larga sobre abundancia de stock parental y de reclutas en un stock no explotado de *H. laevis* en Australia, no brinda ninguna indicación de la existencia de una relación stock-reclutamiento (Shepherd 1990, ver ficha técnica).

Harrison (1986) y Breen (1992) argumentan que las fallas en el reclutamiento de stocks de abulones no son el resultado de sobreexplotación, y que no existen pruebas para demostrar la existencia de una relación stock-reclutamiento. Según estos autores, varias especies de abulones experimentan fallas en el reclutamiento, aún en ausencia de pesca. Por otro lado, Tegner et al. (1989) argumentan que la pesca afectaría el reclutamiento, por la remoción de los individuos más grandes y con mayor potencial reproductivo. Las fallas en el reclutamiento pueden deberse a varias causas, muchas de ellas ambientales y aún no bien entendidas. Además del componente ambiental, gran parte en la incertidumbre de determinar una relación stock-reclutamiento se debe a la definición de unidad de stock para estas especies. Los abulones, como muchos otros invertebrados bentónicos, tienen larvas planctónicas. De este modo, un stock podría estar compuesto de organismos distribuidos a cientos de kilómetros. Sin embargo, tampoco existe un acuerdo en este respecto. Algunos autores sostienen que las larvas planctónicas tendrían gran capacidad de dispersión (Day y Leorke 1986), mientras otros sostienen que la escala de dispersión es de sólo metros (Prince et al. 1988; McShane et al. 1988; Tegner 1992). Experimentos realizados a pequeña escala mostraron correlación entre la abundancia de stock adulto y larvas. Sin embargo, esto no puede ser interpretado como un indicador de escasa dispersión, ya que otros factores podrían influir en el patrón observado (ej. preferencia de las larvas por habitats ocupados por los adultos).

La discusión de la existencia o no de una relación stock-reclutamiento no es privativa de abulones, o invertebrados bentónicos. Para la mayoría de las especies marinas, los problemas de estimación de abundancia de stock y reclutas, y la baja variabilidad en tamaños de stock parental, han afectado la determinación de relaciones stock-reclutamiento en crustáceos (Caddy 1986). En invertebrados, la estimación del tamaño del stock y reclutamiento es compleja, debido a los patrones de distribución espacial. Estas limitantes, más la escasa disponibilidad de series de tiempo suficientemente largas, han afectado la posibilidad de aplicar modelos de stock reclutamiento a especies bentónicas de fondos duros.

MODELOS DE RENDIMIENTO POR RECLUTA

Los modelos de rendimiento por recluta son sencillos, y no requieren de datos pesqueros. Probablemente, por esta razón estos modelos han sido ampliamente aplicados a invertebrados asociados a fondos rocosos. Sin embargo, el supuesto de mortalidad natural de este modelo puede presentar un problema en el uso de modelos de rendimiento por recluta. En primer lugar, no se cuenta con buenas estimaciones de mortalidad natural, a las que el modelo es sumamente sensible. Además, supone que la mortalidad es independiente de la edad. Se ha encontrado que en muchas especies de gastrópodos, la mortalidad natural disminuye con la edad, y este fenómeno tendría un efecto en las estimaciones resultantes de los modelos de rendimiento por recluta. El modelo también supone implícitamente, que tanto el crecimiento como la mortalidad natural no son afectadas por el tamaño del stock. Se ha demostrado que ambos procesos son denso-dependientes en algunas especies de abulones.

MÉTODOS DIRECTOS DE ESTIMACIÓN DE ABUNDANCIA

Los métodos directos de evaluación de stock son raramente usados para invertebrados de fondos duros, y cuando se utilizan se basan en diseños de muestreo sencillos, al igual que el análisis de los datos. Bernard (1982) discute que las evaluaciones directas de abulones a la escala de distribución del stock no serían posibles, debido a que estas especies tienen un amplio rango de distribución geográfica, y están irregularmente distribuidos. Esto se refleja en la literatura, donde la mayoría de los estudios están dirigidos a estimaciones de densidad para estudios de dinámica de poblaciones, o a evaluaciones de stock en áreas geográficas muy reducidas.

Tanto en los estudios de estimación de densidad, como en los de evaluación de stock, prevalecen métodos de muestreo que no tienen en cuenta la distribución agregada de los stocks estudiados (ej. loco, abulón, erizo). La tendencia es utilizar cuadrantes, o transectos al azar. En algunos casos se realizan estratificaciones

por profundidad, o habitat. Sin embargo, y a pesar de la existencia de gradientes de abundancia con la profundidad, la escala de las agregaciones de estas especies puede no ser consistente con estos estratos. Muchos trabajos de evaluación de densidad o de abundancia de stock adolecen de problemas en los diseños de muestreo (ej. submuestreo).

Aún cuando se incluyan consideraciones respecto de la profundidad o del habitat sean incluidas en los muestreos, raramente se realiza un análisis de los datos que tenga en cuenta la relación entre estas variables y la distribución espacial del recurso. El uso de la variable espacio en la estimación de abundancia de stocks de invertebrados es poco frecuente. Esta metodología de muestreo y análisis, introducida por Conan (1985) para invertebrados bentónicos, asocia cada punto de muestreo con una posición. Conan (1985) utilizó geoestadística para la evaluación de stocks de cangrejos, y posteriormente fue también utilizada para otros organismos de fondos blandos (Stolyarenko 1995). Stolyarenko (1995) utilizó regresiones espaciales incorporando variables como batimetría, temperatura, gradientes de temperatura, y velocidad de corrientes, en un modelo de evaluación directo, utilizando además información geográfica. El uso de esta metodología no ha sido aún difundido en recursos bentónicos de fondos duros.

Lamentablemente, tampoco se ha difundido aún el uso de métodos adaptativos a recursos bentónicos de fondos duros. Esta metodología, que se ha estado desarrollando en los últimos 20 años para otras áreas de las ciencias, ha recibido recientemente más énfasis en la literatura sobre recursos agregados. Esta metodología permite realizar estimaciones más eficientes de la abundancia poblacional. Stolyarenko (1995) considera que los modelos de análisis espacial de abundancia de recursos bentónicos, suplementado con muestreos adaptativos, tendrían gran potencial para estimaciones de abundancia por métodos directos.

De acuerdo a Breen (1992), tradicionalmente los métodos indirectos de evaluación de stock han sido aplicadas tardíamente a abulones y especies semejantes. Este pareciera ser también el patrón predominante en evaluaciones directas. Existe lo que Breen denomina "un acostumbramiento y tradición", a usar metodologías clásicamente utilizadas en recursos marinos, y que han sido generalmente desarrolladas para peces. De hecho, la idea de que la metodología de estimación de abundancia en plantas terrestres es más apropiada para invertebrados, que la actualmente utilizada, ha aparecido recurrentemente en la literatura (ej. Orensanz 1986; Botsford 1995). Sin embargo, no ha habido mayores incursiones para su aplicación a recursos bentónicos de fondos duros. Existen algunos trabajos que han utilizado la metodología propuesta por Grieg-Smith (1964), para invertebrados de fondos blandos (Watling et al. 1978; Yoshioka y Yoshioka 1989).

Recientemente se han realizado estudios, modelando el efecto del transporte larval en la dinámica de metapoblaciones de invertebrados (Louget et al. 1993; Werner et al. 1993; Botsford et al. 1994; Blanton et al. 1995). Estos estudios aparecen como las primeras aproximaciones a incorporar la dinámica espacial a estudios poblacionales, y probablemente signifiquen el primer paso hacia la formalización de modelos de evaluación de

stock con estructura espacial. Botsford et al. (1994) utilizaron modelos matemáticos para evaluar la influencia del transporte larval sobre la dinámica de metapoblaciones de cangrejos (*Cancer magister*) y erizos (*Strongylocentrotus franciscanus*). Ambas especies son bentónicas, y la segunda esta asociada a fondos rocosos. En esta primera aproximación a la dinámica espacial de poblaciones bentónicas, se observó que el comportamiento de estas metapoblaciones depende críticamente de la naturaleza espacial y temporal de la dispersión larval, la cual a su vez depende de las condiciones oceanográficas imperantes. El reclutamiento muestra grandes variaciones, aún cuando existan factores reguladores denso-dependientes. Para ambas especies se demostró la dependencia de la dinámica de distribución espacial de las poblaciones, de los patrones de dispersión larval.

CONCLUSIONES

De acuerdo a esta recopilación bibliográfica, los métodos de evaluación directos no son normalmente utilizados para evaluaciones de poblaciones explotadas. En general se utilizan para poblaciones no explotadas, o estudios ecológicos a escala espacial reducida. En la mayoría de los casos se realizan estimaciones de densidad, pero no de abundancia poblacional. Esto podría deberse a la gran escala de distribución geográfica de las especies, y el patrón de micro-distribución agregada, que hacen que los costos de estimación directa sean muy elevados. Por otro lado, este último factor hace que los especialistas pesqueros consideren que sólo las evaluaciones directas serían una alternativa válida para evaluación de estos stocks. Estos autores consideran que la metodología que debería utilizarse es la aplicada a plantas terrestres, en vez de a peces. Los métodos de muestreo, los diseños, como así también el análisis de los datos utilizados para especies bentónicas de fondos duros en métodos de evaluación directa, no ha alcanzado gran desarrollo. Comparativamente, han ocurrido mayores desarrollos para recursos de fondos blandos. En este reporte se incluyó sólo un número marginal de trabajos sobre fondos blandos, por ser estos el foco de otro proyecto FIP. Se discuten metodologías alternativas desarrolladas recientemente (de muestreo y análisis), y aún no aplicadas a recursos bentónicos.

El mismo patrón fue observado para métodos de evaluación indirectos. Se han recopilado gran número de trabajos. Sin embargo, estos no presentan metodologías novedosas. Por tal motivo, se han incluido referencias no estrictamente relacionados a fondos duros, cuando estos presenten alternativas aplicables a los recursos foco de este estudio. El problema observado fue discutido por Breen (1992). Breen concluyó que tradicionalmente las técnicas modernas de evaluación de stock han sido aplicadas tardíamente a abulones y especies semejantes. Breen atribuye este problema a que (1) los stocks de abulones han sido sobreexplotados más recientemente que otras especies de peces, para las cuales los modelos fueron desarrollados, y (2) a que las poblaciones de abulones difieren sustancialmente de otras poblaciones marinas explotadas, lo cual previene la aplicación directa de técnicas estándar. A estos problemas se suman otros relacionados con los datos disponibles. En general el índice de CPUE no es un buen indicador de abundancia, por el comportamiento agregado del abulón, y esto previene el uso de modelos que dependen exclusivamente de estos datos, como los modelos de producción.

Recientemente se han realizado estudios modelando el efecto del transporte larval en la dinámica de metapoblaciones de invertebrados (Louget et al. 1993; Werner et al. 1993; Botsford et al. 1994; Blanton et al. 1995). Estos estudios aparecen como las primeras aproximaciones a incorporar la dinámica espacial a estudios poblacionales, y probablemente signifiquen el primer paso hacia la formalización de modelos de evaluación de stock con estructura espacial.

LISTA DE REFERENCIA

- Annala, J. y D. Esterman. 1986. Yield estimates for the New Zealand Lobster fishery. En: Jamieson, G. y N. Bourne, Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 92: 347-358.
- Aranda, E., H. Robotham, F. Inostroza, R. Gimpel, y G. Lizama. 1982. Estudio del recurso erizo en Islas Guaiteca, XI Región. IFOP.
- Armstrong, M., D. Renard, y P. Berthou. 1989. Applying geostatistics to the estimation of a population of bivalves. ICES-CM-1989/K:37.
- Bayliff, W. y L. Mobrand. 1972. Estimates of the rates of shedding of dart tags from yellowfin tuna. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull. 15: 439-462.
- Berg, C. y R. Glazer. 1995. Stock assessment of a large marine gastropod (*Strombus gigas*) using randomized and stratified towed-diver censusing. ICES mar. Sci. Symp. 199: 247-258.
- Bergh, M. y J. Johnston. 1992. A size structure model for renewable resource management, with application to resources of rock lobster in the South-east atlantic. En: Payne, A., K. Brink, K. Mann, y R. Hilborn (eds), Benguela Trophic Functioning. S.Afr.J.mar.Sci. 12: 1005-1016.
- Bergstrom, B., B. Larsson, y J. Petterson. 1987. Use of remotely operated vehicle (ROV) to study marine phenomena: I. Pandalid shrimp densities. Mar. Ecol. Prog. Ser. 37: 97-101.
- Bernard, F. 1982. Assessment of invertebrate stocks off the west coast of Canada (1981). Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 1074, 39 pp.
- Berthou, P. y M. Glemarec. 1988. Distribution temporelle et spatiale des cohortes de *Spisula ovalis* dans le nord du Golfe de Gascogne: reflet d'une compétition inter-cohortes. ICES-CM-1988/K:35, 16 pp.
- Beverton, R. y S. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fisheries Investment Series 2, Vol. 19. UK Ministry of Agriculture and Fisheries, London.
- Botsford, L., C. Moloney, A. Hasting, L. Largier, T. Powell, K. Higgins, y J. Quinns. 1994. The influence of spatially and temporally varying oceanographic conditions on meroplanktonic metapopulations. Deep-Sea Research II 41 (1): 107-145.
- Botsford, L. 1995. Population dynamics of spatially distributed, meroplanktonic, exploited marine invertebrates. ICES mar. Sci. Symp. 199: 18-128.
- Bouteillier, J., W. Carolsfeld, P. Breen, S. Falinger, y K. Bates. 1985. Abalone resurvey in the Southeast Queen Charlotte Islands, July 1984. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1982. No 1818, 87 pp.
- Breen, P. 1992. A review of models used for stock assessment in abalone fisheries. En: Abalone of the world, Shepherd, S., Tegner, M., y Guzmán del Proo, S. (eds), p. 253-275. Fishing News Books.
- Breen, P. 1986. Management of the British Columbia fishery for Northern abalone (*Haliotis kamtschatkana*). En: G. Jamieson y N. Bourne (eds). Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 92: 300-312.
- Breen, P. y B. Adkins. 1982. Observations of abalone populations on the north coast of British Columbia, July 1980. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1982. No 1633, 58 pp.
- Breen, P., B. E. Adkins, y P. Sprout. 1982. Abalone populations on the West Coast of Bank Islands, June 1980. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. No 1640, 42 pp.
- Brown, L. 1991. Genetic variation and population structure in the blacklip abalone, *Haliotis rubra*. Aust. Journal of Mar. and Fresh. Research 42: 77-90.
- Caddy, J. 1986. Stock assessment in data-limited situations-the experience in tropical fisheries and its possible relevance to evaluation of invertebrate resources. Can. J. Fish. Aquat. Sci. Spec. Publ. 92: 379-392.
- Caputi, N. y R. Brown. 1986. Relationship between distribution of juvenile abundance and recruitment in the Western rock lobster (*Panulirus cygnus*) fishery. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 2131-2139.
- Carpenter, R. 1984. Predator and population density control of homing behavior in the Caribbean echinoid *Diadema antillarum*. Mar. Biol. 83:101-108.
- Castilla, J.C. 1979. *Concholepas concholepas*. Laying of egg capsules in the laboratory and nature. Biol. Pesq. Chile 12: 91-97.
- Castilla, J.C. y G. Jeréz. 1986. Artisanal fishery and development of a data base for managing the loco, *Concholepas concholepas*, resource in Chile. En: G. Jamieson y N. Bourne (eds). Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 92: 133-139.
- Castilla, et al. 1986. Estimaciones de stock del recurso *Concholepas concholepas* en dos áreas de pesca de Chile central, usando análisis de poblaciones virtuales (APV). En: The culture and management of seaweeds and invertebrates in Chile. International Development Research Center, Canadá, y Pontificia Universidad Católica de Chile. IDR 3-P-85-0069.

- Castilla, J.C. y L. Durán. 1985. Human exclusion from the rocky intertidal zone of Central Chile. *Oikos* 45: 391-399.
- Castilla, J.C., M. Fernández, A., Rosson, P. Manríquez, C. Pino, C. Pacheco, M. Varas. 1996. Evaluación de loco (*Concholepas concholepas*) en Caleta El Quisco: comparaciones entre 1992 y 1995. ECIM, Pontificia Universidad Católica de Chile, 38 p.
- Conan, G. 1985. Assessment of shellfish stocks by geostatistical techniques. ICES CM 1985/K:30.
- Csirke, J. y J. Caddy. 1983. Production modeling using mortality estimates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 43-51.
- Day, R. y A. Leorke. 1986. Abalone catches - What factors affect them? *Aust. fish.* 45(10): 32-36.
- Deriso, R. 1980. Harvesting strategies and parameters estimation for an age-structured model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 268-282.
- Diagnóstico de las principales pesquerías nacionales 1992. Pesquerías Bentónicas. 1993. IFOP 93/7.
- Doi, T., S. Guzmán del Proo, V. Marin Aceves, M. Ortiz Quintillana, J. Camacho Acosta, y T. Muñoz Lopez. 1977. Análisis de la población y diagnóstico de la pesquería de abulón amarillo (*Haliotis corrugata*) en el área de Punta Abrejos e Islas Cedros, B.C. Serie Científica 18.
- Douros, W. 1987. Stacking behavior of an intertidal abalone: an adaptive response or a consequence of space limitation? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 108 (1): 1-14.
- Downing, J. 1979. Aggregation, transformation, and the design of benthos sampling programs. *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 1454-1463.
- Drueh, L. y W. Wheeler. 1986. Population biology of *Macrocystis integrifolia* from British Columbia, Canada. *Mar. Biol.* 90: 173-179.
- Eekout, S., C. Raubenheimer, G. Branch, A. Bosman, y M. Bergh. 1992. A holistic approach to the exploitation of intertidal stocks: limpets as a case study. En: Payne, A., K. Brink, K. Mann, y R. Hilborn (eds), Benguela Trophic Functioning. *S. Afr. J. mar. Sci.* 12: 1005-1016.
- Eggleston, D., R. Lipcius, D. Miller, L. Coba-Cetina. 1990. Shelter scaling regulates survival of juvenile Caribbean spiny lobster *Panulirus argus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 62: 79-88.
- Elliot, J.M. 1971. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. *Freshwater Biological Association Sp. Publ.* No 25. 148 p.
- Estimaciones de stock del recurso *Concholepas concholepas* en dos áreas de pesca de Chile central, usando análisis de poblaciones virtuales (APV). 1986. En: The culture and management of seaweeds and invertebrates in Chile. International Development Research Center, Canada, y Pontificia Universidad Católica de Chile. IDR 3-P-85-0069.
- Fernández, M. y J. C. Castilla. The Chilean artisanal stone crab (*Homalaspis plana*) fishery: catch trends in open access zones and management áreas in Central Chile. *J. Shellfish. Res.* (en prensa).
- Fernández, M., J.C. Castilla, y J. Alvarado. The ghost of the loco: the effect of past revenues on fishermen behavior. *J. Shellfish. Res.* (en revision).
- Fogarty, M. 1993. Recruitment in randomly varying environments. *ICES J. mar. Sci.* 50: 247-260.
- Fogarty, M. y S. Murawski. 1984. An evaluation of two delayed recruitment models for crustacean fisheries. ICES CM 1984/K:23.
- Fogarty, M. y S. Murawski. 1986. Population dynamics and assessment of exploited invertebrate stocks. En: G. Jamieson y N. Bourne (eds). *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 92: 228-244.
- Fournier, D. y I. Doonan. 1987. A length-based stock assessment method utilizing a generalized delay-difference model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 422-437.
- Fox, W. 1975. Fitting the generalized stock production model by least-squares and equilibrium approximation. *Fish. Bull.* 73: 23-27.
- Gallucci, v. S. Saila, D. Gustafson, y B. Rothschild. 1996. Stock assessment quantitative methods and applications for small scale fisheries. CRC Press.
- Geaghan, J. y J.C. Castilla. 1986. Use of catch and effort data for parameter estimates for the loco (*Concholepas concholepas*) fishery of Central Chile. En: G. Jamieson y N. Bourne (eds). *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 92: 168-174.
- Gheaghan, J. y J. C. Castilla. 1987. Dinámica de las poblaciones explotadas de loco (*Concholepas concholepas*) en Chile Central. *Invest. Pesq.* 34: 21-31.
- Graham, M. 1939. The sigmoid curve and the overfishing problem. *Rapp. Cons. Expl. Mer.* 110: 15-20.
- Graham, M. 1938. Rates of fishing and natural mortality from the data of marking experiments. *J. Cons. Expl. Mer.* 10: 264-274.
- Grieg-Smith, P. 1964. *Quantitative Plant Ecology*. Butterworths, London 2nd. edition, 256 pp.

- Guisado, Ch. y J.C. Castilla. 1984. Aspects of the ecology and growth of an intertidal juvenile population of *Concholepas concholepas* (Mollusca: Gastropoda: Muricidae) at Las Cruces, Chile. *Mar. Biol.* 78: 99-103.
- Gulland, J. 1983. Fish stock assessment: a manual of basic methods. John Wiley and Sons, New York.
- Gulland, J. 1961. Fishing and the stocks of fish at Iceland. *Fish. Invest. Minist. Agric. Fish. Food (G.B), Ser. 2,* 23(4), 52 pp.
- Gunderson, D. 1993. Surveys of fisheries resources. John Wiley & Sons, 248 p.
- Guzmán del Proo, S. y A. Castro. 1976. Un sistema de registro de la composición de abulón (*Haliotis* spp). Resultados de cuatro temporadas (1972-1976) en Baja California. SIC Inst. Nac. Pesca. Symp. Nac. Rec. Pesq. Vol. Esp. Abulón/Lang., II:1-17.
- Hall, N. y R. Brown. 1995. Delay-difference models for the western rock lobster (*Panulirus cygnus*) fishery of Western Australia. *ICES mar Sci. Symp.* 199: 399-410.
- Hamer, G. 1983. NWS abalone stock assessment shows effort should be reduced. *Aust. Fish.* 42(8): 7-11
- Harrison, A. 1983. The Tasmanian abalone fishery. *Tasmanian Fish. Res.* 1.
- Hemmings, C. 1972. Underwater photography in fisheries research. *J. Cons. int. Explor. Mer.* 34(3): 466-484.
- Hilborn, R. y C. Walters. 1987. A general modelo for simulation of stock and fleet dynamics in spatially heterogeneous fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 1366-1369.
- Hilborn, R. 1979. Comparison of fisheries control systems that utilize catch and effort data. *J. Fish. Res. Board. Can.* 36: 1477-1489.
- Hilborn, R. 1985. Apparent stock recruitment relationship in mixed stock fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 718-723.
- Hilborn, R. y C. Walters. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment. Chapman and Hill.
- Hill, A. y R. White. 1990. The dynamics of Norway lobster (*Nephrops norvegicus* L.) populations on isolated mud patches. *J. Cons. int. Explor. Mer.* 46: 167-174.
- Hirayama, N., S. Yamada, H. Kikuchi, y J. Yamada. 1989. A modification of DeLury method to abalone fishery. *Nippon Suisan Gakkaishi* 55: 409-416.
- Hjort, J., y P. Ottestad. 1933. The optimum catch. *Hvalrad. Skr.,* 7: 92-127.
- Holme, N. y A. McIntyre. 1984. Methods for the study of marine benthos. International Biological Program Handbook No 16. Blackwell Scientific Publications. 334 p.
- Ino, T. 1966. The abalone science and its propagation in Japan. *Nippon Suisan Shigen Hogo Kyokai, Suisan Zoyoshoku* Soshu 11.
- Isibasi, K. y H. Kojima. 1979. A study on the stock of japanese black abalone, *Haliotis discus discus* in Tokushima Prefecture. III. Analysis on abalone fisheries management. *Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab.* 98: 65-75.
- Jeréz, G. y C. Potocnjak. 1993. Areas de manejo y explotación de recursos bentónicos: una alternativa de desarrollo, experiencia del IFOP en la IV Región. Reunion Areas de Manejo y Explotacion, pp. 51-76.
- Jones, R. 1974. Assessing the long term effects of changes in fishing effort and mesh size from length composition data. *ICES CM* 1974/F:33:13 p.
- Jones, G., D. Ferrel, y P. Sale. 1990. Spatial pattern in the abundance and structure of mollusc populations in the soft sediments of a coral reef lagoon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 62: 109-120.
- Kimura, D. y J. Tagart. 1982. Stock reduction analysis, another solution to catch equations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 1467-1472.
- Kimura, D., J. Balsiger, y D. Ito. 1984. Generalized stock reduction analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1325-1333.
- Kojima, H. e K. Ibas. 1985. The estimation of population on the stock of Japanese abalone, *Haliotis discus discus* in in Tokushima Prefecture. *Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab.* 118: 11-20.
- Kojima, H., Y. Nakabisa, H. Tanimoto, y K. Isibasi. 1978. A study on the stock of Japanese black abalone, *Haliotis discus discus* in Tokushima Prefecture. II. Abalone fishery and its population. *Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab.* 93: 45-62.
- Lafferty, K. y A. Kuris. 1993. Mass mortality of abalone *H. cracherodii* on the California Channel Island: test of epidemiological hypothesis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 96: 239-248.
- Larkin, P. 1977. An epitaph for the concept of maximum sustained yield. *Trans. Am. Fish. Soc.* 106: 1-11.
- Long, B. y Y. Wang. 1994. Methods for comparing the capture efficiency of benthic sampling devices. *Mar. Biol.* 121: 397-399.
- Ludwig D. y C. Walters. 1985. Are age-structured models appropriate for catch and effort data? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 1066-1072.

- Ludwig, D. y C. Walters. 1981. Measurement errors and uncertainty in parameter estimates for stock and recruitment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 711-720.
- Marschesseault, G. S. Saila, y W. Palm. 1976. Delayed recruitment models and their application to the American lobster fishery. *J. Fish. Res. Board Can.* 33: 1779-87.
- Martinez Gonzalez, G., L. Pizarro Godoy, y E. Yañez Rodriguez. 1988. El camarón de roca (*Rhynchocinetes typus*) en la zona de Valparaíso-Chile: un análisis del rendimiento por recluta. *Invest. mar.* 16: 41-48.
- McConnaughey, R. y L. Conquest. 1993. Trawl survey estimation using a comparative approach based on lognormal theory. *Fish. Bull.* 91: 107-118.
- McShane, P. 1991. Density-dependent mortality of recruits of the abalone *Haliotis rubra*. *Mar. Biol.* 110: 385-389.
- McShane, P. 1992. Exploitation models and catch statistics of the Victorian fishery for abalone *Haliotis rubra*. *Fish. Bull.* 90: 189-146.
- McShane, P. 1995. Recruitment variability in abalone: its importance to fisheries management. *Mar. Freshwater Res.* 46: 555-570.
- McShane, P. y M. Smith. 1988. Measuring abundance of juvenile Abalone, *Haliotis rubra* Leach (Gastropoda: Haliotidae); comparison of a novel method with two other methods. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 39: 331-336.
- Mohn, R. 1980. Bias and error propagation in logistic production models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1276-1283.
- Moreno, C., K. Lunecke, y M. Lopez. 1986. The response of an intertidal *Concholepas concholepas* population to protection from Man in southern Chile, and the effects on benthic sessile assemblages. *Oikos* 46: 359-364.
- Morgan, G. 1979. Assessment of the stocks of the Western rock lobster *Panulirus cygnus* using surplus yield models. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 30: 355-363.
- Morgan, G., B. Phillips, y L. Joll. 1982. Stock and recruitment relationships in *Panulirus cygnus*, the commercial rock (spiny) lobster of Western Australia. *Fish. Bull.* 80 (3): 475-486.
- Morizur, Y., P. Berthou, D. Latrouite, y G. Veron. 1992. Les peches artisanales de la Manche occidentale: flotilles et ressources halieutiques. IFREMER Cent. Brest, Service Documentation Publications 175 pp.
- Moussalli, E. y R. Hilborn. 1986. Optimal stock size and harvest rate in the multistage life history models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 135-141.
- Murawski, S. y M. Fogarty. 1984. A spatial yield model for bivalve populations accounting for density-dependent growth y mortality. *Internacional Council for the Exploration of the Sea. CM 1984/K26.*
- Nash, W. 1992. An evaluation of egg-per-recruit analysis as a mean of assessing size limits for backlip abalone (*Haliotis rubra*) in Tasmania. En: *Abalone of the world: biology, fishery, and culture. Proc. First Int. Symp. on Abalone.* pp. 318-340.
- Neill, J. 1987. A novel technique for tagging sea urchins. *Bull. Mar. Sci.* 41(1): 92-94.
- Nelson, B. y R. Vance. 1979. Diel foraging patterns of the sea urchin *Centrostephanus coronatus* as a predator avoidance strategy. *Mar. Biol.* 51: 251-258.
- Oliva, D. y J.C. Castilla. 1986. The effect of human exclusion on the population structure of key-hole limpets *Fissurella crasa* and *F. limbata* on the coast of Central Chile. *Mar. Ecol.* 7(3): 201-217.
- Orensanz, J. 1986. Size, environment, and density: the regulation of a scallop stock and its management implications. En: G. Jamieson y N. Bourne (eds). *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 92: 195-227.
- Ortega, S. 1987. The effect of human predation on the size distribution of *Siphonaria gigas* (Mollusca: Pulmonata) on the Pacific Coast of Costa Rica. *The Veliger* 29(3): 251-255.
- Peck, L. y M. Culley. 1990. Structure and density of *Haliotis tuberculata* populations around the coast of Jersey, Channel Isles. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 70: 67-75.
- Pella, J. y Tomlinson (1969). A generalized Stock Production Model. *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.* 13: 419-496.
- Pennington, M. 1996. Estimating the mean and variance from highly skewed marine data. *Fish. Bull.* 94: 498-505.
- Pfister, C. y A. Bradbury. 1996. Harvesting red sea urchins: recent effects and future predictions. *Ecol. Appl.* 1(3): 298-310.
- Phillips, B. 1986. Prediction of commercial catches of the Western rock lobster *Panulirus cygnus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 2126-2130.

- Polovina, J. 1989. A system of simultaneous dynamic production and forecast models for multispecies or multiarea applications. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 961-963.
- Prince, J. 1990. The fisheries biology of the tasmanian stocks of *Haliotis rubra*. Ph.D. Thesis. University of Tasmania, Hobart.
- Prince, J. 1992. Using a spatial model to explore the dynamics of an exploited stock of the abalone *Haliotis rubra*. En *Abalones of the world*, Shepherd, S., Tegner, M., y Guzmán del Proo, S. (eds), p. 305-317. Fishing News Books.
- Prince, J. y S. Guzmán del Proo. 1993. A stock reduction analysis of the Mexican abalone (*Haliotis*) fishery. *Fish. Res.* 16: 25-49.
- Prince, J., T. Sellers, W. Ford, y S. Talbot. 1988. Recruitment, growth, mortality, and population structure in a southern Australian population of *Haliotis rubra*. *Mar. Biol.* 100: 75-82.
- Programa de investigación de los recursos centolla, centollón, y jaibas. II. Resultados del estudio. 1982. CORFO. Gerencia de Desarrollo AP.82/22.
- Ralston, S., R. Gooding, y G. Ludwig. 1986. An ecological survey and comparison of bottom fish resource assessments (summersible versus handline fishing) at Johnston atoll. *Fish. Bull.* 84(1): 141-155.
- Ricker, W. 1940. Relation of catch per unit of effort to abundance and rate of exploitation. *J. Fish. Res. Board Can.* 5: 43-70.
- Ricker, W. 1954. Stock and recruitment. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 11:559-623.
- Ricker, W. 1957. Handbook of computations for biological statistics of fish populations. *Bull. of the Fisheries Research Board of Canada* 119, 300 pp (Stock-reclutamiento páginas 263 a 270).
- Rocha, E. y F. Arreguin-Sanchez. 1987. Diagnóstico de la pesquería del abulón (*Haliotis* spp) de la Península de Baja California, México. *Investigaciones Marinas Cicimar* 3(2) 65-77.
- Roff, D. y D. Fairbairn. 1980. An evaluation of Gullands method for fitting the Schaefer model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1229-1235.
- Saila, S., J. Annala, J. McKoy, y J. Booth. 1979. Application of yield models to the New Zealand rock lobster fishery. *N. Z. J. mar. Freshwater Res.* 13(1): 1-11.
- Sainsbury, K. 1982. Population dynamics and fishery management of the papua, *Haliotis iris* L. Population structure, growth, reproduction, and mortality. *N. Z. J. Mar. Freshwater Res.* 16: 147-161.
- Schaefer, M. R. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bull. Inter-american tropical tuna commission Vol. I (2):* 27-56.
- Schaefer, M. R. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Bull. Inter-american tropical tuna comisión Vol. II (6):* 247-288. Versión en español en el mismo volumen, páginas 269-285.
- Schiel, D. y P. Breen. 1991. Population structure, ageing, and fishing mortality of the New Zealand abalone *Haliotis iris*. *Fish. Bull.* 89: 681-691.
- Schnute, J. 1977. Improved estimates for the Schaefer production model: theoretical considerations. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 538-603.
- Schnute, J. 1985. A general theory for analysis of catch and effort data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 414-429.
- Seber, G. 1982. The estimation of animal abundance and related parameters. Macmillan Publishing Co. Inc. New York, 654 pp.
- Shepherd, S. y L. Brown. 1993. What is an abalone stock? Implications for the role of refugia in conservation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 2001-2009.
- Shepherd, S. 1986. Studies on Southern Australian abalone (*Haliotis*) VII: Aggregative behavior of *H. laevigata* in relation to spawning. *Mar. Biol.* 90: 231-236.
- Shepherd, S. 1990. Studies on Southern Australian abalone (*Haliotis*). XII. Long-term recruitment and mortality dynamics of an unfished population. *Aust.J.Mar.Freshwater Res.* 41: 475-92.
- Shepherd, S. 1991. Studies on Southern Australian abalone (*Haliotis*). XII. Long-term recruitment and mortality dynamics of an unfished population. *Aust.J.Mar.Freshwater Res.* 41: 475-92.
- Shepherd, S. y J. Turner. 1985. Studies on southern Australian abalone (Genus *Haliotis*). VI. Habitat preference, abundance, and predators of juveniles. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 93: 285-298.
- Shepherd, S., D. Lowe, y D. Partington. 1992. Studies on southern Australian abalone (*Haliotis*). XII: larval dispersal and recruitment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 164: 247-260.
- Shepherd, S., J. Baker, y D. Johnson. 1995. Yield per recruit and egg per recruit analyses of the Omani Abalone, *Haliotis mariae*. *Mar. Freshwater Res.* 46: 663-668.

- Shepherd, S., S. Guzmán del Proo, J. Turrubiates, J. Belmar, J. Baker, y P. Sluczanowski. 1991. Growth, size at sexual maturity, and egg-per-recruit analysis of the abalone *Haliotis fulgens* in Baja California. *The Veliger* 34(4): 324-330.
- Shepherd, S. y D. Partington. 1995. Studies on southern Australian abalone. XVI: recruitment, habitat, and stock relations. *Mar. Fresh. Res.* 46: 669-680.
- Sluczanowski, P. 1984. A management oriented model of an abalone fishery whose substocks are subject to pulse fishing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1008-1014.
- Stolyarenko, D. 1995. Methodology of shellfish surveys based on microcomputer geographic information system. *ICES mar. Sci. Symp.* 199: 259-266.
- Stoner, A. y M. Ray. 1996. Queen conch, *Strombus gigas*, in fished and unfished locations of Bahamas: effects of a marine fishery reserve on adults, juveniles, and larval production. *Fish. Bull.* 94: 551-565.
- Sun, B. y J. Fleeger. 1991. Spatial and temporal patterns of dispersion in meiobenthic copepods. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 71: 1-11.
- Takana, 1988. Study on the abalone culture in the coast of Awa Region, Chiba Prefecture. *Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab.* 138: 21-132.
- Tegner, M., P. Breen, y C. Lennert. 1989. Population biology of red abalones, *Haliotis rufescens*, in Southern California and management of the red and pink *H. corrugata*, abalone fisheries. *Fish. Bull.* 87: 313-339.
- Thompson, H. 1924. Haddock biology. II. Frequency and distribution of the age classes in 1923. *Sci. Invest. Fish. Bd. Scot., Edinburg.*
- Thompson, W. y H. Bell. 1934. Biological statistics of the Pacific halibut fishery. 2. Effect of changes in intensity upon total yield, and yield per unit gear. *Rep. Internat. Fish. Comm., No. 8.*
- Thompson, S. 1992. *Sampling.* Wiley and Sons. 343 p.
- Thompson, S. y G. Seber. 1996. *Adaptive sampling.* Wiley and Sons, 265 p.
- Uhler, R. 1979. Least squares regression estimates of the Schaefer production model: some Monte Carlo simulation results. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1284-1294.
- Underwood, A. 1981. *Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev.* 19: 513-605-
- Vazquez, J. J.C. Castilla, y B. Santelices. 1984. Distributional patterns and diets of four species of sea urchins in giant kelp forest (*Macrocystis pyrifera*) de Puerto Toro, Navarino Island, Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 19: 55-63.
- Walters, C. 1985. Bias in the estimation of functional relationships from time serie data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 147-149.
- Walters, K. y D. Ludwig. 1981. Effects of measurement errors on the assessment of stock-recruitment relationships. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 704-710.
- Watling, L., P. Kinner, y D. Maurer. 1978. The use of species abundance estimates in marine benthic studies. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 35: 109-118.
- Werner, F., F. Page, D. Lynch, J. Loder, R. Lough, y R. Perry. 1993. Influence of mean advection and simple behavior on the distribution of cod and haddock early life stages on George Bank. *Fish. Ocean.* 2(2):43-64.
- Wetherall, J. 1982. Analysis of double-tagging experiments. *Fish. Bull.* 80 (4): 687-701.
- Winther, I., A. Campbell, G. Thomas, B. Adkins, y B. Clapp. 1995. Abalone resurvey in the southeast Queen Charlotte Islands. No 2273, 49 pp.
- Yoshioka, P. y B. Yoshioka. 1989. A multispecies, multiscale analysis of the spatial pattern and its application to a shallow-water gorgonian community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 54: 257-264.
- Zar, J. 1984. *Biostatistical Analysis.* Prentice Hall. 662 pp.
- Andrew, N. y B. Mapstone. 1987. Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 25: 39-90.
- Zhao, B., E. Tanaka, J. Yamada, y N. Hirayama. 1993. Stock assessment of abalone in Kisakata, Akita Prefecture. *Nippon Suisan Gakkaishi* 59(11): 1823-1830.
- Zuleta, A., C. Moreno, P. Rubilar, H. Robotham, C. Veran y H. Miranda. 1993. Monitoreo de la pesquería y evaluación directa del stock de loco (I a XII Regiones). Informe FIP 93-07.

ANEXO I

Document Ordering Made Easy

CISTI's Document Delivery Basics

Do you need an article from a journal, a technical report, a conference paper, or a book on a scientific, technical or medical topic? You can get it from the Canada Institute for Scientific and Technical Information (CISTI), which has North America's best collection in these fields.

Here's how simple it is

1. Register as a CISTI Document Delivery client: (613) 998-8544 or cisti.crs@nrc.ca
2. Send your request to CISTI by any of the following methods:

Phone:	(613) 993-1585	Internet:	doccisti@info.cisti.nrc.ca
Fax:	(613) 941-0177	Mail:	Document Delivery, CISTI National Research Council Canada Montreal Road, Bldg. M-55 Ottawa, Canada K1A 0S2

Some Qs and As

Q: How will CISTI send the items to me?

A: By courier or fax (no additional charge for either method).

Q: How long before I get the documents that I want?

A: Within a few days.

Q: How much will a copy or a loan cost?

A: A copy of an article costs \$30 per 50 pages + copyright, and a loan is \$45.

Some exceptions: A lower rate applies to orders that are both submitted and delivered electronically.

Q: How long can I keep a book that I've borrowed from CISTI?

A: The loan period is one month.

Q: What information do I need to include in my request?

A: In addition to the full bibliographic information (authors, titles, volume, issue, pages, date of publication), include your name, CISTI client number, phone and fax numbers.

Q: How do I pay?

A: You can choose to be billed at the end of each month or pay by MasterCard or VISA.

Q: Who should I call with a problem or question, or for more information on other Document Delivery services and ordering methods?

A: Contact the Document Delivery Client Assistant at:

Phone: (613) 993-9251

E-mail: cisti.docdel@nrc.ca

Fax: (613) 993-7619

Pour obtenir la version française du présent document, communiquez avec l'Aide aux clients.

Prices are subject to change.

April 1996 / International

<http://www.cisti.nrc.ca/cisti/>

TABLAS Y FIGURAS

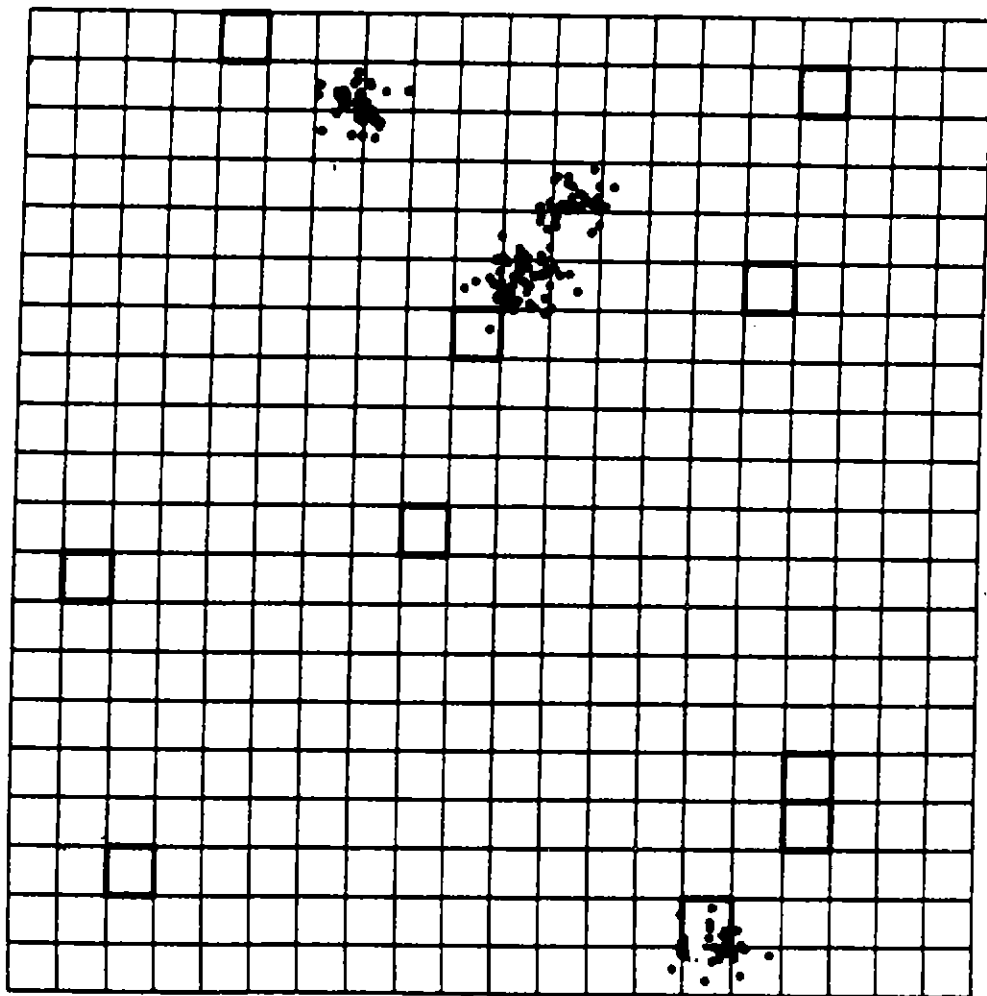


Figura 1. Diseño de muestreo adaptativo.

TABLA I: Con el objetivo de identificar métodos de evaluación de stock utilizados internacionalmente en recursos bentónicos se realizaron búsquedas en los archivos ASFA. Esta tabla incluye la combinatoria de palabras claves utilizadas y los trabajos encontrados para los dos periodos en que se dividen los archivos ASFA. Se utilizaron combinatorias de palabras claves de modo de incluir publicaciones generales sobre muestreo y evaluación de stock, publicaciones que consideren la dinámica espacial, trabajos sobre gastrópodos explotados, y los principales recursos bentónicos de fondos duros explotados en Chile. El símbolo * en la búsqueda indica que se incluye una familia de palabras con una raíz común. Para cada período se incluye el número de trabajos considerados "relevantes" (primer número) del total de trabajos que resultaron de cada búsqueda (segundo número). El criterio para considerar un trabajo relevante en esta etapa fue muy amplio. Se consideraron relevantes aquellos trabajos que incluyeran los siguientes temas: pesquerías (descripciones, evaluación de stock, metodologías), historia de vida, biología reproductiva, ecología (interacciones tróficas, distribución espacial, interacciones biológicas, dinámica de poblaciones y comunidades).

PALABRA (S) CLAVE (S)	NUMERO DE TRABAJOS EN EL PERIODO	
	1978-1987	1987-1996
Stock Assess* and Invertebr*	54/95	46/173
Assess* and Aggreg*	23/84	32/415
Model* and Stock* and Spatial	2/16	55/143
Model* and Stock* and Benth*	0/16	7/50
Gastropod* and Chile	20/34	31/68
Abalon*	58/284	93/541
Loco	2/7	10/16
Concholepas	18/31	25/65
Fisurella and Chile	10/15	8/14
Crab* and Chile	12/31	10/22
Sea urchin* and Chile	8/34	3/37
Octop* and Chile	0/0	7/19
Macroalg* and Chile	8/13	3/37
Sampli* and method* and benth*	12/215	33/254
Sampli* and urchin*	1/6	6/10
Sampli* and crab*	0/2	1/7
Kriging	0/10	17/60

TABLA II: Clasificación de costos y métodos de estimación de los mismos, para evaluaciones directas (calculados por unidad de área para los muestreos y en hora hombre para análisis de datos). Los métodos de estimación se detallan en las secciones c.2. Las estimaciones de costo de ingreso y análisis de datos no se discriminan entre ingreso, análisis, y modelaje, por la simplicidad de los datos y análisis normalmente utilizados para muestreos directos en especies asociadas a fondos duros.

TIPOS DE COSTO	METODO DE ESTIMACIÓN	ESTIMACION (\$)
Costo arriando embarcación/día (4.5 horas/día)	Encuesta Patrones de Pesca /V Región	50.933(10.265)
Tiempo promedio buceo por unidad de área (m ² /h)	Datos de muestreos con buzos pescadores	90.3 (55.4)
Area de muestreo mínimo trayecto cuadrante	Estimaciones abundancia locos 1000 m ² 500 m ²	
Costo de muestreo/hora (\$)	IFOP / PUC	1.420
Numero de transectos/día (considerando condiciones climáticas adversas)	Datos de muestreos con buzos pescadores /V Región/Experiencia de los autores	2.5 a 3.8 días/ha
COSTOS DE ANALISIS	METODO DE ESTIMACION	ESTIMACION (\$)
Costo hora ingreso de datos y análisis de datos	IFOP / PUC	5.000
Tiempo total de ingreso y análisis de datos	Encuesta biólogos/asosores de Caleta /V Región/Experiencia de los autores	10-40 h/ha

TABLA III. Clasificación de costos y métodos de estimación de los mismos para evaluaciones indirectas (calculados en hora hombre por puerto de desembarque y embarcación). Los valores promedio fueran estimados en base a costos en Chile Central. Los métodos de estimación se detallan en las sección c.2.

COSTOS DE MUESTREO	METODO DE ESTIMACION	ESTIMACION (\$)
Esfuerzo muestreo por puerto	Encuesta biólogos/asosores de Caleta /Experiencia autores/V Región	1 muestreador tiempo completo
Costo de muestreo (peso/talla/sexo) Estimado en h/hombre(\$)	Estimado en base a costos de la V Región	1.420
COSTOS DE ANALISIS	METODO DE ESTIMACION	ESTIMACION (\$)
Costo ingreso de datos (hora hombre y \$)	IFOP / PUC	2.500
Tiempo total de ingreso datos (por año y puerto)	Encuesta biólogos/asosores de Caleta /V Región/Experiencia de los autores	160
Costo hora análisis de datos y modelaje	IFOP / PUC	5.000
Tiempo total análisis de datos y modelaje	Experiencia de los autores /Consultas	varia s/modelo