

Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe



Fotografía de la cubierta:

Pesca artesanal en la comunidad pesquera de Caleta Lo Rojas, Chile. FAO/12530/I. de Borhegyi.

Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe

FAO
DOCUMENTO
TÉCNICO
DE PESCA

461

Editado por
Max Agüero
Director General
Instituto de Cooperación, Servicios Estratégicos y Documentación (ICSED)
Santiago (Chile)

Las opiniones expresadas en esta publicación son las de su(s) autor(es), y no reflejan necesariamente los puntos de vista de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

Las denominaciones empleadas en este producto informativo y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, de parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, juicio alguno sobre la condición jurídica o nivel de desarrollo de países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites.

ISBN 978-92-5-305419-0

Todos los derechos reservados. Se autoriza la reproducción y difusión de material contenido en este producto informativo para fines educativos u otros fines no comerciales sin previa autorización escrita de los titulares de los derechos de autor, siempre que se especifique claramente la fuente. Se prohíbe la reproducción del material contenido en este producto informativo para reventa u otros fines comerciales sin previa autorización escrita de los titulares de los derechos de autor. Las peticiones para obtener tal autorización deberán dirigirse al

Jefe de la Subdirección de Políticas y Apoyo en Materia de Publicación Electrónica de la Dirección de Comunicación de la FAO

Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Roma, Italia

o por correo electrónico a:

copyright@fao.org

Preparación de este documento

En febrero de 1999, el Comité de Pesca de la FAO adoptó un Plan Internacional para la ordenación de la Capacidad Pesquera (IPOA-Capacity) el que en su párrafo 46, llama a la FAO a «...apoyar los Estados en la implementación de sus planes nacionales para la ordenación de la capacidad pesquera».

La FAO ha sido instrumental en este proceso a través de la preparación de pautas y las recomendaciones técnicas; también ha organizado varios talleres regionales en África, Asia y el área del Mar Mediterráneo. Para América Latina y el Caribe (LAC), se han realizado una serie de estudios liderados por destacados científicos locales, como un primer paso hacia la mejor comprensión de los problemas de la capacidad y sobrecapacidad en las pesquerías de la región.

Once estudios de casos realizados en LAC, se presentan en esta publicación (sección II). La primera sección se centra en aspectos conceptuales, metodológicos y de políticas de gestión de la capacidad, exceso de capacidad y capacidad sub-utilizada. La segunda sección contiene una visión panorámica de las políticas de intervención para el ordenamiento en LAC y los once estudios de caso que cubren una amplia gama de especies, aspectos metodológicos y problemas de gestión de la capacidad.

La preparación de esta publicación ha sido posible gracias al apoyo financiero recibido del gobierno de Japón, a través del Proyecto de Conservación y Ordenación de Recursos Pesqueros (GCP/INT/715/JPN).

La asistencia técnica y coordinación para la preparación de las diversas contribuciones contenidas en este documento fueron proporcionadas por los Drs. Max Agüero (Director General, Inter-American Center for Sustainable Ecosystems Development [CSED]) y Dominique Gréboval (Oficial superior de planificación pesquera, Servicio de Desarrollo y Planificación [FIEP], FAO).

Agradecimientos

El editor agradece a los autores de los artículos de este libro por su valiosa contribución. También, agradecidamente reconoce los comentarios y sugerencias recibidas de críticos de los diversos artículos contenidos en esta publicación. Igualmente se agradece a Elizabeth Mercado (FIEP) y Françoise Schatto-Terribile, del Servicio de Información y Estadísticas de Pesca y Acuicultura (FIES/FAO) por ayudar y asegurar que la calidad editorial de los trabajos cumplan con las más altas normas de calidad de FAO. Agradecimientos especiales son para Mary Carmen Cabrera, Asistente Principal del Inter American Centre for Sustainable Ecosystems Development (ICSED) por su dedicación y paciencia en el seguimiento de las comunicaciones con los autores y ayuda en las diversas actividades de coordinación requeridas para llevar a feliz término esta publicación.

Resumen

La necesidad de tomar debida cuenta y manejar el exceso o subutilización de capacidad es ampliamente reconocida actualmente por la mayoría de las naciones del mundo. Sin embargo, los enfoques, métodos y herramientas para determinar su magnitud y las estrategias alternativas para manejar estos problemas, todavía son cuestiones controversiales tanto en el ámbito práctico como al nivel metodológico.

Se han realizado diversos estudios relativos a la sobrecapacidad de pesca en países específicos y a nivel mundial. Sin embargo, muy poco se ha hecho en América Latina y El Caribe (LAC) en este tema, a pesar de la urgente necesidad de confrontar el problema también en esta región.

Esta publicación intenta llenar en parte esta brecha, produciendo e integrando trabajos conceptuales preparados por los expertos de FAO y Consultores Internacionales, junto con una serie de estudios de casos que han sido realizados por destacados científicos pesqueros de la región en áreas específicas y recursos de pesquería con problema de exceso de capacidad de pesca.

En una primera sección, se presentan tres artículos de carácter conceptual y metodológico sobre la definición, medición y ordenamiento de la capacidad. La segunda parte, presenta once trabajos realizados por profesionales de América Latina y el Caribe, relativos a problemas de capacidad en pesquerías específicas de diversos países de la región junto a una síntesis regional.

Los estudios de caso analizan aspectos bioecológicos, socioeconómicos y técnicos como así también, problemas de gestión surgidos como consecuencia de la existencia de sobrecapacidad. El análisis en los diversos trabajos, se centra en las características específicas de los recursos de las pesquerías, vis-a-vis las intervenciones de políticas que han intentado su ordenación, los resultados y las consecuencias de mediano y largo plazo esperados.

Agüero, M. (ed.)

Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe.
FAO Documento Técnico de Pesca. No. 461. Roma, FAO. 2007. 403p.

Índice

Preparación de este documento	iii
Agradecimientos	iv
Resumen	v
Prólogo	xiii
Sección I	
CONCEPTOS, MÉTODOS Y TÓPICOS PARA LA EVALUACIÓN Y ORDENACIÓN DE LA CAPACIDAD PESQUERA	1
1. Ordenación de la capacidad pesquera: panorama general (D.F. Gréboval)	3
Resumen	3
1. Introducción	3
2. El plan de acción internacional	4
3. Ordenación de las pesquerías y de la capacidad pesquera	5
4. Evaluación de la capacidad pesquera	8
5. Métodos de ordenación de la capacidad	11
6. Programas de reducción de la flota	13
7. Pesca en alta mar	14
8. Factores que contribuyen a la insostenibilidad	16
9. Conclusiones	17
10. Referencias	17
2. Un marco para la evaluación de la capacidad en el sector pesquero (S. Pascoe, D. Gréboval y J. Kirkle)	19
Resumen	19
1. Introducción	19
2. Definiciones y problemas relativos a la sobrecapacidad y a la infrautilización de la capacidad	20
3. Marco para la evaluación de la capacidad	25
4. Resumen y conclusiones	34
5. Referencias	35
3. Alternativas de medición y gestión de la capacidad y esfuerzo pesquero en América Latina y el Caribe (M. Agüero)	37
Resumen	37
1. Introducción	37
2. Conceptos básicos y herramientas para el análisis de la capacidad y esfuerzo	38
3. La gestión de la capacidad en América Latina	50
4. Agradecimiento	54
5. Referencias	55

Sección II	59
SÍNTESIS PANORÁMICA Y ESTUDIOS DE CASOS SOBRE ORDENACIÓN DE LA CAPACIDAD PESQUERA EN AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE	59
1. Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina: una síntesis de estudios de casos (M. Agüero y M. Claverí)	61
Resumen	61
1. Introducción	61
2. Las pesquerías en América Latina: antecedentes básicos	62
3. Capacidad pesquera, sobrecapacidad y manejo de capacidad en América Latina: síntesis de once estudios de caso	65
4. Referencias	71
2. Evaluación del desempeño de políticas de control del esfuerzo y sobrecapacidad extractiva en las pesquerías pelágicas de la zona centro-sur de Chile: sardina, jurel, anchoveta y merluza de cola (M. Agüero, M. Claverí y R. Norambuena)	73
Resumen	73
1. Introducción	74
2. La pesquería y sus determinantes principales	76
3. Análisis de desempeño de las intervenciones de política	89
4. Metodología de análisis	94
5. Resultados de las estimaciones de capacidad y análisis cuantitativo de sobrecapacidad	97
6. Análisis por pesquería	102
7. Síntesis, conclusiones y recomendaciones	106
8. Referencias	108
Anexo – Cuadros	110
3. Evaluación y administración de la capacidad de pesca de acuerdo a criterios de pesca sustentables aplicables a especies anuales: las pesquerías de camarón de Guatemala y Nicaragua como un ejemplo (N.M. Ehrhardt)	117
Resumen	117
1. Introducción	118
2. El problema de la excesiva capacidad de esfuerzo de pesca en las pesquerías de camarones: los casos de Guatemala y Nicaragua como ejemplos	121
3. Metodología	126
4. Intervenciones, regulaciones y políticas de gestión	130
5. Análisis de desempeño de las intervenciones/políticas de gestión	135
6. Conclusiones	136
7. Referencias	138
Anexo1 – Figuras	139
Anexo 2 – Cuadros	150

4. Sobre las características dinámicas de la explotación de la langosta espinosa del Caribe, <i>Panulirus argus</i>, que influyen sobre el control de la capacidad de pesca (N.M. Ehrhardt)	153
Resumen	153
1. Introducción	154
2. El problema de la excesiva capacidad de esfuerzo de pesca en las pesquerías de langostas: los casos de La Florida y Brasil como ejemplos	157
3. Metodología	161
4. Intervenciones, regulaciones y políticas de gestión: caso de la Florida	162
5. Análisis de desempeño de las intervenciones/políticas de gestión: caso de La Florida	164
6. Conclusiones	166
7. Referencias	169
5. Una reevaluación de las políticas de manejo para reducir el exceso de capacidad pesquera en la pesquería de langosta al noreste de Yucatán (J. González-Cano)	171
Resumen	171
1. Introducción	171
2. Antecedentes	172
3. El problema de excesiva capacidad de esfuerzo en la pesquería	179
4. Metodología	180
5. Resultados e interpretación	182
6. Intervenciones, regulaciones y políticas de gestión	184
7. Análisis de desempeño de las políticas de gestión	184
8. Síntesis, conclusiones y recomendaciones	187
9. Referencias	189
6. La capacidad pesquera en la pesquería de camarones en Panamá (D. López M.)	191
Resumen	191
1. Introducción	191
2. Capacidad de esfuerzo	193
3. Situación económica de la pesquería del camarón	194
4. Intervenciones, regulaciones y políticas de gestión	200
5. Conclusiones y recomendaciones	202
6. Referencias	203
7. Factores sinérgicos y ambientales determinantes de la excesiva capacidad de pesca e ineficiencias de la gestión: la pesquería del camarón de Ecuador (F. Ormaza González)	205
Resumen	205
1. Introducción	206
2. Aspectos económicos y sociales	216
3. Metodología	223
4. Intervenciones, regulaciones y políticas de gestión	226
5. Análisis del desempeño de las intervenciones y políticas de gestión	229

6. Síntesis	237
7. Recomendaciones	242
8. Agradecimientos	245
9. Referencias	245
Anexo 1 - Distribución espacial y disponibilidad de pesca de los camarones en Ecuador	253
Anexo 2 - Camarones peneidos en el Ecuador	255
8. Estimación de riesgo de exceder puntos de referencia límite por sobrecapacidad del esfuerzo en pesquerías secuenciales: la pesquería de mero (<i>Epinephelus morio</i>) de la plataforma continental de Yucatán (J.C. Seijo)	257
Resumen	257
1. Introducción	258
2. Pesquería secuencial de mero (<i>Epinephelus morio</i>)	259
3. Dinámica de la pesquería	265
4. Conclusiones	271
5. Referencias	272
9. Capacidad excesiva del esfuerzo pesquero en el sistema estuarino-costero del sur de Brasil: efectos y perspectivas para su gestión (M.Vasconcellos, D.C. Kalikoski, M. Haimovici y P.R. Abdallah)	275
Resumen	275
1. Introducción	276
2. Procedimientos y metodología	277
3. Los recursos pesqueros del ecosistema estuarino-costero del sur de Brasil	279
4. Las pesquerías	282
5. Estado de explotación de los principales recursos e impactos de la pesca en los ecosistemas	291
6. Políticas y medidas de gestión de la capacidad de pesca	294
7. Coherencia entre el orden institucional y el manejo de la capacidad de pesca.	302
8. Referencias	308
10. Evolución de la capacidad de pesca de las flotas que operan sobre la merluza (<i>Merluccius hubbsi</i>) en el caladero argentino: causas, intentos de regulación y principales consecuencias (C.A. Verona)	313
Resumen	313
1. Introducción	314
2. La pesquería de merluza común en el Mar Argentino	314
3. Evolución de la flota pesquera argentina	318
4. Capacidad de pesca, esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca	321
5. Metodología	322
6. Intervenciones, regulaciones y política pesquera	327
7. Análisis del desempeño de las intervenciones	329
8. Consideraciones finales	338

9. Agradecimientos	340
10. Referencias	340
11. Políticas de gestión para la reducción de la capacidad excesiva de esfuerzo pesquero en Perú: el caso de la pesquería de la merluza (C. Wosnitza-Mendo, J. Mendo y R. Guevara-Carrasco)	343
Resumen	343
1. Introducción	344
2. El problema de la excesiva capacidad de esfuerzo en la pesquería de la merluza peruana	351
3. Intervenciones, regulaciones y políticas de gestión	356
4. Análisis de desempeño de las intervenciones/políticas de gestión	363
5. Propuestas para un manejo apropiado de la capacidad de pesca	367
6. Agradecimientos	371
7. Referencias	371
12. La pesquería de pequeños pelágicos en el Pacífico de Colombia (L. Alonso Zapata P., E.J. Peña y E.A. Rubio R.)	373
Resumen	373
1. Introducción – antecedentes	374
2. Evaluación de la capacidad de esfuerzo en la pesquería de pequeños pelágicos	385
3. Metodología	389
4. Intervenciones, regulaciones y políticas de gestión	391
5. Análisis de desempeño de las intervenciones/políticas de gestión	394
6. Conclusiones y recomendaciones	399
7. Agradecimientos	400
8. Referencias	400

Prólogo

El problema de la excesiva capacidad de pesca se está convirtiendo en un problema con fuertes implicancias negativas a nivel internacional, regional, nacional y local. Las consecuencias ecológicas, económicas y sociales de la capacidad excesiva, han sido objeto de preocupaciones científicas, académicas y políticas. Como resultado, varias políticas de gestión e intervenciones han sido implementadas por naciones pesqueras, con diversos grados de éxito.

La situación actual es que el exceso de capacidad de pesca prevalece en la mayoría de los países pesqueros más importantes del mundo. La consecuencia inmediata no es sólo sobrecapacidad en términos de capital, mano de obra e insumos asignados a una pesquería en particular, sino también una creciente amenaza a la sustentabilidad de los recursos. Por tanto, existe una fuerte necesidad de ordenar el exceso de capacidad pesquera si se desea que las actividades pesqueras se realicen de forma sustentable y socioeconómicamente eficiente.

La conceptualización teórica así como las herramientas prácticas para determinar y manejar la capacidad de pesca (exceso o subutilización de capacidad) están todavía en una fase de desarrollo. Hay aun un largo camino que recorrer en esta materia, especialmente en el tratamiento de problemas de gestión en países en desarrollo donde la disponibilidad de datos e información, capacidad profesional e infraestructura para llevar a cabo y supervisar las políticas de gestión son inadecuadas y donde sin embargo, los costos y pérdidas debido a este problema son probablemente los más grandes.

A la fecha, se han realizado varios estudios para atacar el problema del exceso de capacidad de pesca mundial. Sin embargo, hay una grave carencia de experiencias bien documentadas en América Latina (estudios de casos), sin mencionar además, la escasez de esfuerzos para profundizar en el desarrollo de metodologías y herramientas para este propósito en el contexto regional.

Se espera que esta publicación permita mejorar la comprensión de los posibles factores bioecológicos, tecnológicos, económicos, institucionales y humanos que causan la sobrecapacidad o subutilización de la misma, permitiendo al mismo tiempo, el dimensionamiento de su magnitud, una mejor comprensión de su dinámica, las consecuencias y las opciones para tratar con este problema.

Este volumen está dividido en dos secciones. Tres contribuciones conceptuales y metodológicas se presentan en la primera sección y once estudios de casos se presentan en la segunda sección, los cuales son introducidos por una revisión global de la ordenación de la capacidad en América Latina y el Caribe (LAC) en base a los once estudios de casos.

En la Sección I, el trabajo de Gréboval, discute los diversos aspectos que deben ser considerados tanto al nivel nacional como internacional y global, en los intentos para llevar a cabo el Plan de Acción Internacional para la Ordenación de la Capacidad Pesquera. La contribución siguiente, preparada por Pascoe, Gréboval y Kirkley, proporciona una visión panorámica y global del marco conceptual para la evaluación de la capacidad, sintetizando brevemente los métodos para la medición de la capacidad y discutiendo causas y problemas de la sobrecapacidad y subutilización de capacidad. Finalmente, el trabajo de Agüero, analiza las diversas condiciones prevalecientes en la región y posibles implicaciones para intervenciones de políticas de gestión de la capacidad en LAC.

La Sección II, es introducida por un artículo preparado por Agüero, en la que se presenta una síntesis de los problemas de la ordenación de la capacidad en América Latina, basados en los once estudios de casos que le siguen. Luego, vienen los once

estudios de casos realizados por destacados científicos pesqueros de la región. Estos estudios fueron realizados recientemente en diferentes países en los que luego de un análisis preliminar, se detectaron posibles problemas de sobrecapacidad.

Los estudios de caso, cubren una amplia gama de especies y países, considerando desde pequeños pelágicos en la zona centro sur de Chile y Colombia hasta pesquerías demersales como la merluza en Perú y Argentina, especies bentónicas como bacalao (mero) en México, gambas o pesquerías de la langosta en Ecuador, Centroamérica, El Caribe y México y especies marino-costeras en el Sur de Brasil. Ellos discuten las posibles causas, consecuencias e intentos de gestión de los problemas de capacidad excesiva. Los diversos trabajos también ponen énfasis en los variados aspectos de la capacidad pesquera como son por ejemplo, las características específicas de la pesquería y sus recursos vis-a-vis las intervenciones de políticas de gestión que intentan manejarlas, sus resultados y las consecuencias tanto en el mediano como largo plazo.

Diversos elementos importantes que determinan la capacidad de pesca, sus consecuencias y opciones se discuten a lo largo de los artículos. Los trabajos de Ehrhardt, enfatizan la necesidad de considerar cambios globales medioambientales asociados a la abundancia (y reclutamiento) de camarones especialmente en América Tropical y subtropical, dónde los cambios son los mayores. También, él muestra las importantes implicancias de la «conectividad» regional entre los stocks de langosta (la langosta espinosa) compartida por dos o más naciones, que eventualmente llevan a un *de facto* «cuasi-libre acceso» entre los países y la necesidad de lograr acuerdos efectivos entre países dónde los stocks abundan. Los datos de Nicaragua y Guatemala ilustran la primera situación mientras las inter-acciones entre las capturas en Brasil, Cuba, Bermudas y México reflejan el segundo problema. La conclusión resultante es que se hace necesario mayores puntos de referencia para así evitar el riesgo de pérdidas económicas debido a grandes cambios ambientales inesperados.

En una línea similar de análisis, el trabajo de Seijo presenta una aproximación metodológica y modelos para estimar el riesgo de exceder puntos de referencia (biológicos y económicos) en pesquerías secuenciales como los bacalao en México, debido a la sobrecapacidad. Realiza además, un análisis de estrategias alternativas de manejo, mostrando que bajo condiciones de libre acceso en la pesquería del bacalao estudiada, existe un alto riesgo de exceder los puntos de referencias biológico y económicos (40 y 60 por ciento respectivamente), aunque como es de esperar, el riesgo de exceder el punto de referencia económico es mayor que para los biológicos. Además, argumenta que si solo se lograra una reducción de 20 por ciento en la capacidad (licencias), la probabilidad de exceder el punto de referencia (riesgo) se vuelve cercano a cero mientras al mismo tiempo, se maximizan las rentas potenciales.

El trabajo de Agüero *et al.*, señala también el fenómeno de pesquerías «encadenadas», en las que restricciones al esfuerzo en una pesquería como la del jurel y posteriormente la merluza en el centro-sur de Chile, genera transferencias de la capacidad excesiva a pesquerías encadenadas a estas como son la sardina y anchoveta, trasladando al mismo tiempo, los problemas de sobrecapacidad a estas pesquerías adyacentes.

Los trabajos de Verona, Woznitza-Mendo *et al.*, y López, analizan entre otros, uno de los problemas comunes actualmente enfrentado por las agencias encargadas de la gestión de pesquerías en LAC. Este se relaciona con el pobre desempeño de las políticas de gestión debido a la falta de financiamiento, capacidades técnicas y humanas, real voluntad política, escasez de datos e información apropiada y falta de entendimiento de los problemas de capacidad para manejarlos eficazmente. Verona muestra cómo diversos informes y análisis técnicos sobre la vulnerabilidad de la pesquería de la merluza han sido sistemáticamente ignorados por las autoridades pesqueras durante décadas, y que cuando se han introducido intervenciones de manejo, estas han sido inefectivas por el débil monitoreo, control, vigilancia y fiscalización. Woznitza-Mendo *et al.*, presentan

evidencia cuantitativa de la reconocida existencia de una importante flota pesquera ilegal de merluza en Perú, la que en combinación con la capacidad existente (autorizada), ha llevado al recurso a niveles críticos de sobreexplotación. El trabajo de López, resalta la poca voluntad política y capacidad de las autoridades nacionales para imponer políticas efectivas de la reducción de la capacidad de la flota camaronera en Panamá. Agüero *et al.*, señalan también que la falta de previsión y tardía reacción de las autoridades encargadas de la gestión pesquera en Chile, han llegado demasiado tarde para evitar importantes pérdidas económicas y el semi-colapso de la pesquería analizada, mostrando además, fuertes ineficiencias en la gestión de los recursos sustitutos de la principal especie del caladero –el jurel– generadas por el fenómeno de encadenamiento, antes referido.

Ormaza, en un enfoque mas integrado, destaca que la sinergia de las actividades antropogénicas, eventos oceanográficos, capturas de especies en los estadios inferiores y últimos y la pesca poco controlada, han provocado una caída de los stocks en la pesquería del camarón de Ecuador, que a su vez han derivado en el sobre- dimensionamiento de la flota camaronera arrastrera y en particular la artesanal. A lo anterior, se añade la escasez de financiamiento, infraestructura y capacidades técnicas y humanas para la gestión, monitoreo, control, vigilancia y fiscalización de las actividades pesqueras que junto a intervenciones de orden no técnico o científico, generan una condición de ineficiencia generalizada en la gestión pesquera.

Vasconcellos *et al.*, caracterizando la excesiva capacidad de pesca en el sistema estuarino-costero del sur de Brasil, señalan que los factores decisivos para este excesivo crecimiento de la capacidad de pesca fueron entre otros: la falta de mecanismos de control de acceso a los recursos, la introducción de nuevas tecnologías y elementos de pesca, las políticas de incentivos a la industrialización, la modernización de las pesquerías y la centralización del manejo de la pesca por el gobierno federal.

Finalmente González-Cano, al igual que Vasconcellos indican la conveniencia de enfoques integrados para la gestión no solo de la capacidad sino de las pesquerías en general. En el primer caso, en su aplicación a la solución de los problemas causados por la descompresión de los pescadores de la langosta al nor-este de Yucatán y en el segundo, para el manejo de la pesca en el estuario de la Laguna Los Patos. En este caso, la principal barrera para el éxito de la co-gestión en la disminución de la capacidad excesiva son: las ineficiencias en la fiscalización, la falta de compromiso del sector industrial y las incongruencias entre las reglamentaciones y las características de los recursos.

Zapata *et al.*, discuten la pesquería de la Carduma y Plumuda en el Pacífico colombiano en el marco del manejo integrado costero y las diversas regulaciones impuestas a la fecha concluyendo, que un co-manejo parece ser la manera eficaz de asegurar el actual equilibrio de estas pesquerías y el fomento de la pesquería de la Plumuda.

SECCIÓN I

Conceptos, métodos y tópicos para la evaluación y ordenación de la capacidad pesquera

1. Ordenación de la capacidad pesquera: panorama general

Dominique F. Gréboval

Oficial superior de planificación pesquera

Departamento de Pesca de la FAO

Viale delle Terme di Caracalla

00100 Roma, Italia

(dominique.greboval@fao.org)

RESUMEN

En 1999, el Comité de Pesca de la FAO adoptó un Plan de Acción Internacional para la ordenación de la capacidad pesquera. En el presente documento se describe brevemente ese nuevo instrumento internacional sobre la pesca y se examinan las principales cuestiones que deberían abordarse para garantizar su aplicación. Se presta especial atención a los siguientes aspectos: medición, métodos de ordenación, programas de reducción de la flota, pesca en alta mar y necesidad de un enfoque integrado de los factores que contribuyen al exceso de capacidad y a la insostenibilidad. Se llega a la conclusión de que la aplicación de las medidas plantea importantes cuestiones que deben abordarse más a fondo en el plano nacional, internacional y mundial. Se señala también la acuciante necesidad de investigaciones sistemáticas sobre la ordenación de la capacidad pesquera, especialmente en relación con el uso de instrumentos normativos y métodos de ordenación alternativos.

1. INTRODUCCIÓN

EL tema de la ordenación de la capacidad pesquera fue abordado formalmente en 1997 por el Comité de Pesca de la FAO (COFI), habida cuenta de la preocupación creciente por la difusión del fenómeno del exceso de insumos y de capitalización en la pesca mundial. La labor realizada por la FAO sobre esta base dio lugar a la preparación del Plan de Acción Internacional para la ordenación de la capacidad pesquera (FAO, 1998a y 1998b), que fue aprobado por el COFI en febrero de 1999 (FAO, 1999).

Dicho en términos sencillos, el problema fundamental es que hay demasiadas embarcaciones o exceso de capacidad en un número creciente de pesquerías. La existencia de una capacidad excesiva de pesca es la principal causa de la degradación de los recursos pesqueros, del desaprovechamiento del potencial de producción alimentaria y de importantes pérdidas económicas. Ello se manifiesta sobre todo en forma de insumos pesqueros innecesarios y de sobrepesca de las poblaciones ícticas de mayor valor.

El exceso de capacidad pesquera afecta a las pesquerías nacionales de todo el mundo y, en forma cada vez más extendida, a muchas pesquerías de alta mar. La globalización del fenómeno queda reflejada en el relativo estancamiento de las capturas marinas mundiales de las principales especies desde fines de los años ochenta. Según datos de la FAO, el tamaño nominal de la flota parece haber alcanzado su punto máximo a mediados del decenio de 90. No obstante, la capacidad pesquera efectiva puede seguir creciendo todavía si se tienen en cuenta el aumento de la eficiencia y la reconversión de las embarcaciones más antiguas.

El exceso de capacidad en las pesquerías mundiales fue un fenómeno progresivo debido, entre otros, a los siguientes factores:

- el efecto de la extensión de las zonas marítimas sometidas a la jurisdicción nacional en las estrategias privadas y públicas de inversión y de las correspondientes políticas de explotación nacional de las nuevas zonas económicas exclusivas (ZEE), acompañadas generalmente de considerables programas de subvenciones;
- el fracaso de la ordenación pesquera, en general, y de los métodos de ordenación comúnmente utilizados, en particular, como las capturas totales permitidas y otros mecanismos que tratan fundamentalmente de regular las capturas más que la capacidad de explotación en cuanto tal;
- la relativa movilidad de la capacidad de capturas, que hizo posible un trasvase general del exceso de capital entre pesquerías, tanto dentro de las zonas sometidas a la jurisdicción nacional como en alta mar;
- la persistente rentabilidad de las actividades pesqueras, debido a que el progreso técnico y la relativa inelasticidad de los precios han compensado ampliamente la disminución de los rendimientos en las pesquerías sobreexplotadas;
- el carácter cambiante de este sector, que es cada vez más competitivo y requiere mayor utilización de capital, y cuyos mercados se basan ahora en buena medida en productos que son objeto de comercio internacional.
- la débil institucional pesquera en muchos países de la región que permitió la operación de embarcaciones de otros países o del mismo, sin la debida capacidad de vigilancia y fiscalización.

En lo que se refiere a cada una de las pesquerías, el origen del exceso de capacidad pesquera se debe fundamentalmente a la tendencia generalizada de sobreinversión y sobrepesca en condiciones de libre acceso. Este ejemplo típico de ineficiencia del mercado, implica una contradicción entre el interés de los distintos inversores y el bien común. Cabe señalar que la imposición de diferentes limitaciones a patrones de captura (*libre acceso regulado*) no cambia significativamente los incentivos a la sobreinversión.

Es también necesario diferenciar claramente entre «sobrepesca localizada» y exceso de capacidad. En el primer caso se trata de la aplicación de un esfuerzo excesivo a una población aislada (con una flota cuyo tamaño sería, por lo demás, adecuado); en el segundo, teniendo debidamente en cuenta la posible reasignación, se observa en todo el sector pesquero o en un gran grupo de pesquerías una capacidad innecesaria y excesiva de explotación, que no se puede reasignar fácilmente. Por ello, se trata de un problema mundial que adquiere todo su significado en el plano nacional e internacional más que en el de una pesquería individual en sentido estricto. Por lo tanto, la ordenación de la capacidad pesquera es un problema más amplio, que debe abordarse en cada una de las pesquerías y jurisdicciones y en su conjunto.

2. EL PLAN DE ACCIÓN INTERNACIONAL

En el Código de Conducta para la Pesca Responsable se reconoce que el exceso de capacidad de pesca representa una amenaza para los recursos pesqueros mundiales y su capacidad de ofrecer capturas y beneficios sostenibles a los pescadores y consumidores. En el Artículo 6.3 se recomienda lo siguiente: «*Los Estados deberían evitar la sobreexplotación, y el exceso de capacidad de pesca y deberían aplicar medidas de ordenación con el fin de asegurar que el esfuerzo de pesca¹ sea proporcional a la capacidad de producción de los recursos pesqueros y al aprovechamiento sostenible de los mismos*».

El Plan de Acción Internacional para la ordenación de la capacidad pesquera (PAI) es un instrumento voluntario elaborado en el marco del Código de Conducta para la Pesca Responsable, como elemento de la conservación y ordenación de la pesca. El

¹ En este texto podría haberse hecho referencia al esfuerzo de pesca y la capacidad pesquera. Ello podría haber dado lugar a engaño, pues ambos conceptos están relacionados pero son diferentes (véase la Sección 4, *infra*).

objetivo del PAI es «*que los Estados y las organizaciones regionales de pesca alcancen en todo el mundo, preferiblemente para el 2003, pero no más tarde del 2005, una ordenación eficiente, equitativa y transparente de la capacidad pesquera*». Además, en el PAI se especifica que, cuando se encuentren problemas de exceso de capacidad («*en los casos en que la capacidad esté impidiendo el logro de resultados de sostenibilidad a largo plazo*»), los Estados y las organizaciones regionales de pesca (ORP) deberían esforzarse inicialmente por limitar al nivel actual y reducir progresivamente la capacidad de pesca aplicada en las pesquerías afectadas. En los demás casos, los Estados y las organizaciones regionales de pesca deberán actuar asimismo con cautela para evitar un crecimiento de la capacidad que impida el logro de los objetivos de sostenibilidad a largo plazo.

El PAI define implícitamente la capacidad de pesca en términos de insumos pesqueros (flota) y establece una conexión clara entre tamaño excesivo de la flota y sobrepesca generalizada. Por ello, en el PAI se busca un equilibrio entre el tamaño de la flota (insumos) y la producción sostenible (producción), aun cuando no se mencionan expresamente las pérdidas económicas que supone una expansión excesiva del tamaño de la flota que quizá no dé lugar a sobrepesca.

Los objetivos de ordenación no se estipulan en el PAI, ya que la definición de tales objetivos es claramente prerrogativa de los Estados y de las ORP. Dichos objetivos pueden establecerse haciendo referencia expresa a la sostenibilidad de los recursos, la eficiencia económica y los principios precautorios. Una norma mínima sería conseguir un equilibrio a largo plazo entre los insumos pesqueros y el rendimiento máximo sostenible (o un nivel de capturas que permita garantizar la utilización sostenible de los recursos). Incluso en este contexto, el PAI permitiría una mayor eficiencia económica en cuanto que evitaría la expansión innecesaria de la flota más allá de la capacidad necesaria para alcanzar el rendimiento máximo sostenible. Si bien las medidas de gestión necesarias para la ordenación de la capacidad pesquera no se especifican realmente en el PAI, el equilibrio entre insumos y producto requiere claramente un control directo o indirecto tanto del tamaño de la flota como de la capacidad de explotación.

3. ORDENACIÓN DE LAS PESQUERÍAS Y DE LA CAPACIDAD PESQUERA

Una pesquería puede definirse como un conjunto de poblaciones ícticas y de unidades de pesca relacionadas entre sí que se pueden ordenar en gran medida como una entidad independiente, teniendo también en cuenta los aspectos pertinentes relacionados con las actividades posteriores a la captura. Obviamente, cuanto mayores sean las interacciones entre las poblaciones, por un lado, y cuanto más interacciones (efectivas o potenciales) haya entre poblaciones y unidades de pesca, por el otro, más difícil será aislar y, por lo tanto, definir las pesquerías como unidades de ordenación. Una vez definidas las pesquerías, es también bastante claro que la ordenación de las mismas será mucho más difícil cuando se trata de pesquerías con numerosas especies y diversas flotas. La ordenación de la capacidad pesquera supone la ordenación directa o indirecta del tamaño de la flota. Por lo tanto, exige que las características y despliegue de la flota (delimitadas mediante reglamento) se tengan debidamente cuenta en la definición de las pesquerías como unidades adecuadas de ordenación. Ello constituye, en cierta medida, un alejamiento de la forma en que se definen habitualmente las pesquerías, es decir, por referencia a una población o una base de recursos específicos. Las consideraciones relativas a la ordenación de la capacidad deberían dar nuevas perspectivas a esta cuestión.

La ordenación de las pesquerías supone, al menos, cuatro tipos principales de medidas:

- Medidas orientadas a **mejorar las poblaciones ícticas**. Entre ellas se encuentran el establecimiento de zonas protegidas (zonas cerradas a la pesca de forma permanente o estacional, por ejemplo, los criaderos), las restricciones sobre la luz de malla y otros artes de pesca, la prohibición de prácticas de pesca destructivas

y las temporadas de veda para proteger a la población en períodos críticos. Estas medidas deberían orientarse sobre todo a conservar y mejorar las poblaciones independientemente de su nivel de explotación.

- Medidas orientadas a **ordenar la asignación del esfuerzo**, por ejemplo, limitando el esfuerzo de pesca aplicado a una población particular, cuando dicho esfuerzo puede aplicarse a varias poblaciones. Entre esas medidas se encuentran procedimientos como el contingente total de capturas y el contingente de esfuerzo individual. Estas medidas deberían orientarse ante todo a controlar la asignación del esfuerzo entre poblaciones alternativas (exigiendo su reorientación hacia poblaciones menos explotadas) o a limitar la pesca de poblaciones fluctuantes que se ven sometidas a amenazas de carácter más bien temporal.
- Medidas orientadas a **ordenar la configuración de la flota**, en lo que respecta al tamaño de las embarcaciones y los artes de pesca. Entre ellas se encuentran el establecimiento de zonas reservadas para determinadas unidades pesqueras (por ejemplo, pesca en pequeña escala) y los límites impuestos al tamaño de las embarcaciones o al número y tamaño de los artes de pesca. Estas medidas son de carácter socioeconómico y deberían responder a opciones de carácter normativo, por ejemplo, la protección de las pequeñas empresas, el estilo de vida o el empleo de las comunidades costeras. Implican beneficios más amplios que no siempre se valoran y pueden conllevar algunos costos (en forma de ganancias no percibidas) para las unidades pesqueras cuyo acceso y/o insumos se limitan.
- Medidas orientadas a **ordenar la capacidad pesquera**. Suponen la ordenación directa o indirecta del tamaño de la flota. Podrían implicar también medidas para delimitar mejor las pesquerías restringiendo las interacciones poblaciones-flota (por ejemplo, mediante restricciones impuestas a la movilidad geográfica de las embarcaciones y a la utilización de artes de pesca múltiples). El tamaño de la flota puede ordenarse de numerosas maneras: a) directamente, con planes de entrada limitada que se apliquen al sector y a pesquerías específicas; b) indirectamente, incorporando incentivos económicos a los contingentes transferibles individuales o los derechos territoriales exclusivos (por ejemplo, concesiones para la explotación de especies sedentarias), y c) en el plano colectivo, mediante una comunidad organizada y potenciada de pescadores (individuos/empresas/cooperativas). La recompra de embarcaciones (para reducir el exceso de capacidad de la flota) y las medidas fiscales (para reducir el incentivo a la acumulación excesiva) pueden considerarse como instrumentos complementarios. En conjunto, estas medidas deberían orientarse a equilibrar los insumos y la producción en un nivel de explotación previamente convenido.

En general, para una ordenación adecuada se requerirán esos cuatro tipos de medidas, y de hecho se aplican en mayor o menor grado en la ordenación de la mayor parte de las pesquerías. Como se ha mencionado antes, cada categoría de medidas tiene un objetivo claro, compatible con todos los demás. Por ello, la ordenación de la capacidad pesquera debería considerarse como parte integrante de la ordenación de la pesca. Ello significa, entre otras cosas, que todas las medidas de ordenación se deberán evaluar o revisar cuando se introduzcan medidas destinadas a ordenar la capacidad pesquera.

En la práctica, las cosas no son tan sencillas. La ordenación de la capacidad pesquera consiste fundamentalmente en garantizar el control eficaz del acceso a las pesquerías. Por lo tanto, se trata de un tema políticamente delicado y, en la mayoría de los países, las decisiones se han aplazado durante tanto tiempo que resultan todavía más difíciles de resolver.

Normalmente, en las fases iniciales del desarrollo pesquero, no suele presentarse el problema del exceso de capacidad. Si se llega a una situación de sobreexplotación debido a la aplicación de un esfuerzo excesivo a una pesquería, éste puede desviarse a otras pesquerías mediante medidas de reasignación, como las capturas totales permitidas. La

introducción de medidas eficaces para ordenar el acceso es más fácil a esas alturas, dado que todavía es posible redistribuir la flota y controlar en cierta forma el acceso.

A medida que maduran las pesquerías, la reasignación del esfuerzo presenta mayores dificultades; la capacidad de pesca (en forma de esfuerzo de pesca que podría aplicarse a varias pesquerías alternativas) se va haciendo progresivamente demasiado grande para las oportunidades existentes y comienza a representar una amenaza para muchas pesquerías. Ello se produce muchas veces en forma de cascada (cuando una población está sobreexplotada y es objeto de ordenación eficaz, se produce una transferencia significativa de esfuerzo de pesca a la siguiente población más favorable, que se ve entonces sometida a una sobreexplotación progresiva, etc.). En otras palabras, comienza a observarse en el sector un exceso de capacidad. Si no se ha intervenido anteriormente, se presenta el problema de introducir medidas orientadas a controlar la capacidad en una situación de exceso de capacidad, cuando el sector de las capturas muchas veces se encuentra en dificultades financieras.

Un aspecto fundamental de la ordenación de la pesca es que, a no ser que se pueda introducir un control eficaz de la capacidad de pesca, las autoridades encargadas de la ordenación comienzan a confundir el objetivo de los cuatro tipos de medidas presentadas anteriormente. En otras palabras, con el fin de limitar la capacidad de pesca o contrarrestar sus efectos se han utilizado cada vez más medidas que no son las más indicadas para ese objetivo, sin tener en cuenta las consideraciones económicas básicas. Estas medidas no sólo fracasaron en su mayor parte, sino que contribuyeron también a hacer todavía más difícil el problema de la ordenación de la pesca.

Un ejemplo básico es el de las capturas totales permitidas en el hemisferio norte, donde se utilizan de hecho no sólo para controlar la asignación del esfuerzo de pesca disponible entre las distintas poblaciones sino también para restringir su nivel general de uso para contrarrestar el exceso de capacidad. Cuando las capturas totales admisibles son eficaces, este planteamiento hace que muchas flotas estén insuficientemente aprovechadas (lo que significa mayores costos). Puede dar lugar también a un exceso de capacidad en las instalaciones terrestres, por ejemplo, cuando los centros de elaboración de pesquerías concretas se cierran durante una parte significativa del año.

Pueden utilizarse de esta manera muchas otras medidas, como los límites impuestos a las embarcaciones y artes o expediciones de pesca introducidos esencialmente con el fin de disminuir la capacidad, los cierres estacionales relacionados con el desove que se prolongarían gradualmente a una parte considerable del año, y la veda de algunas zonas también por razones vinculadas con el desove y que se ampliarían progresivamente, hasta convertirse de hecho en algunos casos en reservas marinas². Las consecuencias de este planteamiento son numerosas. Entre otras, supone pérdidas económicas adicionales (promoción de la ineficiencia económica); nuevos retrasos en la ordenación de la capacidad pesquera; reglamentos de pesca difíciles de comprender, y falta de observancia.

Las consideraciones anteriores sobre el uso de algunas medidas de ordenación deberían tenerse en cuenta de hecho para definir y medir la capacidad pesquera. En una pesquería determinada, la capacidad puede definirse como nivel de insumos de pesca que pueden ser aplicados por la flota, **si se aprovecha plenamente**, o la captura correspondiente que puede producirse con un determinado nivel de población. Se necesita un indicador de insumos de pesca, que puede ser muy sencillo (por ejemplo, tonelaje de registro bruto o caballos de fuerza) o más complejo (días estándar de pesca).

Por aprovechamiento completo se entiende no la utilización máxima sino la **utilización normal pero sin limitaciones**. Por ejemplo, si la capacidad de una embarcación se expresa en forma de esfuerzo de pesca, la capacidad pesquera puede

² En el sentido de reserva marina para la ordenación de las pesquerías, a diferencia de las reservas marinas cuyo objetivo es proteger el entorno costero y la biodiversidad.

definirse, con una determinada situación de los recursos, como el volumen de esfuerzo de pesca (por ejemplo, días estándar de pesca) que una flota podría producir durante un período de tiempo (por ejemplo, en un año) si se aprovecha plenamente, es decir, si el esfuerzo y las capturas no estuvieran limitados por medidas restrictivas de ordenación.

Anteriormente se ha presentado la definición de pesquería como conjunto de poblaciones y unidades de pesca que se relacionan mutuamente y que pueden ordenarse en gran medida como entidad independiente. Otra consideración importante para la ordenación de la pesca es que los cuatro tipos de medidas de ordenación que se han examinado anteriormente no implican una delimitación común de las pesquerías. Ello está estrechamente asociado con la dificultad de evaluar y ordenar la capacidad de pesca. Por ejemplo, las medidas orientadas a conservar/mejorar las poblaciones pueden suponer una delimitación de las pesquerías basada en gran parte en poblaciones que presentan características comunes y consideraciones pertinentes relacionadas con el ecosistema. Las medidas orientadas a controlar la asignación del esfuerzo pueden requerir una definición limitada a poblaciones específicas y a las flotas correspondientes. Las medidas relacionadas con la protección de una determinada modalidad de producción se basarán fundamentalmente en las características de la flota.

Las medidas encaminadas a la ordenación de la capacidad pesquera implican una definición de las pesquerías que tenga plenamente en cuenta las numerosas interacciones entre poblaciones y flotas. En este plano, una dificultad importante es que estas interacciones son a su vez resultado de decisiones normativas. En un sector pesquero no regulado, las interacciones poblaciones-flotas estarán determinadas por características biológicas, técnicas y financieras. Los reglamentos introducidos para ordenar las pesquerías pueden incrementar dichas interacciones, por ejemplo, cuando se manipula el esfuerzo de pesca con capturas totales admisibles y otras restricciones estacionales de acceso a poblaciones específicas, lo que daría lugar, por ejemplo, a la proliferación de embarcaciones de pesca polivalentes. Otros reglamentos pueden limitar las interacciones, por ejemplo, las restricciones impuestas a la movilidad geográfica y al acceso a poblaciones concretas mediante restricciones sobre artes de pesca o desembarques.

Estas consideraciones demuestran que la ordenación de la capacidad pesquera no sólo explicaría las interacciones existentes (buscando los medios de equilibrar los insumos y el producto en cada una de estas pesquerías así delimitadas) sino que es también probable que pueda orientarse, al menos inicialmente, a controlar algunas de estas interacciones y, por lo tanto, a remodelar las pesquerías en cuanto unidades de ordenación.

4. EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD PESQUERA

En el PAI se pide a los Estados y a las ORP que supervisen y evalúen la capacidad pesquera. Se pide también a los Estados que mantengan registros nacionales compatibles de barcos pesqueros y que ayuden a la FAO a establecer un registro internacional de barcos pesqueros que faenan en alta mar, hasta la entrada en vigor del Acuerdo de cumplimiento de la FAO (Acuerdo para el cumplimiento de las medidas internacionales de conservación y ordenación por los buques pesqueros que pescan en alta mar).

La medición y supervisión del exceso de capacidad pesquera es una tarea compleja. En el caso de una pesquería **sencilla** y bien delimitada (por ejemplo, pesquerías de flota única con una sola especie demersal), para evaluar la capacidad de pesca hay que determinar los siguientes elementos:

- el nivel de insumos pesqueros físicos, por ejemplo, el esfuerzo (E), aplicado realmente en una pesquería por la flota existente (V), y la producción correspondiente (C), dado el tamaño actual de la población (S);

- el nivel de insumos pesqueros físicos (por ejemplo, potencial de esfuerzo, PE) que podría aplicarse en la pesquería si se aprovechara plenamente la flota actual, y la producción correspondiente (PC) dado el volumen actual de la población;
- el nivel de insumos pesqueros físicos deseado a corto plazo (E^*) que debería aplicarse en la pesquería para alcanzar un objetivo de producción a corto plazo C^* (por ejemplo, una captura total admisible orientada a la recuperación de la población en orden a un objetivo de población a largo plazo (S^{**})); el tamaño deseado de la flota a corto plazo (V^*) puede estimarse también a partir de esta base suponiendo la plena utilización;
- nivel de insumos pesqueros físicos deseado a largo plazo (PE^{**}) y correspondiente tamaño de la flota (V^{**}) que podría aplicarse en forma sostenible en la pesquería para alcanzar un determinado objetivo de producción a largo plazo (C^{**}).

En términos generales, la evaluación puede revelar varias situaciones:

- nivel inaceptablemente bajo de aprovechamiento de la capacidad (conocido algunas veces como **exceso de capacidad**): si PE es significativamente mayor que E, debido a los efectos de las limitaciones directas o indirectas en la actividad pesquera;
- signos de sobreexplotación: si E es significativamente mayor que E^* y todavía más si PE es también significativamente mayor que E;
- signos de **exceso de capacidad**: si la flota existente (V) es mayor de lo que debería ser a largo plazo (V^{**}), o si la flota existente (V) es significativamente mayor de lo que debería ser a corto plazo (V^*), con escasa probabilidad de una recuperación rápida de las poblaciones.

Así pues, para evaluar el exceso de capacidad se requieren los siguientes elementos: delimitación pertinente de las pesquerías, selección de los indicadores de flotas/insumos, información sobre la situación de las poblaciones consideradas y determinación de los niveles de explotación deseados. En las distintas publicaciones se han propuesto diversos niveles ideales (o puntos de referencia), en relación con consideraciones biológicas, económicas y sociales, así como con el principio precautorio y pesquerías específicas (Caddy y Mahon, 1995). Los métodos actuales de evaluación de la capacidad han sido relativamente empíricos (FAO, 2000; Pascoe y Gréboval, 2003). Normalmente estos son suficientes para estimar a grandes rasgos la magnitud del exceso de capacidad pesquera, aun cuando se requieren todavía investigaciones aplicadas para la elaboración de instrumentos más adecuados de seguimiento y evaluación.

En las pesquerías sencillas, una evaluación cuantitativa puede explicar de manera explícita la interacción efectiva y potencial entre insumos (flota y esfuerzo) y una población. En las pesquerías con varias flotas y especies, esta evaluación puede presentar problemas (especialmente porque es muy difícil detectar la relación entre el esfuerzo potencial y la captura potencial). En este caso, quizá sea preferible considerar por separado la flota y las poblaciones.

De hecho, podría utilizarse un planteamiento básico, caso por caso, en que se combinen investigaciones específicas y la opinión de expertos, para lo cual se seguirán los siguientes pasos:

1. seleccionar dos años de referencia (RY) sobre los cuales se dispone de información relativa a las embarcaciones, las capturas y la tasa de captura: uno sería representativo de la situación actual (por ejemplo, muchos segmentos de la flota no se aprovechan suficientemente y/o muchas poblaciones muestran signos de sobreexplotación); el otro sería representativo de una situación acorde con un resultado más sostenible (nivel adecuado de aprovechamiento, la mayor parte de las poblaciones se encuentran en situación relativamente favorable);
2. evaluar el nivel actual de aprovechamiento en un segmento determinado de la flota (por ejemplo, mediante estudios de casos) y su probable evolución entre los distintos RY (por ejemplo, mediante entrevistas);

3. estimar el tamaño de la flota (por ejemplo, en TRB o CV) para los diferentes RY, si es posible por segmentos principales de la flota y su probable evolución entre los RY;
4. evaluar los efectos del cambio tecnológico a lo largo del tiempo, con el fin de poder comparar la eficiencia relativa del indicador del tamaño de la flota en ambos RY;
5. evaluar la situación de explotación de las poblaciones principales en ambos (utilizando resultados de la labor de evaluación de poblaciones) así como indicadores complementarios, como el ingreso por embarcación (por ejemplo, valor de las capturas en los distintos RY utilizando un precio base constante para todas las especies);
6. utilizar toda la información disponible para estimar el aumento necesario del esfuerzo de la pesca por población o grupos de poblaciones (en relación con puntos de referencia previamente acordados);
7. utilizar toda la información disponible para estimar el aumento necesario de la capacidad de pesca, en general y, cuando sea posible, haciendo referencia a los principales elementos de la flota.

Un desafío importante para el seguimiento y evaluación de la capacidad de pesca es la falta de información sobre la flota. De todas formas, aun cuando haya datos disponibles al respecto, se requiere una profunda revisión de los actuales procedimientos de seguimiento con el fin de evaluar y ordenar la capacidad de pesca.

Normalmente, la mayor parte de los países supervisan todavía los insumos y la producción de forma más bien inconexa. Por ejemplo, la supervisión puede hacerse de la siguiente manera:

- se establece un registro de las embarcaciones de alcance nacional con datos en que pueden incluirse las características físicas (eslora, toneladas, CV, etc.) así como información sobre el año de construcción, el año de primera intervención en la zona/pesquería o puerto de operación;
- podrían recogerse también indicadores económicos clave, incluido el costo de la embarcación, tamaño de la tripulación, capturas e ingresos anuales;
- se obtienen datos complementarios sobre desembarques y comercialización, generalmente desglosados por puerto;
- se recogen datos sobre capturas y esfuerzo en forma selectiva para la evaluación de poblaciones, con el fin de complementar la supervisión directa de la situación de las poblaciones.

Este planteamiento no permite una evaluación fácil de la interacción entre flotas y poblaciones ni la ordenación de la capacidad de la flota en general. Se necesitaría un conocimiento más preciso de la dinámica de la flota para la ordenación de la capacidad pesquera y para la ordenación de las pesquerías en general.

Además de la supervisión de las características físicas de las embarcaciones mediante un registro adecuado, la **evaluación de la flota** incluiría el examen, en particular, de la dinámica de las flotas teniendo en cuenta los siguientes elementos: i) ajustes interanuales de la flota: inversión-desinversión por segmentos de la flota; mejora de la tecnología y eficiencia de las capturas; utilización de la capacidad; utilización de los artes de pesca; selección de poblaciones específicas o grupos de poblaciones, y ii) despliegue de la flota a lo largo del año: asignación de los insumos pesqueros (embarcaciones, artes de pesca y esfuerzo) en el tiempo y el espacio y, especialmente, entre las pesquerías³.

³ Cuando se recogen datos sobre capturas y esfuerzo en forma sistemática para todas las embarcaciones (o una muestra representativa), los datos pueden utilizarse de hecho tanto para la evaluación de poblaciones (procesamiento de datos basado en las capturas de determinadas especies) como para la evaluación de la flota (procesamiento de datos basado en las operaciones de las embarcaciones de determinados segmentos de la flota).

La evaluación de las flotas debe considerarse, en cuanto tal, tan importante como la evaluación de poblaciones. Estamos muy lejos de esa situación, aun cuando ambos tipos de evaluación sean fundamentales. Debería conseguirse una mayor capacidad de seguimiento y evaluación de la flota en el plano nacional, pero también regional y mundial, haciendo el debido hincapié en la creación de registros adecuados de la flota y en abordar el tema de su movilidad.

5. MÉTODOS DE ORDENACIÓN DE LA CAPACIDAD

La ordenación de la capacidad de la flota supone el control de su tamaño, teniendo debidamente en cuenta el nivel de utilización de la capacidad (Cunningham y Gréboval, 2001). Básicamente, ello puede hacerse sólo de dos maneras: mediante mecanismos de control central y a través del sistema mixto de control central y de incentivos económicos. Los métodos de ordenación de la capacidad pueden clasificarse en dos grupos: i) los que tratan de bloquear el incentivo del libre acceso que lleva a los pescadores a tratar de multiplicar sus capturas y explotar excesivamente su inversión, es decir, *métodos de bloqueo de incentivos*, y ii) los que tratan de modificar el sistema de incentivos, o *métodos de ajuste de incentivos* (Gréboval y Munro, 1999).

Los sistemas de control central se basan fundamentalmente en **planes de acceso limitado**. En este contexto, la autoridad central decide el número de embarcaciones que recibirán autorización para pescar. Las licencias se otorgarán normalmente a una embarcación específica, que podrá utilizarla con uno o varios artes de pesca concretos. La licencia puede conllevar restricciones sobre la zona en que la unidad de pesca puede faenar así como sobre la transferencia de la licencia a otra embarcación. Estos planes se aplican en general en relación con otras medidas de ordenación, como las destinadas a la asignación del esfuerzo.

La eficiencia de este método se ha visto muchas veces limitada en el pasado por las condiciones en que se ha llevado a la práctica, en particular las siguientes: introducción de estos planes en pesquerías ya maduras o sobreexplotadas, prácticamente sin limitaciones para la asignación inicial de licencias; atención insuficiente a las posibilidades de sustitución de insumos; poca consideración de los beneficios de la productividad resultantes de las mejoras tecnológicas y, en demasiados casos, aplicación en un contexto de políticas sectoriales de *laissez-faire*, subvenciones y fácil compromiso sobre aspectos social políticamente delicados.

Al parecer, cuando estas cuestiones se abordan con acierto, los planes de limitación de las licencias pueden resultar relativamente eficaces para la ordenación de la capacidad pesquera. No obstante, en este contexto puede señalarse la necesidad de abordar atentamente la sustitución de insumos y los efectos del desarrollo tecnológico en la capacidad pesquera. La limitación de licencias puede adoptar muchos de los atributos de los planes de ajuste de incentivos. Así ocurre, por ejemplo, cuando la aplicación de los planes de licencia orienta expresamente a los pescadores a la fusión, más que la competencia. Existen ejemplos de organizaciones de pescadores que recompran las embarcaciones o que limitan temporalmente la utilización de la flota (para ayudar a una población a recuperarse o controlar la capacidad aplicada a poblaciones que sufren grandes fluctuaciones).

El control del tamaño de la flota en el plano individual (compañía/empresa) puede lograrse mediante el incentivo económico incorporado en los **contingentes transferibles individuales**, en que cada individuo decide cómo aprovechar mejor su contingente. En principio, es de esperar que el nivel de capacidad utilizada sea el más indicado, al menos a largo plazo. Algo semejante cabe decir sobre los **derechos territoriales exclusivos** (por ejemplo, concesiones para la explotación de especies sedentarias), en el supuesto de que el propietario único tendrá incentivos semejantes. Estas medidas pueden aplicarse, lógicamente, sólo en determinadas condiciones.

El control directo o indirecto del tamaño de la flota puede conseguirse igualmente en el plano colectivo, mediante una u otra forma de **ordenación conjunta** con participación de comunidades de pescadores artesanales o segmentos concretos del sector de la pesca. En el plano colectivo, el control del tamaño de la flota puede estar basado en uno de los tres elementos siguientes: a) el territorio, por ejemplo, mediante una organización portuaria de pescadores que gestione la flota teniendo en cuenta el contingente de capacidad autorizado y otras limitaciones; b) la flota, por ejemplo, mediante una organización de pescadores de arrastre que organice la flota teniendo en cuenta restricciones semejantes, o c) las poblaciones, por ejemplo, mediante una organización de pescadores representantes de la flota que explote una población concreta dentro de un determinado contingente de capturas. Estos tres planteamientos no son necesariamente exclusivos; por ejemplo, el planteamiento a) y c) pueden utilizarse de forma simultánea. Debe señalarse también que, cuando se aplica aisladamente, el planteamiento c) sólo tendrá una influencia directa en la capacidad si se utiliza en una pesquería más bien especializada o si todas las grandes pesquerías pueden ordenarse mediante contingentes. En todos los casos, la ordenación conjunta sólo puede ser aplicada por una comunidad de pescadores debidamente organizada (individuos/empresas/cooperativas), que cuente con las debidas autorizaciones y reciba apoyo y orientación (por ejemplo, para la determinación de contingentes) de la autoridad central de ordenación pesquera.

Para que la ordenación conjunta sea eficaz en este contexto, los planes deben incluir un cierto grado de potenciación, exclusividad y coherencia colectiva. Los planes deben especificar también claramente las respectivas funciones y responsabilidades i) del organismo central de ordenación pesquera, en particular por lo que respecta a la forma en que se fijan y cumplen los límites generales, ii) de las organizaciones de pescadores y iii) de los pescadores que intervienen en la acción colectiva.

La ordenación de la capacidad requiere la adopción de políticas en las que se especifiquen claramente las condiciones de acceso. Otro método propuesto para controlar la capacidad es la extracción de renta mediante la imposición de cánones. Es difícil de aplicar, sobre todo cuando las condiciones de ingreso son tales que la rentabilidad se reduce considerablemente. No obstante, puede ser un instrumento interesante de ordenación de la capacidad, por ejemplo, en el caso de una pesquería gestionada conjuntamente como medio de financiar una ordenación eficaz. Si bien se ha tenido gran experiencia a lo largo de los años en la aplicación de los planes de ingreso limitado y de contingentes transferibles individuales, otros planes basados en los derechos territoriales y la ordenación conjunta se utilizan menos frecuentemente y no han sido objeto de investigaciones suficientes.

En términos generales, la elaboración y aplicación de planes de ordenación más adecuados requiere amplias consultas con las partes interesadas con el fin de garantizar el máximo consenso posible sobre la ordenación de la capacidad entre los distintos grupos de usuarios. De hecho, los métodos disponibles para controlar la capacidad pesquera requieren un acceso estrictamente controlado y más bien exclusivo y un control directo o indirecto de los insumos y la producción. La elusión de esos controles podría determinar, entre otras cosas, una información insuficiente sobre las capturas y/o los insumos pesqueros, prácticas ilegales de pesca y la reasignación parcial de la capacidad de la flota a otras pesquerías. Para evitar respuestas desaconsejables a las propuestas de ordenación, pueden adoptarse, entre otras, las siguientes medidas:

- adopción de métodos mejorados de seguimiento, control y vigilancia, como los sistemas de vigilancia de buques;
- selección de métodos de ordenación de la capacidad que ofrezcan incentivo real para la sostenibilidad a largo plazo;

- promoción de una mayor participación del sector en todos los planes de ordenación, con el fin último de llegar a una ordenación conjunta de las pesquerías concretas;
- establecimiento de responsabilidades y obligaciones de rendición de cuentas en la ordenación de cualquier pesquería, y
- garantía de una mayor compatibilidad de la ordenación de la capacidad pesquera, de las pesquerías y del sector en su conjunto.

6. PROGRAMAS DE REDUCCIÓN DE LA FLOTA

La reducción del exceso de capacidad implica la retirada de embarcaciones, artes, equipos y de pescadores. Dentro de las zonas sometidas a la jurisdicción nacional, la capacidad que no se puede reasignar hacia recursos insuficientemente explotados debería ser objeto de un proceso de depreciación, desguace o exportación. Evidentemente, en los países donde las posibilidades de reasignación se han agotado, el ajuste de la capacidad es una tarea más bien difícil y delicada. La depreciación supondría en general un proceso conjunto demasiado lento de reducción del capital y reconstrucción de poblaciones ícticas. Por ello, se requeriría alguna forma de reducción inducida de capital, acompañada de medidas concretas de reducción de la mano de obra, en caso necesario.

Los planes de ajuste de incentivos que afectan a los derechos de propiedad, como los contingentes transferibles individuales, ofrecen un fuerte incentivo para el ajuste de la capacidad pero no necesariamente para la retirada permanente de los buques innecesarios. En este contexto, las compras, en sus diversas modalidades, pueden agilizar o facilitar el proceso de ajuste. Los planes de bloqueo de los incentivos, como la limitación de licencias, no ofrecen ese tipo de aliciente, y podrían utilizarse planes de recompra para reducir el tamaño de la flota. No obstante, los programas de recompra quizás no sean muy eficientes cuando se aplican en el marco de estos sistemas de ordenación. Por ejemplo, la recompra de barcos puede compensarse con creces en términos de capacidad pesquera como consecuencia del aumento neto «solapado» de la capacidad durante el proceso posterior de modernización de la flota. En otras palabras, la limitación de licencias debe ser muy estricta para que las recompras sean eficientes. Como se señala en Holland, Gudmundsson y Gates (1999), hay también otras razones por las que debe procederse con cautela al diseñar y aplicar los programas de recompra.

En los planes de ordenación basados en los derechos, la internalización de la renta potencial⁴ debería ofrecer al sector y al organismo de ordenación la posibilidad de encontrar mecanismos para financiar los planes de recompra. Los mecanismos de participación en los costos con el fin de lograr la reasignación o el desguace de las embarcaciones deberían negociarse preferiblemente al introducir planes orientados a controlar eficazmente la capacidad. En cualquier caso, ambas partes deberían estar convencidas de que la capacidad se controlará eficazmente, lo que significa que la renta potencial se transformará de hecho en renta efectiva.

⁴ En las pesquerías, la renta de los recursos son los beneficios netos que pueden conseguirse limitando la explotación en un determinado nivel. En términos financieros (punto de vista de la empresa pesquera), adopta la forma de beneficios superiores a lo normal (por encima de los beneficios «normales» que cabría esperar de una inversión semejante, relativamente arriesgada). En condiciones de libre acceso, la renta normalmente se disipa (todo beneficio por encima de lo normal sería una incitación a invertir más y, por lo tanto, a aumentar el nivel de explotación). En un sistema de ordenación basada en los derechos (incluido el acceso limitado, si se han introducido eficazmente licencias transferibles), la renta que podría conseguirse en el futuro se internaliza, en la forma expresada por el valor del contingente transferible individual o de la licencia. La renta puede recaer por entero en el sector o compartirse con el resto de la sociedad en forma de cánones o de participación en los costos de ordenación.

Es de prever que este sector participe en el costo que implica una reducción de la capacidad, pero es también probable que los planes de reducción de la capacidad conlleven considerables subvenciones. Se ha observado ya una tendencia en esta dirección. Estas subvenciones podrían considerarse como subvenciones al «recurso» y su sostenibilidad. Pero si estas subvenciones no logran tener un efecto duradero en la capacidad de pesca, equivaldrían a subvenciones al sector de las capturas.

Un problema conexo es el de la retirada de buques. Salvo el caso del desguace de buques que se consideran innecesarios desde la perspectiva nacional, los planes de reducción de la capacidad pueden provocar la transferencia de capacidad pesquera a alta mar o a las ZEE de otras naciones. La transferencia de exceso de capacidad a las ZEE de otras naciones puede realizarse mediante la venta privada de buques usados para nacionales de otros países o en el contexto de acuerdos internacionales de acceso. En lo que respecta a estas transferencias, en el PAI sólo se pide a los Estados que aseguren que no se efectúe ninguna transferencia de capacidad a la jurisdicción de otro Estado sin el consentimiento expreso y la autorización oficial del Estado en cuestión.

Ello puede parecer insuficiente habida cuenta de los efectos que la reasignación de la capacidad podría tener en la ordenación de la capacidad de los países en desarrollo. Estos han tenido la posibilidad de adquirir embarcaciones de segunda mano y a bajo precio como consecuencia de los esfuerzos orientados a reducir la capacidad de captura o de los planes de modernización de la flota emprendidos en los países desarrollados. Pero la eliminación masiva de buques usados, generalmente subvencionados, ha tenido también efectos negativos en estos países: distorsión de los precios de los insumos, agravación de los conflictos con el sector artesanal y rápida acumulación de exceso de capacidad en muchas pesquerías. La transferencia del exceso de capacidad puede tener también lugar en el contexto de acuerdos internacionales de acceso. Si bien éstos se negocian normalmente entre Estados soberanos, se observa que estas transferencias muchas veces están subvencionados y pueden afectar a países en desarrollo a los que se podría inducir fácilmente a buscar un compromiso entre la rentabilidad inmediata y la sostenibilidad de los recursos a largo plazo. Quizá se necesite un código de prácticas recomendables para garantizar una mayor prudencia en las transferencias y facilitar la negociación de acuerdos de acceso más adecuados (WWF, 1999).

La transferencia de exceso de capacidad a alta mar será más fácil, ya que no implica la negociación de acuerdos internacionales. En el PAI se recordaba a los Estados del pabellón que deben evitar la aprobación de la transferencia de barcos que enarbolan su pabellón a zonas de alta mar cuando tales transferencias no son coherentes con la pesca responsable conforme al Código de Conducta. Además, en reconocimiento de posibles cambios del pabellón, en el artículo 20 del PAI se recordaba la necesidad de abordar el problema de Estados que no cumplen con sus responsabilidades en cuanto Estados del pabellón.

La reducción adecuada de la capacidad es fundamental para la aplicación eficaz del PAI. Una aplicación inadecuada, por representar una reducción sólo provisional o una transferencia no deseable, puede agravar de hecho el problema del exceso de capacidad y contribuir a la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada. Un importante desafío que se presenta a los Estados es garantizar que los planes de reducción sólo se promuevan cuando se haya conseguido un control eficaz de la capacidad. Por otro lado, los Estados deben también controlar la exportación o transferencia de capacidad fuera de su jurisdicción y adoptar mecanismos que impidan selectivamente toda transferencia a pesquerías y zonas reconocidas como significativamente sobreexplotadas.

7. PESCA EN ALTA MAR

La ordenación de la capacidad pesquera en alta mar continúa representando un desafío, habida cuenta del derecho internacional vigente. En el PAI se insta a los Estados a participar en los acuerdos internacionales relativos a la ordenación de la capacidad

pesquera y, en particular, el Acuerdo de cumplimiento de la FAO, de 1993, y el Acuerdo de las Naciones Unidas sobre poblaciones de peces, de 1995. Se solicitan varias medidas que reforzarían la colaboración internacional de las organizaciones pesqueras regionales para la ordenación de las poblaciones compartidas y las pesquerías de alta mar.

El problema del exceso de capitalización en alta mar puede ser todavía mayor que en las ZEE. Ello se debe a las numerosas situaciones de libre acceso, en que los países ribereños pescan cada vez más en las zonas de alta mar adyacentes, y al hecho de que en la actualidad no hay ninguna medida internacional para obligar a los Estados a controlar la capacidad pesquera. En el actual marco jurídico de las zonas de alta mar, plasmado en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, de 1982, y en los posteriores instrumentos internacionales, la ordenación de la capacidad se resume prácticamente en un sistema de contingentes de capturas (o límites del esfuerzo semejantes), en que las organizaciones que administran los contingentes son en gran medida incapaces de limitar el acceso de las embarcaciones de los Estados participantes y de negarlo a los buques de los Estados no participantes.

El Acuerdo de las Naciones Unidas sobre poblaciones de peces, de 1995, no incluye específicamente disposiciones para reducir la capacidad de la flota. No obstante, endurece las obligaciones de los Estados del pabellón de cumplir las medidas de conservación y ordenación impuestas por las organizaciones pesqueras regionales y permite a éstas supervisar mejor la capacidad y despliegue de la flota y ajustar los puntos de referencia con el fin de tener en cuenta consideraciones relacionadas con la capacidad pesquera. En el Acuerdo sobre cumplimiento se establece además un mecanismo para recopilar información sobre las flotas en todo el mundo y un instrumento básico para la observancia y aplicación de las autorizaciones. En el PAI se recordaba que para una mejor ordenación de las zonas de alta mar se requiere ante todo la ratificación urgente de esos acuerdos.

En el PAI se recomienda además a los Estados que:

- adopten medidas para la ordenación de la capacidad pesquera de sus barcos que faenan en pesquerías de alta mar y cooperen, según convenga, con otros Estados, para reducir la capacidad de pesca aplicada a las poblaciones de peces objeto de sobrepesca;
- reconozcan la necesidad de abordar el problema de Estados que no cumplen con sus responsabilidades en cuanto Estados del pabellón, en virtud del derecho internacional, respecto de sus barcos de pesca, y en particular Estados que no ejercen efectivamente su jurisdicción y control sobre sus barcos que tal vez operan de forma que contravengan o menoscaben las normas pertinentes del derecho internacional así como las medidas de conservación y ordenación internacionales;
- apoyen la cooperación multilateral para asegurar que tales Estados del pabellón contribuyan a los esfuerzos regionales de ordenación de la capacidad de pesca;
- aseguren que no se efectúe ninguna transferencia de capacidad a la jurisdicción de otro Estado sin el consentimiento expreso y la autorización oficial del Estado en cuestión;
- eviten la aprobación de la transferencia de barcos que enarbolan su pabellón a zonas de alta mar cuando tales transferencias no son coherentes con la pesca responsable conforme al Código de Conducta.

Deben adoptarse medidas más específicas de alcance nacional, internacional y mundial para garantizar la aplicación activa de estos principios más bien generales. En cuanto a la ordenación de la capacidad de la flota, ello puede suponer, entre otras cosas, la determinación de condiciones más específicas para el ingreso y participación en el sector pesquero y en pesquerías concretas, la aplicación de programas de reducción de la flota, y el acceso a la pesca de alta mar por los buques que enarbolan el pabellón.

Quizás deban darse otros pasos para reforzar y potenciar las organizaciones pesqueras regionales, crear nuevas organizaciones que garanticen la cobertura total de los recursos en cuestión y alentar a los países no miembros a adherirse a esas organizaciones.

En el Plan de Acción Internacional para prevenir, desalentar y eliminar la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (FAO, 2001), aprobado por el Comité de Pesca de la FAO en 2001, se ofrecen nuevas orientaciones sobre temas conexos.

8. FACTORES QUE CONTRIBUYEN A LA INSOSTENIBILIDAD

En el PAI se reconoce que son varios los factores que contribuyen al exceso de capacidad y a la explotación insostenible de los recursos pesqueros. En él se insta a los Estados a que, al elaborar los planes nacionales, evalúen, reduzcan y eliminen progresivamente todos los factores, entre ellos las subvenciones y los incentivos económicos, así como otros factores que contribuyan, directa o indirectamente, a aumentar excesivamente la capacidad pesquera. En una recomendación complementaria se pedía a la FAO que ayudara a *realizar nuevos análisis destinados a determinar los factores que contribuyen al exceso de capacidad, tales como, entre otros, la falta de control de los insumos y de la producción, métodos de ordenación de pesca insostenibles y subvenciones que contribuyan al exceso de capacidad.*

La FAO ha examinado estos factores que contribuyen a la insostenibilidad de las pesquerías (Gréboval, 2002; Swan y Gréboval, 2003). Algunos de ellos están relacionados con la persistencia de las condiciones de libre acceso, a pesar de los esfuerzos de ordenación desplegados para limitar las actividades de captura. La falta de condiciones adecuadas de acceso y participación, junto con el control directo o indirecto de los insumos y la producción, parecería ser, por lo tanto, el principal factor de insostenibilidad y exceso de capacidad. Hay también otros factores secundarios.

Entre ellos figura la dificultad de aplicar los planes de ordenación de pesquerías específicas, aun cuando teóricamente resulten convincentes. Así ocurre especialmente cuando el incentivo para eludir los reglamentos continúa siendo fuerte y cuando la intervención del sector continúa siendo ineficaz. Otro de los factores es la ineficacia de muchos sistemas de seguimiento, control y vigilancia. El creciente desequilibrio entre la demanda y la oferta, necesariamente limitada, de pescado, así como otros factores que influyen en los precios de los insumos y la producción pueden contribuir también notablemente a promover la expansión de la capacidad no deseada y la insostenibilidad.

Uno de estos factores es la utilización de subvenciones y otros incentivos económicos y fiscales que repercuten directamente en la capacidad de pesca. No hay duda de que las elevadas subvenciones del pasado contribuyeron notablemente al crecimiento rápido y con frecuencia excesivo de las flotas de pesca en los decenios de 1970 y 1980. Aunque no se ha podido documentar de forma satisfactoria, parece que los programas de subvenciones se han reducido significativamente en muchos países desde los últimos años ochenta. En el PAI se recomendaba que los Estados trataran de reducir y eliminar progresivamente las subvenciones que promueven directa o indirectamente el exceso de capacidad. Actualmente, la FAO está llevando a cabo estudios para identificar las subvenciones y ayudar a corregir sus efectos en la sostenibilidad y el comercio (Schrank, 2003). El actual debate internacional sobre las subvenciones a la pesca revela que éstas, cuando se necesitan en el contexto de una pesquería o del desarrollo sectorial, podrían dejar de ofrecerse en forma de capital convencional y dedicarse más bien a promover la conservación de los recursos, los conocimientos y el desarrollo institucional. Como se ha señalado antes, es probable que las subvenciones se utilicen cada vez más para reasignar o reducir la capacidad de pesca. Las experiencias registradas en esta tarea suelen indicar que normalmente no se actuó con la necesaria cautela en lo que respecta a las condiciones en que se aplican dichos planes, especialmente en relación con las condiciones de acceso.

9. CONCLUSIONES

La adopción del PAI sobre la ordenación de la capacidad pesquera es síntoma de una evolución radical: actualmente, los elementos clave de la gestión de las pesquerías se están abordando en el plano internacional y mundial, teniendo en cuenta los principios rectores del Código de conducta para la pesca responsable de la FAO. Las naciones reconocen cada vez más claramente que el fortalecimiento de la gestión de las pesquerías es un requisito básico para la utilización sostenible y responsable de los recursos pesqueros. La adopción del PAI es también un claro signo de que los aspectos económicos de la pesca reciben cada vez más atención y que, en consecuencia, se están revisando las cuestiones normativas conexas.

La ordenación de la capacidad pesquera plantea una cuestión fundamental, la del control conjunto de los insumos y productos pesqueros; cualquiera que sea el componente seleccionado, representará la variable de control más destacada. De hecho, el exceso de capacidad es el síntoma de una limitación básica de la ordenación «convencional» de la pesca. La ordenación de la capacidad pesquera sólo puede señalar nuevos cauces que permitan abordar directamente las condiciones de ingreso y participación en las pesquerías. Probablemente, estarán basados en dos conceptos nuevos directamente relacionados: la ordenación basada en los derechos y la participación activa del sector. Mientras tanto, las cuestiones afines relacionadas en particular con la reducción de la capacidad pesquera (estrategias de transición) y la movilidad de la flota continuarán siendo objeto de preocupación especial. Se necesita abundante investigación aplicada en estas esferas.

La ordenación de la capacidad pesquera puede beneficiarse también de los siguientes factores: adopción de condiciones más específicas para el acceso a las pesquerías de alta mar por parte de los buques de pabellón nacional; el fortalecimiento y potenciación de las organizaciones pesqueras regionales; la creación de nuevas organizaciones para garantizar la plena cobertura de los recursos afectados; el fortalecimiento de los mecanismos para alentar a los no miembros a adherirse a dichas organizaciones, y un apoyo más eficaz de los donantes a la aplicación del PAI y de análogos acuerdos internacionales por parte de los países en desarrollo.

10. REFERENCIAS

- Alverton D.L. y Dunlop. 1998. Status of World Fish Stocks. Fisheries Research Institute, University of Washington. FRI-UW-9814.
- Caddy, J. y Mahon, G. 1995. Puntos de referencia para la ordenación pesquera. FAO *Documento Técnico de Pesca*. No. 347. Roma, FAO.
- Cunningham S. y Gréboval, D. 2001. Managing Fishing Capacity: A Review of Policy and Technical Issues. *Documento Técnico de Pesca (FAO)*. No. 409. Roma, FAO.
- FAO. 1998a. Report of the Technical Working Group on the Management of Fishing Capacity, La Jolla, EE.UU., 15-18 de abril de 1998. *FAO Informe de Pesca*. No. 586. Roma, FAO.
- FAO. 1998b. Informe de la Consulta sobre la Ordenación de la Capacidad Pesquera, la Pesca del Tiburón y las Capturas Incidentales de Aves Marinas en la Pesca con Palangre, Roma 26-30 de octubre de 1998. *FAO Informe de Pesca*. No. 593. Roma, FAO.
- FAO. 1999. Plan de Acción Internacional para reducir las capturas incidentales de aves marinas en la pesca con palangre. Plan de Acción Internacional para la conservación y ordenación de los tiburones. Plan de Acción Internacional para la ordenación de la capacidad pesquera. Roma, FAO.
- FAO. 2000. Informe de la Consulta Técnica sobre la Medición de la Capacidad Pesquera. Ciudad de México, México, 29 de noviembre - 3 de diciembre de 1999. *FAO Informe de Pesca*. No. 615. Roma, FAO.
- FAO. 2001. Plan de Acción Internacional para prevenir, desalentar y eliminar la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada. Roma, FAO.

- Gréboval, D. (comp).** 2002. Report and documentation of the international workshop on factors contributing to unsustainability and overexploitation in fisheries. Bangkok, Tailandia, 4-8 de febrero de 2002. *FAO Informe de Pesca*. No 672. Roma, FAO. 173 págs.
- Gréboval, D. y Munro, G.** 1999. Overcapitalization and Excess Capacity in World Fisheries: Underlying Economics and Methods of Control. En: *Managing Fishing Capacity: Selected Papers on Underlying Concepts and Issues*. *FAO Documento Técnico de Pesca*. No. 386. Roma, FAO.
- Holland, D., Gudmundsson, E. y Gates, J.** 1999. Do Fishing Vessel Buyback Programs Work: A Survey of the Evidence. *Marine Policy* 23 (1): 47-69.
- Pascoe, S. y Gréboval, D. (comps.).** 2003. Measuring capacity in fisheries. *FAO Documento Técnico de Pesca*. No. 445. Roma, FAO. 328 págs.
- Schrank, W.E.** 2003. Introducing fisheries subsidies. *FAO Documento Técnico de Pesca*. No 437. FAO, Rome. 52 págs.
- Swan, J. y Gréboval, D. (comps.).** 2003. Report and documentation of the international workshop on the implementation of international fisheries instruments and factors of unsustainability and overexploitation in fisheries. Mauricio, 3-7 de febrero de 2003. *FAO Informe de Pesca*. No. 700. Roma, FAO. 309 págs.
- WWF.** 1999. Report of WWF Expert Workshop on Developing a Model Fishery Resources Access Agreement, Roma, Italia, 8-10 de noviembre de 1999.

2. Un marco para la evaluación de la capacidad en el sector pesquero

Sean Pascoe

Centre for the Economics and Management of Aquatic Resources (CEMARE)

Universidad de Portsmouth, Locksway Road, Southsea PO4 8JF

Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte

(sean.pascoe@port.ac.uk)

Fax: +44 23 92844037

Dominique Gréboval

Oficial superior de planificación pesquera

Departamento de Pesca de la FAO

Viale delle Terme di Caracalla, 00100 Roma, Italia

(dominique.greboval@fao.org)

Jim Kirkley

College of William and Mary, Virginia Institute of Marine Science

School of Marine Science, Gloucester Point, VA 23062, Estados Unidos de América

(jkirkley@vims.edu)

Fax: +1 804 684 7843

RESUMEN

La necesidad de una ordenación eficaz de la capacidad pesquera se ha puesto de relieve en los últimos años tras haberse adquirido conciencia de que muchos de los principales recursos pesqueros del mundo están sobre-explotados. Para una buena gestión de la capacidad, los encargados de la ordenación deben establecer el nivel de la capacidad pesquera existente, así como el nivel deseable de la misma o capacidad objetivo. Esta última dependerá, en gran medida, de los objetivos de la ordenación, que pueden variar de una pesquería a otra. El presente documento ofrece un marco para evaluar el alcance del problema de la sobrecapacidad en el sector pesquero, y examina asimismo los conceptos fundamentales relativos a la capacidad, la utilización de la capacidad y el exceso de capacidad en la pesca.

1. INTRODUCCIÓN

En numerosos lugares del mundo las pesquerías se hallan sobreexplotadas tanto desde el punto de vista biológico como económico. En Europa, en el año 2002, se impusieron reducciones de más del 50 por ciento en el volumen de capturas totales permitidas en numerosas poblaciones de peces del Mar del Norte, y del 10 al 30 por ciento en casi todas las demás (DG Pesca 2001). Se volvieron a recortar las cuotas en el año 2003. La Dirección General de Pesca de la CE (DG Pesca 2000) estima que, en el año 2000, la sobrecapacidad de la flota de la UE en su conjunto rebasó el 40 por ciento. En los Estados Unidos, se estableció que el 55 por ciento de las pesquerías administradas por el Gobierno federal se estaban explotando a unos niveles insostenibles (Ward *et al.*, 2001). Asimismo, un estudio sobre cinco pesquerías administradas por el Gobierno federal estimó que la sobrecapacidad de las mismas era de alrededor del 50 por ciento, aunque variaba según la pesquería (Kirkley *et al.*, 2002). En todo el mundo se observan

ejemplos similares de sobrecapacidad pesquera. La FAO (2000a) calcula que alrededor del 50 por ciento de las pesquerías de todo el mundo están plenamente explotadas y, por lo tanto, producen unas capturas que ya han alcanzado o están a punto de alcanzar su nivel máximo, sin dejar previsiblemente ningún margen para una expansión futura. Otro 15 a 18 por ciento de las pesquerías están sobreexplotadas y están provocando una disminución de las poblaciones de peces. Y finalmente, un 10 por ciento de las poblaciones ícticas se han agotado, o están en proceso de recuperación después de haberse agotado.

Como resultado de las condiciones relativamente malas en que se encuentran muchas pesquerías en el mundo, la ordenación eficaz de la capacidad pesquera se ha convertido en una cuestión vital a escala internacional. En 1998, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) convocó un grupo técnico de trabajo para estudiar la ordenación de la capacidad pesquera (FAO, 1998). A raíz de ello, la FAO elaboró un Plan de acción internacional para la medición de la capacidad pesquera (FAO, 1999), que requiere de los países participantes la formulación, no más tarde del 2005, de planes para una ordenación eficaz, equitativa y transparente de la capacidad pesquera. Como parte de la elaboración de dichos planes, los países participantes deben llevar a cabo evaluaciones periódicas de sus niveles de capacidad y determinar qué pesquerías están más necesitadas de una ordenación de su capacidad pesquera.

La ordenación de la capacidad requiere varios elementos clave: un método para evaluar los niveles de capacidad actuales, un método para determinar los niveles deseables (es decir, la capacidad objetivo) y un mecanismo para pasar de la situación actual a la situación deseada. En 1999, la FAO organizó una conferencia internacional en México para examinar los métodos de medición de la capacidad pesquera (FAO, 2000b), y en 2002 se celebró otra reunión sobre el proceso de transición hacia la eliminación de la sobrecapacidad (Metzner y Ward, 2002).

La finalidad del presente documento es perfilar un marco para la determinación de la capacidad actual y de la capacidad objetivo en el sector pesquero. Dicho marco se ha elaborado tomando en consideración el Plan de acción internacional de la FAO (FAO, 1999). En la primera sección, se repasan las definiciones de los conceptos en que se basa la estimación de la capacidad. A continuación se presenta un marco para evaluar la capacidad, que incluye el seguimiento y el cálculo de los niveles de capacidad actuales y deseables. Por último, se esbozan varios métodos para realizar mediciones basadas en la producción, así como otros que permiten determinar los niveles de capacidad que han de fijarse como objetivo.

2. DEFINICIONES Y PROBLEMAS RELATIVOS A LA SOBRECAPACIDAD Y A LA INFRAUTILIZACIÓN DE LA CAPACIDAD

En diciembre de 1999 tuvo lugar en Ciudad de México una Consulta técnica sobre la medición de la capacidad pesquera, cuyo fin era definir la noción de capacidad y formular métodos para medir y evaluar dicha capacidad pesquera (FAO 2000). En la Consulta se formularon definiciones relativas a la capacidad, así como una serie de métodos para calcularla. Se definió la capacidad pesquera como: *la cantidad de pescado (o de esfuerzo pesquero) que puede producir durante un período de tiempo (por ejemplo, un año o una temporada de pesca) una embarcación o flota, a pleno rendimiento y para determinadas condiciones de un recurso*. En este contexto, pleno rendimiento indica el uso normal, pero sin restricciones, y no un máximo físico o técnicamente posible.

Sobre la base de dicha definición, la capacidad puede expresarse en términos de insumos (por ej., el esfuerzo pesquero potencial) o de producción (por ej., el

volumen potencial de capturas). Estas mediciones no son equivalentes, salvo en determinadas circunstancias que raramente se dan en el sector pesquero.¹

Un índice que ha ido ganando aceptación últimamente en las publicaciones sobre pesca es el de *utilización de la capacidad* (véanse, por ejemplo, Dupont *et al.*, 2002, Felthoven, 2002; Vestergaard *et al.*, 2003; Tingley *et al.*, 2003). Se trata esencialmente de una cifra basada en la producción, que se determina calculando la relación entre producción actual y potencial en condiciones de trabajo normales. Un índice similar, pero basado en los insumos, podría definirse como la relación entre el esfuerzo pesquero actual y potencial, suponiendo igualmente unas prácticas de trabajo normales y para una situación determinada de los recursos en cuestión. Su valor varía entre 0 y 1; un valor menor que 1 indica una infrautilización de la capacidad disponible (es decir, que la producción en ese momento está por debajo de la producción potencial, teniendo en cuenta las características de la embarcación y el estado de las poblaciones).

La infrautilización de la capacidad es un indicador de posibles problemas futuros en la pesquería en cuestión. Tal infrautilización puede implicar que la capacidad es excesiva², es decir, que el nivel de capacidad disponible es mayor que el se requiere para explotar el recurso en su nivel actual. Tanto la utilización de la capacidad como el exceso de capacidad son conceptos válidos a corto plazo, ya que en circunstancias distintas (como por ejemplo en caso de recuperación de la población), podría requerirse la totalidad de la flota existente para explotar los recursos a un nivel óptimo.

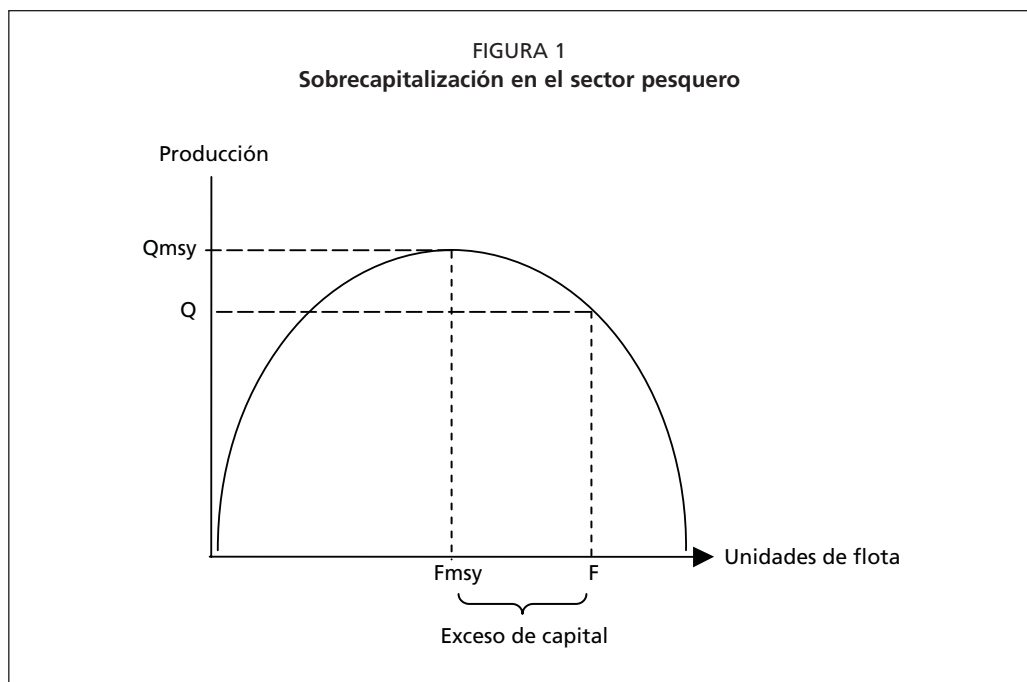
Los cambios en la utilización de la capacidad a lo largo del tiempo pueden proporcionar información sobre la efectividad de la ordenación para controlar la capacidad pesquera. La disminución de la utilización de la capacidad podría indicar que la ordenación no está restringiendo el crecimiento de dicha capacidad, sino sólo su uso. Por el contrario, un aumento en la utilización de la capacidad puede señalar que la ordenación de la capacidad está funcionando.

Los conceptos de capacidad y utilización de la capacidad están relacionados con la situación en que se encuentran los recursos en un momento dado. A largo plazo quizás sea deseable otro nivel de recursos, especialmente si la población íctica está sobreexplotada. Unido a este nivel deseable de la población también habría un nivel de producción deseable, que representaría el rendimiento sostenible que podría lograrse, y un tamaño/configuración deseables de la flota que corresponderían a dicho rendimiento sostenible al menor costo. Estos niveles deseables de producción y de tamaño de la flota a largo plazo pueden considerarse como índices de la *capacidad objetivo*.

Una medición de la sobrecapacidad a largo plazo basada en la producción vincularía el volumen de producción potencial de la flota actual, teniendo en cuenta el nivel

¹ Para que haya una equivalencia entre las mediciones de la capacidad basadas en los insumos y las que se basan en la producción, debería existir una relación perfectamente lineal entre los niveles de ambos factores (esto es, $C=qEB$); es decir, que si se duplicara el nivel de todos los insumos se debería duplicar también la producción. En la mayoría de las pesquerías, esta relación no es lineal. Algunas veces, la producción puede aumentar en un mayor grado que el incremento de los insumos (aumentando los rendimientos a escala), mientras que en otros casos la producción crece en menor proporción que los insumos (disminuyendo los rendimientos a escala). Un buen ejemplo, que ilustra las diferencias entre las mediciones de la capacidad basadas en los insumos y en la producción, puede encontrarse en Pascoe, Coglan y Mardle (2001).

² La infrautilización de la capacidad no es un indicador fiable del exceso de capacidad, sobre todo si la infrautilización se debe a las fuerzas del mercado, tal como se explica más adelante. Además, el nivel existente de los insumos puede ser adecuado si se ha producido un aumento de la población íctica. La eliminación de este «exceso de capacidad» podría ser perjudicial para la productividad futura de la pesquería en cuestión si se trata de poblaciones ícticas que se están recuperando. Por consiguiente, la utilización de la capacidad sólo debería utilizarse como un primer indicador general de problemas de exceso de capacidad en la pesquería.



deseado de la población íctica, al nivel objetivo³; mientras que una medición basada en los insumos vincularía el actual nivel de inversiones en la pesquería en cuestión (en número de embarcaciones, toneladas de registro bruto o alguna otra unidad de valor) con el nivel de inversiones deseado.

A esta última medición se la denomina generalmente *sobrecapitalización*. En el Gráfico 1 se ofrece un ejemplo de la misma, utilizando un simple modelo de Schaefer que muestra la relación entre el rendimiento sostenible y el esfuerzo pesquero (definido en términos del tamaño de la flota). En dicho gráfico puede verse que el tamaño de la flota actual, F , produce un nivel de producción actual, Q . En cambio, puede obtenerse un mayor rendimiento, Q_{msy} , con una flota más pequeña, F_{msy} . La diferencia entre la flota actual y la flota deseable es el nivel del exceso de capital, y representa la medida del nivel de sobrecapitalización de la pesquería. El nivel de producción concreto que se establezca como objetivo dependerá de los objetivos de ordenación de la pesquería en cuestión. En algunos casos, el máximo rendimiento sostenible puede ser el nivel de producción objetivo, mientras que en otros puede resultar más conveniente tomar como objetivo el máximo rendimiento económico.

En resumen, la capacidad y la utilización de la capacidad son conceptos a corto plazo que se refieren a la aptitud de la flota existente para aumentar su producción, teniendo en cuenta las circunstancias actuales. Por el contrario, la sobrecapacidad y la sobrecapitalización son conceptos a más largo plazo, que indican cuánto puede ser necesario reducir la flota actual para poder lograr el nivel de producción establecido como objetivo a largo plazo.

2.1 Causas y problemas de la infrautilización de la capacidad

La infrautilización de la capacidad puede obedecer a varias razones. En primer lugar, puede darse una infrautilización de la capacidad motivada por la ordenación si se restringe la producción pesquera, por ejemplo fijando un límite al volumen de capturas

³ Una medición de la sobrecapacidad a corto plazo equivalente podría ser también la relación entre el volumen potencial de capturas actual y un volumen de capturas fijado como objetivo en el período actual (por ejemplo, el volumen de capturas totales permitidas). Éste podría ser un indicador de la sobrecapacidad poco fiable si se fijara un volumen de capturas totales permitidas muy bajo, con el objeto de permitir la recuperación de la población íctica.

totales permitidas (CTP) o como resultado de una restricción en el número de días en que se puede pescar (esto es, períodos de veda, limitaciones a los días en el mar). En segundo lugar, puede producirse una infrautilización de la capacidad como resultado de unas condiciones de mercado adversas. Por ejemplo, si aumentara el precio del combustible o disminuyera el del pescado, la rentabilidad de la pesca disminuiría y ello podría provocar que algunos operadores (los menos eficientes) pescaran menos que en otras circunstancias.

La infrautilización de la capacidad inducida por el mercado no supone un problema para la ordenación pesquera, ya que cada pescador trabaja de forma racional. En muchos casos, la utilización de la capacidad inducida por el mercado se autorregula, ya que o bien los precios (o costos) aumentarán (o descenderán) hasta sus niveles originales o bien las embarcaciones menos eficientes, que no pueden trabajar en las nuevas condiciones del mercado, abandonarán la actividad pesquera. La infrautilización de la capacidad motivada por la ordenación, sin embargo, puede tener consecuencias para la ordenación eficaz de la pesca.

Desde una perspectiva puramente centrada en la conservación de las poblaciones ícticas, la existencia de una infrautilización de la capacidad provocada por la ordenación no supone ninguna amenaza siempre que la producción pesquera total se restrinja a unos niveles sostenibles (por ejemplo, mediante la aplicación de una cuota de capturas totales permitidas). No obstante, la existencia de una capacidad infrautilizada crea una serie de problemas económicos, algunos de los cuales también pueden tener consecuencias para el éxito de las medidas de conservación de las poblaciones. Tales problemas incluyen los alicientes económicos para rebasar las cuotas impuestas, así como la tendencia a pescar lo más posible y a incrementar la capitalización en una carrera hacia el aumento del rendimiento individual.

Al nivel global de la pesquería, la existencia de una infrautilización de la capacidad indica un derroche de recursos, ya que, por definición, podría haberse obtenido el mismo volumen de capturas con menos embarcaciones pero trabajando a pleno rendimiento. Por lo tanto, las embarcaciones adicionales no están aportando ningún valor añadido a la industria y, por consiguiente, resultan excesivas. Los costos que han entrañado dichas embarcaciones reflejan directamente el costo económico del exceso de capacidad para la industria (y para la sociedad en su conjunto).

Además de imponer un costo económico directo a la industria, la existencia de una capacidad infrautilizada puede dar lugar a otros alicientes que son perjudiciales tanto para la conservación de las poblaciones ícticas como para la rentabilidad de la propia industria a más largo plazo. Cuando la capacidad pesquera de la flota supera el volumen de capturas disponibles se generan alicientes para aumentar la inversión en la industria en el intento de conseguir una parte mayor de las capturas. Ello puede traducirse en una embarcación más grande y/o un motor más potente, así como en el uso de más equipos de pesca con el objeto de potenciar al máximo las capturas de cada uno. A corto plazo, es muy probable que dicha inversión le proporcione al inversor una mayor rentabilidad. Sin embargo, a más largo plazo, otros pescadores se verán obligados o bien a realizar, a su vez, una mayor inversión para poder aumentar su cuota de capturas (ahora reducida), o bien a abandonar la actividad pesquera. Como consecuencia, la «carrera por el pescado» impulsada por la existencia de un exceso de capacidad puede conllevar un aumento aún mayor del exceso de capacidad, con efectos perjudiciales tanto para las poblaciones ícticas como para la rentabilidad de la industria pesquera en su conjunto. Este problema se ejemplifica perfectamente en la industria pesquera del hipogloso del Pacífico, en la que la existencia de un exceso de capacidad provocó unos niveles de capacidad aún mayores en dicha pesquería (véase Homans y Wilen 1997, para una información más detallada sobre este caso).

La alternativa al aumento de inversiones para mantener la cuota de capturas en las citadas circunstancias es el abandono de la actividad pesquera. No obstante, la falta de

posibles usos alternativos para las embarcaciones pesqueras dificulta dicho abandono. Si los ingresos que se obtienen con un nivel de capturas reducido no son suficientes para cubrir el costo de las embarcaciones, pueden generarse alicientes para rebasar las cuotas impuestas. El volumen efectivo de desembarques ilegales dependerá del nivel de vigilancia y de las multas o sanciones previstas, pero es probable que exista una correlación entre tales niveles de desembarques ilegales y el exceso de capacidad.

Un problema asociado que puede confundirse con una aparente infrautilización de la capacidad es la existencia de pescadores a tiempo parcial. Se considerará que sus embarcaciones son infrautilizadas si se las compara con las que se utilizan a tiempo completo, pero el aumento potencial de su actividad pesquera puede ser limitado mientras permanezcan en poder de sus actuales propietarios. No obstante, puesto que es posible que dichos propietarios pasen a trabajar a tiempo completo o que vendan su embarcación a un nuevo pescador que podría utilizarla a tiempo completo, resulta adecuado considerarlas como embarcaciones con una capacidad infrautilizada a efectos de la ordenación de la capacidad.

En resumen, la existencia de una capacidad infrautilizada conlleva costos directos para la industria debido a los beneficios económicos que se dejan de percibir, así como costos indirectos, por los alicientes que crea para aumentar las inversiones (lo que provoca un ulterior aumento del exceso de capacidad) y para incrementar los desembarques ilegales.

2.2 Causas y problemas de la sobrecapitalización

A menudo se atribuye la existencia de la sobrecapitalización a la ausencia de derechos de propiedad en las pesquerías. Si no hay derechos de propiedad bien definidos, cada pescador aumentará su esfuerzo y, en las pesquerías donde no haya limitaciones al número de licencias, entrarán en el sector nuevos pescadores siempre que las ganancias en el sector pesquero sean mayores que en otros sectores o actividades. Como consecuencia, se disipa la renta del recurso (esto es, el valor total implícito del recurso utilizado en el proceso de producción). Además, dependiendo de los costos efectivos de la captura de peces, el nivel de inversión en la actividad pesquera puede exceder el que se requiere para explotar dicho recurso con la máxima productividad (por ejemplo, el máximo rendimiento sostenible), así como el requerido para explotarlo obteniendo su mayor valor económico para la sociedad (máximo rendimiento económico).

Un problema importante de la sobrecapitalización es la pérdida de la renta que podría obtenerse de los recursos pesqueros. Esta renta podría devolverse a la comunidad local mediante la mejora de las instalaciones o quedar en manos de los pescadores en forma de una mayor rentabilidad. La pérdida de esta renta, en consecuencia, conlleva una disminución de los ingresos de los pescadores y de su tripulación, que puede provocar a su vez una reducción de los ingresos en la región en su conjunto a causa del menor uso de los servicios locales.

También se suele asociar la sobrecapitalización a unos niveles de producción más bajos, que pueden repercutir en los resultados de los sectores de la elaboración y la venta al por menor. Niveles excesivos de sobrecapitalización pueden provocar un colapso de las existencias.

2.3 Medición de la capacidad basada en los ingresos o en la producción

La ordenación de la capacidad pesquera requiere alguna estimación del nivel actual de capacidad pesquera de una flota y del correspondiente nivel de exceso de capacidad en la pesquería. Con esta finalidad, numerosos países han elaborado una serie de indicadores de la capacidad, la mayoría de ellos basados en las características físicas de la flota (FAO, 2000). Los principales indicadores de la capacidad que se aplican en muchos países son valores tales como el tonelaje bruto (que mide el volumen de la embarcación), la potencia de los motores y el número de embarcaciones. En

algunos países también se han elaborado índices basados en cálculos de ingeniería, tales como unidades de la capacidad de una embarcación,⁴ que generalmente utilizan una combinación de características. Más recientemente, se han formulado mediciones de la capacidad basadas en la producción que se relacionan con el nivel potencial de producción de una flota.

Las mediciones de la capacidad basadas en los insumos parten de la presunción implícita de que el nivel de producción está relacionado con el nivel de los insumos físicos empleados en la pesca. Si se utilizaran plenamente estos insumos, la capacidad de la flota sería una función de dichos insumos. El nivel de utilización en ese caso estaría relacionado con el nivel de actividad (por ejemplo, el número de días de pesca). Por lo tanto, la capacidad de la flota se relaciona con los insumos fijos empleados; por ejemplo, capacidad = f (tamaño de la embarcación, potencia del motor, etc.), suponiendo que se utilicen plenamente tales insumos. Como consecuencia, un cambio en los niveles de esfuerzo no altera la producción *potencial* de la flota y, por tanto, no afecta directamente a la capacidad (sino tan sólo a su utilización).

Generalmente, el vínculo entre el nivel de insumos y el nivel de producción es la base de una ordenación pesquera realizada mediante controles de los insumos. Se da por supuesto que un cambio en el nivel de insumos (por ejemplo, mediante decomisos) o de su utilización (mediante restricciones de los días en el mar, períodos de veda, etc.) tiene un efecto proporcional en el nivel de producción. Sin embargo, tal como se ha indicado anteriormente, ello presupone que las pesquerías estén sujetas a rendimientos constantes a escala. Varios estudios (por ejemplo, Pascoe y Coglán, 2000; Pascoe, Coglán y Mardle, 2001) han demostrado que a menudo las mediciones de la capacidad basadas en los insumos no son equivalentes a las basadas en la producción; han demostrado también que los cambios en la distribución de los insumos pueden tener un efecto considerable en la producción de una pesquería, incluso en el caso de que la «capacidad» total basada en los insumos no haya variado.

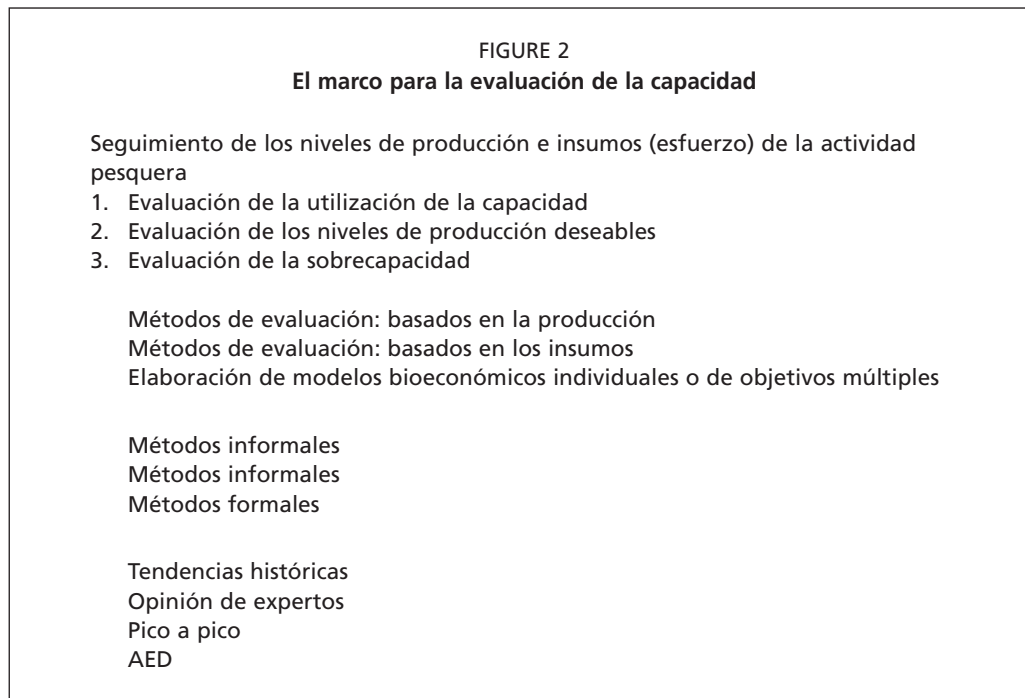
Los cálculos de la capacidad basados en la producción intentan medir directamente la producción potencial y/o el nivel de utilización de la capacidad, generalmente para cada embarcación. En la estimación de la medición de la capacidad basada en la producción también queda implícita una relación entre el nivel de insumos fijos, el nivel de utilización de los mismos y el nivel de producción. No obstante, los métodos de cálculo no suelen imponer los mismos supuestos que están implícitos en las mediciones basadas en los insumos. Como resultado, la medición no se ve afectada por la distribución de los insumos.

Aunque proporcionan una mejor estimación de la capacidad y de la utilización de la capacidad en el sector pesquero (FAO, 2000), las mediciones basadas en la producción no resultan tan útiles a efectos de la ordenación pesquera. Tal como se ha explicado anteriormente, la ordenación de muchas pesquerías utiliza algún tipo de control de los insumos. Para lograr una reducción de la capacidad mediante tales sistemas de ordenación se deben retirar algunos insumos, por lo que es necesario algún tipo de medición basada en los mismos. Por consiguiente, ambos tipos de mediciones son necesarios en la ordenación pesquera, junto con la determinación de la relación entre las distintas mediciones, que es un componente importante del sistema de información sobre la ordenación.

3. MARCO PARA LA EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD

En la Figura 2, se ilustra el marco para la evaluación de la capacidad. La actividad primordial que cualquier evaluación de la capacidad requiere es un programa de

⁴ Por ejemplo, en el Reino Unido se definen las unidades de capacidad de una embarcación (UCE) como: $UCE = eslora * manga + 0,45 * kw$. Las UCE se utilizan como base para la ordenación de la capacidad, que incluye el decomiso.



seguimiento, a fin de recoger los datos necesarios para cualquier análisis posterior. Una vez obtenidos dichos datos, la evaluación de la capacidad comprende la estimación del nivel actual de la capacidad y de la utilización de la misma, así como la determinación de los niveles de la capacidad objetivo y, si es el caso, de la reducción de la flota que se necesita para alcanzar tales niveles objetivo.

El proceso de evaluación de la capacidad actual y de la capacidad objetivo puede ser formal (es decir, utilizar un enfoque de modelos cuantitativos) o informal. En los siguientes apartados se presentan brevemente varios ejemplos de estos enfoques.

3.1 Necesidades de seguimiento y de obtención de datos

Los datos necesarios para realizar una evaluación de la capacidad no son distintos de los requeridos para la ordenación eficaz de una pesquería, que ya se recogen habitualmente en muchos países.⁵

3.1.1 Datos sobre los insumos

Se necesitan datos sobre los insumos para poder realizar tanto las mediciones de la capacidad pesquera basadas en los insumos como las que se basan en la producción. Los datos sobre insumos pueden desglosarse en dos grandes grupos: mediciones de la capacidad física y niveles de actividad. Las mediciones de la capacidad física proporcionan, tal como su nombre sugiere, una medida inmediata de la capacidad basada en los insumos. Dichas mediciones incluyen, por ejemplo, el número total de embarcaciones, la potencia de los motores (por ej., kw o caballos de fuerza), la eslora y las toneladas de registro bruto. En muchas pesquerías es posible determinar varios segmentos distintos de la flota (definidos, por ejemplo, en función de los diversos tipos de equipos de pesca, especies buscadas o lugar donde se faena), por lo que las distintas embarcaciones se asignarán a los diferentes segmentos de la flota según proceda.⁶ Con el objeto de obtener una adecuada estimación de las mediciones de la

⁵ Aunque en la mayoría de los países se recogen datos, la calidad y el tipo de los mismos puede variar. Ello puede repercutir en la variedad de las opciones de medición de la capacidad aplicables.

⁶ Esto se vuelve más complicado en el caso de las pesquerías cuyas embarcaciones son multifuncionales y pueden trabajar con distintos tipos de equipos de pesca a lo largo del año.

capacidad basadas en la producción, lo mejor sería recoger la información sobre cada embarcación de forma individual. Las mediciones basadas en los insumos, sin embargo, pueden obtenerse a partir de los totales correspondientes a cada segmento de la flota (por ejemplo, del total de las toneladas de registro bruto, caballos de fuerza, etc.) si no se han conservado los datos individuales.

La información sobre la actividad pesquera incluye días/horas de pesca, así como la cantidad de equipos de pesca utilizados (por ejemplo, kilómetros de redes, número de trampas, etc.). Una vez más, es necesario que se obtenga dicha información sobre cada embarcación por separado para las mediciones basadas en la producción. Es igualmente útil contar con dicha información para cada embarcación por separado si se quiere estimar el esfuerzo pesquero potencial (medición basada en los insumos).

3.1.2 Datos sobre la producción

Lo ideal sería poder obtener datos sobre la producción de cada embarcación, desglosada por especies. Esta información ya se recoge en muchos países mediante los cuadernos de bitácora de las embarcaciones, y se utiliza para supervisar los desembarques.

3.1.3 Datos económicos

Los datos económicos se precisan para evaluar la capacidad objetivo,⁷ pero también proporcionan por sí solos una información muy útil sobre el estado de la pesquería. La información económica básica necesaria comprende el precio de cada especie y los costos y ganancias de cada embarcación pesquera por separado. La principal información sobre costos que se precisa incluye una medición de los costos de explotación (por ejemplo, combustible, hielo, cebos, etc.), los costos de la tripulación, los costos fijos anuales (por ejemplo, derechos portuarios, costos administrativos, derechos de licencia, mantenimiento, etc.) y los costos de inversión (como el valor de la embarcación y del equipo de pesca).

3.2 Estimación de la capacidad y de su utilización

La estimación de los valores de la capacidad y la utilización de la capacidad sobre la base de los insumos es bastante sencilla, ya que la información recogida sobre las características físicas de la flota genera directamente la medición. La presente sección se centrará, por lo tanto, en el cálculo de las mediciones basadas en la producción. Dependiendo de la disponibilidad de los datos, será más apropiado utilizar métodos de evaluación informales o bien formales.

Los métodos informales de estimación de la utilización de la capacidad y de la capacidad de producción pueden incluir un examen de las tendencias históricas o bien la utilización del asesoramiento de un experto. El estudio del número de capturas por embarcación a lo largo del tiempo puede proporcionar una primera idea aproximada del número máximo de capturas que puede realizar una embarcación. El índice más alto de capturas observado puede tomarse como una medida de la capacidad de producción; en consecuencia, la utilización de la capacidad será la relación entre la producción actual y dicha capacidad de producción. Sin embargo, este método pasa por alto los cambios en la situación de las poblaciones ícticas, además de los posibles cambios tecnológicos capaces de influir en el índice de capturas a lo largo del tiempo. De igual forma, las condiciones económicas (por ejemplo, los cambios en precios y costos) pueden influir en los niveles de producción y, consecuentemente, distorsionar la percepción de los niveles de capacidad.

⁷ La información económica también puede utilizarse para estimar directamente la utilización de la capacidad. La incorporación de la información sobre costos y precios al cálculo de la utilización de la capacidad proporciona una medición económicamente eficiente de la capacidad de producción, y no sólo la simple medición técnicamente eficiente de la capacidad (véase un ejemplo Pascoe y Tingley, 2003).

La consulta a expertos del sector pesquero también podría proporcionar estimaciones sobre la capacidad de producción. Estos expertos podrían ser científicos (con inclusión de economistas), ingenieros y/o miembros de la industria pesquera. Basándose en su experiencia, formularían estimaciones del volumen máximo de capturas que podría realizar cada tipo de embarcación si se utilizara plenamente y teniendo en cuenta la situación de las poblaciones ícticas en el momento de la estimación. Dicha información podría compilarse de forma esporádica (por ejemplo, mediante el diálogo con las principales partes interesadas del sector pesquero), o bien de forma sistemática mediante algún tipo de encuesta entre los miembros de la industria pesquera. Otros mecanismos formales para obtener información de expertos incluyen la Técnica Delphi, proceso iterativo que consiste en recoger las opiniones de un grupo de expertos, devolver dicha información compilada al grupo y obtener luego sus opiniones modificadas. El proceso se va repitiendo hasta que el grupo alcanza un consenso final.

También existen métodos más formales para la estimación de la capacidad y de la utilización de la capacidad. Los que se aplican más frecuentemente para la estimación de la capacidad pesquera son el análisis pico a pico y el análisis envolvente de datos (AED).⁸

3.2.1 El análisis pico a pico

Una ventaja importante del análisis pico a pico con respecto a otros métodos para estimar la utilización de la capacidad es que requiere unos datos mínimos. Las estimaciones pico a pico de la capacidad y de la utilización de la capacidad se refieren a una pesquería específica y, por tanto, sólo precisan información sobre la producción total de la pesquería en cuestión y el nivel de sus insumos físicos.⁹ Se realiza una estimación de las capturas por unidad de insumos físicos y se supone que los niveles de producción máximos indican la plena utilización de la capacidad y que los niveles mínimos indican una infrautilización de la misma.

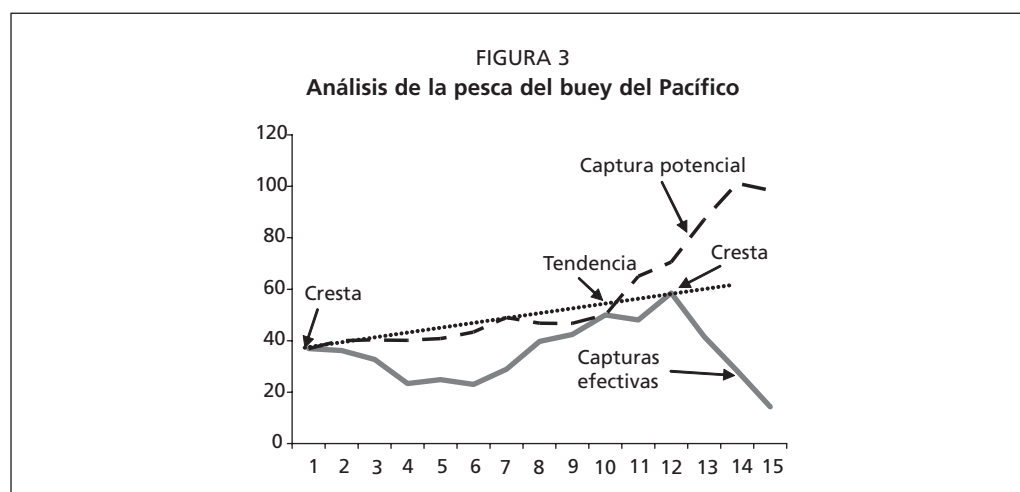
Se presupone que los cambios en los índices máximos de capturas se deben a cambios tecnológicos. Por ello, se aplica el índice promedio de cambios técnicos para obtener un índice de la capacidad plena. La estimación de la capacidad de producción se obtiene multiplicando el índice de capacidad por el número de unidades de pesca. Teniendo la capacidad de producción, puede calcularse la utilización de la capacidad.

Todo ello puede ilustrarse con un ejemplo sencillo, utilizando los datos de la pesca del buey del Pacífico en los Estados Unidos (véase el Cuadro 1 y la Figura 3).¹⁰ Se observó que los índices máximos de capturas se habían registrado en 1959 y 1968. A continuación se estimó que el promedio de cambios técnicos entre ambos períodos era de 10,79 (es decir, $(520,4-423,3)/9$, la tendencia indicada en la Figura 3). Se utilizó este último índice para calcular el índice de la capacidad de captura, es decir, el índice de capturas si las embarcaciones trabajaran al máximo de su capacidad. Por ejemplo, se estimó que el índice de la capacidad en 1960 era el índice de capturas de 1959 (que se suponía equivalente al índice de la capacidad) más 10,79. Se obtuvo la estimación de la captura potencial multiplicando la capacidad de captura por el número de embarcaciones. A partir de ahí, puede calcularse la utilización de la capacidad dividiendo el número de capturas actuales por la capacidad de captura. Del Cuadro 1 y de la Figura 3 se deduce que el sector pesquero atravesó largos períodos de baja utilización de su capacidad.

⁸ También existen otros métodos, como el uso de fronteras de producción estocástica. En Kirkley y Squires (1999) y en Pascoe *et al.* (2003) se ofrece una reseña detallada de los métodos existentes para la estimación de la capacidad y de su utilización.

⁹ También pueden realizarse estimaciones pico a pico para cada especie.

¹⁰ Los datos que se utilizan en este ejemplo fueron extraídos de Kirkley y Squires (1999). Se pueden encontrar otros ejemplos relativos a esta técnica en Hsu (1999).



Las principales ventajas de este método son su simplicidad y la cantidad de datos relativamente pequeña que necesita. Sin embargo, encierra también una serie de problemas que deben tomarse en consideración. En primer lugar, en las pesquerías de especies múltiples el análisis de la utilización de la capacidad para cada especie puede volverse problemático si los pescadores están en condiciones de centrarse en especies individuales y el esfuerzo se desvía de una especie a otra. En esos casos, puede aparecer una «infrautilización» como resultado de esos cambios en la especie objetivo. En algunas ocasiones, puede parecer que hay una infrautilización en todas las especies cuando se las considera por separado, a pesar, incluso, de que la flota se esté utilizando plenamente. Por consiguiente, para una correcta interpretación de los resultados deben tomarse en consideración las características de las pesquerías, a fin de asegurar que la infrautilización no se sobrestime. Puede ser necesario, asimismo, complementar los resultados con la opinión de expertos.

Este método también pasa por alto los cambios en la situación de las poblaciones ícticas. Un menor índice de capturas en determinados años podría indicar una disminución de la población íctica, en lugar de una infrautilización de las embarcaciones; y a la inversa, los índices máximos de capturas podrían coincidir con unos niveles de poblaciones de peces superiores a la media. La utilización real de la capacidad podría ser mayor en los períodos intermedios (en condiciones normales de las poblaciones

CUADRO 1

Ejemplo: análisis pico a pico de la pesca del buey del Pacífico

Año	Capturas	Embarcaciones	Índice de capturas	Índice de la capacidad	Captura potencial	Utilización de la capacidad
1959	36,95	87,3	423,3	423,3	37,0	100,0%
1960	36,16	92,3	391,8	434,0	40,1	90,3%
1961	32,7	90,55	361,1	444,8	40,3	81,2%
1962	23,36	88,01	265,4	455,6	40,1	58,3%
1963	24,86	87,49	284,1	466,4	40,8	60,9%
1964	23,04	90,82	253,7	477,2	43,3	53,2%
1965	28,91	100,36	288,1	488,0	49,0	59,0%
1966	39,72	93,91	423,0	498,8	46,8	84,8%
1967	42,44	91,7	462,8	509,6	46,7	90,8%
1968	49,97	96,03	520,4	520,4	50,0	100,0%
1969	48,06	122,44	392,5	531,1	65,0	73,9%
1970	58,51	130,08	449,8	541,9	70,5	83,0%
1971	41,61	157,43	264,3	552,7	87,0	47,8%
1972	28,25	179,52	157,4	563,5	101,2	27,9%
1973	14,37	171,45	83,8	574,3	98,5	14,6%

ícticas), aunque parecerá baja si en los períodos de índices máximos se verifican niveles de poblaciones de peces por encima de la media. Esto puede resultar un verdadero problema si las poblaciones de peces son muy variables, como suele ocurrir con los peces pelágicos pequeños (por ejemplo, las sardinas o las anchoas). En el caso del citado ejemplo del buey del Pacífico, la baja utilización de la capacidad en los últimos 4 o 5 años se debió más probablemente a una disminución de las poblaciones ícticas que a una infrautilización de la capacidad en sí misma. Por consiguiente, para interpretar correctamente los resultados deben tomarse en consideración todos estos factores.

3.2.2 *Análisis envolvente de datos (AED)*

El AED es una medición basada en la producción que puede proporcionar información tanto por especies como por segmentos de la flota. Pueden obtenerse estimaciones de la capacidad y de la utilización de la capacidad directamente referidas a la flota, aunque es preferible calcularlas para cada embarcación por separado y sumarlas después para obtener el total relativo a la flota.

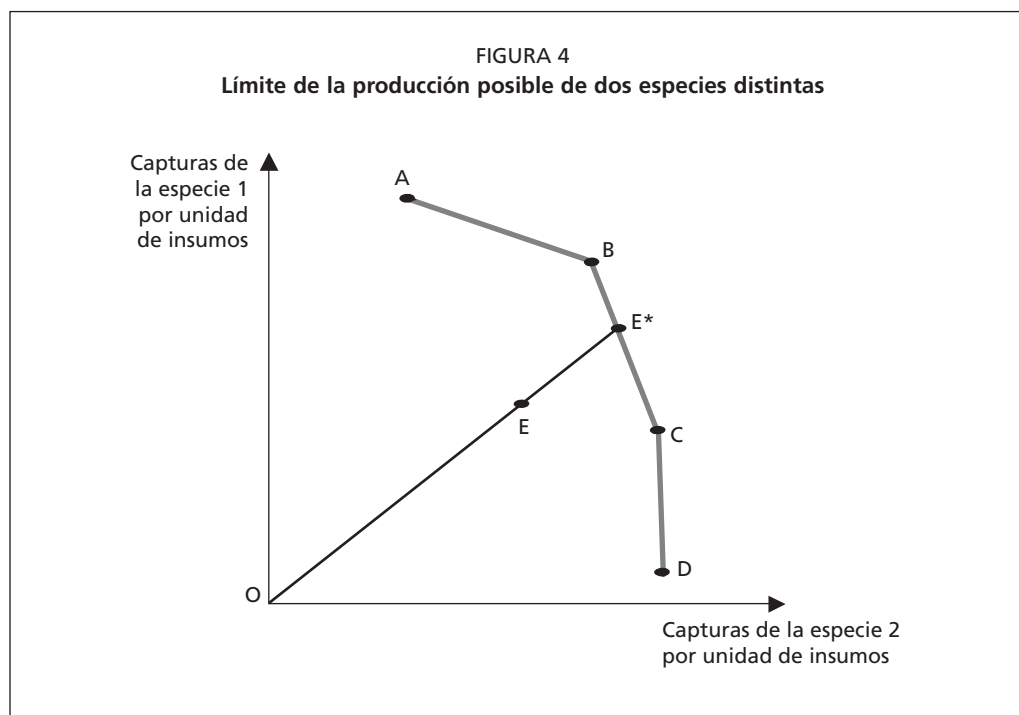
El AED es un método basado en «valores límite»: se comparan los volúmenes de producción de cada embarcación de la flota con el «mejor» conjunto de embarcaciones, que se utiliza como punto de referencia. Las «mejores» embarcaciones son aquellas que han obtenido los niveles más altos de producción por unidad de insumos. Dichas embarcaciones determinan el «límite». Por ejemplo, en la Figura 4, los dos ejes representan el volumen de capturas promedio por unidad de insumos (por ejemplo, kg/tonelada de registro bruto) de dos especies. Los puntos *A*, *B*, *C* y *D* representan la composición de las capturas de cuatro embarcaciones. Estas embarcaciones definen el límite, ya que ninguna otra embarcación ha obtenido un mayor número de capturas por unidad de insumos. El punto *E* representa una embarcación con un menor volumen de capturas por unidad de insumos, para ambas especies. Si esta embarcación estuviera funcionando al mismo nivel que las otras, potencialmente podría obtener más capturas de cada especie. Sobre la base de las capturas obtenidas por las otras embarcaciones, la embarcación representada por el punto *E* podría alcanzar el potencial de explotación representado por el punto *E**. Este último punto define la capacidad de producción de la embarcación en el punto *E**, y la relación entre las distancias OE/OE^* es la medida de la utilización de su capacidad.¹¹

El AED es una técnica no paramétrica, que utilizan un modelo de programación lineal y, por lo tanto, no puede tratar directamente los errores aleatorios (como, por ejemplo, la «fortuna» en relación con las capturas). No obstante, el método creado y aplicado en el sector pesquero no se ve afectado por los errores aleatorios,¹² y por ello su uso resulta apropiado incluso para pesquerías de gran variabilidad.

En la Consulta técnica sobre la medición de la capacidad pesquera (FAO, 2000), se observó que el DEA era aparentemente el método preferido para realizar estimaciones de la capacidad y de la utilización de la misma en el sector pesquero, ya que podía manejar directamente múltiples datos de entrada (por ejemplo, el tamaño de las embarcaciones, la potencia de los motores, los equipos y la superficie de las zonas de pesca, etc.) y múltiples resultados (por ejemplo, el volumen de capturas de diferentes especies). Por lo tanto, puede utilizarse en la pesca de especies múltiples sin los problemas que conlleva el análisis pico a pico. Además, la utilización de la capacidad se determina para cada período de tiempo por separado, por lo que este índice no se ve afectado por las fluctuaciones de las poblaciones. Puede calcularse la capacidad de

¹¹ También se obtiene de forma similar la estimación de la eficacia técnica, considerando igualmente en el análisis los insumos variables. En la estimación de la utilización de la capacidad sólo se empleaba información sobre los insumos fijos.

¹² Los detalles sobre las ecuaciones en que se basa la metodología del AED figuran en Kirkley y Squires (1999) y en Pascoe *et al.* (2003). Véase Holland y Lee (2002) para obtener información detallada sobre la sensibilidad de los resultados a las variaciones aleatorias.



la industria sumando los resultados relativos a la capacidad efectiva individual, aunque esto supone una infravaloración de la capacidad efectiva de producción de la industria ya que sería posible obtener un mayor volumen de capturas mediante una asignación distinta de los insumos.

3.3 Evaluación de la capacidad objetivo

La ordenación de la capacidad pesquera requiere algún tipo de medición no sólo de la capacidad existente, sino también del nivel de la capacidad objetivo. Una pesquería puede lograr muy distintas formas de rendimiento sostenible. De hecho, incluso una pesquería sobrecapitalizada, como la del ejemplo de la Figura 1, puede producir un rendimiento sostenible que quizás se considere «óptimo» en un determinado contexto. Por lo tanto, la capacidad objetivo tiene que ver con los objetivos de gestión, y el rendimiento «óptimo» es aquel que mejor satisface dichos objetivos. En las pesquerías donde el empleo se considera un factor clave, niveles más bajos de rendimiento y de beneficios totales pueden constituir un compromiso aceptable; y a la inversa, en las pesquerías industriales, puede considerarse más importante obtener una buena rentabilidad de los recursos, acompañada de altos rendimientos, aunque los niveles de empleo sean inferiores. En consecuencia, el máximo rendimiento económico puede ser un objetivo adecuado para la capacidad de producción. Donde las pesquerías son uno de los principales suministradores de alimentos y los precios de las importaciones resultan prohibitivos, puede que el máximo rendimiento sostenible (MRS) se considere el nivel de producción objetivo.

Cuando la ordenación de las pesquerías se realiza mediante controles de los insumos, la evaluación de los niveles de la capacidad objetivo requiere estimaciones relativas tanto a la producción como a los insumos.¹³ Por ejemplo, si el objetivo de la ordenación pesquera fuera potenciar al máximo el rendimiento sostenible, entonces

¹³ Ello es igualmente cierto cuando la ordenación combina controles de insumos y controles de la producción total (por ejemplo, las CTP), ya que el principal mecanismo para la gestión de la capacidad seguirá utilizando controles de insumos (por ejemplo, planes de decomiso). El único sistema de gestión en el que puede ser apropiado determinar la capacidad objetivo únicamente sobre la base de la producción es un sistema de cuotas individuales transferibles.

debería calcularse tanto la producción al máximo rendimiento sostenible como el tamaño/configuración de la flota que se requiere para lograrla.

La estimación del rendimiento «óptimo» puede realizarse mediante una evaluación formal utilizando algún tipo de modelo, si se dispone de datos suficientes, o mediante una evaluación informal utilizando puntos/períodos de referencia, si los datos son limitados.

3.3.1 Enfoques informales

Al igual que con la estimación de la capacidad actual, también puede utilizarse la opinión de expertos para extraer una primera estimación aproximada del nivel de la capacidad objetivo.¹⁴ Ello puede implicar el estudio de los niveles de producción y de insumos de la pesquería en el momento en que se considere que ésta funcionaba a un nivel óptimo y sostenible. De igual forma, el volumen medio de producción a lo largo de un período prolongado puede considerarse como un primer indicador del rendimiento objetivo, a falta de información más apropiada.

3.3.2 Enfoques formales

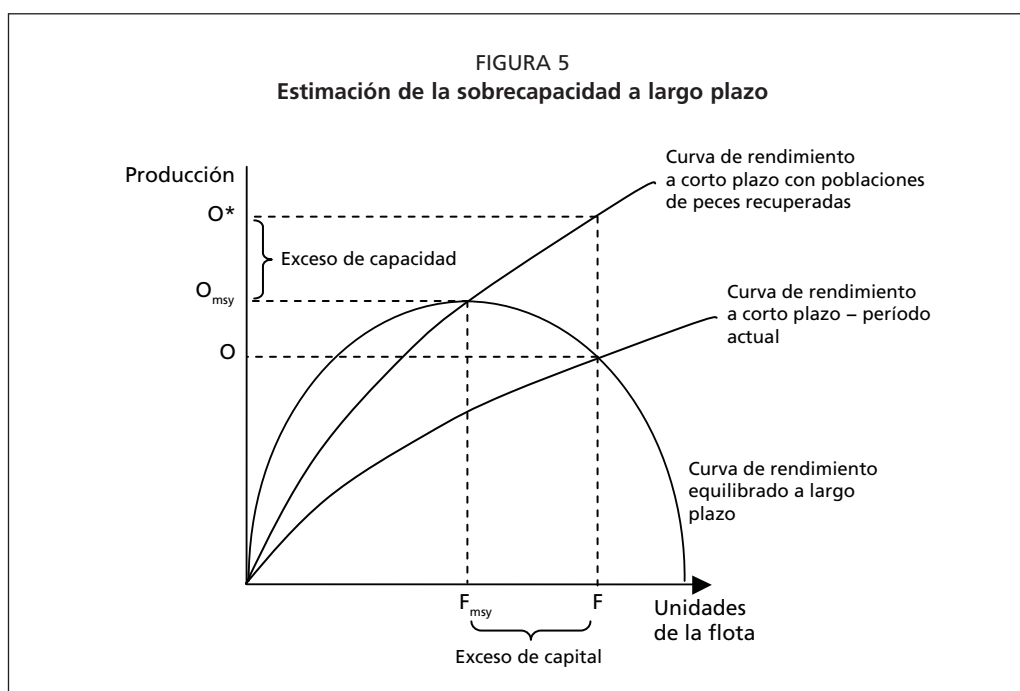
Las técnicas de evaluación de las poblaciones ícticas ya están bien asentadas y permiten obtener estimaciones del rendimiento sostenible de las pesquerías, siempre que se disponga de datos suficientes para calcular los parámetros que requiere el modelo. Estos modelos son suficientes para calcular tanto la capacidad de producción deseable como los niveles de insumos en el caso de que la sostenibilidad biológica sea el único objetivo de la ordenación.

En aquellos casos en que otros factores como, por ejemplo, los ingresos o el empleo se consideren importantes, será necesario algún tipo de modelo bioeconómico. Puede utilizarse el modelo de optimización para calcular un rendimiento y un tamaño de la flota óptimos que no sólo sean sostenibles, sino que además eleven los ingresos de los pescadores. También pueden formularse modelos de objetivos múltiples que permitan definir la noción de «óptimo» en función de varios criterios (por ejemplo, empleo, rentabilidad, etc.).¹⁵

Los modelos bioeconómicos son especialmente útiles para el análisis de la capacidad de pesca óptima en las pesquerías de especies múltiples, con múltiples equipos y con finalidades múltiples. Para poder determinar la capacidad objetivo óptima deben considerarse todas las actividades realizadas por las embarcaciones. Puede que el nivel de producción óptimo establecido de forma general para cualquier especie no sea el nivel óptimo para cada especie considerada de forma individual. Esto significa que si se calcula el tamaño óptimo de la flota para toda la pesquería en su conjunto, el resultado puede ser que la explotación de algunas especies supere su nivel óptimo individual, mientras que para otras quede por debajo del nivel óptimo correspondiente. Estos efectos sinérgicos no pueden tratarse de forma adecuada utilizando únicamente modelos biológicos. Los costos e ingresos, así como las interacciones técnicas que pueden existir entre las especies en función de los equipos de pesca utilizados, influyen en el comportamiento de los pescadores y, por consiguiente, en la distribución de la actividad pesquera en respuesta a cualquier cambio en la ordenación.

¹⁴ La técnica de Delphi, más estructurada, podría aplicarse también en este caso para obtener información de expertos; asimismo se podrían utilizar otras técnicas de obtención de información tales como el proceso jerárquico analítico (Saaty, 1977). Este proceso ha sido aplicado con éxito en otros sectores para extraer estimaciones fiables de parámetros desconocidos. Véanse en Zuboy (1981) un ejemplo específico en el sector pesquero de la técnica de Delphi, y en Mardle y Pascoe (1999) ejemplos de la aplicación del proceso jerárquico analítico en la pesca.

¹⁵ En Mardle y Pascoe (1999) se ofrece un examen detallado de la utilización de modelos de objetivos múltiples en las pesquerías.



La utilización de cualquier modelo –ya sea biológico o bioeconómico– para la estimación de la capacidad objetivo requiere, sin embargo, una cierta cautela. Generalmente existe una considerable incertidumbre con respecto a muchos de los parámetros biológicos y económicos que se utilizan en estos modelos. Como consecuencia de ello, es conveniente considerar los resultados como indicativos, más que prescriptivos; es decir, que pueden servir de orientación, pero no deberían utilizarse como fórmula para la ordenación de la capacidad.

3.4 Evaluación de la capacidad

El proceso de evaluación de la capacidad comprende tanto enfoques cualitativos como cuantitativos, basados en el análisis realizado y en el conocimiento de la pesquería. El objetivo principal de la evaluación de la capacidad es determinar el nivel de exceso de capacidad, si lo hay, y establecer dónde puede alojarse dicha sobrecapacidad. Por ejemplo, ¿Existe exceso de capacidad en todos los segmentos de la flota o sólo en algunos? ¿Una reducción de la flota puede disminuir el exceso de capacidad para todas las especies, o bien una flota «óptima» implica que se mantenga un cierto exceso para algunas especies?

Las estimaciones de la utilización de la capacidad proporcionan un indicador a corto plazo de la existencia de capacidad excesiva en una pesquería. No obstante, esta valoración debe tomar en consideración una variedad de otros factores. Por ejemplo, con poblaciones ícticas sumamente fluctuantes, podría ser necesario cierto grado de infrautilización de la capacidad en un año promedio (o malo) a fin de favorecer una capacidad suficiente de la pesquería que le permita aprovechar los años buenos. De igual forma, si la infrautilización de la capacidad es resultado de unas condiciones de mercado temporalmente adversas, es muy posible que en condiciones más normales la flota trabaje al máximo de su capacidad. Finalmente, si la infrautilización de la capacidad es resultado de medidas de ordenación (por ejemplo, una restricción del número de días en que se puede pescar) destinadas a favorecer la recuperación de las poblaciones, entonces la flota existente podrá funcionar al máximo de su capacidad una vez que la población en cuestión se haya recuperado y se hayan suprimido las restricciones. Por consiguiente, la infrautilización de la capacidad debe interpretarse en un contexto más amplio de información sobre lo que está sucediendo en la pesquería.

Determinar el exceso de capacidad sobre la base de la producción es considerablemente más complejo que calcularlo a partir de los insumos. No es recomendable comparar la capacidad existente con la capacidad óptima estimada utilizando modelos bioeconómicos con el objeto de obtener una medida del exceso de capacidad a más largo plazo. Por ejemplo, es posible que una flota esté trabajando al máximo de su capacidad en una zona de pesca agotada y obtenga una producción menor que la producción objetivo a largo plazo, pero si esa misma flota trabajara con poblaciones ícticas recuperadas podría obtener una producción muy superior a la fijada como objetivo. Como resultado, para toda estimación del exceso de capacidad deben utilizarse asimismo los modelos antes descritos para estimar la capacidad de producción de la flota existente considerando la situación de las poblaciones a largo plazo (es decir, una vez que éstas se hayan recuperado). Esto se ilustra en la Figura 5, en que la flota actual tiene una capacidad de producción O en la situación actual de las poblaciones pero podría obtener un volumen de capturas O^* si las poblaciones alcanzaran el nivel adecuado para producir el máximo rendimiento sostenible.

Por el contrario, es más fácil obtener la estimación del nivel del exceso de capital utilizando modelos bioeconómicos (o biológicos), como la diferencia entre el tamaño actual y «óptimo» de la flota.

4. RESUMEN Y CONCLUSIONES

El marco para la evaluación de la capacidad puede resumirse como un proceso en cuatro grandes fases. Lo esencial en cualquier programa de ordenación de la capacidad, y en realidad en toda ordenación pesquera, es el seguimiento del nivel de explotación actual. Ello implica la recogida de información relativa a las embarcaciones que están en activo en el sector pesquero, sus niveles de actividad y su producción. Estos datos pueden usarse luego para calcular el nivel de utilización de la capacidad, y proporcionar así un indicador sobre dónde pueden haber problemas a corto plazo en las distintas pesquerías y los distintos segmentos de la flota.

También pueden utilizarse dichos datos para generar modelos de las pesquerías, a fin de obtener una estimación de los niveles de la capacidad objetivo. El nivel de capacidad «óptimo» dependerá de los objetivos de la ordenación pesquera.

En algunos casos, no se dispondrá de los datos necesarios para poder evaluar la utilización de la capacidad o generar los modelos para fijar los niveles de la capacidad objetivo. En esos casos, se puede solicitar la opinión de expertos a fin de generar primeras estimaciones como medida provisional, mientras se obtienen los datos necesarios para realizar una evaluación más estructurada. La falta de datos no debería considerarse una razón suficiente para ignorar posibles problemas de las pesquerías, especialmente porque si éstos no se abordan podrían provocar problemas mayores a largo plazo.

El proceso final de evaluación de la capacidad implica la utilización de la información obtenida en las fases previas a fin de determinar el alcance de la eventual sobrecapacidad de una determinada pesquería. Debido a que los métodos descritos anteriormente sólo proporcionan indicadores, toda evaluación de la sobrecapacidad debe tomar en consideración los supuestos de base del análisis formal.

El marco para la evaluación de la capacidad no aporta información sobre cómo alcanzar los niveles de capacidad fijados como objetivo. Deben formularse y aplicarse planes de ordenación que permitan a la pesquería en cuestión pasar de la situación actual a la situación objetivo. Ello presentará dificultades en sí, ya que los planes de reducción de la capacidad pueden ser mal acogidos en la industria, lo que puede suponer un obstáculo para su aplicación. La FAO celebró recientemente una Consulta de expertos sobre el fomento de la eliminación de la sobrecapacidad en la pesca marina (Metzner y Ward, 2002) con el objeto de abordar estas cuestiones.

La finalidad del presente trabajo ha sido presentar una visión general del marco para la evaluación. En él sólo se ha ofrecido un breve resumen de los métodos para realizar tal evaluación de la capacidad. El cálculo de la capacidad y de la utilización de la capacidad en el sector pesquero sobre la base de la producción es todavía bastante reciente, y no hay duda de que seguirá evolucionando en el futuro. Por el contrario, la creación y aplicación de modelos bioeconómicos está ya muy asentada, aunque el uso de los mismos en la evaluación de la capacidad es aún limitado. De todas formas, la necesidad de una evaluación y una ordenación eficaces de la capacidad estimulará en los próximos años mayores esfuerzos de investigación en estas áreas en muchos países.

5. REFERENCIAS

- DG Pesca, 2000. Insuficiencia del POP IV para corregir el problema de la sobrecapacidad. Comunicado de prensa de la UE 1.10.2000. [europa.eu.int/comm/fisheries/pcp/faq2_es.htm].
- DG Pesca, 2001. Sector pesquero: «el alarmante estado de las poblaciones de peces» exige recortes sustanciales de las capturas en 2002. Comunicado de prensa de la UE 4.12.2001. [europa.eu.int/comm/fisheries/news-corner/press/info01_70_es.htm].
- Dupont, D.P., Grafton, R.Q., Kirkley, J. y Squires, D. 2002. Capacity utilization measures and excess capacity in multi-product privatized fisheries. *Resource Energy Econ.*, 24(3): 193-210.
- FAO. 1998. *Informe del Grupo técnico de trabajo sobre la ordenación de la capacidad pesquera. La Jolla, California, Estados Unidos, 15-18 de abril de 1998*, Informe de Pesca de la FAO No. 586. Roma.
- FAO. 1999. *Plan de acción internacional para la medición de la capacidad pesquera*, Roma.
- FAO. 2000a. *El estado mundial de la pesca y la acuicultura*, Roma.
- FAO. 2000b. Informe de la Consulta técnica sobre la medición de la capacidad pesquera. Informe de Pesca de la FAO No. 615 (FIPP/R615(En)). Roma.
- Holland, D.S. y Lee, S.T. 2002. Impacts of random noise and specification on estimates of capacity derived from data envelopment analysis. *Europ. J. Operational Res.*, 137(1):10-21.
- Homans F.R. y Wilen, J.E. 1997. A Model of Regulated Open Access Resource Use, *J. Env. Econ. Manage.*, 32(1), 1-21.
- Hsu, T., 1999. *Simple capacity indicators for peak to peak and data envelopment analyses of fishing capacity*, Consulta técnica de la FAO sobre la medición de la capacidad pesquera, Ciudad de México, México, 29 de noviembre - 3 de diciembre de 1999.
- Kirkley, J. y Squire, D. 1999. Measuring Capacity and Capacity Utilisation in Fisheries. In: Gréboval, D (Ed). *Managing Fishing Capacity: Selected Papers on Underlying Concepts and Issues*. FAO Fisheries Technical Paper No 386, 75-200. Roma.
- Kirkley, J.E., Thunberg, E., Walden J. y Ward, J. 2002. *The estimated vessel buyback program costs to eliminate overcapacity in five federally managed fisheries: a preliminary report*. Silver Spring, MD: Division of Fisheries Statistics and Economics, Office of Science and Technology, National Marine Fisheries Service.
- Mardle, S. y Pascoe, S. 1999. A review of applications of multiple-criteria decision-making techniques to fisheries. *Mar. Resource Econ.*, 14(1): 41-64
- Metzner, R. y Ward, J. 2002. *Informe de la Consulta de expertos sobre el fomento de la eliminación de la sobrecapacidad en la pesca marina, 15-18 de octubre de 2002*. Informe de Pesca de la FAO No. 691, Roma.
- Pascoe, S., Coglan, L. y Mardle, S. 2001. Physical versus harvest based measures of capacity: the case of the UK vessel capacity unit system, *ICES J. Mar. Sci.*, 58(6): 1243-1252.
- Pascoe, S., Kirkley, J.E., Gréboval, D. y Morrison Paul, C.J. 2003. *Measuring and Assessing Capacity in Fisheries: Issues and Methods*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 433. Roma.

- Pascoe, S. y Tingley, D.** 2003. Capacity estimation using economic DEA measures. Ponencia presentada en la XV Conferencia Anual de la Asociación Europea de Economistas de Pesca, Brest, 14-16 de mayo de 2003.
- Saaty, T.L.** 1977. A Scaling Method for Priorities in Hierarchical Structures, *J. Math. Psych.*, 15(3): 234-281.
- Tingley, D., Pascoe, S. y Mardle, S.** 2003. Estimating capacity utilisation in multi-purpose, multi-métier fisheries, *Fish. Res.*, 63(1): 121-134.
- Vestergaard, N., Squires, D. y Kirkley, J.** 2003. Measuring capacity and capacity utilisation in fisheries: the case of the Danish Gill-net fleet, *Fish. Res.*, 60(2-3): 357-368.
- Ward, J.M., Brainerd, T. y Milazzo, M.** 2001. *Identifying Harvest Capacity and Overcapacity in Federally Managed Fisheries, A Preliminary and Qualitative Report.* National Marine Fisheries Service, Offices of Science and Technology and Sustainable Fisheries, Silver Spring, Maryland. Marzo de 2001.
- Zuboy, J.R.** 1981. A New Tool for Fishery Managers: The Delphi Technique. *North Am. J. Fish. Manag.*, 1: 55-59.

3. Alternativas de medición y gestión de la capacidad y esfuerzo pesquero en América Latina y el Caribe

Max Agüero (Ph.D)

Centro Interamericano para el Desarrollo de Ecosistemas Sustentables (ICSED)

Virgilio Figueroa N° 6665, Las Condes

Santiago, Chile

(centro@icsed.org; Max.Agüero@icsed.org)

RESUMEN

La importancia de la medición y gestión de la capacidad de pesca y el esfuerzo pesquero ha sido resaltada en numerosos documentos técnicos y reuniones internacionales recientes, preocupados por la peligrosa situación en que se encuentran muchos de los stocks pesqueros tradicionales en el mundo y América Latina y el Caribe (LAC) en particular.

Aunque en la región LAC se han introducido diversas medidas de gestión tendientes a regular el acceso, el despliegue de esfuerzo pesquero y el control sobre sus componentes (insumos y productos) entre otras, los problemas de sobrecapacidad aun persisten y la condición de vulnerabilidad de los recursos hidrobiológicos sigue en aumento.

Los conceptos de capacidad, sobrecapacidad e infra-utilización de capacidad, no son aun cabalmente comprendidos entre administradores y técnicos encargados de la gestión pesquera en la región. No existe aún consenso respecto de una interpretación única de capacidad y esfuerzo pesquero así como tampoco de un método único para su estimación. El sesgo marcadamente biológico y legalista en la gestión, la escasez de datos e información apropiada, las deficiencias de los sistemas de monitoreo, control y vigilancia y la falta de difusión de las herramientas de la economía pesquera, dificultan avanzar hacia concepciones mas globales y realistas para una efectiva gestión del esfuerzo y capacidad.

Este artículo presenta una visión analítica de los conceptos básicos y herramientas para el análisis de la capacidad y esfuerzo pesquero en la región LAC, sus causas, orígenes y posibles consecuencias. Luego, se presenta una revisión sintética de los principales métodos para su medición en sus diversas connotaciones y se analiza su potencial aplicación a la luz de las condiciones prevalecientes en la región y las particularidades de pesquerías específicas tales como la pesca artesanal y la pesca industrial. El objetivo central de este artículo es proveer elementos básicos para el estudio y efectiva gestión de la capacidad pesquera en LAC.

1. INTRODUCCIÓN

La medición y gestión de la capacidad de pesca y el esfuerzo pesquero son aspectos básicos de la gestión pesquera en general. Su importancia ha sido resaltada en numerosos análisis recientes que tratan de las malogradas condiciones en que se encuentran actualmente los principales stocks de recursos pesqueros en diversos lugares del mundo,

señalándose a la sobrecapacidad como una de las principales causas de tal situación. La creciente introducción de medidas de gestión tendientes a regular el acceso, despliegue de esfuerzo y el control sobre sus componentes (insumos y productos) evidencia su importancia y la creciente necesidad de un efectivo control sobre la misma (ver Pascoe *et al.*, este vol.).

En la última década, se han establecido criterios y marcos conceptuales para evaluar la capacidad de pesca (IPOA/Capacity). Igualmente, se han desarrollado diversos métodos para medir capacidad pesquera, sobre-capacidad e infrautilización de la capacidad (ver Pascoe *et al.*, este vol.; Kirkley y Squires, 1999; Ward *et al.*, 2001; Metzler y Ward 2002). Además, se han dado importantes pasos para lograr definiciones conceptuales ampliamente compartidas por los organismos internacionales encargados de la gestión y los países responsables de la gestión pesquera bajo sus jurisdicciones territoriales, a través de diversas consultas internacionales de expertos (FIPP/R586; FIPP/R672; FIPP/R615) y producción de una abundante literatura reciente sobre estas materias (Holland y Sutinen, 1998; Kirkley y Squires, 1998; Gréboval y Munro, 1999; Ward *et al.*, 1999; Cunningham y Gréboval, 2001; Ward y Metzner, 2002; Pascoe *et al.*, 2003; Pascoe y Gréboval, 2003; etc.).

Sin embargo, la aplicación de los marcos conceptuales, así como de los métodos de medición e instrumentos de gestión en las pesquerías de Latino América y El Caribe (LAC) es aun incipiente. Igualmente precaria es la implementación de medidas de políticas para su ordenamiento y gestión (Agüero, 2004).

Este artículo presenta una visión analítica de los conceptos básicos y herramientas para el análisis de la capacidad y esfuerzo pesquero en la región LAC, sus causas, orígenes y posibles consecuencias. Luego, se presenta una revisión sintética de los principales métodos para su medición en sus diversas connotaciones y se analiza su potencial aplicación a la luz de las condiciones prevaletentes en la región y las particularidades de pesquerías específicas tales como la pesca artesanal y la pesca industrial. El objetivo central de este artículo es proveer elementos básicos para el estudio y gestión de la capacidad pesquera en LAC.

2. CONCEPTOS BÁSICOS Y HERRAMIENTAS PARA EL ANÁLISIS DE LA CAPACIDAD Y ESFUERZO

2.1 Definiciones conceptuales

Los conceptos de capacidad y esfuerzo pesquero son fundamentales para el análisis de la situación de las pesquerías y su regulación. No se ha llegado aún a un consenso respecto de una interpretación única de capacidad y esfuerzo pesquero así como tampoco a un método único para su estimación, por lo cual se produce a menudo confusión respecto de ambos conceptos. Para diferenciarlos, debe tenerse en cuenta que el esfuerzo está siempre vinculado a la acción de la flota pesquera sobre el recurso, en tanto que la capacidad se relaciona con las implicancias que tal acción tendría sobre la sustentabilidad del recurso o la pesquería.

En ocasiones, ambos conceptos son equivalentes, pero sólo bajo condiciones específicas. A continuación se repasan sintéticamente las principales líneas de desarrollo referidas a esfuerzo y capacidad pesquera que han sido concebidas hasta la actualidad por la literatura.

2.1.1 Esfuerzo

El concepto de esfuerzo de pesca tiene su origen en la literatura de la Biología Pesquera y subyace en la idea de que una única variable, *esfuerzo de pesca*, puede representar la influencia de todos los insumos sobre las capturas de un recurso hidrobiológico. Esta idea se sustenta analíticamente por otro lado, en los conceptos económicos de separabilidad y agregación (Pascoe *et al.*, 2003).

Sin embargo, la definición y fundamento conceptual del esfuerzo de pesca no ha sido resuelto aún (Kirkley y Squires, 1999). Frecuentemente, en la literatura referida a la capacidad de pesca, el esfuerzo es conceptualizado como el tiempo de pesca (insumo variable) aplicado sobre un stock de capital heterogéneo (insumo fijo) para producir un flujo de servicios. En el ámbito pesquero se asume que los insumos variables son empleados en proporción al stock de capital (por ejemplo, tripulantes por barco), o bien son representados por el tiempo de pesca, en un intento por hacer consistente este análisis con las nociones de corto plazo de capacidad de pesca.

Cuando la capacidad de pesca es vinculada al concepto de esfuerzo, definido este último como un flujo de insumos agregados o compuestos, surge una inconsistencia ante la noción de stock o de corto plazo que posee la capacidad y su nivel de utilización. Esta inconsistencia se produce porque el esfuerzo no puede ser especificado como una variable de stock dado que un stock de esfuerzo, aplicado a un 'stock' de recursos, no puede producir un 'flujo' de producto o captura.

La solución a este problema, requiere asumir la propiedad de separabilidad entre el stock de capital fijo y su flujo de servicios o insumos variables, dentro de la agregación de insumos que conforma el concepto de esfuerzo como un producto intermedio de un proceso de producción de dos etapas (Anderson, 1976). Otra alternativa, es considerar al esfuerzo como una tecnología no separable de dos etapas (Pollack y Wales, 1987), e interpretar la capacidad de pesca como el poder de pesca (stock de capital físico) multiplicado por el tiempo de pesca.

Desde el punto de vista teórico, es posible reconocer diversas variantes del esfuerzo pesquero, en relación a su aplicabilidad sobre el recurso: nominal, potencial, efectivo y objetivo.

El esfuerzo es por tanto interpretado como un concepto abstracto que consiste de muchos elementos, tales como el tiempo de pesca, los insumos, la tecnología y la capacidad de la tripulación. Es decir, una combinación de insumos fijos (stock de capital) y variables (tripulación, combustible, tiempo de pesca, etc.) (Pascoe *et al.*, 2003). De esta manera, el esfuerzo puede ser visualizado como un insumo agregado o como un producto intermedio de un proceso de producción de dos etapas, en el cual los factores e insumos productivos son utilizados para producir un producto intermedio (esfuerzo) en la primera etapa, que es utilizado para producir un producto final (capturas) en la segunda etapa (Pollack y Wales, 1987). Es conveniente resaltar el rol de este enfoque para la teoría de la producción pesquera en el ámbito de la economía pesquera.

Habitualmente, los insumos variables son interpretados simplemente como días de pesca o tiempo de pesca, representando la combinación de una gran cantidad de insumos variables que actúan sobre el stock de capital para capturar el recurso pesquero, pero que por razones de simplicidad y/o restricciones de datos, se resumen en una medida de tiempo. De esta manera, el esfuerzo es habitualmente interpretado como la cantidad de días de pesca o de permanencia en el mar, y recibe el nombre de *esfuerzo de pesca nominal*.

No obstante, esta medida de esfuerzo de pesca nominal es generalmente estandarizada a fin de tener en cuenta las diferencias en el poder de pesca relativo de las embarcaciones o flotas, ya sea debido a diferencias en el tamaño de las embarcaciones, capacidad de la tripulación, tecnología disponible, etc. A través de esta estandarización se obtiene el *esfuerzo de pesca efectivo*. El método de estandarización que se aplica habitualmente consiste en la extrapolación de la captura por unidad de esfuerzo de una nave o embarcación tomada como referencia en relación al resto de las embarcaciones de la flota.

En un período de tiempo determinado, el esfuerzo efectivo normalmente es equivalente al esfuerzo nominal. Sin embargo, los cambios en la composición de la flota pueden provocar una divergencia entre ambas medidas de esfuerzo. Por ejemplo,

si las flotas deciden operar sólo con sus naves más eficientes, la captura por unidad de esfuerzo de la flota completa aumentaría, por lo cual el esfuerzo efectivo sería superior al esfuerzo nominal.

Los dos conceptos de esfuerzo mencionados anteriormente, se refieren al esfuerzo *acontecido* o *medible*. Desde el punto de vista de la administración u ordenación de las pesquerías, resulta más útil contar con un indicador del *esfuerzo de pesca potencial*, que se toma como un índice de la presión a la cual la flota está en condiciones de someter al recurso si todos los insumos variables se utilizaran plenamente. Es decir, el esfuerzo de pesca potencial se obtiene como el esfuerzo de pesca efectivo donde todas las embarcaciones de la flota operan una cantidad normal de días por año.

La política de gestión de las pesquerías se complementa necesariamente con una medida de cuanto debiera ser el esfuerzo a fin de asegurar la sostenibilidad de la explotación o maximizar las rentas de la pesquería. Esta medida constituye el *esfuerzo de pesca objetivo o deseado*.

2.1.2 Capacidad

Las diversas definiciones de capacidad, en sus variadas acepciones, han sido elaboradas en respuesta a los diversos problemas de sobreexplotación de los recursos hidrobiológicos, y teniendo en cuenta los indicadores alternativos existentes para ello y la disponibilidad de información acerca de las pesquerías¹. De igual modo, también se han desarrollado métodos y procedimientos alternativos para la medición y evaluación de capacidad, ya sea de naturaleza indicativa o cuantitativa (Ward y Metzner, 2002), los que buscan ofrecer indicadores sintéticos para la toma de decisiones, control y vigilancia en el proceso de gestión de las pesquerías².

Por lo anterior, no existe aun consenso entre las naciones pesqueras respecto a un único indicador de capacidad o sobrecapacidad de pesca ni respecto a un único método para su medición. Por lo mismo, los países, a través de sus autoridades pesqueras, deben adoptar definiciones de capacidad de pesca y seleccionar los indicadores apropiados para su medición, junto con establecer los puntos de referencia que permitan dimensionarla y sirvan de patrón de comparación internacional³.

En Diciembre de 1999, una consulta técnica llevada a cabo en la Ciudad de México, definió la capacidad pesquera como «la cantidad de pescado (o de esfuerzo pesquero) que puede producir durante un período de tiempo una embarcación o flota, a pleno rendimiento y para determinadas condiciones del recurso. En este caso, plenos rendimiento significa un uso normal y constante del capital invertido en la flota (Pascoe *et al.*, este volumen).

Si bien existe una amplia gama de enfoques y definiciones de capacidad, en general, la *capacidad de pesca* puede entenderse, siguiendo a Gréboval y Munro (1999), como el potencial de un stock de capital (insumos y embarcaciones)⁴ para generar producto

¹ Se distingue fundamentalmente dos categorías de definiciones de capacidad: económicas y técnicas. Ward *et al.* (1999) presentan una detallada discusión al respecto.

² Los indicadores cualitativos pueden ser: i) la condición biológica de la pesquería ii) la categoría de manejo iii) la relación Capturas a Cuota Total de Captura (TAC) iv) el nivel de captura total v) la existencia de permisos latentes y vi) la Captura por Unidad de Esfuerzo.

³ Máximo Rendimiento Sostenido (MSY) fue sugerido como uno de tales puntos de referencia para comparaciones internacionales en la Consulta Técnica de FAO sobre Medición de la Capacidad Pesquera (México, 1999), si bien en IPOA se sugiere que la medición y evaluación de la capacidad de pesca debe ser considerada como un proceso dinámico de diagnósticos periódicos y mejoras metodológicas.

⁴ Es conveniente destacar, de acuerdo a Grevobal y Munro, (1999) que el concepto de «capital» en pesquerías, a diferencia del análisis de la industria tradicional, debe incluir no solo el «capital convencional» (flota y artes) sino además, el «capital natural» (biomasa) y el «capital humano» (destreza del pescador). Se agrega además, la naturaleza móvil y no-maleable del capital convencional en pesquerías.

medido en esfuerzo de pesca o capturas. Mas específicamente, puede definirse como la «cantidad máxima de pescado que una flota pesquera puede producir en un periodo de tiempo (año, campaña) si está plenamente utilizada, teniendo en cuenta la biomasa y la estructura de edades de la población íctica y la situación actual de la tecnología». (Consulta Técnica FAO 1999).

La *Capacidad de Pesca*, puede entenderse y medirse desde un doble punto de vista: i) tecnológico, como una relación entre atributos físicos de la embarcación y el máximo producto potencial que puede generar, o ii) económico, en el que la captura óptima surgida de una maximización de beneficios o de una minimización de costos, es medido como el nivel de capturas por período de tiempo en el que los costos medios de corto y largo plazo se igualan. (Kirkley y Squires, 1999).

Se hace necesario, sin embargo, determinar si ello se trata de *capacidad de producción* o *capacidad de esfuerzo*; es decir, si la capacidad será medida en términos de producto o de insumos. En el primer caso, la capacidad de producción se define como la máxima captura obtenible, dadas las restricciones de insumos, tecnológicas y biológicas. En el segundo caso, la capacidad es equivalente al esfuerzo de pesca potencial; o sea, la disponibilidad existente de los factores que afectan la habilidad de pesca, por el máximo tiempo normal posible destinado a pescar (Kirkley y Squires, 1999). Las mediciones de capacidad basadas en los insumos presuponen que el nivel de producción está relacionado con el nivel de insumos físicos empleados en la pesca. La capacidad de la flota se relaciona con los insumos fijos empleados, tales como tamaño de la embarcación, potencia del motor, etc. De esta manera, un cambio en los niveles de esfuerzo (por ejemplo, días de pesca) no altera la producción potencial de la flota, y por tanto la capacidad, sino tan sólo afecta su utilización.

Se presupone que un cambio en la composición de los insumos (por ejemplo, decomisos de redes) o en su grado de utilización (restricción a los días de pesca, períodos de veda, etc.), tienen un efecto proporcional en el nivel de producción, lo cual implica suponer que las pesquerías están sujetas a rendimientos constantes a escala. Sin embargo, varios estudios han demostrado que a menudo las mediciones de la capacidad basadas en los insumos no es equivalente a las basadas en la producción (Pascoe *et al.*, este volumen).

Por su parte, los cálculos de la capacidad basados en la producción intentan medir directamente la producción potencial de la flota y/o el nivel de utilización de la capacidad. Las mediciones basadas en la producción tienen la desventaja de no ser tan útiles a los efectos de la gestión de las pesquerías, debido a que se requiere algún tipo de control de los insumos y, por lo tanto, se hace necesario contar con alguna medición basada en ellos.

El concepto económico de capacidad tiene un gran valor conceptual pero escaso valor práctico, ya que la optimización que implica sólo puede realizarse contando con un gran volumen de información de costos e ingresos de las distintas embarcaciones, la que raramente se encuentra disponible adecuadamente en países en desarrollo tales como los de América Latina y el Caribe.

Un indicador muy utilizado, sobre todo por la compatibilidad entre datos necesarios y disponibles, es la *capacidad de bodega*, que se define como la captura máxima obtenible si la embarcación o la flota regresan con la bodega repleta de pesca durante todas sus salidas de pesca por un período de tiempo determinado. La ventaja principal del método es que el índice de capacidad surge directamente de las características técnicas de cada embarcación, ya sea a través de la medida de la cantidad de agua desplazada por la nave, o bien su tonelaje de registro bruto (TRG). Aún así, este método, debido a su notoria simplicidad, tiene abundantes desventajas, dentro de las cuáles quizá la más importante sea la dificultad para estimar el número de viajes por año a ser realizados por cada embarcación.

En los Estados Unidos, se han propuesto tres definiciones alternativas de capacidad (NMFS, 1999), que consisten en la definición técnica, económica y económica modificada (Cunningham y Gréboval, 2001). Además de las enunciadas, existen otras definiciones frecuentes de capacidad, que son utilizadas por organismos internacionales o casos específicos.

2.1.3 Utilización e infrautilización de la capacidad

La utilización de la capacidad representa la relación entre la producción actual y potencial en condiciones normales de trabajo. En términos de insumos, puede definirse como la relación entre el esfuerzo pesquero actual y potencial. Su valor varía entre 0 y 1, donde un valor inferior a 1 indica la existencia de una situación de infrautilización de la capacidad.

La *infrautilización de la capacidad* (similar a la utilización de la capacidad) es un indicador de posibles problemas en la pesquería analizada, ya que puede estar indicando un exceso de capacidad. Sin embargo, debe tenerse cuidado en su interpretación, ya que la infrautilización puede deberse a otros motivos (condiciones coyunturales de mercado). También es necesario conocer la situación del recurso, ya que si éste se encuentra en una etapa de recuperación, no es bueno eliminar completamente el exceso de capacidad actual (Pascoe *et al.*, este volumen).

La infrautilización de la capacidad puede deberse fundamentalmente (pero no exclusivamente) a dos razones: i) la política de ordenación pesquera que restringen la producción pesquera por medio de un límite al volumen total de capturas o restricciones al esfuerzo, y ii) puede ser resultado de condiciones de mercado ocasionalmente adversas (coyunturales). En este último caso, la infrautilización no representa un problema para la pesquería.

La existencia de infrautilización de la capacidad indica un derroche de recursos productivos ya que, por definición, podría haberse obtenido el mismo volumen de capturas con menos embarcaciones trabajando a pleno rendimiento. El costo de esas embarcaciones sobrantes refleja el costo del exceso de capacidad, tanto para la pesquería como para la sociedad en su conjunto.

Hay que tener en cuenta que las estimaciones de utilización de la capacidad constituyen un indicador parcial y de corto plazo de la existencia de sobrecapacidad o exceso de capacidad. Según Pascoe (este vol.), deben tenerse en cuenta muchos otros factores, tales como la existencia de poblaciones ícticas sumamente variables, por lo que cierto grado de infrautilización de la capacidad puede ser saludable para aprovechar los períodos de abundancia del recurso⁵. Además, si la infrautilización de la capacidad es el resultado de condiciones de mercado adversas, es razonable esperar que cuando se recuperen las condiciones normales, la flota se aproxime a su máximo rendimiento. De la misma manera, si la infrautilización de la capacidad aparece producto de las restricciones relacionadas a la gestión de las pesquerías, cuyo objetivo es la recuperación de las poblaciones ícticas, puede pensarse que un éxito de las políticas que conlleven a una recuperación del recurso en el mediano plazo justifica la existencia de infrautilización de capacidad en el corto plazo.

2.1.4 Sobrecapacidad

En general, la sobrecapacidad puede ser definida como aquella situación donde la capacidad de la flota es superior a la necesaria para garantizar un nivel determinado de explotación sostenible en el largo plazo (Cunningham y Gréboval, 2001).

⁵ En los estudios de caso presentados mas adelante en este volumen, se identifican y analizan diversas fuentes de fluctuaciones eventuales por causas ambientales (ver: Seijo, J.C.; Ehrhardt, N.; Woznitza *et al.*, entre otros), o debido a la estructura productiva de la industria o interdependencias humanas como por ejemplo, pesquerías secuenciales (Ehrhardt, N.; Seijo, J.C.) o encadenadas (Agüero *et al.*).

En términos más generales y simples, la sobrecapacidad se le ha caracterizado como una situación donde hay «demasiadas embarcaciones y pocos peces» (Porter, 1998)⁶. Desde el punto de vista de los insumos, se vincula el nivel actual de inversiones con el nivel de inversiones deseado⁷, el cual recibe el nombre de *sobrecapitalización*.

La utilización de la capacidad y la infrautilización de la capacidad son conceptos de corto plazo referidos a la flota existente en relación a las circunstancias actuales. En tanto, la sobrecapacidad y sobrecapitalización son conceptos a más largo plazo, que indican cuanto debe reducirse la flota actual para lograr el nivel de producción deseado o establecido como objetivo de largo plazo (Pascoe, este vol.).

2.2 Principales causas y orígenes de la sobrecapacidad

Existe acuerdo casi generalizado en que la sobrecapacidad tiene como causa principal los incentivos que el acceso libre y abierto a los recursos provocan sobre las unidades productivas cuando estas operan bajo el régimen de una economía de mercado.⁸

En términos económicos, lo anterior implica que no existe un mercado que determine un precio para el uso del recurso (valor del recurso *in situ*⁹), cuya propiedad corresponde a la sociedad. Bajo estas condiciones y originándose un aumento de los beneficios, nuevos pescadores ingresaran a la pesquería aumentando con ello la capacidad. Si tuvieran que pagar por acceder al recurso, se generaría un aumento de la demanda por derechos de explotación y como consecuencia, aumentaría el precio de entrada a la pesquería, lo que regularía automáticamente la capacidad. Ante la ausencia de un efectivo mercado de derechos de propiedad claramente definidos, las unidades productivas de la pesca tienden racionalmente a sobredimensionar su inversión en capacidad¹⁰.

⁶ Es conveniente distinguir entre «capacidad excesiva» y «sobrecapacidad». Ward y Metzner (2002) señalan que el primero corresponde a un problema de corto plazo que puede auto-corrigerse gracias a los mecanismos de mercado, mientras que el segundo término, representa una situación más pernicioso y de carácter indefinido, lo que requiere cambios en el entorno de gestión para su corrección. La Consulta Técnica sobre Medición de la Capacidad Pesquera (México 1999) recomendó sustituir el concepto de «sobrecapacidad» por «capacidad relativa» a fin de permitir la posible existencia de «infra o sub capacidad» en algunas pesquerías.

⁷ El nivel de inversiones deseado se establece como aquel que permite cumplir con el principal objetivo de gestión de las pesquerías, de acuerdo a la necesidad predominante. Si el objetivo de gestión es la maximización de las rentas de la pesquería, el nivel deseado de inversiones será el que maximiza el beneficio neto; en cambio, si el objetivo predominante consiste en la explotación sostenible del recurso, la inversión deseada corresponderá a la que sea consistente con el máximo rendimiento sostenible. De esta forma, la definición exacta de cual es el nivel deseado de inversión dependerá de las prioridades que definan la política de administración de cada pesquería.

⁸ Seijo, J.C. (este vol) presenta una útil y concisa síntesis de las condiciones de los derechos de propiedad no atenuados, para una óptima asignación de recursos naturales en una economía específica.

⁹ La asignación eficiente de recursos requiere que el precio de un recurso natural debe considerar tres componentes distintivos: i) el costo de extracción o captura ii) el costo de los beneficios dejados de percibir por la sociedad al consumir el recurso y no dejarlo para consumo futuro («costo de usuario») y iii) el costo de cualquier externalidad asociada a la extracción o uso (Pearce D.W., 1989).

¹⁰ A modo de ilustración, puede citarse el caso de la pesquería centro-sur de Chile (Agüero *et al.*, este vol.). La flota pertenece mayoritariamente a los propietarios de las plantas industriales procesadoras del pescado. Los sucesivos beneficios otorgados a la industria procesadora en el período 1980-1997 con la finalidad de fomentar el desarrollo de la industria, motivaron la incorporación a la pesquería de embarcaciones de cada vez mayor capacidad. La precariedad inicial de las estimaciones biológicas de los recursos, permitieron detectar el estado de sobreexplotación recién en 1997, y solamente a causa de la fuerte caída de los rendimientos pesqueros que amenazaba con poner en crisis a toda la industria. Igualmente, la reacción de las autoridades fue tardía, debido a que perdieron la oportunidad de regular la sobrecapacidad de la mejor manera posible, que consiste en evitar que ésta se origine.

La gran cantidad de problemas generados por una situación de sobrecapacidad, ha motivado la intervención de las autoridades de regulación de las pesquerías. En muchos casos, la necesidad de institucionalizar un marco regulatorio, ha apuntado a la conservación de un determinado stock del recurso. En la mayoría de los casos, los intentos de este tipo de políticas de regulación han fracasado; la experiencia ha demostrado que los intentos de las políticas deben ser enfocados sobre la regulación de la capacidad pesquera, y no sobre el recurso. La razón es que éstas políticas conducen a situar a la pesquería bajo un esquema de acceso abierto regulado, donde uno o más elementos son restringidos (i.e. captura total a través de una TAC o restricciones a las características de las embarcaciones y el uso de aparejos). El resultado final es un empeoramiento de la sobrecapacidad en la medida que los pescadores responden racionalmente a las restricciones impuestas (i.e. bajo un sistema TAC generalmente tienden a incrementarse el tamaño de las embarcaciones¹¹).

Otro problema similar, se refiere al papel desempeñado por el tiempo de pesca en la definición de capacidad. La capacidad de producción se mide en volumen de producción por unidad de tiempo, y por tanto, debe ser interpretada como el producto de dos factores separados: el poder de pesca y el tiempo de pesca. Por lo tanto, las restricciones impuestas sobre el tiempo de pesca (cierres o vedas temporales) inducen a los pescadores a sustituir el factor restringido (tiempo) por los factores no restringidos, es decir, aumentando el poder de pesca^{12,13} (Cunningham y Gréboval, 2001).

Otros factores que ha contribuido u originado aumentos de la capacidad de pesca, tienen sus orígenes en las políticas mismas de los gobiernos de países pesqueros. Inicialmente, el objetivo principal de los países fue incrementar la producción de pescado. Diversas políticas de fomento o mejora en la competitividad de las flotas tales como créditos subsidiados, regímenes de excepción tributaria, políticas de retorno tributario (draw-back), subsidios implícitos¹⁴, entre otros han provocado finalmente un incremento tanto en producto como en capacidad pesquera en los países con derechos de soberanía pesquera (Porter, 1998).

Por último, las mencionadas transferencias de embarcaciones de los países más desarrollados (ya concientes de los problemas asociados a la sobrecapacidad) hacia los países en vías de desarrollo junto a estrategias de «empresas mixtas» (*joint ventures* o banderas de conveniencia), también han contribuido significativamente al aumento de la sobrecapacidad particularmente en países en vías de desarrollo.

2.3 Problemas y consecuencias

La existencia de excesivo esfuerzo y sobrecapacidad implica generalmente una condición de alto riesgo de sobreexplotación biológica del o los stock objetivo y pérdida de rendimientos económicos o rentas de la pesquería.

Cuando la flota pesquera está sobredimensionada (y sin adecuado control), el esfuerzo que es capaz de desplegar somete al recurso objetivo a tasas de explotación excesivas; como consecuencia, la abundancia disminuye y los costos por unidad de captura se incrementan y por tanto, la renta que el recurso es capaz de generar tiende a disiparse. Además, si los ingresos obtenidos con un nivel de capturas reducido no

¹¹ Valga como ejemplo el resultado de la imposición de cuotas en la pesquería centro-sur de Chile: la capacidad de bodega promedio de la flota operativa en el último año sin cuota (1998) era de 776 m³, y en el 2002 esta capacidad de bodega fue de 1 062 m³ bajo régimen de cuotas.

¹² Es de notar que pueden distinguirse 4 componentes de la capacidad de pesca: i) número de embarcaciones ii) tamaño de cada embarcación iii) eficiencia técnica de las embarcaciones y iv) tiempo de pesca (O'Brian, Casey y Rackham, 1999; Smith y Hanna, 1990).

¹³ El Departamento de Pesca de la FAO ha estimado que entre 1970 y 1989, la capacidad total de pesca de la flota pesquera mundial ha aumentado en 322 por ciento, lo que indica que el cambio tecnológico (poder de pesca) contribuye con más de tres veces que el total de incremento en embarcaciones (Porter, 1998).

¹⁴ Para una excelente síntesis reciente sobre subvenciones pesqueras ver Schrank, W. (FAO, 2004).

son suficientes para cubrir el costo de las embarcaciones, se producen incentivos para exceder los volúmenes impuestos por las cuotas. El volumen de los desembarques ilegales dependerá del nivel de vigilancia y de las sanciones previstas, pero es muy probable que exista una correlación entre tales niveles de desembarques ilegales y el exceso de capacidad (Pascoe, este vol.).

Desde la perspectiva de la eficiencia económica, la sobrecapacidad implica una ineficiente asignación de recursos escasos para la sociedad. Si bien el costo de oportunidad del capital sobrante en las pesquerías puede ser alto con relación a otros usos alternativos, la no-maleabilidad del capital en el sector pesquero, impide un adecuado ajuste.

En el estado actual de sobreexplotación de la mayoría de las pesquerías tradicionales, el incremento de los beneficios de las pesquerías, deberá provenir de un aumento del precio y/o del valor agregado del pescado o de una reducción de los costos, más que de un aumento de la producción. Pero las acciones en este sentido deben estar acompañadas por políticas de contención de la capacidad pesquera, ya que incrementos de los beneficios en una pesquería crearán incentivos adicionales para generar nuevas entradas en la industria y el consiguiente aumento de la capacidad; debido a la sobre o plena explotación existente de los recursos pesqueros, un aumento de la capacidad significa no solo un derroche de recursos desde el punto de vista social sino, además, pérdida de renta y aumento de la vulnerabilidad de los recursos.

Por lo tanto, en situaciones de excesiva sobrecapacidad, gran parte de los beneficios económicos de la pesquería se pierden bajo la forma de disipación de rentas.

2.4 Métodos y enfoques alternativos para la medición de capacidad

A continuación, se presenta una revisión sintética de los métodos de mayor difusión para la medición y estimación de la capacidad y utilización de la capacidad, junto con las características principales de cada uno. Las medidas de capacidad, sean físicas o económicas, basada en producto o en insumos, requieren para su estimación un volumen de datos e información que a menudo no se encuentra disponible en cuanto a cantidad y/o calidad necesaria en los países de LAC. Ciertos métodos de los tratados en esta sección son más sofisticados y precisos que otros, pero la contracara de tales ventajas es un requerimiento de información más cuantiosa y confiable. Por lo tanto, en cada caso es preciso analizar el costo de la información requerida versus una mayor calidad y precisión de los resultados a fin de poder tomar una decisión racional sobre el método más adecuado a utilizar.

2.4.1 Método «Peak to Peak»

De todos los enfoques disponibles para medir o aproximarse cuantitativamente al concepto de capacidad, este método es el de mayor aplicabilidad dado su escaso requerimiento de datos; es suficiente contar con una serie de tiempo de las capturas y el número de embarcaciones. El número de embarcaciones se emplea como variable proxy del stock de capital o esfuerzo.

La idea central es establecer una tendencia a través de picos («peaks»), definiendo una serie de producto o captura por unidad de stock de capital y seleccionando posteriormente los años para los cuales este indicador asume su mayor valor, denominados «pico». En estos años, se supone que la flota empleó su máxima capacidad de operación y, por lo tanto, son tomados como indicadores de capacidad. Para obtener la capacidad de los años «entre picos» los ratios producto-capacidad son interpolados linealmente entre los años «pico». La principal limitación del enfoque es que ignora completamente las características biológicas de los recursos. Además, el enfoque es incapaz de reconocer los niveles de utilización de los diferentes recursos, aspecto que es crucial para la determinación de las políticas. Un tratamiento más completo y detallado de este método es realizado por Ballard y Roberts (1977).

2.4.2 Enfoque de frontera estocástica

Trata de estimar el máximo producto potencial que puede ser obtenido dada la disponibilidad de insumos, el estado de la tecnología y el stock de recursos. Presenta dos opciones básicas: estimar una frontera no paramétrica o una estocástica. Dado que ambas modalidades proveen el mismo tipo de información pero que es más sencilla de estimar la segunda, habitualmente sólo se considera la frontera estocástica. Los datos requeridos son: los niveles físicos de captura, insumos variables, stock de capital, niveles de abundancia de recursos y cualquier información disponible adicional que pueda mejorar la confiabilidad de análisis. Inicialmente, se propone una especificación de la función de producción usando dos términos de error; uno es el error usual con media cero y varianza constante, el otro término de error representa la ineficiencia técnica, medida como las desviaciones de la frontera de plena y eficiente utilización de los factores. Cuando el término de error de ineficiencia técnica es nulo, el nivel de captura asociado se considera representativo de la capacidad de la unidad de producción, y se considera ubicado sobre la frontera estocástica de producción. La eficiencia técnica es estimada por medio de la máxima verosimilitud de la función de producción sujeta a los dos términos de error.

Greene, Battese y Coelli (1993), presentan un amplio análisis de las fronteras de producción estocásticas.

Una de las principales limitaciones del enfoque es que requiere especificar una función de producción para relacionar las capturas y los insumos, por lo cual se encuentra sujeta a posibles errores de especificación. Además, como la frontera estocástica de producción es estimada, existe el riesgo de sub o sobre-estimar la capacidad de producción. Finalmente, el método presenta muchas complicaciones para el caso de pesquerías multi-producto (Kirkley *et al.*, 1999).

2.4.3 Enfoque del análisis envolvente de los datos (DEA)

El desarrollo inicial de este método se atribuye a Eduardo Rhode (1978) (Kirkley y Squires, 1999). Una discusión amplia del mismo puede encontrarse en Fare *et al.*, (1989).

El enfoque DEA es un método de programación matemática y por lo tanto, determinístico. Es sencillo de realizar y puede funcionar con un amplio intervalo de disponibilidad de datos. Aún así, los requerimientos mínimos de datos se refieren a las capturas e insumos. Hay dos grandes vertientes del enfoque: el análisis puede estar basado en producto o en insumos. El análisis basado en el producto hace una estimación del máximo producto o captura obtenible, asimilable a capacidad de producción, de acuerdo a los factores disponibles, y suponiendo máxima eficiencia y pleno empleo de todos los factores. En cambio, el análisis basado en los insumos mide cuánto debería ser reducida la utilización de los factores para obtener un determinado nivel de captura con máxima eficiencia.

A través del enfoque DEA pueden obtenerse estimaciones de la eficiencia técnica de la embarcación y, a su vez, de la capacidad de captura de ésta. De esta forma, puede establecerse un ordenamiento de las embarcaciones analizadas de acuerdo al grado de eficiencia. Esto es de enorme utilidad, dado que de cara a un nivel de captura total permisible o deseable, pueden sumarse las capacidades de captura estimadas para cada embarcación hasta alcanzar el nivel objetivo de producción, dejando al margen las embarcaciones menos eficientes, que deberían ser removidas de la pesquería.

La principal desventaja del enfoque DEA en relación al enfoque de frontera es que se trata de un análisis determinístico, y no incorpora la naturaleza estocástica que caracteriza a las pesquerías. Su principal ventaja, es que se adapta fácilmente a las tecnologías multi-producto y a los niveles nulos de producción, los cuales son frecuentes en los casos multi-producto, y que generan tantos inconvenientes en el enfoque de frontera (Kirkley *et al.*, 1999).

2.4.4 Enfoque de la función de requerimientos factoriales

Este enfoque mide la capacidad en términos de insumos y no de producto. Parte con un nivel de producción o captura determinado, tal como la captura total permisible o deseable para cada recurso considerado. Luego, se especifica una función de requerimientos factoriales tal que la variable independiente o exógena es el vector de niveles de captura objetivo para cada recurso y la variable endógena es una canasta de insumos agregados (esfuerzo), o directamente el stock de capital. La función establece la canasta mínima de insumos o el mínimo stock de capital necesario para producir el vector de capturas definido. Una situación de exceso de capacidad o sobrecapacidad puede identificarse por la diferencia entre la canasta de insumos o capital deseado y el nivel de insumos o capital actual, o lo que es lo mismo, por la diferencia entre el esfuerzo deseado y el esfuerzo efectivo o actual. El método funciona mejor cuando se trabaja a nivel agregado, es decir al nivel de una pesquería o de una industria. Los datos requeridos se refieren a medidas físicas de capital, demás insumos productivos y series de capturas actuales de las diferentes especies (Kirkley *et al.*, 1999).

Para un análisis detallado del método ver Squires (1987) y Berndt (1990).

2.4.5 Enfoque económico dual

Este enfoque es quizá el más estilizado o ideal para estimar capacidad en las pesquerías. Su aplicación consiste en estimar funciones de costos, ingresos o beneficios, y puede trabajar con unidades físicas o monetarias, al nivel de la embarcación o de la pesquería y tampoco tiene inconvenientes para adaptarse al caso multi-producto. Los niveles de capacidad y utilización de capacidad estimadas corresponden al punto de tangencia de las curvas de costo medio de corto y de largo plazo.

Sin embargo, la gran cobertura y flexibilidad del análisis tiene su contrapartida en una significativa demanda de datos y en el manejo de un análisis econométrico de alta complejidad. Son requeridos datos de costos de los insumos variables, rentas de los servicios del capital y precios de las capturas. Además, se requiere una importante cantidad de observaciones para generar los grados de libertad necesarios y que a su vez constituyan una muestra representativa.

Para el enfoque de minimización de costos ver Morrison (1985), y para el de maximización de beneficios ver Squires (1987).

2.4.6 Máximo esfuerzo potencial

Las medidas de capacidad obtenidas por medio de técnicas basadas en el esfuerzo siempre constituyen una alternativa latente, aún con todas sus limitaciones, debido a la escasa disponibilidad de datos característica de las pesquerías, y la necesidad por hacer un uso óptimo de ella. Se adopta una definición global del esfuerzo: el producto del poder de pesca¹⁵ y el tiempo de pesca. Así, se define la capacidad como un agregado en términos físicos de todos aquellos componentes de la unidad de pesca que tienen incidencia en la habilidad de captura de una flota pesquera. Las posibilidades son muchas, asimilar la capacidad o el esfuerzo al tamaño de la embarcación, medido en términos de longitud o alguna medida más elaborada, al tonelaje de registro grueso (TRG), a la capacidad de bodega, o alguna de las anteriores combinadas con la potencia del motor.

¹⁵ El Poder de pesca (*Fishing Power*) está íntimamente relacionado con los conceptos de *esfuerzo*; encontramos al *poder de pesca*, el cual puede definirse como el producto del área de eficiencia de un arte u aparejo y su eficiencia. Como indicador del *poder de pesca*, se utiliza el *poder de pesca relativo*, definido como el ratio de las capturas por unidad de tiempo para una embarcación determinada, con respecto a una embarcación estándar, ambas operando en similares condiciones y sobre la misma densidad del stock del recurso.

En la práctica, el *poder de pesca* es igualado a alguna medida del *stock de capital*, de hecho ambos conceptos se toman como sinónimos en la literatura.

Un tratamiento específico sobre los niveles de esfuerzo pesquero puede encontrarse en Hannesson (1987).

2.4.7 Capacidad de bodega (Hold Capacity)

Este método fue implementado inicialmente en las pesquerías por Rothchild (1972) y Gertenback (1973) (Kirkley y Squires, 1999), quienes tomaron la capacidad de bodega de una flota como el límite máximo de captura a ser obtenida en un instante de tiempo. Es la medida física basada en producto más difundida de capacidad de pesca. Para calcularla se necesita información sobre el número de embarcaciones, la capacidad de bodega y la cantidad de viajes a bodega llena que es factible de realizar en el período considerado.

El método implícitamente supone que la meta de una embarcación es llenarse completamente de pescado. Esto implica a la vez, suponer que el objetivo es obtener el máximo producto posible, lo que resulta cuestionable desde diversos puntos de vista, ya que maximizar las capturas no significa maximizar beneficios o ingresos necesariamente. Otra desventaja del método es que ignora variables de alta significación tales como el estado del tiempo, disponibilidad de los recursos, controles de cantidad o calidad, impuestos sobre las capturas o sobre el tiempo de pesca, y además, ignora la naturaleza multi-especie de muchas pesquerías. A menudo suele presentar dificultades estimar el máximo número de viajes por año de la embarcación, y específicamente, el impacto del cambio tecnológico sobre los viajes potenciales al disminuir los tiempos de búsqueda y de captura del recurso.

Existen otras consideraciones: (1) el desempeño de la tripulación y el equipamiento de las embarcaciones pueden ser más determinantes para definir las capturas que la bodega; (2) la calidad de las capturas puede decidir un retorno al puerto antes de llenar la bodega, (3) embarcaciones pequeñas pueden no tener una bodega definida y embarcaciones grandes suelen emplear una carga de plataforma adicional a la bodega llena. Para más detalles ver Vestergaard (1996).

2.4.8 Enfoque bio-económico (MBE)

Este método consiste en la adaptación del modelo de Schaefer (1954) al cálculo de indicadores de capacidad basados en la producción. El modelo básico de Schaefer establece una relación funcional entre las capturas, el esfuerzo pesquero, un coeficiente de capturabilidad y la biomasa del recurso. Este enfoque consiste en una estimación en dos etapas: en la primera, se utiliza una medida determinada de esfuerzo efectivo, indicadores de biomasa y registros de capturas a fin de estimar el coeficiente de capturabilidad; y posteriormente, con esta estimación y reemplazando el esfuerzo efectivo por el potencial se estima las capturas potenciales como una medida de capacidad.

Entre las ventajas de este enfoque se encuentra su fuerte sustento en los conceptos de la biología y economía pesquera y en la consideración del estado del recurso en los cálculos de la capacidad. La desventaja más importante es que supone que el coeficiente de capturabilidad se mantiene constante para distintos niveles de esfuerzo, desconociendo que un incremento del nivel de esfuerzo a través del ingreso de embarcaciones adicionales a la pesquería puede significar un cambio en la tecnología de captura de la flota. Sin embargo, una posible solución a este problema la provee la estandarización de las unidades de esfuerzo a partir de una embarcación modelo adoptada como referente bajo el contexto de la nueva flota.

Este enfoque es desarrollado por Agüero *et al.* (este vol.).

2.5 Instrumentos y políticas alternativas

La sobrecapacidad presenta dificultades para la adecuada implementación de políticas de regulación que intentan restringir el esfuerzo. Cuanto más grande es la sobrecapacidad,

mayor es la presión económica, social y política para utilizarla (tanto la capacidad de pesca como de procesamiento) a fin de evitar la pérdida de fuentes de trabajo y minimizar el costo de mantener ociosa la capacidad instalada.

Esta dinámica responde a la problemática de «costos hundidos», que plantea que una vez realizada la inversión no se puede volver atrás ni recuperar el dinero invertido. Una vez realizada la inversión en infraestructura, maquinarias, etc. no se puede devolver, y tampoco adaptarla a otro tipo de actividad, debido a la característica de no maleabilidad del capital en las pesquerías. Por tanto, la única alternativa de recuperar la inversión, consiste en hacer trabajar el capital; de allí la constante presión ejercida por los propietarios de las flotas y plantas de proceso de la industria pesquera por obtener cuotas más amplias y menores restricciones en la explotación de los recursos.

Las principales formas de regulación consisten en vedas, cuotas globales o individuales, impuestos, licencias y restricciones sobre el esfuerzo de pesca. Todos estos instrumentos presentan ventajas y desventajas y, en general, todos pueden ser efectivos o inefectivos dependiendo de la situación particular imperante en cada pesquería.

Los instrumentos más directos son las restricciones del esfuerzo de pesca, que pueden ser aplicados sobre las artes de pesca, las dimensiones de las naves, la potencia del motor, los equipos de detección, etc. Sin embargo, debido a la multiplicidad de factores que intervienen en el proceso de pesca, se hace muy difícil predecir su efecto. Los pescadores tienden inmediatamente a sustituir los factores restringidos por los no restringidos (Cunningham *et al.*, 1985).

Las cuotas individuales son mucho más efectivas que las globales, debido a que las últimas generan un aumento adicional de la capacidad para aumentar el poder de pesca y capturar la mayor cantidad posible del recurso (dinámica conocida como «carrera olímpica»), contribuyendo a empeorar la situación de sobrecapacidad. Las cuotas individuales pueden ser muy efectivas si se las hace transferibles, para que finalmente se queden con ellas las unidades pesqueras más eficientes, es decir, aquellas que por su estructura de costos más competitiva son capaces de pagar los valores más altos por las cuotas. Además, si se las entrega por medio de una licitación, y no en base a la historia de los pescadores (derechos históricos) como suele hacerse, constituyen una excelente oportunidad para el Estado de apropiarse de las rentas pesqueras (beneficios anormales) y socializarlas.

Los impuestos constituyen una excelente herramienta para la política de gestión. Con ellos puede conducirse a la pesquería hacia el punto deseado, a la vez que se logra la apropiación pública de las rentas de las pesquerías (Cunningham *et al.*, 1985). Sin embargo, considerando que en general los entes reguladores buscan, por razones políticas entre otras, impedir la caída de los beneficios de los industriales pesqueros y asegurarles a éstos una cierta rentabilidad económica, se comprende por qué los impuestos y la licitación de cuotas individuales son prácticas tan poco frecuentes. De la misma forma, el otorgamiento de licencias mediante una licitación competitiva puede significar una buena alternativa de regulación.

Una herramienta de regulación que ha probado resultar muy exitosa en distintas experiencias a lo largo del mundo y de América Latina en particular (Agüero, 2004) son las zonas exclusivas. Consiste en la adjudicación de un área para ser explotada exclusivamente por uno o varios pescadores. Los derechos de uso territorial en pesquerías (TURFs) constituyen un ejemplo de este sistema de administración. La ventaja es que al asignar derechos exclusivos sobre un área determinada a los pescadores organizados, ellos tendrán fuertes incentivos a realizar una explotación óptima del área, utilizando sólo aquel nivel de capacidad pesquera necesario para obtener una captura deseada (Cunningham y Gréboval, 2001). Bajo este esquema, si los pescadores someten el área a un régimen de sobreexplotación, el costo será una pérdida de rentas que no será asumida por la sociedad, sino por ellos mismos (internalización de externalidades). En América Latina, es posible reconocer la aplicación de un sistema de zonas exclusivas en

el régimen de Áreas de Manejo Exclusivas de Recursos Bentónicos (AMERBs) que se utiliza para la pesca artesanal en Chile, las cuales han ofrecido resultados preliminares altamente satisfactorios desde el punto de vista de los pescadores y de la pesquería (Agüero, 2002). Otras experiencias exitosas pueden encontrarse en México y Cuba (FAO, 2000b).

La excesiva sobrecapacidad provoca que las medidas de restricción implantadas por la autoridad de regulación para enfrentar los problemas de capacidad en una pesquería, afecte al resto de las pesquerías. El colapso relativo del stock de una pesquería conduce a una rápida relocalización de las naves hacia otra pesquería. Esto implica que la flota sobredimensionada tiende a ir desplazándose de una pesquería a otra del país a medida que los recursos van agotándose, ingresando en una dinámica de pesca «encadenada». La depredación de los recursos pesqueros de un país que esta dinámica implica, conduce en el mediano o largo plazo a la quiebra financiera o colapso de dichas pesquerías como actividad económica, a menos que se introduzcan las medidas necesarias en las pesquerías afectadas.

Resulta ilustrativo repasar la dinámica de la pesquería centro-sur en Chile que presenta esta connotación de pesca encadenada (Agüero *et al.*, este vol.). Luego que las estimaciones biológicas revelaran en el transcurso de 1998 el agotamiento sufrido por el recurso jurel debido a su explotación por una flota claramente sobredimensionada, se establecieron en 1999 cuotas globales de captura del jurel muy restrictivas, lo que originó una rápida reubicación de la flota en las pesquerías de merluza de cola, anchoveta y sardina común. La merluza de cola sufrió una fuerte sobreexplotación durante 1999, lo que obligó a imponer cuotas globales de captura para este recurso a partir de 2000. Inevitablemente, en el 2001 se coloca por primera vez cuota a la captura de anchoveta y sardina común, a consecuencia de la fuerte presión recibida por la flota reubicada en ella.

Desde el punto de vista administrativo, es difícil enfrentar la sobrecapacidad intentando reubicar las embarcaciones en otros sectores de la economía. Mientras que la movilidad de la flota pesquera es alta entre pesquerías, es muy baja con respecto a otros usos alternativos (no pesqueros). Este fenómeno es el conocido problema de la no-maleabilidad del capital en pesquerías. En el sector pesquero a nivel mundial, el problema de la no maleabilidad ha derivado en la transferencia del exceso de capacidad a otros países o a alta mar. Desafortunadamente, los países avanzados, caracterizados por una más temprana explotación intensiva de sus recursos pesqueros, han sido los primeros en detectar los inconvenientes de la sobrecapacidad e intentar deshacerse de ella transfiriéndola hacia países menos desarrollados, cuyas flotas presentaban una menor evolución y sus gobiernos aún mantienen como objetivo principal de la actividad pesquera, el aumento de la producción (Cunningham y Gréboval, 2001) o ingreso de divisas en el corto plazo.

3. LA GESTIÓN DE LA CAPACIDAD EN AMÉRICA LATINA

En esta sección se plantea una discusión sobre las condiciones en las cuales se desarrollan la mayoría de las pesquerías artesanales e industriales en América Latina, y acerca de las políticas de gestión que han sido empleadas para su regulación y que mejor se acomodan a sus condiciones.

3.1 Pesquería artesanal

Prácticamente en todos los países de la región, desde hace décadas, se han establecido franjas costeras para uso exclusivo de la pesca artesanal, en un intento no solamente por brindar un área de protección a la comunidad de pescadores artesanales sino por proteger las áreas de crianza de muchas especies costeras. Sin embargo, los países han incurrido en graves falencias para mantener un control adecuado sobre lo que ocurre dentro de esas franjas con el desempeño de la pesca artesanal.

Aún cuando la pesca artesanal normalmente no desarrolla una capacidad de captura tan elevada como la pesca industrial, la gran cantidad de pescadores que caracterizan a muchas pesquerías artesanales, así como el mejoramiento progresivo de las tecnologías de captura, pueden poner en riesgo la abundancia de los recursos. Por tal razón, es necesario implementar medidas de regulación que garanticen la sustentabilidad de las poblaciones ícticas y que, a la vez, promuevan un esquema de ordenamiento y racionalidad en la operación de los pescadores artesanales.

Para ello se han seguido diferentes caminos alternativos de políticas de regulación, incluyendo el otorgamiento de licencias a los pescadores, el cierre del acceso a ciertas pesquerías, el establecimiento de cuotas de captura y el uso de vedas temporales entre otras. Sin embargo, una experiencia de política de gestión que ha demostrado ser muy exitosa en aquellos países donde fue implementada, ha sido la asignación de derechos de uso territorial sobre ciertas áreas (TURFs) y el otorgamiento de concesiones.

Los países donde se han producido las experiencias más destacadas de este tipo son Chile, (Bacigalupo, 2000; Agüero, 2002) Cuba (Baisre, 2000) y México (González-Cano, 2000), donde el sistema de asignación de recursos a la pesca artesanal ha alcanzado mayor grado de desarrollo en la región. A continuación se realiza un breve repaso de la forma adoptada por la política de gestión en estos países y sus resultados principales. Las pesquerías artesanales sujetas a esta alternativa de manejo ha correspondido a aquellas de recursos bentónicos y demersales con alta cotización y fuerte impacto económico para los respectivos países (de Andrade, 2000).

En Chile se han establecido, a partir de 1991, las llamadas Áreas de Manejo Exclusivas de Recursos Bentónicos (AMERBs), consistentes en la asignación de un sector de la costa y los recursos bentónicos que allí existan a una organización local de pescadores artesanales. Esta organización realiza una explotación controlada del área asignada, cumpliendo con estrictas condiciones impuestas por la autoridad pesquera, y debiendo renovar su concesión en el plazo de cuatro años. Resultados de evaluaciones socio-económicas preliminares realizadas sobre diversas regiones del país con áreas de manejo asignadas a comunidades y con una antigüedad de tres a cuatro años de existencia, revelaron sensibles mejoras, tanto en la conservación y recuperación de los recursos como en las condiciones económicas y sociales de los pescadores y un efectivo potencial de mediano y largo plazo (ICSED, 2001). Esta modalidad de ordenación pesquera permite transformar los recursos en bienes comunitarios, por lo cual gran parte de la responsabilidad en la conservación y sustentabilidad de los mismos es traspasada a las organizaciones de pescadores, quienes de esta manera sufrirán las consecuencias de adoptar una estrategia de explotación equivocada. El resultado es que las organizaciones han tenido que responder a mayores exigencias en el proceso productivo, lo cual ha derivado en una mayor capacitación y preparación de los pescadores y un mayor nivel de participación y compromiso de los miembros de las organizaciones. Finalmente, el ingreso de nuevos pescadores en las organizaciones se encuentra fuertemente restringido por las propias organizaciones y organismos de administración (Bacigalupo, 2000).

En Cuba se han establecido concesiones territoriales en la pesquería de la langosta, no por ley sino por acuerdo entre empresas y pescadores, luego de arduas negociaciones. De esta manera, los pescadores, organizados en empresas, poseen derechos exclusivos de pesca de la langosta en ciertas zonas, determinados fundamentalmente por el principio de la tradición, el cual es respetado por el resto de los pescadores. Estos derechos no tienen plazo de vencimiento y son otorgados a las empresas estatales de pescadores. En todos los casos es sancionada la pesca de la langosta por parte de pescadores que no estén autorizados para ello. Los resultados visibles de esta política de administración ha sido un mejoramiento en la ordenación de las pesquerías y una mayor estabilidad de los ingresos de los pescadores y de todas aquellas personas vinculadas con la pesquería.

Además, los límites establecidos al acceso en la pesquería han permitido eliminar los riesgos de sobreexplotación de los recursos (Baisre, 2000).

En México se concesionan a partir de 1992 los recursos costeros a pescadores organizados en cooperativas. En este caso, a diferencia de los dos países anteriores, no se concesiona el área de pesca sino el recurso. Las concesiones se asignan solamente a cooperativas de pescadores legalmente constituidas, por lo cual el acceso a la pesquería se encuentra indirectamente regulado. Los resultados obtenidos, desde el punto de vista de los pescadores, consisten en una impresión de mayor certidumbre y estabilidad a las cooperativas de pescadores, y en lo que respecta a los recursos, han sido dispares, permitiendo que algunas especies se recuperaran y quedaran a salvo de la sobreexplotación, mientras que otras requirieran la aplicación de medidas complementarias de manejo. (González-Cano, 2000).

3.2 Pesquería industrial

En América Latina en general, las pesquerías industriales se caracterizaron por un desarrollo tardío en relación al resto del mundo, debido principalmente al subdesarrollo que caracteriza a la región y la ausencia de grandes masas de capitales de inversión productiva. Un excelente análisis de las pesquerías en la región, con una distinción de tres períodos o etapas diferentes en su desarrollo, es realizado por Thorpe y Bennett (2001).

En el período Post-segunda Guerra Mundial se produce en las pesquerías de los países desarrollados un agotamiento de los recursos causado por la sobreexplotación. En ese momento, la salvación para las pesquerías de estos países parece ser la relocalización de las embarcaciones en regiones donde los recursos estuvieran aun sub-explotados o al menos no sobreexplotados, dando comienzo a lo que Thorpe y Bennett (2001) denominan «Globalización de la Producción a través de las Flotas de Aguas Distantes (FADs)», la cual constituye la primera etapa del desarrollo de las pesquerías industriales en LAC. Una de las regiones más afectada por esta globalización y el surgimiento de las FADs es precisamente América Latina, donde las FADs de países como Japón, Unión Soviética y España comenzaron a ejercer un enorme poder de extracción de los recursos que pronto despertó la preocupación de los gobiernos locales.

El hecho fundamental que contribuyó al vertiginoso desarrollo de la pesca industrial en Latinoamérica debe buscarse en la convicción de gran parte de los gobernantes de los países latinoamericanos, de que el mar constituía una fuente de recursos casi inagotables. De esta manera, se favoreció un crecimiento desmedido de la capacidad pesquera, que rápidamente comenzó a sobreexplotar los recursos.

Así, la actitud depredatoria de las FADs provocó una reacción generalizada en los países latinoamericanos a través del establecimiento de las Zonas de Exclusión Económica (ZEEs) y el desplazamiento de las flotas extranjeras de los mares territoriales de la región (Thorpe y Bennett, 2001).

Este hecho marca el final de la etapa de globalización de la producción y da comienzo a una segunda etapa, que comienza a mediados de los setenta, y que Thorpe y Bennett denominan «Globalización del Comercio». Esta fase estuvo caracterizada por la difusión extendida en Latinoamérica de una doctrina económica de desarrollo e impulso estatal a los sectores económicos vinculados a la industria. De esta forma, las políticas públicas comenzaron a favorecer el desarrollo de las pesquerías a través de la conformación de una flota pesquera estatal que les permitiera explotar las ZEEs y contribuir al crecimiento de las exportaciones nacionales. Sin embargo, la escasez de embarcaciones nacionales junto con la ausencia de capitales importantes de inversión en las pesquerías, condujo al otorgamiento de licencias a las FADs, que pasaron así a reforzar las flotas domésticas y continuaron ejerciendo un importante nivel de esfuerzo hasta fines de la década de los 80.

Esta política interna de desarrollo de las pesquerías fue muy exitosa en términos macroeconómicos de corto plazo, dándole prontamente a la región un papel relevante en las pesquerías a nivel mundial. Sin embargo, el crecimiento desmedido de la capacidad, una vez más alentado al amparo del convencimiento de que los recursos eran inagotables y de la ausencia de investigaciones y mediciones de abundancia de los mismos, provocó un nivel de captura de los stocks que se hizo insostenible en mediano y largo plazo. En pocos años los rendimientos de la pesca industrial comenzaron a declinar rápidamente, provocando alarma en los gobiernos locales y la industria pesquera.

A partir de entonces, dos hechos significativos marcaron el fin de la etapa de globalización del comercio: i) la proliferación de acuerdos internacionales, institutos y mecanismos de regulación supranacionales que propugnaban por la internalización de los instrumentos de regulación de las pesquerías a fin de asegurar su sustentabilidad en el tiempo y ii) la preocupación de los gobiernos y la industria pesquera por la amenaza de finalización de la bonanza económica. Thorpe y Bennett (2001) consideran que a partir de los años 90 comienza una nueva fase de las pesquerías latinoamericanas, denominada «Globalización del Control».

La actividad de los organismos internacionales de control de las pesquerías junto con la voluntad de los gobiernos locales por sanear las pesquerías en clara situación de colapso de sus recursos inicio una etapa avance, tropiezos y perfeccionamiento de los mecanismos de control que aún se encuentra vigente. Desde entonces, comenzó a aplicarse un arsenal de instrumentos de regulación y ordenamiento pesquero con mayor o menor éxito en los diferentes países, continuando la búsqueda de las políticas de gestión más adecuadas hasta hoy día.

Al comienzo se intentó dar respuesta al problema de la sobreexplotación cerrando el libre acceso a las pesquerías, sin embargo, el progreso de las tecnologías de captura de las embarcaciones ya existentes y el hecho de que la flota ya se encontraba fuertemente sobredimensionada, condujeron a la búsqueda de instrumentos de regulación adicionales. Entonces comenzaron a imponerse vedas, áreas de restricción pesquera para proteger la reproducción y el reclutamiento del recurso, así como restricciones de tallas mínimas por medio de la regulación del esfuerzo (tamaño mínimo de malla de las redes). No obstante, la creatividad de las flotas pesqueras para burlar las regulaciones, así como el simple incumplimiento de las mismas (en ausencia de un efectivo monitoreo, control y vigilancia), condujeron a la implantación de cuotas.

Estas asumieron en un primer momento la forma de cuotas totales o globales, por lo que se imponía el cese de las actividades pesqueras una vez completada la cuota. No obstante de que en un principio aparece como un instrumento con relativa eficacia para la protección de los recursos, las cuotas totales adolecen de muchas desventajas desde el punto de vista general de la pesquería, y a pesar de que en gran parte de Latinoamérica continúa siendo el instrumento de regulación imperante, en otros se ha abandonado y reemplazado por otros más efectivos. En primer lugar, las cuotas globales incentivan lo que en pesquería se conoce como «carrera olímpica», donde cada embarcación se apresura para capturar la mayor cantidad posible del recurso antes del agotamiento de la cuota, a fin de llevarse la mayor porción posible de la misma. En segundo lugar, la «carrera olímpica» induce a los propietarios de la flota a dotar a sus embarcaciones con la mayor tecnología de captura posible, a fin de ejercer el mayor esfuerzo pesquero que pueda alcanzar, y maximizar de esta manera el índice de captura por unidad de tiempo. Por lo tanto, las cuotas totales de captura derivan habitualmente en un incremento adicional de la capacidad pesquera, sometiendo a las autoridades de administración de las pesquerías a una fuerte presión por parte de la industria en la determinación del nivel de la cuota asignada, así como en cuanto a su distribución.

El mecanismo de cuotas individuales transferibles (CITs) aparece como un instrumento mucho más efectivo de regulación que las cuotas totales, siendo su

principal virtud que carece de incentivos a la generación de la «carrera olímpica». Al asignar las cuotas, no para la pesquería en su totalidad sino a cada armador o propietario de embarcaciones, se elimina la dependencia del desempeño de cada armador de la operación de los demás, ya que el volumen de captura disponible para cada uno no disminuye al operar el resto de los armadores. De esta forma, los armadores pueden seguir una estrategia de minimización de costos para obtener la captura establecida por la cuota que tiene asignada, y abandonar la estrategia de maximización de producto en el menor tiempo posible que es inducida por las cuotas totales¹⁶. La característica de transferibilidad favorece que las cuotas queden en manos de los operadores o armadores más eficientes, ya que éstos estarán dispuestos a pagarles a los menos ineficientes por sus cuotas un monto mayor del que estos últimos serían capaces de obtener en el caso de hacer uso de tales cuotas.

Una oportunidad de optimizar el empleo de las CITs consiste en establecer para su asignación un mecanismo de subastas competitivo, donde cada armador ofrecerá el monto que está dispuesto a pagar por cada cuota, revelando de esta forma las rentas generadas por la pesquería. Un mecanismo de subastas que respete estas condiciones posee dos importantes ventajas: i) permite que las cuotas sean asignadas a los armadores más eficientes, revelado en el hecho de que son los que están dispuestos a pagar un mayor monto por las mismas, y ii) permite que la sociedad pueda apropiarse de parte importante de las rentas de los recursos pesqueros, que les pertenecen por derecho.

Otra alternativa de regulación son los impuestos u otras formas de cobros (royalties, permisos, etc). A través de ellos es posible corregir los incentivos inadecuados de la industria pesquera, y orientarlos en la dirección deseada. Si son administrados adecuadamente, constituyen una poderosa arma de regulación que puede ser apropiada para resolver diversos problemas vinculados a la sobreexplotación, a la vez que permite que la sociedad se apropie de parte de las rentas pesqueras por medio de la recaudación resultante.

Finalmente, teniendo en cuenta que el problema de la sobrecapacidad subsiste en las pesquerías aún después de corregida la sobreexplotación de los recursos, es necesario considerar y evaluar las posibilidades de aplicación de una política que no tiene antecedentes aun en Latinoamérica (salvo México), y que son los programas de reducción de la capacidad pesquera a través de mecanismos de recompra (Buy-back). Este mecanismo, que ha sido implementado con éxito en distintos países desarrollados, consiste en la compra de parte o la totalidad de las embarcaciones sobrantes en las pesquerías (habitualmente por parte del gobierno), y su destrucción o asignación a otras actividades o pesquerías sub-explotadas. Entre las razones que han impedido la aplicación de este mecanismo en Latinoamérica, las más importantes son la escasez de recursos financieros que caracteriza a los países latinoamericanos para afrontar un costo de esta magnitud y la falta de maleabilidad del capital de las pesquerías que impide su adaptación a otro tipo de actividad. Aún así, está pendiente en esta región, la realización de un análisis profundo de costo-beneficio de la aplicación de un mecanismo buy-back.

4. AGRADECIMIENTO

El autor agradece la colaboración del Sr. Mauricio Claveri, Investigador Asociado ICSED, por sus valiosos aportes en la preparación de este artículo.

¹⁶ En 2001, Chile adopta este tipo de instrumento conocido como Limite Máximo de Captura por Armador (LMCA) para alguna de sus principales pesquerías, con buenos resultados hasta el momento en cuanto a evitar aumentos de sobre-capitalización y mejoras en eficiencia económica de las operaciones pesqueras.

5. REFERENCIAS

- Agüero, M.** 2004. «International Plan of Action for the Management of Fishing Capacity (IPOA-CAPACITY): Review of Progress in Latin América». En: FAO Fisheries Circular N°1005, FAO, Roma, 2004 (en impresión).
- Agüero, M.** 2003. «El Sector Pesquero Industrial en Perú: Problemas y Opciones». En: República de Perú, Nota de Estrategia del Sector Pesquería, Desarrollo Ambiental Sostenible Región de América Latina y el Caribe en Cooperación con el Departamento de Agricultura y Desarrollo Rural, Banco Mundial.
- Agüero, M.** 2003. «The UN Fish Stocks Agreement and Developing Countries in South América. The Galapagos Agreement» In: Policy research: options for strengthening national, sub-national and regional institutions and policies to better address developing countries needs. IDDRA 2003. <http://www.onefish.org/id/146792>.
- Agüero, M.** 2002. «Seguimiento y Evaluación Socio-Económica de las Áreas de Manejo y Explotación de los Recursos Bentónicos» Serie Informes Técnicos. ICSED. Santiago, Chile.
- Anderson, L.G.** 1976. «The Relationship between Firm and Industry in Common Property Fisheries». *Land Economics* Vol. 52 pp. 179-191.
- De Andrade, R.** 2000. «Experiencias de asignación de recursos pesqueros a pescadores artesanales en América Latina y el Caribe». En: Informe FAO, Taller sobre Manejo y Asignación de recursos Pesqueros a Pescadores Artesanales en América Latina, Valparaíso, Chile, 25-28 de Abril.
- Bacigalupo, H.** 2000. «Pesquerías concesionadas a pescadores artesanales: El caso de Chile». En: Informe FAO, Taller sobre Manejo y Asignación de recursos Pesqueros a Pescadores Artesanales en América Latina, Valparaíso, Chile, 25-28 de Abril.
- Baisre, J.** 2000. «Concesiones para la Pesca de la langosta en Cuba: experiencias y resultados». En: Informe FAO, Taller sobre Manejo y Asignación de recursos Pesqueros a Pescadores Artesanales en América Latina, Valparaíso, Chile, 25-28 de Abril.
- Ballard, K. y Roberts, J.** 1977. «Empirical Estimation of the Capacity Utilization Rates of Fishing Vessels in 10 Major Pacific Coast Fisheries». Washington, D.C. National Marine Fisheries Service.
- Battese, T. y Coelli, G.** 1993. «A Model for Technical Inefficiency Effects in a Stochastic Frontier Production Function for Panel Data». *Empirical Economics*, Vol. 20, pp. 325-332.
- Berndt, E.R.** 1990. «Fifty Years of Economic Measurement». National Bureau of Economic Research Studies in Income and Wealth, Vol. 54, University of Chicago Press.
- Cunningham S., Dunn, M.R. y Whitmarsh, D.** 1985. «Fisheries Economics: An Introduction». Mansell Publishing Limited, London, pp. 30-31.
- Cunningham S. y Gréboval, D.** 2001. «Managing Fishing Capacity: A Review of Policy and Technical Issues». FAO Fisheries Technical Papers N° 409. FAO, Roma. 60 p.
- Fare, R., S. Grosskopf y Kikkelenberg, E.C.** 1989. «Measuring Plant Capacity, Utilization and Technical Change: A Nonparametric Approach». *International Economics Review*, Vol. 30, N° 3, pp. 655-666.
- FAO.** 2000a. «Report of the Technical Consultation on the Measurement of Fishing Capacity. FAO Fisheries Report N° 615. Rome.
- FAO.** 2000b. «Informe del Taller sobre Manejo y Asignación de Recursos Pesqueros a pescadores Artesanales en América Latina», Valparaíso Chile, 25-28 de Abril de 2000.
- González-Cano, J.** 2000. «Concesiones en pesquerías artesanales: El caso de México». En: Informe FAO, Taller sobre Manejo y Asignación de recursos Pesqueros a Pescadores Artesanales en América Latina, Valparaíso, Chile, 25-28 de Abril.
- Gréboval, D. y Munro, G.R.** 1999. «Overcapitalization and Excess Capacity in World Fisheries: Underlying Economics and Methods of Control», Cap. 1. En: Gréboval, D. (Ed). «Managing Fishing Capacity, Selected Papers on underlying Concepts and Issues», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 386, pp. 1-48. Rome, FAO.
- Greene, W.H.** 1993. «Frontier Production Functions». EC-93-20. New York, USA, Stern School of Business, New York University.

- Hannesson, R.** 1987. «Optimal Catch Capacity and Fishing Effort in deterministic and Stochastic Fishery Models». Fisheries Research, Vol. 5, pp. 1-21.
- Holland D. y Sutinen, J.G.** 1998. Draft Guidelines on Fishing Capacity. Technical Working Group on the Management of Fishing Capacity. La Jolla, USA, 15-18 April.
- ICSED.** 2001. «Estudio de Seguimiento de las Áreas de Manejo y Explotación de los Recursos Bentónicos en Chile», Informe Final SERCOTEC. Diciembre 2001. Santiago, Chile (134 pgs. y anexos).
- Kirkley, J.E., Fare, R., Grosskoft, S., McConnell, K., Squires, D. y Strand, I.** 1999. «Assessing Capacity and Capacity Utilization in Fisheries When Data are Limited». Draft Report, College of William and Mary, School of Marine Science, Gloucester Point, VA, September, 37 pp.
- Kirkley J.E. y Squires, D.** 1999. «Measuring Capacity and Capacity Utilization in Fisheries», Cap. 3. En: Gréboval, D. (Ed). «Managing Fishing Capacity, Selected Papers on underlying Concepts and Issues», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 386, pp. 75-199. Rome, FAO.
- Morrison, C.J.** 1985. «Primal and Dual Capacity Utilization: An Application to Productivity Measurement in the U.S. Automobile Industry». Journal of Business and Economic Statistics, Vol. 3, pp. 312-324.
- National Marine Fisheries Service (NMFS).** 1999. «Report of the National Task Force for Defining and Measuring Fishing Capacity». Washington.
- O'Brien C. M., J. Casey y Rackham, B.D.** 1999. «Technical Indicators of the Temporal Development of Fishing Power in the English Demersal Fisheries of the North Sea». CEFAS Lowestoft Laboratory, United Kingdom.
- Pascoe, S. y D. Gréboval** (eds). 2003. Measuring capacity in fisheries. FAO Fisheries Technical Paper, FTP N°445. Roma, FAO. 314 p.
- Pascoe, S., Kirkley, J.E., Gréboval, D. y Morrison-Paul, C.J.** 2003. «Measuring and Assessing Capacity in Fisheries: 2. Issues and Methods», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 433/2. Rome, FAO. 130p.
- Pearce, D. W.** 1989. «Economic Incentives and Renewable Natural Resource Management». En OCDE (ed.): Renewable Natural Resources: Economic Incentives for Improved Management. OCDE, París.
- Pollock, R.A. y Wales, T.J.** 1987. «Specification and Estimation of Non-separable Two-Stage Technologies: The Leontief CES and the Cobb-Douglas CES». Journal of Political Economy, Vol 95, N° 2, pp. 311-333.
- Porter, G.** 1998. «Too Much Fishing Fleet, Too Few Fish: A Proposal for Eliminating Global Fishing Overcapacity». World Wildlife Fund (WWF). Washington D.C.
- Schaefer, M.** 1954. «Some Aspects of the Dynamics of Population Important to the Management of the Commercial Marine Fisheries», *Inter American Tropical Tuna Commission Bulletin 1*, pp. 27-56.
- Schrank, W.E.** 2004. Introducción a las subvenciones pesqueras. FAO Documento Técnico de Pesca. FTP N° 437, FAO, Roma. 58p.
- Smith, A. y Hanna, S.S.** 1990. «Measuring Fleet Capacity and Capacity Utilization». Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Vol. 47, pp. 2085-2091.
- Squires, D.** 1987. «Public Regulation and the Structure of Production in Multi-product Industries: An Application to the New England Otter Trawl Industry». RAND Journal of Economics, Vol. 18, N° 2, pp. 232-247.
- Thorpe A. y Bennett, E.** 2001. «Globalization and the Sustainability of World Fisheries: A View from Latin America». Marine Resource Economics, Vol. 16, pp. 143-164.
- Vestergaard, N.** 1996. «Discard Behavior, High grading and Regulation: The Case of the Greenland Shrimp Fishery». Marine Resource Economics, Vol. 11, N° 4, pp. 247-266.

- Ward, J.M. y Metzner, R.** 2002. «Fish Harvesting Capacity, Excess Capacity & Overcapacity: A Synthesis of Measurement Studies and Management Strategies», Part III. En «Report of the Expert Consultation on Catalyzing the Transition Away from Overcapacity in Marine Capture Fisheries - Rome, 15-18 October 2002», *FAO Fisheries Report*, N° 691. Rome, FAO.
- Ward, J., Brainerd, T., Freese, S., Mace, P., Milazzo, M., Squires, D., Terry, J., Thunberg, E., Travis, M. y Walden, J.** 1999. «Report of the national task force for defining and measuring fishing capacity». (Draft).

SECCIÓN II

Síntesis panorámica y estudios de casos sobre ordenación de la capacidad en América Latina y el Caribe

1. Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina: una síntesis de estudios de casos

Max Agüero (Ph.D)

Director General

Centro Interamericano para el Desarrollo de Ecosistemas Sustentables (ICSED)

Virgilio Figueroa N° 6665, Las Condes

Santiago, Chile

(centro@icsed.org y Max.Agüero@icsed.org)

Mauricio Claverí (MS)

Investigador Asociado

Centro Interamericano para el Desarrollo de Ecosistemas Sustentables (ICSED)

Virgilio Figueroa N° 6665, Las Condes

Santiago, Chile

(centro@icsed.org y mclaveri@icsed.org)

RESUMEN

Este artículo provee una visión general y rápida de las principales características de las pesquerías en la región de América Latina y el Caribe, destacando los aspectos más relevantes tratados en los once estudios de casos que se presentan a continuación en esta sección.

Los estudios de casos fueron realizados por especialistas pesqueros de América Latina y el Caribe, quienes fueron contratados por FAO recientemente para analizar problemas relativos a capacidad, sobrecapacidad, infrautilización de capacidad y sobrecapitalización de pesquerías en diferentes países de la región.

La primera parte presenta una breve descripción de las principales áreas de pesca, especies y niveles de producción. Luego, se discuten los principales flujos comerciales y beneficios derivados de la actividad pesquera y las principales características de las políticas de ordenamiento y gestión de la capacidad.

La segunda parte de este artículo, presenta una síntesis en base a los once estudios de caso que le siguen, respecto de los orígenes, determinantes y aspectos más relevantes de las políticas de gestión de la capacidad tratados por cada uno de los autores.

1. INTRODUCCIÓN

La preocupación por los problemas de la capacidad en América Latina y el Caribe (sobrecapacidad, infrautilización y sobrecapitalización), han empezado a adquirir importancia creciente solo en la última década. No obstante, su medición, evaluación y ordenamiento es aún incipiente. Igualmente precario es el estado del conocimiento respecto a los aspectos conceptuales y metodológicos, como así mismo las bases de datos e información necesaria para ello.

Once estudios de casos realizados recientemente por destacados especialistas Latinoamericanos fueron preparados a solicitud de FAO para presentar y analizar

problemas de capacidad en pesquerías específicas de la región. Estos estudios de caso consideraron los principales factores que han contribuido a generar problema de sobrecapacidad, infrautilización de capacidad y sobre utilización en pesquerías pelágicas, betónicas y demersales tanto en el sector industrial como artesanal.

Aunque la naturaleza de las pesquerías consideradas en estos estudios de caso es diversa, resaltan similitudes en cuanto a causas y condiciones que han permitido el surgimiento de problemas de capacidad en muchas de ellas. Así, es posible constatar que factores de orden institucional, como derechos de propiedad y acceso inadecuados y sus correspondientes incentivos, están en la base del problema de la capacidad, no obstante que también aspectos de la biología de los recursos y desarrollo tecnológico son de importancia en este problema.

Con objeto de proveer una breve base respecto de las características de las pesquerías en la región, se presentan en la primera parte de este artículo, una apretada síntesis de los principales aspectos de las pesquerías en LAC, en términos de áreas o países importantes, principales especies y niveles de producción junto a los correspondientes flujos comerciales y los beneficios que ellas generan. Se discuten también brevemente aspectos relevantes de las políticas pesqueras, sus instituciones y la capacidad de gestión existente actualmente en LAC.

La síntesis de los aspectos más relevantes de los estudios de caso se realiza en términos de las principales causas y factores que han contribuido a la sobrecapacidad en las pesquerías consideradas, discutiendo a continuación aspectos relevantes de las políticas de gestión de las mismas. Se destacan factores causales de la sobrecapacidad discutidos por los diferentes autores tales como: deficientes sistema de monitoreo, control, vigilancia y fiscalización; sistemas de información y datos inadecuados, insuficiente conocimiento e información sobre la dinámica pesquera, integración vertical en la estructura industrial del sector pesquero, debilidades en los sistemas de financiamiento, insuficiencia de infraestructura, capacidades técnicas e institucionales para la gestión de la capacidad, ausencia de mecanismo de exclusión para la pesca artesanal, existencia de externalidades, poca transparencia o politización de las decisiones de gestión, pesquerías compartidas secuenciales o encadenadas, acuerdo multilaterales y de exportación internacional de embarcaciones o capital.

2. LAS PESQUERÍAS EN AMÉRICA LATINA: ANTECEDENTES BÁSICOS

2.1 Áreas de pesca, especies y producción

América Latina posee ecosistemas marinos altamente productivos con abundantes especies. Tres de los grandes Ecosistemas Marinos del Mundo se encuentran en las costas del sur de la región, siendo el más importante el Sistema de la Corriente de Humboldt (Chile, Perú y Ecuador) que contribuyen casi con el 20 por ciento del total de pesca de captura mundial. Otros ecosistemas importantes en la región son la Plataforma Patagónica (Argentina y Uruguay) y la Plataforma Sur del Brasil (NOAA 2003).

De acuerdo a las últimas cifras sobre producción pesquera (de captura y cultivo) publicadas por FAO (faostat 2004) para el año 2001, América Latina y El Caribe aportó 17 902 309 toneladas contribuyendo así con aproximadamente un 13,7 por ciento al total mundial de 129 942 674 toneladas ese año. Cerca del 70 por ciento del total regional lo aportó sólo Perú y Chile. En orden de importancia le siguen México, Brasil, Argentina y Ecuador, aportando entre ellos aproximadamente el 92,5 por ciento del remanente total regional.

A pesar de la gran diversidad de especies y ecosistemas de la región, las capturas provienen fundamentalmente de unos pocos países que explotan unas pocas especies. Destacan Chile y Perú con la extracción de pequeños pelágicos, cuyo destino principal es la producción de harinas y aceites de pescado. Estos dos países se ubican entre las cinco primeras naciones en el ranking mundial de capturas y son las principales

exportadoras de harinas y aceites de pescado del mundo. Sin embargo, su ubicación en el ranking mundial de acuerdo a valor es baja, evidenciando así el reducido valor de mercado de sus principales especies de captura.

No obstante lo anterior, la Pesca y Acuicultura en la región constituyen una importante fuente de divisas, empleo y alimentación, especialmente para los sectores de menores ingresos. Destaca además, la creciente importancia que vienen adquiriendo el valor de la pesca artesanal y el cultivo de camarones, salmón y en menor grado especies tales como tilapia, bagres, abalones y algunos mitilidos entre otros.

La estructura de producción se caracteriza por su naturaleza heterogénea. Tanto la composición de las capturas como las artes y equipos de pesca y las embarcaciones, que determinan además la distribución de las rentas y beneficios de la actividad pesquera, presentan grandes diferencias entre los países, entre regiones, entre especies y pesquerías mismas. Con fines analíticos y de gestión, las pesquerías en la región se agrupan generalmente en: pesca industrial y pesca artesanal (y acuicultura costera y de agua dulce). La pesca deportiva solo asume alguna importancia comercial en muy pocos países de la región (fundamentalmente México, Argentina y Brasil), al igual que la pesca de alta mar.

Actualmente, se estima que los stocks más importante comercialmente en la región están ya siendo plenamente explotados (Thorpe y Bennett, 2001) y en la mayoría de ellos ya se han impuesto medidas regulatorias o restricciones a la entrada. Notable es el caso de las pesquerías pelágicas de Chile y Perú (con una captura promedio anual que oscila en el rango de los 12 a 15 millones de toneladas por año). En ambos países estas pesquerías están declaradas en «régimen de plena explotación» por lo cual no se permite la entrada de nuevas embarcaciones a las pesquerías y las autoridades pesqueras imponen periódicamente una cuota total de captura.¹ El objeto de estas medidas ha sido tradicionalmente para proteger el reclutamiento y los rendimientos de biomásas (como por ejemplo, México, Ecuador, Brasil y Argentina).

2.2 Flujos comerciales, beneficios y rentas

Los flujos de producción e intercambio comercial están dominados fundamentalmente por unos pocos países, principalmente por Perú, Chile, México, Argentina y Brasil, los que capturan alrededor del 90 por ciento del total regional y de los cuales aproximadamente 75 por ciento corresponden a especies pelágicas tales como anchovetas, sardinas y jureles. Las capturas de crustáceos son también importantes por su alto valor de mercado (especialmente en Ecuador, Brasil, México y Panamá, entre otros).

De acuerdo a FAO 2004 (FISHSTAT Plus), las exportaciones pesqueras de LAC excluyendo acuicultura, tuvieron un valor cercano a 6,9 millones de dólares en 2001, de los cuales solo cinco países concentraron el 72 por ciento de ellos (Argentina, Brasil, Chile, México y Perú).

Por otro lado, la creciente acuicultura regional² se está concentrando en salmónidos, crustáceos y especies de rápido crecimiento tales como las tilapias. El valor de la producción acuícola regional se ha incrementado cerca de ocho veces en las últimas décadas, pasando de \$EE.UU. 337 millones en 1984 a \$EE.UU. 2,98 mil millones en el año 2000 (representando el 5,3 por ciento del valor total de la producción global). Nuevamente y al igual como sucede en las pesquerías de captura, la acuicultura solo asume una importancia comercial significativa en un reducido número de países y especies. Destacan para el año 2000 en importancia relativa en términos de valor: Chile (42,5 por ciento del valor total regional), Brasil (20,7 por ciento), Ecuador (10,8 por

¹ Chile impone además desde 2001, un Límite Máximo de Captura por Armador (LMCA).

² La producción acuícola en la región ha crecido sobre 714 veces en peso, desde 1970 con 1 221 toneladas (0,03 por ciento del total global producción) a 871 874 toneladas en 2000 (representando 1,9 por ciento de la producción global).

ciento), Colombia (8,6 por ciento) y México (7 por ciento). Los principales grupos de especies de cultivo han sido peces, crustáceos y moluscos, destacándose entre estos, las especies de camarón blanco, salmón del atlántico y salmón cojo, truchas y tilapias.

Es importante hacer notar que tanto en las pesquerías de cultivo como de captura, se observa una fuerte concentración en la producción y ventas en un reducido número de países y productores (al interior de cada país) lo que hace presumir que gran parte de las rentas generadas por el sector pesquero están siendo apropiadas por un pequeño número de participantes, fundamentalmente los dueños de las plantas de proceso (integradas verticalmente con las flotas) y de las fincas y centros de cultivos acuícola. Los premisos, licencias y derechos de acceso a los recursos y ecosistemas son normalmente nulos o de un valor bajo y más bien nominal

2.3 Políticas, instituciones y capacidad de gestión en LAC

En general, la mayoría de los países de la región tienen cuerpos legales en funcionamiento para el manejo de la pesca y la acuicultura con una explícita y marcada tendencia a objetivos de conservación, empleo y seguridad alimentaria. En aquellos en que la pesca es una actividad comercial importante tales como Perú, Chile, Argentina, Brasil y Ecuador entre otros, existen actualmente Leyes de Pesca en los que invariablemente el objetivo explicitado es la conservación, la pesca sustentable y consideraciones de orden social. No obstante, en repetidas ocasiones y en forma inadvertida estos objetivos múltiples son excluyentes entre sí.

Recientemente (última década) alguna de las Leyes de Pesca han introducido conceptos de eficiencia tales como minimización de costos en la captura y procesamiento, aumento del valor agregado sobre las capturas o mejoras en los sistemas de comercialización.

Recientemente, algunas Leyes de Pesca de los países de la región muestran explícitamente preocupación por problemas derivados de la sobrecapacidad y la necesidad de un adecuado manejo de ella; no más de un par de países han iniciado acciones efectivas para este objetivo.

En términos institucionales, el sector pesquero en LAC está situado bajo la responsabilidad de algún ministerio ya sea: Economía (Chile), Agricultura o Ganadería (Argentina, Honduras, Guatemala) de Recursos Naturales y Medio Ambiente (Nicaragua) entre otros. No existe hoy ningún país de la región con un Ministerio de Pesca³, a pesar de que este sector constituye una de las principales fuentes de ingresos de divisas en Chile, Perú y Ecuador entre otros.

Para la gestión pesquera, la gran mayoría de los países dispone de reducidos presupuestos operacionales, inadecuada infraestructura y medios junto con insuficiente personal capacitado para una eficiente labor en función de los objetivos propuestos. No obstante, en los principales países pesqueros aún sobreviven dificultosamente, los institutos de investigación (y fomento) pesquero creados en la década de los 60 con ayuda de FAO. La importancia que estos institutos han tenido en la generación de conocimiento y bases de datos para la gestión es incuestionable. Sin embargo, la tendencia creciente a la privatización de muchas de las áreas tradicionalmente en manos de los gobiernos, está dejando en difícil situación financiera a estas instituciones, las que no han podido mejorar sus capacidades profesionales ni adecuar sus antiguas estructuras de funcionamiento a las nuevas exigencias impuestas por la tecnología, la institucionalidad financiera internacional y la globalización de los mercados, entre otros.

Por otro lado y en forma paralela, la investigación científica y tecnológica también está sufriendo en el sector pesquero los cambios derivados de la privatización del

³ Hasta julio del 2002, Perú era el único país de la región que contaba con un Ministerio de Pesca. Sin embargo a partir de esa fecha el sector pesquero y acuícola fueron reasignados al Vice Ministerio de Pesca situado bajo el Ministerio de la Producción.

sistema productivo global. Como consecuencia, el financiamiento para este objetivo es reducido dentro del ya reducido presupuesto de investigación característica de las economías de la región.⁴ Se observa además, un criterio casi exclusivo en la asignación de los escasos fondos de investigación hacia las áreas de la Biología y Oceanografía con exclusión de fondos asignables a los aspectos de la gestión misma con base a otras ciencias tales como la Economía Pesquera, Sociología y Antropología Pesquera y demás cuerpos conceptuales asociados.⁵

3. CAPACIDAD PESQUERA, SOBRECAPACIDAD Y MANEJO DE CAPACIDAD EN AMÉRICA LATINA: SÍNTESIS DE ONCE ESTUDIOS DE CASO

3.1 Aspectos conceptuales

Si bien los conceptos de capacidad y sobrecapacidad pesquera han estado presentes en la mente tanto de pescadores como académicos y tomadores de decisión en la región desde hace ya unas décadas, la preocupación por las causas, consecuencias y gestión de la sobrecapacidad, infrautilización de capacidad y sobrecapitalización es solo reciente. Por lo mismo, no existe aun una definición formal y ampliamente compartida con fines de gestión de estos conceptos ni medidas efectivas para su gestión ni una real voluntad política para su implementación, en la mayoría de los países de LAC.

En los principales países pesqueros de la región, es posible encontrar documentos académicos e informes técnicos, boletines, diagnósticos coyunturales y demás publicaciones pesqueras, que dan cuenta de la existencia de capacidad no utilizada (infrautilización) o sobrecapitalización de las flotas, artes y equipos pesqueros, reflejando con ello la existencia de una importante sobrecapacidad pesquera en la región. No obstante, sus magnitudes no están aun debidamente cuantificadas ni sus causas claramente establecidas.

En general, las causas y determinantes del nivel de la capacidad, sobrecapacidad, infrautilización de la capacidad y sobrecapitalización pesquera tienen su origen fundamentalmente en factores de orden institucional, económico o bioeconómico, especialmente cuando las pesquerías se desarrollan en el contexto de una economía de mercado competitivo (aunque normalmente imperfecto), como es la situación prevaleciente en los países de América Latina (excepto Cuba).

Las causas potenciales de la infrautilización obedecen generalmente a razones de corto plazo o friccionales de mercado, en el que desajustes o variaciones temporales en los precios, costos de producción u otros factores pueden determinar la no plena utilización de la capacidad; también la sobrecapacidad puede ser el factor responsable de la infrautilización. Sin embargo, las causas de la sobrecapacidad están radicadas generalmente en los sistemas de propiedad, tenencia, acceso o uso de los recursos ícticos (libre acceso). Otras causas de la sobrecapacidad discutidas por Cunningham y Gréboval (2001) son: la naturaleza cambiante de la industria pesquera, el cambio tecnológico, el desarrollo de los mercados de productos pesqueros y la resiliencia de las ganancias de la industria resultantes tanto del progreso técnico como de la alta demanda y nivel mismo de la capacidad ya adquirido a un momento dado del desarrollo de una pesquería. Se agregan a estos, otros factores contribuyentes tales como los subsidios usados por los países para la promoción y fomento de la pesca y construcción de embarcaciones, integración vertical

⁴ Se estima que la investigación científica y tecnológica en países de la región no supera el 1,5 por ciento del PIB, mientras que en países desarrollados este porcentaje bordea el 5 por ciento (ver d.C. EU).

⁵ En Chile, país que goza de un mejor presupuesto que otros países de la región en términos relativos para la investigación pesquera, obtenido mediante el cobro de licencias y aportes fiscales, solo entre el 5 y el 10 por ciento del total es asignado a Proyectos de investigación de carácter no biológico u oceanográfico (Agüero 2003, IDDDRA).

de la industria y sistemas inapropiados de monitoreo, control y vigilancia (Agüero, 2004) junto a políticas gubernamentales inadecuadas.

Como señala Pascoe *et al.*, 2004 (este vol.):

«La capacidad y la utilización de la capacidad son conceptos a corto plazo que se refieren a la aptitud de la flota existente para aumentar su producción, teniendo en cuenta circunstancias actuales. Por el contrario, la sobrecapacidad y la sobrecapitalización son conceptos a más largo plazo, que indican cuanto puede ser necesario reducir la flota actual para poder lograr el nivel de producción establecido como objetivo a largo plazo».⁶

En la literatura reciente (Pascoe *et al.*, este vol, Gréboval este vol, Ward y Metzner, 2002, Gréboval, 2003, Squires y Gréboval, 2003, Cunningham y Gréboval, 2001, Holland y Sutinen, 1998) se han identificado como posibles causas u orígenes de la sobrecapacidad, infrautilización de capacidad y sobrecapitalización entre otros, los siguientes factores:

- *Políticas de acceso o derechos de propiedad mal definidos (libre acceso)*
- Políticas de gestión pesquera (fijación de CTP's, vedas, etc)
- Políticas nacionales de incentivos económicos tales como subsidios y otros
- Existencia de pescadores ocasionales (de tiempo parcial o pesca ilegal)
- Progreso tecnológico o cambios en sistemas de producción (mejoras de eficiencia)
- Crecimiento de mercados para productos pesqueros (mejoras en precio y Demanda)

En los trabajos presentados en este volumen, se han señalado además de los factores anteriormente enumerados, los siguientes factores que contribuyen a los problemas de sobrecapacidad:

- *Sistemas inadecuados o implementación poco efectiva de, MCV y Fiscalización*
 - Ver: Ehrhardt, López, Verona, González-Cano, Vasconcellos *et al.*,
- *Sistemas de Información y datos insuficientes, incompletos o erróneos*
 - Agüero *et al.*, López, Verona.,
- Insuficiente conocimiento e información sobre la dinámica pesquera
 - Agüero *et al.*, López, Ormaza, Zapata *et al.*,
- Integración vertical de la estructura industrial del sector pesquero
 - Wosnitza *et al.*, Zapata *et al.*, Agüero *et al.*
- Debilidades del Sistemas de Financiamiento formal e informal para la pesca
 - López, Zapata *et al.*
- Insuficiente infraestructura y capacidades técnicas e institucionales para la gestión de la capacidad
 - Agüero *et al.*, López, Wosnitza *et al.*, Zapata *et al.*
- Pesca artesanal no regulada, de libre acceso o sin mecanismos de exclusión
 - Wosnitza *et al.*, López, Ehrhardt, Vasconcellos *et al.*, González-Cano
- Externalidades (de stock, aglomeración, artes, tecnológicas y ecológicas)
 - Seijo, Agüero *et al.*, Verona, Ehrhardt
- Poca transparencia o politización de las decisiones de gestión
 - Verona, Ormaza, López, Wosnitza *et al.*, Vasconcellos *et al.*
- Pesquerías trans-zonales, altamente migratorias, compartidas, secuenciales o encadenadas
 - Ehrhardt, Agüero *et al.*, Seijo, Vasconcellos *et al.*
- Acuerdos multilaterales y Exportación internacional de embarcaciones o capital para la pesca vía Joint Ventures u otros mecanismos
 - Verona.

⁶ Para mayores detalles y definiciones ver Gréboval y Munro (1999), Cunningham y Gréboval (2001), Kirkley y Squires (1999), entre otros.

Paralelamente, el precario estado de las políticas de manejo de la capacidad y sobrecapacidad pesquera junto a su débil implementación en la región, son por otro lado, manifestaciones claras del sesgado énfasis puramente biológico u oceanográfico o puramente legal, aun prevaleciente en la investigación y el tratamiento de los problemas de gestión, que por si solos, no pueden dar luces para la identificación y diseño de estrategias de gestión efectivas para su reducción ni menos de un monitoreo, control, vigilancia y fiscalización eficaz.

De acuerdo a lo anterior, las estrategias mas comunes actualmente relativas a el control de la capacidad y sobrecapacidad en la región consisten básicamente, en el establecimiento de vedas, controles a la entrada, cuotas totales de captura y en algunos pocos países y mas recientemente, en la asignación de cupos o cuotas individuales de captura o esfuerzo. En este ultimo caso, los procedimientos de asignación son esencialmente de acuerdo a capturas históricas. Mecanismos mas eficientes tales como la asignación por remate o licitación han enfrentado oposición por parte del sector industrial, que ve amenazado no solo su eventual acceso a los recursos hidrobiológicos sino también, el potencial desaparecimiento de sus ganancias anormales o rentas (extraordinarias). Igualmente, el subsector artesanal se ha opuesto a eventuales restricciones ya sea a los insumos como a los productos en aquellas pesquerías donde estos se encuentran organizados.

La literatura reciente sobre políticas de gestión de la capacidad y sobrecapacidad (Gréboval, 2004, este vol.; Ward y Metzner, 2002; Cunningham y Gréboval, 2001; Gréboval y Munro, 1999; Kirkley y Squires, 1999; Holland y Sutinen, 1998), clasifica en general las políticas de gestión de acuerdo a aquellas que proveen incentivos para que los propios pescadores regulen su capacidad a niveles apropiados y aquellas medidas tendientes a regular o controlar directamente la capacidad o lo que es lo mismo, políticas de incentivos o políticas de control. Para cada tipo de políticas o enfoque se identifican diversos instrumentos, los que en los trabajos presentados en este documento, podemos encontrarlos considerados o analizados bajo los siguientes acápite o factores:

Políticas de incentivos

- Impuestos y Subsidios
 - Zapata *et al.*, Vasconcellos *et al.*,
- Licencias o Permisos de Pesca
 - Zapata *et al.*, Vasconcellos *et al.*, Agüero *et al.*, Wosnitza *et al.*,
- Cuotas Totales Permisibles Individuales
 - Agüero *et al.*, Ehrhardt, Wosnitza *et al.*,
- Derechos Territoriales (Turf) (o por especie)
 - González-Cano, Agüero *et al.*

Políticas de control

- Cuotas Globales
 - Agüero *et al.*, Zapata *et al.*, Wosnitza *et al.*
- Restricciones al Esfuerzo
 - Vasconcellos *et al.*, González-Cano, Agüero *et al.*,
- Vedas temporales y espaciales
 - Zapata *et al.*, Vasconcellos *et al.*, González-Cano, Agüero *et al.*,
- Restricciones a la entrada
 - Agüero *et al.*,

3.2 Orígenes y determinantes de la capacidad y sobrecapacidad en América Latina

Cuando el nivel de la Capacidad Pesquera esta dimensionada en concordancia con las capacidades regenerativas de los stocks y sus costos de operación en relación a

sus ingresos potenciales son mínimos, es posible establecer bajo condiciones dadas, que la pesquería esta en un equilibrio bioeconómico generando rentas máximas (estado estacionario). Caso contrario es muy posible, *ceteris paribus*, que exista infra utilización de la capacidad⁷, o eventualmente sobrecapacidad, indicando en cualquiera de estos casos, problemas de eficiencia en la pesquería. Uno de ellos, en el largo plazo es generalmente la sobrecapitalización de la pesquería, lo que implica desde un punto de vista de la asignación de recursos, pérdidas de rentas potenciales y por tanto, una condición sub-óptima de la pesquería. Además, implica niveles excesivos de esfuerzo pesquero con mayores riesgos de sobreexplotación biológica de los stocks.

Es claro por tanto, que si bien la sobrecapacidad es fundamentalmente la consecuencia de sistemas inadecuados de propiedad y acceso a los recursos, esta surge como una respuesta racional de las unidades pesqueras a los incentivos económicos percibidos (Cunningham y Gréboval, 2001), configurados en general por estructuras de costos relativos a precios atractivos y sistemas permisivos o de fiscalización poco efectiva.

Los estudios de caso presentados en esta revisión sintética, reflejan explícitamente estas connotaciones.

De acuerdo a Ehrhardt, analizando causas que originan la sobrecapitalización de las flotas camaroneras en Guatemala y Nicaragua, dice:

«En general, existe una carrera muy marcada por pescar camarón dentro de las demarcaciones geopolíticas de cada flota y nación, lo que ha llevado a una sobre capitalización muy notable en las flotas, demostrando con ello una competencia significativa por parte de las empresas locales por asegurar una materia prima relativamente finita ante la excesiva demanda de los productos de camarón en los mercados internacionales»

Y agrega mas adelante que:

«Al proceso de libre acceso histórico que se ha observado en estas pesquerías (camarón) se agrega la usual falta de monitoreo, vigilancia y control (MVC) sobre las licencias y los permisos de pesca de camarón. Esto se debe en parte a la falta de deseo o de entendimiento político de administrar recursos que en realidad son propiedad de los estados»

Concluyendo que esta competencia por pescar,

«...ha llevado que exista un exceso de operaciones de arrastre sobre los bancos tradicionales de pesca, con lo que los rendimientos por día de pesca de los barcos han bajado, debido a la mayor participación de barcos y no debido a una reducción en la abundancia de los efectivos. Esto es, son pesquerías en que los coeficientes de capturabilidad por unidad de esfuerzo son función de los niveles de capacidad de pesca. Esta convolucion tiene connotaciones económicas y sociales de envergadura, ya que la carrera por pescar un producto de alta demanda y precio ha creado una situación generalizada de sobre inversión en flotas...»

Vasconcellos et. al. resaltan los aspectos de incentivos económicos percibidos por el sector productivo y que contribuyeron al aumento de la capacidad:

«Un factor determinante para los cambios en la capacidad de la pesca en la región fue la centralización del manejo de la pesca por el gobierno federal. Como fue sugerido por Marrul Filho (2001), la casi ausencia de un Estado regulador de la actividad pesquera hasta mediados de los años 60 fue uno de los puntos fundamentales para mantener un equilibrio entre el esfuerzo de pesca y la capacidad productiva de los recursos. Desde la década del 60, el modelo que ha predominado es el de una agencia federal (SUDEPE, IBAMA, DPA), responsable por la formulación de políticas de desarrollo y reglamentación de toda la actividad pesquera en Brasil. Partiendo del referencial ideológico de la grandeza de los mares brasileños y su potencial «ilimitado» (Marrul Filho, 2001), y teniendo como objetivo principal el desarrollo económico del sector pesquero, la centralización del manejo trajo como consecuencia las políticas de industrialización de la pesca y la elaboración de medidas de manejo

⁷ Para un análisis mas detallado del concepto de infrautilización de capacidad y sus implicancias ver Pascoe et al., este volumen.

construidas «de arriba para abajo» que, salvo algunas excepciones, no consideran las condiciones locales de los recursos ni las prácticas de pesca de los pescadores (Kalikoski, 2002), La modernización tecnológica de las flotas pesqueras fue uno de los principales instrumentos utilizados para incrementar la producción de pescado, elevando excesivamente la capacidad de pesca en la región»

Wosnitza *et al.*, señalan que entre los factores determinantes del exceso de capacidad de pesca en la pesquería de la merluza peruana están:

«-El acceso libre y la entrada de una nueva Flota Nacional en los años 90, que no estaba limitada por acuerdos anuales como fue el caso de la flota arrastrera extranjera.

-El desplazamiento de embarcaciones arrastreras desde otras partes del mundo hacia la costa peruana y su incorporación en la flota nacional peruana con el consentimiento del gobierno de turno.

- Una creciente demanda para merluza en el mercado internacional debido a la desaparición del bacalao y la sobre-pesca de otras poblaciones de merluza.

- Un rápido mejoramiento de la tecnología de pesca y un incremento de las inversiones en plantas de procesamiento.

- Cambio estructural en la distribución y densidad de la merluza durante el evento El Niño inusualmente largo entre 1991 y 1993.

- La probable necesidad de cambios mayores en las capturas permisibles durante eventos El Niño incluyendo años posteriores, que no se habían tomado en cuenta.

- Falta de una política pesquera a largo plazo.»

3.3 Políticas de gestión de la capacidad y sobrecapacidad

En América Latina, los conceptos relativos a sobrecapacidad o infrautilización de la capacidad no son aun ampliamente compartidos. Por otro lado, los intentos por medir o cuantificar la capacidad y sobrecapacidad son escasos y los métodos desarrollados más recientemente en Europa y Norteamérica para este objetivo, son aun casi desconocidos en la región. Por lo mismo, las bases de datos y los registros históricos no consideran aun explícitamente indicadores o parámetros para medir capacidad pesquera en forma apropiada. Se hace necesario por tanto, no solo avanzar en los aspectos conceptuales y metodológicos para la definición y medición de la capacidad y sobrecapacidad sino además, en la provisión de los datos e información necesaria para ello.

Tampoco se han delineado políticas nacionales específicas, coherentes y oportunas para atacar los problemas de la sobrecapacidad, infrautilización o sobrecapitalización; paralelamente, la efectiva implementación de políticas de gestión de la capacidad pondrá de manifiesto la necesidad de sistemas efectivos y oportunos de monitoreo, control, vigilancia y fiscalización, los cuales aún operan en forma deficitaria y con graves falencias en la región.

Verona, analizando la evolución de la capacidad de pesca de la flota que opera sobre la merluza en el caladero Argentino y refiriéndose a las políticas de gestión comenta:

«Las autoridades pesqueras argentinas no han delineado una política federal de pesca que incluya un plan de acción específico para evaluar y administrar la reducción de los excesos de capacidad de pesca, ni cuentan con un plan de manejo para la recuperación de los efectivos de merluza, que incluya objetivos operacionales, un sistema de indicadores de referencia y un procedimiento preestablecido para la evolución de su desempeño, como para garantizar su efectividad sobre un horizonte cierto de tiempo.»

Y recomienda al respecto:

«... Implementar una política de desarrollo pesquero sustentable, adoptando un código de conducta de pesca responsable (FAO, 1995), gestionada a través de un sistema de administración transparente y participativo (FAO, 1997a), basado en principios precautorios (FAO, 1996), que incluya indicadores de referencia y evaluaciones de desempeño (FAO, 1996b) y orientada a maximizar la renta social del caladero.»

«En términos de administración de capacidad de pesca se impone recomendar la inmediata adopción de un plan de acción como el propuesto en IPOA, a fin de contar antes de 2005 con un modelo de administración de la capacidad de pesca eficiente, equitativo, participativo y transparente.»

Y más adelante agrega:

«En lo inmediato, mientras tanto se impone instrumentar un proceso de evaluación y diagnóstico de la capacidad de pesca para lo cual se recomienda conciliar las bases de datos existentes, sometiéndolas a un proceso de evaluación técnica independiente».

Agüero *et. al.*, en una evaluación del desempeño de las políticas de control de esfuerzo y sobre capacidad extractiva en las pesquerías pelágicas en la zona centro-sur de Chile, señala entre otras la siguiente conclusión respecto a la política de gestión de la capacidad:

«Los resultados muestran la existencia de una sobrecapacidad importante durante todo el periodo analizado y aun en la actualidad, producto entre otros factores de las reacciones tardías de la autoridad de regulación, que ha venido desarrollando una política de solucionar problemas suscitados en lugar de una política preventiva y de mediano y largo plazo».

López, analizando la pesquería del camarón en Panamá destaca:

«La debilidad institucional ha permitido que las medidas de manejo se ejecuten de forma ineficiente, creando un clima de falta de credibilidad de los usuarios ante la administración que emite medidas de manejo en función de la nueva problemática aparecida [sobrecapacidad], siendo en muchos casos esta última, un producto de la ineficaz ejecución de la anterior pauta de manejo.»

Y aunque señala que las medidas de manejo para el camarón fueron conceptualmente robustas, su implementación adolecía de «un tenue compromiso» con la Administración sobre el mecanismo a utilizar para la ejecución de las medidas junto con los lineamientos para el seguimiento y evaluación de las mismas».

Destaca en sus conclusiones que: «La información de indicadores biológicos y sociales en la Dirección General de Recursos Marinos y Costeros no permite valorar en su justa dimensión el aporte del sector pesquero en general, por lo que se hace necesario impulsar un diseño estadístico, con el objetivo de llenar los vacíos de información existente en el sector pesquero».

Ormaza, en un análisis exhaustivo de la pesquería del camarón y su excesiva capacidad de pesca en el Ecuador señala al respecto que:

«Los administradores de gestión y control han tenido restricciones de todo orden, incluido las políticas, lo que ha dificultado que ellos administren en función de recomendaciones científicas y técnicas, y cuando lo han hecho la aplicación de estas regulaciones no ha sido aplicada ni controlada, antes mas bien, ha servido para que florezca la corrupción particularmente a niveles de mando medio».

Mas adelante señala que:

«La información pesquera de parte de los biólogos pesqueros tiene debilidades en lo social y económico. Las entidades que investigan lo social y económico no proveen datos e información (y viceversa), para que se pueda realizar una evaluación comprensiva que sirva para formular recomendaciones integrales».

Zapata *et al.*, destaca la necesidad de un enfoque de manejo integrado en el contexto de los recursos costeros (pequeños pelágicos) destacando que:

«La política nacional de zonas costeras ha permitido involucrar una nueva concepción en la regulación de los recursos pesqueros del país, y en el caso particular de los pequeños pelágicos se ha intentado controlar la capacidad de esfuerzo pesquero de esta pesquería a pesar de las limitaciones de recursos financieros y de mantener un programa permanente de evaluación de recursos pesqueros por parte de las instituciones competentes».

De igual manera González-Cano, en un análisis que el mismo autor describe como alejado «de los análisis clásicos» y usando una matriz de puntajes para «deseo de cambio» bajo criterios múltiples, favorece estrategias de co-manejo para la gestión de los problemas de la capacidad en la pesquería de langosta al nor-este de Yucatán (México). Para ello, «es indispensable la participación de todos los involucrados en la pesquería»... «con el fin de compartir las responsabilidades para el manejo adecuado del recurso langosta».

Finalmente Seijo, analizando los riesgos de exceder puntos de referencia limite por sobrecapacidad del esfuerzo en pesquerías secuenciales como el mero en México previene que:

«... haber limitado el acceso de nuevas embarcaciones tanto artesanales como industriales a la pesquería [mero] debe tomarse solamente como un primer paso para su ordenamiento responsable ya que los riesgos de exceder puntos de referencia biológico (37,7 por ciento) y económicos (59,2 por ciento) siguen siendo relativamente altos ya que la pesquería se encuentra operando en niveles cercanos al equilibrio bio- económico. La reducción de riesgo implicaría la disminución paulatina de la capacidad de pesca de ambas flotas».

Y recomienda:

«En estudios futuros de esta pesquería se sugiere llevar a cabo análisis de riesgo mas exhaustivo que considere la incertidumbre en otros parámetros tanto biológicos (e.g. mortalidad natural), como tecnológicos (e.g. coeficiente de capturabilidad) y (e.g. precio de la especie, costo unitario del esfuerzo)

4. REFERENCIAS

- Agüero, M.** 2003. «The UN Fish Stocks Agreement and Developing Countries in South America. The Galapagos Agreement» In: Policy research: options for strengthening national, sub-national and regional institutions and policies to better address developing countries needs. IDDRA 2003. <http://www.onefish.org/id/146792>.
- Agüero, M.** 2004. «International Plan of Action for the Management of Fishing Capacity (IPOA-CAPACITY): Review of Progress in Latin América». En: FAO Fisheries Circular N°1005, FAO, Roma, 2004 (en impresión).
- Cunningham, S. y D. Gréboval.** 2001. «Managing Fishing Capacity: A Review of Policy and Technical Issues». FAO Fisheries Technical Papers N° 409. FAO, Roma. 60 p.
- Gréboval, D. y Munro, G.R.** 1999. «Overcapitalization and Excess Capacity in World Fisheries: Underlying Economics and Methods of Control», Cap. 1. En: Gréboval, D. (Ed). «Managing Fishing Capacity, Selected Papers on underlying Concepts and Issues», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 386, pp. 1-48. Rome, FAO.
- Holland, D. y Sutinen, J.G.** 1998. Draft Guidelines on Fishing Capacity. Technical Working Group on the Management of Fishing Capacity. La Jolla, USA, 15-18 April.
- Kirkley, J.E. y Squires, D.** 1999. «Measuring Capacity and Capacity Utilization in Fisheries», Cap. 3. En: Gréboval, D. (Ed). «Managing Fishing Capacity, Selected Papers on underlying Concepts and Issues», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 386, pp. 75-199. Rome, FAO.
- NOAA.** 2003. <http://na.nefsc.noaa.gov/lme/text/lme15.htmv>
- Pascoe, S. y Gréboval, D. (eds).** 2003. Measuring capacity in fisheries. FAO Fisheries Technical Paper, FTP N°445. Roma, FAO. 314 p.
- Pascoe, S., Kirkley, J.K., Gréboval, D. y Morrison-Paul, C.J.** 2003. «Measuring and Assessing Capacity in Fisheries: 2. Issues and Methods», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 433/2. Rome, FAO. 130p.
- Thorpe, A. y Bennett, E.** 2001. «Globalization and the Sustainability of World Fisheries: A View from Latin America». *Marine Resource Economics*, Vol. 16, pp. 143-164.
- Ward, J.M. y Metzner, R.** 2002. «Fish Harvesting Capacity, Excess Capacity & Overcapacity: A Synthesis of Measurement Studies and Management Strategies», Part III. En «Report of the Expert Consultation on Catalyzing the Transition Away from Overcapacity in Marine Capture Fisheries - Rome, 15-18 October 2002», *FAO Fisheries Report*, N° 691. Rome, FAO.

2. Evaluación del desempeño de políticas de control del esfuerzo y sobrecapacidad extractiva en las pesquerías pelágicas de la zona centro-sur de Chile: sardina, jurel, anchoveta y merluza de cola

Max Agüero (Ph.D)

Centro Interamericano para el Desarrollo de Ecosistemas Sustentables (ICSED)
Virgilio Figueroa N° 6665, Las Condes
Santiago, Chile
(centro@icsed.org; Max.Agüero@icsed.org)

Mauricio Claverí (Ms.c)

Centro Interamericano para el Desarrollo de Ecosistemas Sustentables (ICSED)
Virgilio Figueroa N° 6665, Las Condes
Santiago, Chile
(Mauricio.Claveri@icsed.org)

Ricardo Norambuena (MS.c.)

Subsecretaría de Pesca
Bellavista 168, Piso 1, Casilla 100-V
Valparaíso, Chile
(rnorambu@subpesca.cl)

RESUMEN

En este trabajo se efectúa un análisis detallado de la capacidad y sobrecapacidad de pesca en la pesquería industrial centro-sur de Chile de recursos pelágicos, la más importante del país y de América Latina. El estudio se enfoca sobre las cuatro especies pelágicas más importantes: jurel, merluza de cola, anchoveta y sardina común. Comienza con un breve análisis de cada especie y su relevancia desde el punto de vista biológico, tecnológico, económico e institucional y las políticas implementadas por la autoridad de regulación desde 1970 hasta la actualidad. Se enfatizan las relaciones y efectos provocados en la evolución histórica del esfuerzo y capacidad pesquera de la flota. Posteriormente, se hace uso de dos metodologías alternativas de cálculo de capacidad y sobrecapacidad pesquera: un método bioeconómico elaborado por los autores y basado en el modelo de Schaefer (MBE) y el Enfoque de la Envoltura de Datos (DEA). Se mide la capacidad y sobrecapacidad existente en la pesquería en el período 1997-2002. Los resultados obtenidos con ambas metodologías son inesperadamente muy similares, con algunas diferencias en puntos específicos, pero manteniendo en todo momento la similitud y consistencia de los resultados. Los resultados muestran la existencia de una sobrecapacidad importante durante todo el período analizado y aún en la actualidad, producto entre otros factores de

las reacciones tardías de la autoridad de regulación, que ha venido desarrollando una política de solucionar problemas suscitados en lugar de una política preventiva y de mediano y largo plazo. Se analizan además, las causas posibles del semi-colapso de los recursos hasta fines de la década recién pasada.

El estudio permite concluir claramente que el proceso de regulación de las pesquerías evidencia falencias importantes que han contribuido al incremento desmesurado de la flota y el esfuerzo pesquero en la última década, contribuyendo al semi-colapso de los recursos, el surgimiento de una elevada sobrecapacidad difícil de revertir y a la pérdida de una gran parte de la renta pesquera perteneciente a la sociedad chilena en su conjunto.

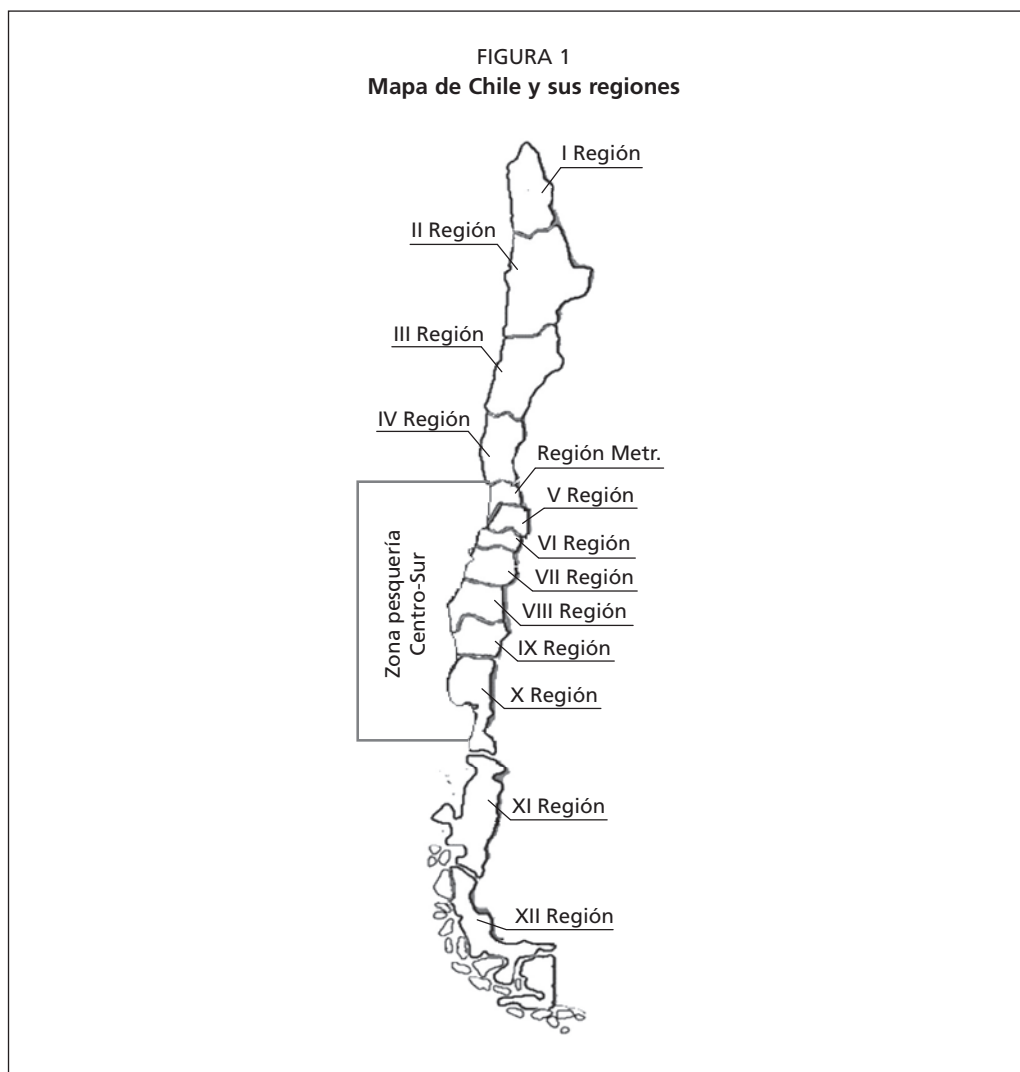
1. INTRODUCCIÓN

En la zona centro-sur de Chile (de la Vª a la Xª Región) se desarrolla una de las pesquerías industriales más importantes del país y de América Latina, llamada localmente «pesquería centro-sur». Está conformada por cuatro especies pelágicas de gran importancia económica: Jurel (*Trachurus s. murphyi*), Anchoveta (*Engraulis ringens*), Sardina Común (*Strangomera bentincki*) y Merluza de Cola (*Macruronus magellanicus*). El acelerado desarrollo que ha experimentado esta pesquería desde 1965, finalmente muestra sus consecuencias cuando a partir de 1996, tanto los rendimientos de captura como las tallas medias de los ejemplares capturados descienden abruptamente. Hasta entonces la pesca se había desarrollado bajo un contexto de relativa libertad, pero en adelante comienza a ser regulada fuertemente, restringiéndose drásticamente el esfuerzo ejercido por la flota y causando, inevitablemente, que gran parte del capital invertido en ella permaneciera inactivo.

Así, se evidenció una situación de sobrecapitalización de la flota a causa de muchas imperfecciones o ausencia de políticas y regulaciones para la administración de estas pesquerías, lo que contribuyó al crecimiento desmedido de la capacidad de pesca. La existencia de sobrecapacidad en las pesquerías implica que permanece latente una condición de alto riesgo para los recursos debido a la presión lógica de los armadores por utilizar todo su capital invertido, a la vez que se produce una pérdida de rentas de la pesquería por el hecho de que buena parte del capital pesquero permanece inactivo, lo cual implica una asignación ineficiente de los recursos escasos en la sociedad. Esta última situación se ve agravada por la característica de no maleabilidad del capital en el sector pesquero, que impide una reasignación de la flota excedente desde la pesca hacia usos alternativos.

Consecuentemente, la sobrecapacidad genera conflictos debido a las presiones económicas, sociales y políticas que impiden o dificultan la adecuada implementación de políticas y regulaciones que intentan restringir el esfuerzo pesquero (Gréboval, 1999). Las principales formas de regulación consisten en vedas, cuotas globales o individuales, impuestos, royalties, licencias y otras restricciones sobre el esfuerzo de pesca. Todos estos instrumentos presentan ventajas y desventajas y, en general, todos pueden ser efectivos o inefectivos en el control de las pesquerías dependiendo de la situación particular imperante en cada una de ellas. Sin embargo, todos estos instrumentos de regulación no resuelven adecuadamente el problema de la sobrecapacidad, al concentrarse en la preservación de los stocks de recursos y postergar la adopción de una estrategia para reducir el exceso de capital invertido en las pesquerías. Por esta razón, se hace necesario complementar los esquemas de regulación actuales con medidas de reducción de la capacidad.

De acuerdo al número de naves que componen la flota pesquera centro-sur, la capacidad de bodega de las mismas y las estimaciones acerca de la situación biológica de los recursos, es posible inferir claramente la existencia de una fuerte sobrecapitalización de las pesquerías, la cual, de no ser enfrentada directamente por medio de una estrategia



de gestión adecuada¹, continuará provocando presiones por parte de la flota industrial y de las plantas procesadoras (propietarias de la mayor parte de la flota) para conseguir que la cuotas asignadas sean lo más altas posible, y de esta forma minimizar su capacidad ociosa. Así, los riesgos para la pesquería y la sustentabilidad biológica de los recursos no desaparecerán mientras siga existiendo un exceso de capacidad extractiva.

El objetivo del presente trabajo consiste en realizar una estimación cuantitativa de la capacidad de esfuerzo existente en las pesquerías centro-sur de jurel, anchoveta, sardina común y merluza de cola, a fin de determinar, en base a las biomásas estimadas de los recursos, la magnitud de la eventual sobrecapacidad. Para esto se calculan indicadores alternativos de capacidad, utilización de la capacidad y sobrecapacidad en la pesquería centro-sur para el período 1997-2002, tomando como base tres pesquerías diferenciadas: i) jurel, ii) anchoveta y sardina común y iii) merluza de cola.

Para el cálculo de los indicadores mencionados se utilizaron dos métodos alternativos de medición de capacidad: i) un modelo bioeconómico (MB-E) de estimación de capacidad, elaborado por los autores a partir del modelo de Schaefer y ii) el enfoque del análisis de la envolvente de datos (DEA) (Pascoe *et al.*, 2003). El primero fue

¹ Una de estas medidas puede ser por ejemplo un programa tipo «buy-back» que permita acercar a las pesquerías a una situación ideal, y cuyos resultados positivos se han observado en países como Japón, Estados Unidos, Canadá, Noruega, Australia, la Comunidad Europea y Taiwán (Provincia de China).

aplicado por medio del programa computacional General Algebraic Modelling System (GAMS), mientras que el enfoque DEA fue implementado a través del programa Efficiency Measurement System (EMS), el cual es una herramienta ideal para el análisis de envolvente debido a que permite estimar fronteras de máxima eficiencia a partir de un conjunto relativamente reducido de información sobre «inputs» y «outputs» de la actividad.

Los resultados obtenidos permiten comparar estimaciones de capacidad de la flota centro-sur con ambas metodologías para el período 1997 - 2002. Se obtiene un sendero de evolución de la capacidad muy similar para ambos métodos, donde resalta la elevada capacidad de producción de la flota en el año 1997, que desciende paulatinamente a lo largo del período, particularmente en el caso de la pesquería de anchoveta y sardina común. Las estimaciones de capacidad son más elevadas cuando son obtenidas a través del método elaborado a partir del modelo de Schaefer, pero las diferencias no son de gran amplitud, y responden a detalles técnicos de la metodología. Del cálculo de los indicadores de utilización de la capacidad se infiere que, en promedio, más del 50 por ciento del capital de la pesquería permanece ocioso a lo largo del período analizado, lo que constituye una clara evidencia de sobrecapacidad. Finalmente, se estiman indicadores de sobrecapacidad para años seleccionados y con ambas metodologías se obtiene que la capacidad de la flota pesquera centro-sur tiene una dimensión varias veces superior a aquella necesaria para asegurar la sostenibilidad de los recursos.

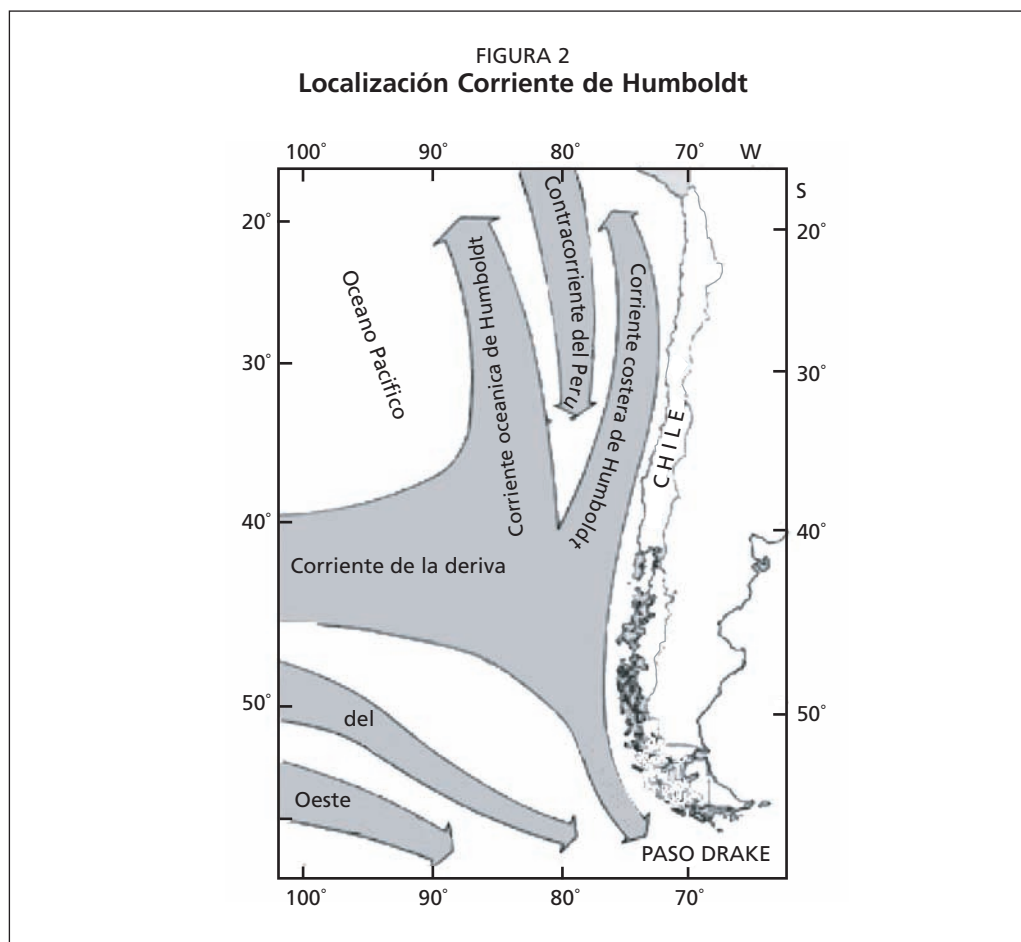
Como conclusión, se infiere que las medidas de regulación de las pesquerías existentes en la actualidad, parecen estar dando resultados con respecto a la recuperación y protección de los stocks de recursos, permitiendo esperar un escenario futuro en el cual las pesquerías se desarrollen de manera sustentable y mantengan los volúmenes de producción sustentados por la condición estructural de dichos stocks. Sin embargo, y por responder la aplicación de las actuales medidas de gestión a remediar un problema inmediato de sobreexplotación de los recursos, se ha descuidado el problema estructural de dimensionamiento y eficiencia de la flota pesquera. Por lo tanto, se propone la complementación del actual paquete de políticas de gestión pesquera con medidas adicionales que apunten a una distribución más equitativa de las rentas pesqueras de la zona centro-sur y a un redimensionamiento de la flota, para ajustarla a la capacidad de producción real de los recursos y mejorar la eficiencia y los márgenes de rentabilidad.

El presente trabajo está dividido en nueve secciones. La sección 2, presenta las características de la pesquería y sus determinantes principales desde un punto de vista biológico, tecnológico, económico y legal e institucional. La sección 3, presenta un análisis detallado de las medidas de regulación adoptadas en las tres pesquerías principales de la zona centro-sur, así como una evaluación de su desempeño, en cuanto al esfuerzo pesquero ejercido, los rendimientos obtenidos, y su relación con la abundancia de los recursos. La sección 4 presenta la metodología para la realización del análisis cuantitativo. La sección 5, presenta los resultados de las estimaciones de indicadores alternativos de capacidad y sobrecapacidad en la pesquería centro-sur para el período 1997 - 2002. La sección 6, presenta un análisis integral pesquería por pesquería, basado en los resultados de las estimaciones, a fin de repasar analíticamente lo ocurrido en las pesquerías durante el período estudiado. La sección 7, presenta las conclusiones y recomendaciones finales del trabajo. La sección 8, presenta la bibliografía utilizada. Por último, la sección 9, presenta un anexo con cuadros de datos y resultados.

2. LA PESQUERÍA Y SUS DETERMINANTES PRINCIPALES

2.1 Aspectos generales de la pesquería

Las pesquerías de Chile se desarrollan en el margen oriental del océano Pacífico, el cual a su vez es parte del Gran Ecosistema Marino de la Corriente de Humboldt (GEMCH) que se extiende desde el Norte de Perú al extremo Sur de Chile (Figura 2). Este es uno de los sistemas de surgencias más productivos del planeta, debido a la acción combinada de las surgencias costeras y del transporte de nutrientes subantárticos de la corriente



del mismo nombre. Este sistema se caracteriza por contener aguas frías y de baja salinidad que fluyen en la dirección del Ecuador y que se extienden hasta 1 000 km. de la costa. Presenta baja diversidad de especies pelágicas, con stocks altamente variables en abundancia y distribución. Esta variabilidad ha estado asociada tanto a cambios ambientales como a la intensidad de explotación (Yáñez, E., 2000). El GEMCH es considerado clase I, con alta productividad (mayor a 300 gC/m²-año) y da origen a una de las pesquerías más grandes de Chile y de la región, mayoritariamente basadas en recursos pelágicos y demersales.²

En la zona costera centro-sur de Chile (32°-39°30'S) cohabitan cuatro especies pelágicas que han generado importantes pesquerías: *Trachurus s. murphyi* (jurel), *Strangomera bentincki* (sardina común), *Engraulis ringens* (anchoveta) y *Macruronus magellanicus* (merluza de cola).

2.2 Aspectos biológicos de los stocks de la pesquería centro-sur

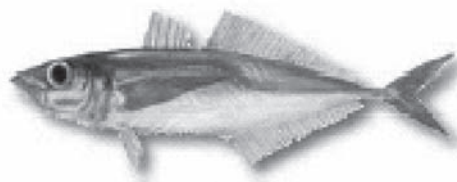
2.2.1 Recurso jurel

El jurel es una especie cuya distribución geográfica abarca principalmente el Océano Pacífico sur-oriental (frente a la costa sudamericana) y secundariamente, el Océano Pacífico sur-occidental, al sur de Nueva Zelanda.

Considerando sus características migratorias, el jurel ha sido calificado como una especie trans-zonal, ya que se encuentra en la Zona Económica Exclusiva (ZEE) de varios países ribereños del Océano Pacífico (Chile, Perú, Ecuador). Se distribuye entre los 10 y 180 metros de profundidad (Córdoba *et al.*, 1999), llegando en ocasiones a 300 metros de profundidad (Pastor, 1994). Según Córdoba *et al.* (1998), el recurso presenta

² NOAA Fisheries. Northeast Fisheries Science Center. Narragansett Laboratory (2003). <http://na.nefsc.noaa.gov/>

FIGURA 3
Jurel (*Trachurus s. murphyi*)



un marcado comportamiento nictimeral, distribuyéndose durante el día a mayor profundidad (50–30 metros) que durante la noche (10–40 metros). La longitud y edad máxima registrada para este recurso es de 74 cm longitud horquilla (LH) y 13 años, respectivamente (Nekrasov, 1994).

El ciclo de vida del jurel, se inicia con el desove en una extensa área concentrada en el oceánico del Pacífico sur-oriental. Durante su período de desove (agosto - febrero, aunque con mayor intensidad entre noviembre y diciembre), los ejemplares maduros realizan entre tres y 15 tandas de desove (Adrianov, 1990), a partir de las cuales se generan huevos y larvas que permanecen en el área de reproducción. Los juveniles de hasta 16 cm de LH, que se estima tienen un año de edad, han sido registrados entre los 36° y 41°S, por fuera de la ZEE chilena, hasta 137°O (Grechina, 1998). Después de esta etapa de crecimiento, los juveniles comenzarían su proceso migratorio desde el oeste hacia el este, ingresando a la ZEE en el norte y centro de Chile para finalmente desplazarse y concentrarse más al sur, en aguas de alta productividad –que constituirán sus áreas de alimentación en esta etapa del ciclo vital– siendo también allí donde se localizan las principales zonas de pesca comercial. Luego de crecer en dicha área y alcanzar la talla de primera madurez sexual (TPMS), entre los 22 y 27 cm LH, correspondiendo a dos a tres años de edad, estos ejemplares inician una migración masiva hacia el oeste en el mes de agosto, para desovar en aguas oceánicas durante los siguientes seis meses y así completar su ciclo vital.

Las características migratorias del jurel y su dinámica poblacional han estado fuertemente influidas tanto por las condiciones oceanográficas globales y particulares que ocurren en su área de distribución como por la intensidad de pesca histórica sobre el recurso. Consecuentemente, la ocurrencia de eventos El Niño (períodos cálidos) y la Niña (períodos fríos) y altas intensidades de pesca en la década pasada han influido en importantes cambios en la distribución espacio-temporal y en la dinámica poblacional del recurso frente a las costas chilenas.

Se considera que el jurel en Chile constituye una sola unidad de stock, la cual se distribuye de manera homogénea, concentrándose fundamentalmente entre la Vª y Xª. Históricamente, en estas regiones se ha capturado aproximadamente el 95 por ciento del total de los desembarques de jurel.

De acuerdo a las estimaciones de abundancia, el stock de jurel se incrementó a partir de la década de los 70 hasta llegar a aproximadamente 20 millones de t. en 1986. Esta abundancia se mantuvo hasta 1990, año en que se inicia un proceso de reducción que alcanza su punto mínimo en 1998.³

Los excedentes productivos generados por este stock hasta 1985 fueron muy superiores a las capturas de esos años, lo que explica el amplio crecimiento de la biomasa.

³ A partir de 1974 comenzó a desarrollarse la pesquería de esta especie en la zona centro-sur, tanto al interior como fuera de la ZEE. El aumento sostenido en el esfuerzo de esta pesquería, tanto en el número de naves como en la capacidad de bodega, provocó un fuerte aumento en el nivel de los desembarques, el cual se hizo que se hicieron insostenibles desde 1996 en adelante.

FIGURA 4
Merluza de cola (*Macruronus magellanicus*)



A partir de 1986 se produce una evolución similar de los excedentes y las capturas, pero desde 1990 en adelante, las capturas sobrepasan los excedentes productivos, consumiendo parte de la biomasa que los generó y reduciendo el stock total.

La disminución de la talla media de los ejemplares de jurel en todas las zonas de pesca y el aumento sostenido del porcentaje de jurel bajo la talla mínima legal (BTML), detectados en 1997, se convierten en las primeras señales de sobrepesca del recurso.

2.2.2 Recurso merluza de cola

Esta especie se distribuye en el cono Sur de América del Sur; por el lado Pacífico desde Coquimbo (30°S) hasta el extremo sur y por el lado Atlántico hasta el centro de Argentina. En Chile, la merluza de cola se distribuye desde Coquimbo al Cabo de Hornos.

Entre la Vª y IXª región de Chile, la merluza de cola se distribuye en la plataforma y talud continental, en profundidades comprendidas entre 20 metros (juveniles) y 700 metros (adultos), mientras que desde la X Región hacia el sur se ubica en profundidades de entre 100 y 600 metros. Muestra un período de maduración que se inicia en mayo, alcanza su plena madurez en julio y presenta un corto período de desove en los meses de agosto y septiembre. La merluza de cola es un desovante parcial; en la zona sur-austral la mayor actividad reproductiva comienza a manifestarse en mayo, con un máximo en julio y disminuyendo rápidamente en septiembre-octubre. En el área norte de su distribución, la actividad reproductiva es alta en junio-julio. El recurso se recluta a la pesquería a los dos años de edad (33 cm LH), durante el período estival de cada año, en focos densos que se ubican a poca profundidad (primeros 100 metros), principalmente entre 36°S y 38°S. A partir de los cuatro años de edad y 54 cm LH (TPMS) los individuos adultos, con un comportamiento demersal, comienzan a realizar su aporte reproductivo al stock.

Esta especie posee una longevidad más reducida que otras especies de merluza. En Chile se explotan comercialmente las siguientes especies de merluza: merluza común (*Merluccius gayi gayi*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*) y merluza del sur (*Merluccius australis*). En las capturas de la pesquería sur-austral se ha identificado hasta el grupo de edad 14 (98 cm), siendo los más frecuentes los grupos de edad cuatro a ocho. Estudios efectuados en 1998, han concluido que esta especie constituye un solo stock frente a las costas de Chile.

Existe una estratificación latitudinal del stock, observándose tallas menores en el norte (Iª a IVª región) que en la zona centro-sur (Vª – IXª región). Entre 1990 y 1998 se produjo una persistente disminución de las tallas medias en la zona centro-sur, de 36 a 27 cm.

Para todo el país, se estima que la biomasa del recurso se ha visto reducida paulatinamente a partir de 1988, habiéndose estimado un valor para el año 2000 de 1 000 000 toneladas. Las estimaciones, si bien son apenas aproximadas, dan cuenta de un stock de merluza de cola en la VIIIª región de 334 000 toneladas.

FIGURA 5
Anchoveta (*Engraulis ringens*)



FIGURA 6
Sardina común (*Strangomera bentincki*)



El fuerte aumento de las capturas de la flota cerquera ha generado, a partir de 1994, una gran remoción de ejemplares juveniles del stock, lo que ha reducido la biomasa desovante y el stock total de merluza de cola.

2.2.3 Recursos anchoveta y sardina común

Se considera que la anchoveta y la sardina común, constituyen una pesquería mixta. Operacionalmente, la flota no es capaz de separar la actividad pesquera de anchoveta respecto de la que se realiza sobre la sardina común. Por lo tanto, las condiciones y explotación de ambos recursos se analizan en forma conjunta.

El stock conjunto de ambos recursos en la zona centro-sur se distribuye entre el límite norte de la Vª región y el sur de la Xª región.

Recurso anchoveta

La anchoveta se distribuye desde el norte de Perú (6°S) hasta el sur de Chile (44°S), formando grandes cardúmenes en zonas costeras (no más allá de 30 millas náuticas desde la costa) y poco profundas (alrededor de los 50 metros de profundidad), principalmente en golfos y bahías. Es una especie con baja longevidad (cuatro años) que alcanza su primera madurez sexual en su primer año de vida, que corresponde aproximadamente a 12 cm de longitud total (LT). Es un desovante parcial con un período reproductivo principal que ocurre entre agosto-septiembre y otro secundario durante enero-febrero. Tanto la anchoveta como la sardina, muestran regularidad en el crecimiento estacional, lo que se considera una respuesta poblacional a su adaptación reproductiva al ecosistema estacional que ocurre en el área centro-sur de Chile (Cubillos *et al.*, 2001). Por otra parte, el reclutamiento de esta especie presenta su máxima intensidad durante el período diciembre-enero.

Los procesos de desove y, especialmente, el reclutamiento son muy dependientes de las condiciones oceanográficas (temperatura, salinidad y oferta de alimentos) por lo que sus efectos negativos o positivos sobre la estructura y dinámica poblacional se reflejan en el corto plazo, considerando la baja longevidad de la especie. El proceso de reclutamiento comienza a observarse en noviembre, por lo cual la actividad pesquera se concentra principalmente en el período que va de diciembre a abril, el cual concentra el 75 por ciento de las capturas.

La biomasa de este recurso muestra una tendencia creciente entre 1996 y 1998. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) medida en toneladas por viaje con pesca, también se muestra creciente a partir de 1990, revelando una evolución paralela a los desembarques.

La diferencia entre los excedentes productivos y los desembarques ha mostrado una evolución desigual, siendo positiva de 1990 a 1992 y de 1996 a 1998. En tanto, los desembarques superaron a los excedentes productivos en los años 1993, 1994 y 1995. Sin embargo, los extraordinarios desembarques de 1999 fueron capaces de consumir la ganancia de biomasa del recurso que se produjo entre los años 1996 y 1998, revirtiendo la etapa de crecimiento del stock y generando señales de sobrepesca, lo que se reflejó en la abrupta caída de la biomasa a partir de 2000.

Recurso sardina común

La sardina común se distribuye en Chile principalmente entre 30° S y 43° S y comparte similares características bioecológicas con la anchoveta. Es un recurso de vida corta (5 años), cuyos individuos pueden alcanzar una talla de 20 cm LT y su distribución costera se concentra en las primeras 10 millas náuticas desde la costa, especialmente en golfos, bahías y zonas estuarinas comprendidas entre 36° S y 41° S.

El excepcional nivel de reclutamiento registrado en 1995 produjo un notable aumento en la biomasa del recurso, provocando que al año siguiente se alcanzara el máximo de la biomasa. A partir de entonces, tanto el reclutamiento como la biomasa parental muestran una disminución persistente. En los años 1999-2000 se encontraron altos valores de biomasa del recurso, que se sostienen únicamente en los elevados índices de reclutamiento de los últimos años.

La CPUE muestra una caída persistente entre los años 1990 y 1998 y la tasa de explotación del recurso a partir de 1997 supera el 30 por ciento.

2.3 Aspectos tecnológicos y de la producción

En el Cuadro 1 (véase p. 82) se muestran los desembarques industriales de las tres especies para el período 1981-2001, y la importancia de la pesquería centro-sur (PCS) (%).

2.3.1 Evolución de la flota y capacidad de bodega

En la zona centro-sur de Chile, la actividad extractiva pelágica se inició a mediados de la década de los años 40, con naves de pequeño tamaño utilizando el arte del cerco y escasa mecanización. Sólo a partir de 1965 comenzó la operación industrial con barcos de mayor capacidad de pesca (15 naves con capacidad de bodega de 47 m³ en promedio), la cuál aumentó al doble el año siguiente y se mantuvo hasta fines de los años 70. Todo este desarrollo ocurrió bajo condiciones de libre acceso, las que se mantuvieron hasta 1986.

Debido al mejoramiento de las capacidades tecnológicas de prospección de los recursos pelágicos disponibles en el área centro-sur, y a vacíos legales de la época, se registró un explosivo aumento del esfuerzo pesquero entre 1980 y 1997. En este período el número de naves aumentó en 300 por ciento, y la capacidad de bodega en 2 000 por ciento. La implantación de las medidas de administración de los recursos y, en particular, la puesta en vigencia del régimen de Límite Máximo de Captura por Armador (LMCA), provocaron que a partir de 1998, y hasta 2002, el número de barcos en actividad disminuyera en 62 por ciento y la capacidad de bodega en 39 por ciento (IFOP, 2003) (Cuadro 2, véase p. 83).

Entre 1987 y 1997, la capacidad de bodega de la flota de la pesquería centro-sur tuvo un aumento de un 273 por ciento, pasando de 33 126 m³ a 123 590 m³. Este incremento se debió principalmente a dos factores: el aumento del número de naves, de 93 a 184, y el incremento en el tamaño de las mismas.

CUADRO 1
Evolución de los desembarques industriales de las principales especies pelágicas
(en miles de toneladas)

Período	Jurel	Merluza de cola	Anchoveta	Sardina común
Promedio 1981-1990*	1 626	85	590	68
1991	3 013 83%	150 100%	835 12%	465 100%
1992	3 189 85%	197 100%	1 203 17%	333 100%
1993	3 202 85%	71 99%	1 296 10%	88 100%
1994	4 022 92%	69 100%	2 444 11%	117 100%
1995	4 375 93%	192 100%	1 876 6%	40 100%
1996	3 865 91%	360 100%	1 189 19%	142 100%
1997	2 885 88%	60 89%	1 591 11%	241 100%
1998	1 572 91%	337 92%	407 45%	226 100%
1999	1 186 89%	288 90%	1 697 49%	504 100%
2000	1 218 84%	76 96%	1 523 21%	432 100%
2001	1 620 81%	145 87%	642 19%	49 100%
2002	1 313 97%	114 85%	61 100%	35 100%
2003	1 328 87%	84 57%	438 19%	40 100%

* Incluye desembarques artesanales.

Los porcentajes indican la participación de la pesquería Centro-Sur.

Fuente: SERNAPESCA, Anuarios Estadísticos de Pesca e Informes Sectoriales Pesqueros.

CUADRO 2
Número de naves, capacidad de bodega (m³) y viajes con pesca de la flota operativa centro sur.
Período 1997-2002

Año	Nº de naves	Capacidad de bodega		VCP
		Total	Promedio	
1997	153	122 727	802	4 335
1998	170	128 998	759	7 908
1999	166	127 457	768	10 304
2000	165	127 415	772	7 526
2001	121	103 502	855	4 688
2002	82	78 989	963	4 387

VCP: Viajes con pesca.

Fuente: Elaboración propia en base a datos de SUBPESCA

Históricamente, la flota cerquera centro-sur ha experimentado un gran dinamismo tanto en composición y estructura como en tecnologías de captura. Hasta 1978 las naves eran de diseño americano (puente a proa) y a partir de 1979 se introdujo el primer barco de plantilla nórdica (puente a popa). El diseño nórdico permite un mejor desempeño en condiciones adversas, ya que al no usar panga (un tripulante menos) y tener dos hélices laterales, aumenta su maniobrabilidad.

2.3.2 Sistemas de captura

Actualmente, la flota de la pesquería centro-sur es en su mayoría cerquera, y se dedica casi exclusivamente a la extracción de jurel. De todas maneras, una parte importante de la flota centro-sur emplea otros artes y aparejos de pesca (Cuadro 3), como arrastre, espinel/palangre, enmalle y trampa.

En los últimos tres años, las principales empresas han seleccionado las naves más modernas, de mayor tamaño, poder de pesca y autonomía para capturar las cuotas asignadas, programando las salidas de pesca para reducir costos y optimizar la operación. Dichas naves cuentan con sofisticados sonares y ecosondas, poderosos motores marinos y veloces equipos viradores, además de redes de pesca de gran tamaño. Actualmente, la totalidad de la flota posee redes jureleras y sólo una parte cuenta con redes anchoveteras (40 por ciento). El 50 por ciento de la capacidad de bodega posee refrigeración, lo que permite mejor conservación de la pesca a bordo.

Las redes para capturar jurel usadas por la flota industrial, tienen en promedio 24 cuerpos con un largo promedio de 680 brazas y una altura (o profundidad) de 106 brazas. En cambio, las redes anchoveteras tienen en promedio 18 cuerpos con una longitud promedio de 450 brazas y una altura promedio de 70 brazas. Durante el año 2002, operaron 65 naves de la flota industrial de cerco que acumularon una capacidad

CUADRO 3
Número de embarcaciones, según arte y aparejo de pesca principal empleado

Período	Artes y aparejos de pesca					Total
	Cerco	Arrastre	Espinel/ palangre	Enmalle	Trampas ¹	
1993	410	72	115	40	2	639
1994	48%	74%	77%	100%	50%	59%
	383	72	88	32	3	578
1995	49%	72%	77%	100%	33%	59%
	370	70	74	28	3	545
1996	49%	71%	81%	100%	33%	59%
	385	73	45	19	2	524
1997	51%	73%	80%	100%	100%	59%
	397	80	48	14	2	541
1998	54%	75%	79%	100%	100%	60%
	321	105	61	5	2	494
1999 ²	51%	75%	74%	100%	50%	60%
	303	99	51	4	5	461
2000	52%	75%	79%	100%	44%	60%
	285	92	40	3	8	428
2001	53%	74%	85%	100%	38%	61%
	248	69	31	1	7	356
	46%	71%	55%	0%	57%	51%

Los porcentajes indican la participación de la pesquería Centro-Sur.

¹ En la pesquería industrial las trampas se utilizan en la pesca de centolla, centollón, langostas y cangrejos, aunque es muy infrecuente (Subsecretaría de Pesca).

² Los datos correspondientes a este año fueron obtenidos como el promedio aritmético de los años 1998 y 2000, a causa de que Subsecretaría de Pesca no presentó la información desagregada para este año.

Fuente: Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA), Chile

de bodega total de 70 300 m³ y un tamaño promedio de bodega de aproximadamente 1 100 m³, concentrándose mayoritariamente en la VIIIª Región (97 por ciento).

Esta flota es, con muy poca diferencia, la misma que opera sobre la merluza de cola, anchoveta y sardina común en la misma región. La flota cerquera de la pesquería centro-sur orienta su actividad extractiva básicamente sobre el jurel, y alternativamente reorienta su esfuerzo sobre los otros tres recursos. Este comportamiento puede observarse en el período de migración del jurel hacia el oeste, con motivo de realizar su proceso de desove, alejándose de la zona de pesca entre Octubre y Enero, coincidiendo con el período donde se presentan los mayores desembarques de estas especies.

Al ser la misma flota la que opera sobre las cuatro especies pelágicas consideradas, la anchoveta, sardina común y merluza de cola se capturan a través de las mismas artes y aparejos de pesca que el jurel, es decir, fundamentalmente se utilizan las redes de cerco. Sin embargo, existe además en la zona centro-sur una importante flota cuya especie objetivo principal es la merluza de cola, y utiliza para su captura redes de arrastre. Estas redes no pueden tener tamaños de luz de malla inferiores a los 130 mm., y está prohibida la utilización de cubrecopos (Subsecretaría de Pesca, Informe Técnico N° 82, 2002).

Las capturas de merluza de cola son efectuadas fundamentalmente por la flota cerquera, que en la actualidad desembarca aproximadamente el 91 por ciento del total nacional.

2.3.3 Rendimientos

El análisis de los rendimientos de pesca en las diversas pesquerías se realiza en esta sección, utilizando como indicador de rendimiento toneladas capturadas por viaje con pesca (VCP). Este es un indicador simple de rendimiento, sobre todo adecuado a la disponibilidad de información existente, que constituye una medida alternativa de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE). Usualmente, las naves están autorizadas para capturar varias especies, y al salir del puerto no siempre se conoce con certeza sobre que especie se concentrará su operatoria, pero puede tenerse una noción de ello si se observan las capturas al momento del desembarque. Por lo tanto, si una nave al regreso de un viaje desembarca jurel, se asume que operó sobre ese recurso.

En la pesquería del jurel, los rendimientos de pesca fueron decrecientes en el período 1983 - 1991, pasando de 238 a 172 toneladas/VCP; luego se produce un incremento brusco hasta 267 toneladas/VCP en 1993, el cual se mantiene hasta 1996, disminuye en 1997 y comienza a aumentar debido a las medidas de administración de las pesquerías implantadas a partir de 1997 (Cuadro 4).

Los rendimientos de la flota cerquera que opera sobre la merluza de cola registraron fuertes fluctuaciones durante las temporadas 1984 - 1985 a 1988 - 1989, que fueron desde 40 a 120 toneladas/dfp (día fuera de puerto). Analizando la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) como indicador de su abundancia, se observa que entre 1988 y 1997 se produce una disminución progresiva de este indicador, con una caída abrupta a partir de 1991. Este resultado está indicando el efecto provocado por el aumento del esfuerzo sobre el stock de merluza de cola, que provocó una reducción de sus niveles de abundancia. En 1998, el rendimiento se incrementa, presumiblemente a causa de una mayor presión de la flota sobre este recurso ante la escasez de jurel, luego se estabiliza hasta el 2000, y finalmente se reduce como consecuencia de las cuotas impuestas y la mayor disponibilidad de jurel (Cuadro 4).

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) para la anchoveta, medida en toneladas por viaje con pesca, presenta una tendencia creciente a partir de 1990 y una caída pronunciada en 2000 y 2001, para repuntar bruscamente en 2002.

En el caso de la sardina común, este indicador presenta una caída persistente entre los años 1990 y 1998, siendo este último año para el cuál se presentan estimaciones (Subsecretaría de Pesca, Memorandum Técnico N° 47, 1999, p. 2-3). Según estimaciones

CUADRO 4
Promedio anual de los rendimientos de la flota Centro-Sur (en toneladas/VCP)

Especie	Año					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	230	328	367	360	397	430
Merluza de cola	152	264	191	180	131	121
Anchoveta	138	136	222	169	109	218
Sardina común	189	145	194	166	135	131

Fuente: Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA), Chile

propias, el indicador toneladas/VCP se recupera en el año siguiente para luego volver a una tendencia paulatinamente declinante (Cuadro 4).

2.3.4 Capacidad y sobrecapacidad del esfuerzo

A partir de 1998 en adelante, las regulaciones aplicadas, tales como vedas, cierre de pesquerías, cuotas y LMCA, tendieron a reducir el número de naves en operación, lo que llevó a los armadores a operar con barcos de mayor tamaño y poder de pesca, lo que incrementó el tamaño medio de las naves en operación y los rendimientos por viaje de pesca nominales (Subsecretaría de Pesca, Informe Técnico N° 32, 2002, p. 15) (ver Cuadro 2).

Hacia el final de la década pasada, en el área comprendida entre la V^a y X^a región hubo 186 naves cerqueras autorizadas, que representaban una capacidad de bodega de 139 340 m³. En esa época, la duración promedio de los viajes de pesca se incrementó de 0,8 a tres días, producto de la expansión de la operación de la flota cerquera en la X^a Región (Subsecretaría de Pesca, Informe Técnico N° 71, 2000).

En 2002 se encontraban autorizadas para operar sobre anchoveta y sardina común un total de 144 y 145 naves, respectivamente, que corresponde a una capacidad de bodega equivalente a 111 000 m³ (Subsecretaría de Pesca, Informe Técnico N° 35, 2002, p. 4). Inicialmente, sólo las naves de menor tamaño de la flota industrial centro-sur se orientaron a la captura de estas especies. Sin embargo, a partir de las regulaciones impuestas sobre el jurel en 1997, se produjo un fuerte aumento del esfuerzo pesquero ejercido sobre la anchoveta y la sardina común, explicado sobre todo por un aumento de la capacidad de bodega promedio de la flota orientada hacia estos recursos. Para el año 2003, el número de naves industriales inscritas⁴ para operar sobre estos recursos era 28, con una capacidad de bodega acumulada de 28 729 m³, equivalente al 26 por ciento de la flota autorizada.

El tamaño de la flota para el año 2002 puede apreciarse en el Cuadro 5, que muestra: la cantidad de naves autorizadas para la pesca de jurel por unidad de pesquería, el número de naves inscritas para operar sobre el jurel en la temporada y el porcentaje de la flota inscrita respecto de la autorizada. En todos los casos, se acompaña información de la capacidad de bodega asociada.

Para interpretar el Cuadro 5, debe tenerse en cuenta que una nave puede estar inscrita para operar en varias unidades de pesquerías, no sólo en una. Y efectivamente, sucede que las naves se inscriben en su unidad de pesquería original y en alguna de la unidades de pesquería vecina simultáneamente. Por ejemplo, la flota de naves autorizadas e inscritas en la unidad de pesquería de la V^a – IX^a región es prácticamente la misma que la flota de la X^a región, y tiene por objetivo la biomasa de jurel que se concentra frente a ambas unidades de pesquería. Por esta razón, la fila de total no se corresponde con la

⁴ Existe una determinada cantidad de naves autorizadas para la pesquería; sin embargo, no pueden operar sin estar inscritas. Y aún así, una vez inscritas no están obligadas a operar, de aquí las diferencias que puedan existir entre la flota de naves autorizadas, inscritas y operativas.

CUADRO 5
Naves autorizadas e inscriptas para la captura de jurel, y capacidad de bodega. Año 2002

Unidad de pesquería (regiones)	Autorizadas		Inscriptas		% inscriptas/autorizadas	
	Número naves	Bodega acumulada (m ³)	Número naves	Bodega acumulada (m ³)	Número naves %	Bodega acumulada (m ³) %
I - II	125	45 000	76	29 100	61	65
III - IV	112	64 935	11	11 967	10	18
V - IX	175	130 185	50	58 477	29	45
X	194	138 768	52	57 373	27	41
Total ¹	309	173 980	189	91 247	61	52

1: Se descuentan las inscripciones en otra pesquerías.

Fuente: Subsecretaría de Pesca (Mayo, 2002).

suma de las anteriores ya que deben descontarse las naves que figuran en más de una unidad de pesquería.

Un análisis simple y preliminar permite inferir la magnitud de la capacidad sobrante en la pesquería centro-sur, donde menos del 30 por ciento de la flota autorizada está inscrita para operar. Sin embargo, como la mayoría de las naves están autorizadas en ambas pesquerías de la zona centro-sur (regiones V^a-IX^a y X^a) la relación no es tan directa, aunque da una idea de la magnitud de la sobrecapacidad. Además, vemos que la capacidad de bodega promedio de las naves que operan sobre el jurel entre la V^a y X^a región es de aproximadamente 1 136 m³, muy superior a la bodega promedio de la flota autorizada, que es de aproximadamente 730 m³. La razón de esta diferencia es que con la instauración de los límites máximos de captura por armador (LMCA), los pescadores decidieron poner en operación a las naves más eficientes de su flota, y dejar inactivas las restantes. De los datos podemos inferir que las naves más grandes son las que incorporan la mejor tecnología de captura y conservación de la pesca, por lo cual fueron las seleccionadas para operar.

2.4 Aspectos económicos

2.4.1 Pesquería del jurel

La información que resume el desempeño económico de la pesquería centro-sur del jurel se presenta en los Cuadros 6 y 7. El Cuadro 6 muestra las cuotas establecidas y los desembarques para la pesquería industrial del jurel en la zona Centro- Sur; en tanto, en el Cuadro 7 pueden verse los productos finales elaborados a partir de las capturas de jurel, y sus precios de exportación en dólares.

2.4.2 Pesquería de merluza de cola

Como se ha mencionado, esta especie se captura principalmente a través de dos modalidades: cerco y arrastre. La talla media de los ejemplares capturados con cerco es de 45 cm, y para las capturas con arrastre es de 54 cm.

En el 2001 existían 24 plantas de proceso asociadas al recurso merluza de cola entre la V^a y X^a Región, dedicadas a la producción de harina y aceite, que procesaron 124 991 toneladas

CUADRO 6
Cuotas de captura y desembarques de la pesquería industrial Centro-Sur del jurel

Concepto	Años				
	1998	1999	2000	2001	2002
Cuotas	Sin cuota	1 800 000	Sin cuota	1 048 100	1 285 400
Desembarques	1 425 985	1 054 487	1 021 869	1 310 260	1 337 250

Fuente: Subsecretaría de Pesca

de materia prima, y 13 plantas dedicadas a la producción de congelado, las cuáles procesaron 10 046 toneladas. Ninguna planta se centra exclusivamente en la merluza de cola, por lo cual resulta difícil asociar el empleo de este recurso con los productos elaborados. Para el conjunto de las plantas, la merluza de cola representa en promedio sólo el 6,6 por ciento de su abastecimiento total (Informe Técnico N° 82, SUBPESCA).

Con la merluza de cola se hacen congelados a bordo y en tierra en las modalidades sin cabeza, sin vísceras y sin cola (HGT), filetes, calugas (fish blocks), skinless loins, porciones, surimi, harina y aceite. Del desembarque industrial total en el 2001, el 87,5 por ciento fue destinado a la elaboración de harina y aceite de pescado, el 10,1 por ciento a la elaboración de productos congelados y el 2,4 por ciento a la elaboración de surimi. El consumo nacional interno de merluza de cola es casi nulo. Durante el año 2001 las exportaciones de productos congelados de merluza de cola alcanzaron \$EE.UU. 16 177 500, mientras que durante el año 2000 sólo llegaron a \$EE.UU. 7 098 500 (Subsecretaría de Pesca, Informe Técnico N° 82, 2002).

En el Cuadro 8 se presentan las cuotas de capturas establecidas para la pesquería industrial centro-sur de merluza de cola, y los desembarques respectivos.

2.4.3 Anchoqueta y sardina común

Ambos recursos en general, tomados conjuntamente, representan el segundo recurso de importancia para la actividad pesquera que se desarrolla en la zona centro-sur de Chile después del jurel.

La anchoqueta puede alcanzar un tamaño de 17 cm y los desembarques son destinados a la producción de harina de pescado, que se utiliza para preparar alimentos de distintos animales, como el cerdo. Chile disputa con Perú el primer lugar en la producción de harina de pescado en el mundo.

La sardina común alcanza solamente hasta 12 cm de longitud y su principal destino es la industria de enlatados. En el Cuadro 9 pueden verse las cuotas de captura establecidas y los desembarques de anchoqueta y sardina común para la pesquería industrial centro-sur.

CUADRO 7
Productos elaborados del recurso jurel para la pesquería Centro-Sur
(% respecto al total nacional), año 2001

Producto	Unidades de pesquería		Precios promedios (\$EE.UU./ton.)
	Vª – IXª región	Xª región	
Aceite	87	3	640
Congelado	98	-	550
Conservas	91	-	817
Fresco enfriado	100	-	385
Harina	78	20	520
Surimi	100	-	1 800

Fuente: Departamento Análisis Sectorial, Subsecretaría de Pesca.
Informe Técnico N° 92

CUADRO 8
Cuotas de captura y desembarques de la pesquería industrial Centro-Sur de la
merluza de cola

Concepto	Años				
	1998	1999	2000	2001	2002
Cuotas	Sin cuota	Sin cuota	198 000	136 000	115 000
Desembarques	309 306	258 789	72 794	135 200	94 090

CUADRO 9

Cuotas de captura y desembarques de la pesquería industrial Centro-Sur de la anchoveta y sardina común

Concepto	Años					
	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Cuotas ¹	Sin Cuota	Sin Cuota	Sin Cuota	173 000	282 300	240 000
Desembarque Anchoveta	181 000	831 700	325 800	31 400	60 000	86 180
Desembarque Sardina Común	225 800	503 500	431 600	48 860	35 700	40 300

¹ Cuota conjunta para ambos recursos.

Fuente: Subsecretaría de Pesca.

2.5 Aspectos institucionales y de política

2.5.1 Pesquería del jurel

En 1981, el decreto N° 458 establece una talla mínima legal para la captura de jurel de 26 cm (LH). Esta norma fue modificada en 1983, permitiendo un porcentaje de tolerancia de 20 por ciento del desembarque total de jurel según peso.

En el año 1991, la pesquería del recurso jurel fue declarada en estado y régimen de plena explotación en la zona centro-sur (regiones V^a a IX^a) a través de la Ley General de Pesca y Acuicultura y, por lo tanto, desde entonces se mantiene cerrado el acceso a la pesquería. Esta medida significó la suspensión de la recepción de solicitudes y autorizaciones de pesca a partir de ese año.

En diciembre de 1996, una resolución de la Subsecretaría de Pesca modifica la tolerancia bajo talla mínima legal (BTML), estableciéndola en un 35 por ciento en número. Este indicador fue la base de decisión para seguir la estructura del stock y definir períodos de vedas biológicas de reclutamiento. Sin embargo, el mecanismo de control de esta norma se establece recién en 1999.

Posteriormente, en 1997, se declara el estado y régimen de plena explotación en la X^a región con el consiguiente cierre de la pesquería en esa región, el cuál se mantiene actualmente.

En los años 1997, 1998, 1999 y 2001 se establecieron vedas biológicas (de reclutamiento) orientadas a disminuir la mortalidad por pesca de los juveniles, y en 1998 se establecieron vedas reproductivas para proteger el stock desovante.

A partir de septiembre de 1999 se estableció que las medidas de manejo se aplicaran a toda la población de jurel.

Desde febrero de 2001, la actividad pesquera industrial se regula mediante la aplicación de Límites Máximos de Captura por Armador (LMCA).

2.5.2 Pesquería de merluza de cola

En 1980 se establecen normas de selectividad para la pesquería de arrastre consistentes en:

- Fijación de un tamaño mínimo de malla de 130 mm.
- Prohibición del uso de cubre-copos⁵.

En 1998 se suspende por un año (medida que se continua hasta 2004) la recepción de solicitudes y el otorgamiento de autorizaciones de pesca para extraer merluza de cola. También se declara a la pesquería de merluza de cola en estado de plena explotación y desde entonces se ha mantenido cerrado el acceso de nuevas embarcaciones.

⁵ Debe recordarse sin embargo que la pesquería centro-sur (regiones V a X) está conformada principalmente por naves cerqueras, y no de arrastre.

A partir del año 2000 comienzan a aplicarse cuotas globales de captura a la pesquería de la merluza de cola. Esta política responde a la necesidad de mantener regulada la mortalidad por pesca ejercida por la flota cerquera sobre el stock juvenil y adulto del recurso.

En noviembre de ese año (2000) se establece mediante decreto una veda de reclutamiento para el recurso desde el 31 de octubre al 31 de diciembre del 2000 en el área de la pesquería correspondiente de la Vª a Xª región. A partir de 2001 comienzan a aplicarse los LMCA.

2.5.3 Pesquería de anchoveta y sardina común

El acceso a la pesquería de sardina común y anchoveta se mantuvo indirectamente regulado, ya que ambas especies se consideraron fauna acompañante del recurso jurel entre la Vª y Xª regiones, cuyas unidades de pesquería se han mantenido con su acceso cerrado a partir de 1991.

La puesta en operación del control satelital de las zonas de pesca a partir de agosto de 2001, y la prohibición de que la flota industrial pueda operar dentro del área de reserva artesanal, llevó a una fuerte disminución de las capturas de la flota industrial, la cual se supone se mantendrá mientras esta flota no pueda acceder a las zonas en que se concentra mayormente el recurso.

La administración de la pesquería de anchoveta y sardina común se basa en la aplicación de dos vedas biológicas: la primera busca proteger al stock parental durante su máxima actividad reproductiva (del 21 de julio al 31 de agosto de cada año) y la segunda intenta proteger la máxima intensidad del proceso de reclutamiento (entre el 10 de diciembre y el 20 de enero de cada año). Ambas vedas son aplicadas entre la Vª y Xª región.

En 2001 se fijaron cuotas globales para anchoveta y sardina común como consecuencia de estudios de Subsecretaría de Pesca que revelaron la excesiva capacidad de la flota en relación a la biomasa estimada de los recursos.

Durante el mes de febrero de 2001, con la entrada en vigencia de la Ley 19.713, la actividad pesquera industrial se reguló mediante el mecanismo de LMCA.

3. ANÁLISIS DE DESEMPEÑO DE LAS INTERVENCIONES DE POLÍTICA

3.1 Pesquería del jurel

Las medidas impuestas a partir de 1997 lograron disminuir substancialmente los desembarques de jurel (Cuadro 10). Dado el diagnóstico de sobreexplotación que se tuvo del recurso, a partir del año 1998 la Subsecretaría de Pesca recomendó el establecimiento de cuotas globales anuales de captura, las que se fijaron a partir del año 1999. Sólo a partir de ese año, éstos han estado en el orden de los excedentes productivos que genera el stock.

Durante 1999, la información recabada arrojó como resultado la existencia de un deterioro estructural del stock de jurel, por lo que el objetivo de la regulación cambia significativamente, y pasa a ser la restauración de los volúmenes de stock.

Las cuotas propuestas para el año 2000 no fueron aceptadas por el Consejo Nacional de Pesca, y Subsecretaría de Pesca se vio obligada a complementar las cuotas con vedas biológicas. Los nuevos datos recolectados a lo largo del año 2000 indicaron que los resultados no habían sido los esperados, y que el recurso se encontraba con claros signos de sobreexplotación, por lo cual se evaluaron dos caminos: (1) adoptar una política de recuperación del stock de jurel en el mediano y largo plazo, lo cual implicaba un costo socioeconómico muy elevado o (2) establecer tasas de explotación del recurso que aseguraran la mantención del stock en el nivel existente, aún soportando una alta posibilidad de colapso de la pesquería. La decisión se inclinó por la segunda opción, que implicaba menores costos socioeconómicos, aunque elegía enfrentar un alto riesgo para la sustentabilidad del recurso.

CUADRO 10
Síntesis de regulaciones aplicadas a la pesquería del jurel

Año	Medida	Mecanismo	Objetivo	Desempeño de la medida
1980	Autorización para realizar actividades pesqueras.	Resolución de la Subsecretaría de Pesca.	Control de acceso.	Permitió individualizar las características del esfuerzo.
1981	Fijación de tamaño mínimo de extracción = 26 cm LH	Control en los desembarques de Talla Mínima Legal (TML).	Protección de la fracción juvenil del stock.	Indicador para establecer vedas de reclutamiento.
1983	Establecimiento de margen de tolerancia de BTLM ¹ en los desembarques.	Máx=20 % (en peso) BTLM ¹ en el desembarque.	Operativizar la medida anterior.	Dada la alta abundancia y disponibilidad de adultos.
1991	Declaración de estado y régimen de plena explotación en la unidad de pesquería.	Suspensión de recepción de solicitudes y otorgamiento de nuevas solicitudes.	Controlar el esfuerzo para mantener la viabilidad del stock y de la actividad extractiva.	Se evitó crecimiento de flota. Ha permitido mantener cerrado acceso de nuevas naves a unidad de pesquería. Se transgredió la Ley en San Antonio. No evitó aumento de esfuerzo generado por sustituciones de naves menores por otras con mayor desarrollo tecnológico y capacidad de pesca.
1991	Restricción territorial.	Prohibición de pesca industrial dentro de las primeras 5 millas.	Proteger actividades pesqueras artesanales.	No tiene efectos, debido a que el recurso se concentra fuera de la zona protegida.
1996	Modificación del margen de tolerancia.	Fijación de tolerancia de 35% (en n°) BTLM en el desembarque.	Mejorar la operatividad en la fiscalización de la medida.	La modificación permitió mejorar los controles en los desembarques, pero no evitó los descartes después de lances con alta proporción de ejemplares BTML.
1997	Vedas de reclutamiento y pesca bajo régimen de investigación.	Superación del 35% BTML en desembarque total de la flota. Pescas de investigación con acceso restringido.	Proteger la fracción juvenil del stock el proceso de reclutamiento a la pesquería. Monitorear el recurso y permitir viabilidad de la actividad económica.	Las vedas permitieron reducir significativamente la mortalidad por pesca y evitar que aumentara el grado de sobrepesca del stock. Las sucesivas pescas de investigación evitaron continuar con la carrera olímpica por pescar, monitorear permanentemente el recurso y desarrollar diferentes modelos de asignación por empresa.
1998	Sistema de posicionamiento automático para naves industriales.	Control satelital automático y permanente del lugar de operación de cada nave de la flota.	Cautelar que las naves operen sólo en las unidades de pesquerías donde fueron autorizadas.	Se ha podido controlar, fiscalizar e infraccionar operaciones ilícitas (por ejemplo dentro de la franja de reserva artesanal o en regiones donde no poseen autorización).
1999	Primera cuota global anual de captura y se decretan vedas Continúa régimen de investigación.	Fraccionamiento espacial y mensual de la cuota global. Reserva de cuota para investigación.	Restaurar la estructura y abundancia del recurso.	Logra establecer niveles de captura del orden de los excedentes productivos. Sin embargo no resuelve el problema de sobrecapacidad de pesca.

CUADRO 10 (Continuación)

2001	Límite máximo de captura por armador (LMCA).	Asignación de capturas máximas por armador de acuerdo a la historia de los desembarques.	Evitar el aumento de la sobrecapitalización y mejorar eficiencia del régimen de operación de la flota, procesamiento de materia prima y comercialización de productos.	Racionaliza el esfuerzo y la operación (con menos naves se pesca la misma cantidad, programadamente y de mejor calidad).
------	--	--	--	--

¹BTML: Bajo talla mínima legal.

Fuente: Elaboración propia en base a Informes Técnicos, Subsecretaría de Pesca.

Desde febrero de 2001, la actividad pesquera industrial se regula mediante la aplicación de LMCA. Esta medida consiste en distribuir anualmente la cuota global anual de captura asignada al sector industrial en cada unidad de pesquería, entre los armadores que tengan naves con autorización de pesca vigente para realizar la actividad extractiva. Las cuotas son además transferibles y asimilables por lo tanto a un sistema de CIT's, lo que significa un gran avance para la regulación pesquera.

La ley contempla además la posibilidad de que los armadores se sometan a esta medida en forma conjunta con otros armadores y que elijan operar con un número de naves menor al que el armador o grupo de armadores posee. Esto posibilita a los armadores sumar sus límites máximos y operar con menos naves. El objetivo al cual apunta esta política es lograr una operación más eficiente.

Existe evidencia de que en el primer mes de aplicación de esta política, se generó una discontinuidad de operación ya que entre la V^a y X^a región, las cuotas asignadas se consumieron prematuramente. Sin embargo, a partir del segundo mes comenzó a operar en la zona una flota mucho más reducida en cuanto a su capacidad de esfuerzo, y la operación comenzó a desarrollarse en forma continuada.

3.2 Pesquería de merluza de cola

Con respecto a este recurso, Subsecretaría de Pesca adoptó a partir de 2000 un objetivo de manejo consistente en la recuperación del stock desovante, que había sufrido una fuerte remoción de ejemplares juveniles y disminución del stock total detectada a partir de 1994. De todas maneras, la gestión llegó bastante tarde a la pesquería, sólo después de que las restrictivas medidas impuestas sobre la pesca del jurel reorientaron masivamente el esfuerzo de la pesquería hacia la merluza, poniendo en serio riesgo su supervivencia.

La actual política de regulación, consiste en la aplicación de LMCA, lo que ha generado que no sólo se estableciera un cierto marco de seguridad sobre la sostenibilidad biológica del recurso, sino que se avanzara sobre los procesos de operación de la flota de manera de contribuir también a la sostenibilidad de la pesquería. Según las evaluaciones efectuadas por IFOP (Subsecretaría de Pesca, Informe Técnico N° 82, 2002), la operación de la flota industrial bajo esta medida ha evidenciado cambios substanciales, apreciándose una mayor eficiencia en las capturas, producto de una mejor planificación de la operación de la flota en zonas de mayor rendimiento. Debido a esto, las autoridades incorporaron el último año al modelo con un coeficiente de capturabilidad (q) más alto que el de temporadas pasadas.

3.3 Pesquería de anchoveta y sardina común

Un aspecto que influyó fuertemente en los niveles de explotación de estos recursos correspondió a las regulaciones que a partir del año 1997 fueron aplicadas a la pesquería del jurel. Estas orientaron el esfuerzo de naves de gran tamaño y poder de pesca a operar sobre anchoveta y sardina común. De esta manera, la gran capacidad extractiva de la flota quedó claramente demostrada al registrarse en el año 1999 un desembarque industrial total de 1,3 millones de toneladas.

CUADRO 11

Síntesis de Regulaciones aplicadas a la pesquería de Merluza de Cola

Fecha	Medidas	Mecanismo	Objetivo	Desempeño de la medida
1980	Restricciones al arte de pesca.	Tamaño mínimo de malla 130 mm. Prohibición de cubre-copos.	Conservación de la fracción juvenil del stock.	Sólo regula a la flota arrastrera. Sin embargo, la flota Centro-Sur es fundamentalmente cerquera.
1991	Restricción territorial.	Se prohíbe la pesca industrial dentro de las primeras 5 millas.	Destinar un área exclusiva de pesca para explotación artesanal.	No tiene efectos, debido a que el recurso se concentra fuera de la zona protegida.
1998	Declaración de estado y régimen de plena explotación en la unidad de pesquería.	Se suspende el otorgamiento de nuevas autorizaciones de pesca.	Evitar un aumento del esfuerzo de pesca.	Se evitó que la flota continuara aumentando, aunque no alteró la situación de sobreexplotación imperante.
2000	Primera cuota global anual de captura.	Fijación de un tope máximo para las capturas de la pesquería.	Regular la gran mortalidad por pesca a la que estaba sometido el recurso.	Se logró revertir el deterioro del stock de merluza de cola, pero se incrementó la sobrecapacidad de producción.
2000	Vedas temporales.	Desde el 31 de octubre hasta el 31 de diciembre.	Proteger a los especímenes del recurso en su primera madurez sexual.	La política permitió el mejoramiento del stock desovante del recurso.
2001	Límite máximo de captura por armador (LMCA).	Asignación de capturas máximas por armador según registros individuales históricos de desembarque.	Evitar el aumento de la sobrecapitalización y mejorar la eficiencia del régimen de operación.	Provocó un aumento en la eficiencia de las capturas, producto de una mejor planificación de la operación de la flota.

A pesar de la aplicación de dos vedas biológicas anuales, los análisis efectuados han permitido concluir que éstas no son suficientes para evitar la sobreexplotación, por lo cual se ha recomendado la aplicación de medidas complementarias para controlar los niveles de mortalidad por pesca.

En el año 2000, en base a estimaciones realizadas de la biomasa total de ambos recursos, se llegó a la conclusión de que el cierre de la pesquería y la aplicación de vedas no eran suficientes para evitar la sobreexplotación, debido a que la capacidad de la flota era lo suficientemente elevada como para producir una cantidad excesiva de desembarques en muy poco tiempo. Estos resultados trajeron aparejada la decisión de fijar cuotas totales permisibles para ambos recursos a partir del siguiente año.

Subsecretaría de Pesca recopiló información indicativa de que el esfuerzo conjunto de la flota industrial y artesanal sobre el stock de anchoveta y sardina común superaba los excedentes productivos generados por ambos recursos y, a partir de ese momento, se adopta el objetivo de manejo de reducir el esfuerzo pesquero aplicado sobre los recursos.

La implementación en agosto de 2001 del control satelital para resguardar las zonas protegidas de la pesca industrial se constituyó en el instrumento más efectivo para reducir radicalmente los desembarques industriales, dado que el grueso del stock de anchoveta y sardina común se concentra en las zonas costeras, reservadas a la actividad artesanal.

3.4 Comentarios generales

Del análisis de las medidas de administración y estudios aplicados a las pesquerías de jurel, merluza de cola, anchoveta y sardina común, puede concluirse que las políticas de administración pesquera de los recursos mencionados han venido de la mano de la necesidad, y han llegado demasiado tarde para evitar el semi-colapso de los stocks. La abrupta caída de los rendimientos industriales, sobre todo del jurel, principal recurso objetivo de la flota industrial, fue el motivo imperante en la intensificación de las políticas de administración y regulación de la explotación de los recursos. Esta

CUADRO 12

Síntesis Regulaciones aplicadas a la pesquería de Anchoveta y Sardina Común

Fecha	Medidas	Mecanismo	Objetivo	Desempeño de la medida
1991	Cierre del acceso a la pesquería.	Suspensión de otorgamiento de nuevas autorizaciones.	Evitar un aumento del esfuerzo de pesca.	Evitó aumento de capacidad. Cierre pesquería de jurel no impidió sobreexplotación.
1991	Restricción territorial.	Se prohíbe la pesca industrial dentro de las primeras 5 millas.	Destinar un área exclusiva de pesca para explotación artesanal.	Inefectivo por ausencia de controles que dificultan probar violación de franja de reserva artesanal.
1998	Vedas temporales.	21 de Julio a 31 de Agosto y 10 de Diciembre a 20 de Enero.	La primera busca proteger el stock parental en fase reproductiva, y la segunda, proteger el reclutamiento.	Control de capturas y resguardar especies protegidas. A agravado la sobrecapitalización.
2000	Declaración régimen plena explotación.	Suspensión ingreso nuevas solicitudes.	Controlar el esfuerzo pesquero.	Evitó continuo aumento, sin alterar la situación de sobreexplotación imperante.
2001	Restricción territorial efectiva.	Sistema satelital posicionamiento automático.	Proteger el área de reserva artesanal.	Drástica disminución de los desembarques de ambos recursos debido a concentración de recursos de áreas restringidas.
2001	Límite máximo de captura por armador (LMCA).	Asignación de capturas máximas por armador de acuerdo a la historia.	Evitar el aumento de la sobrecapitalización y mejorar la eficiencia del régimen de operación.	Provocó aumento en la eficiencia de capturas, producto de una mejor planificación de la operación de la flota.
2001	Plan de reducción del esfuerzo.	Ajuste de las cuotas en valores más bajos.	Permitir recuperación del stock de los recursos.	Crecimiento de las biomasa. Sin embargo, no alteró el problema de la sobrecapacidad.

conclusión se desprende del hecho que recién a partir de 1999 comienzan a imponerse cuotas a la pesquería del jurel, dando inicio a un intento serio por recuperar un stock del recurso que ya venía tolerando excesivas tasas de sobreexplotación desde 1986. A partir de 1990, la biomasa de jurel evidencia un abrupto descenso que tiene su punto culminante en 1998, cuando el stock se estima en un 20 por ciento del tamaño estimado en 1989. Sin embargo, los desembarques aún continúan incrementándose hasta 1996, año a partir del cual los rendimientos de pesca caen desmesuradamente. Recién en 1999 se toman serias medidas contra la sobreexplotación, como respuesta y auxilio al derrumbe de la rentabilidad económica privada de la pesquería.

La política administrativa nuevamente se muestra ineficiente con respecto a la pesquería de los principales recursos sustitutos del jurel: sardina común, anchoveta y merluza de cola. Las restricciones impuestas en la pesquería del jurel reorienta el sobredimensionado esfuerzo pesquero sobre estos recursos, sometiéndolos a enormes tasas de mortalidad por pesca. Es así que la biomasa de los recursos anchoveta y merluza de cola se ven dramáticamente disminuidos hacia finales del siglo, en tanto la biomasa de sardina común se sostiene por los elevados niveles de reclutamiento que experimenta. Nuevamente, y como una reacción tardía ante el incipiente derrumbe de las pesquerías, intervienen las autoridades de gestión tratando de salvar a los recursos por medio de vedas y cuotas.

En 2000 se establecen cuotas de captura para proteger la merluza de cola, el recurso preferido ante las restricciones impuestas sobre el jurel, y como esto causa una nueva reorientación de la actividad de la flota ahora sobre los recursos anchoveta y sardina común, en 2001 se anuncia por primera vez el establecimiento de cuotas sobre los mismos. Sin embargo, durante este lapso lejos se estuvo de poder evitar que la flota pesquera causara severos daños sobre todos estos recursos, pues la política de gestión

predominante se vio superada por los acontecimientos y tuvo que correr detrás de los problemas, apagando incendios en lugar de prevenirlos.

Si bien el establecimiento de los LMCA ha representado un avance para la regulación al mejorar el desempeño de la industria sin deteriorar el recurso, se optó por mejorar la eficiencia de la industria y la conservación del recurso en vez de socializar las rentas de las pesquerías mediante una licitación de las cuotas a los armadores. Si las cuotas, además de transferibles, fueran subastadas mediante un sistema público, abierto y transparente, se lograría no sólo incrementar la eficiencia de operación de la industria, sino además socializar las rentas de las pesquerías que hoy son captadas casi exclusivamente por el sector privado.

4 METODOLOGÍA DE ANÁLISIS

Existen diversas metodologías para estimar capacidad de esfuerzo en las pesquerías, las cuáles han sido ampliamente tratadas en trabajos como Holland y Sutinen (1998), Gréboval y Munro (1999), Kirkley y Squires (1999), Ward y Metzner (2002), Pascoe, Kirkley, Gréboval y Morrison-Paul (2003), Pascoe, Gréboval y Kirkley (2003), Pascoe y Gréboval (2003), (Pascoe et al, este vol.), entre otros.

De acuerdo al problema estudiado, las características de la información y el volumen de datos disponible, los autores de este trabajo decidieron emplear dos métodos alternativos: i) cálculo de capacidad usando un método desarrollado por los autores, bioeconómico basado en el modelo de Schaefer (MBE) (Schaefer, 1954 y Gordon, 1954) y ii) el enfoque del análisis de la envolvente de datos (DEA) (Kirkley y Squires, 1999).

El empleo de dos metodologías alternativas se debe a la intención de realizar una comparación de los cálculos entre ambas, a fin de verificar la similitud de los mismos y garantizar la consistencia del análisis, particularmente, debido a la diversidad de enfoques existentes en la teoría y usados para medir capacidad.

4.1 Medición y análisis de capacidad y sobrecapacidad pesquera mediante el modelo bioeconómico (MBE)

La aplicación de esta metodología es posible debido a la definición teórica de capacidad, que permite estimarla desde el punto de vista de los insumos o de la producción. Es decir, es posible asimilar la capacidad a volúmenes de captura o a niveles de esfuerzo.

El modelo aquí utilizado consiste en la adaptación de las fórmulas desarrolladas por Schaefer en 1954 (Schaefer, 1954), y que fueron ampliamente adoptadas posteriormente como una herramienta para analizar la dinámica bioeconómica de las pesquerías (modelo de Gordon-Schaefer). Los cálculos son realizados por medio del programa computacional General Algebraic Modelling System (GAMS), que tiene amplia difusión en cálculos y estimaciones de modelos cuantitativos y dinámicos.

Para el cálculo inicial se parte de la utilización de la ecuación de capturas Q^e , tal como fue definida por Schaefer (1954):

$$Q^e(rb, t) = q^e(rb, t) \cdot f^e(rb, t) \cdot \sum_{es=1}^3 B_{(t)}^{es} \quad (1)$$

Donde: Q^e : capturas efectivas

q^e : coeficiente de capturabilidad

f^e : esfuerzo efectivo

B^{es} : biomasa de la especie es , donde corresponde a las 3 pesquerías estudiadas (jurel, merluza de cola y anchoveta-sardina común).

rb : rangos de bodega de la flota. (Anexos, ver Cuadro A, 11).

t : años del período considerado. $t = 1997, \dots, 2002$.

A partir de esta expresión despejamos para q^e , el coeficiente de capturabilidad, que depende de cómo se definan las unidades de esfuerzo y es asimilable a un indicador de la eficiencia técnica de la flota pesquera (Cunningham *et al.*, 1985);

$$q^e(rb, t) = Q^e(rb, t) / f^e(rb, t) \cdot \sum_{es=1}^3 B_{(t)}^{es} \quad (2)$$

Luego, definiendo el esfuerzo potencial (f^p) en base al número de embarcaciones, la capacidad de bodega y la cantidad anual de viajes de pesca, y reemplazándolo en la ecuación (1), junto con el q^e , se calcula la capacidad pesquera de la flota (Q^p) como:

$$Q^p(rb, t) = q^e(rb, t) \cdot f^p(rb, t) \cdot \sum_{es=1}^3 B_{(t)}^{es} \quad (3)$$

Para calcular la capacidad de la flota para cada una de las tres pesquerías consideradas, se parte de la fórmula:

$$Q^e(rb, es, t) = q^e(rb, es, t) \cdot f^e(rb, es, t) \cdot B(es, t) \quad (4)$$

De (4) se obtiene q^e de acuerdo a (2), para luego reemplazar en (3) nuestra estimación del esfuerzo potencial (f^p) y calcular la capacidad pesquera como:

$$Q^p(rb, es, t) = q^e(rb, es, t) \cdot f^p(rb, es, t) \cdot B(es, t) \quad (5)$$

4.1.1 Utilización de la capacidad (*capacity utilisation*).

Existe una medida sencilla de comparación entre los desembarques anuales efectivos y aquellos que definen la capacidad de la flota, denominada utilización de la capacidad (CU):

$$CU(rb, es, t) = Q^e(rb, es, t) / Q^p(rb, es, t) \quad (6)$$

donde:

$$0 \leq CU(rb, es, t) \leq 1$$

Este coeficiente permite determinar la proporción de la capacidad de producción de la flota centro-sur que ha operado efectivamente en cada pesquería y en cada año.

4.1.2 Sobrecapacidad

Existen diversas maneras de definir la sobrecapacidad: de acuerdo al máximo rendimiento sostenido, máxima rentabilidad económica, nivel objetivo predeterminado o cuotas globales de capturas. Parece lo más adecuado en este estudio restringirse a lo que en la literatura se conoce como sobrecapacidad de corto plazo (Kirkley y Squires, 1999), lo que implica calcular la sobrecapacidad a partir de la capacidad de producción obtenida de los datos reales del período analizado, es decir en nuestro estudio 1997-2002. La sobrecapacidad de largo plazo requiere calcular la capacidad de producción teniendo en cuenta la biomasa del recurso que prevalecería en cada escenario: máximo rendimiento sostenible, máxima rentabilidad económica, libre

acceso, etc. Como se dispone solamente de datos de biomasa efectiva, y no la que hubiera existido bajo otras condiciones de la pesquería, en principio sería recomendable concentrarnos en las medidas de sobrecapacidad de corto plazo, lo cual permite simplificar considerablemente el análisis, además de adecuarse al tamaño del período que estamos analizando.

La definición de sobrecapacidad (OVC) empleada en este estudio, toma como referencia las cuotas globales de captura y se expresa como:

$$OVC (rb, es, t) = Q^p (rb, es, t) / Q^{TAC} (rb, es, t) \quad (7)$$

Donde Q^{TAC} es el nivel de captura definido por las cuotas totales disponibles.

Finalmente, una alternativa considerada es realizar los cálculos similares para la flota completa, sin distinguir por categorías de capacidad de bodega. En este caso, la ecuación de capacidad sería:

$$Q^p (es, t) = \sum_{i=1}^{10} Q^i (es, t) \quad (8)$$

Donde: i : categoría de flota, de acuerdo a la capacidad de bodega.
 $i = 1, \dots, n$
 Q^i : corresponde a la capacidad estimada para cada categoría de la flota, es decir, $Q^p (rb, es, t)$.

4.2 Medición de capacidad y sobrecapacidad pesquera mediante el análisis de la envolvente de datos (DEA)

La base teórica del método DEA se encuentra en el concepto micro-económico de la frontera de posibilidades de producción (Silberberg, E. 1978), que analiza diferentes combinaciones de los insumos de producción utilizados eficientemente para obtener distintos niveles de producto. El agregado de estos niveles de producción se denomina *frontera de posibilidades de producción*.

El método DEA trabaja con una serie de unidades de producción, donde a cada una de ellas se le asocia un determinado nivel de utilización de los factores productivos y un resultado o producto determinado. Posteriormente, identifica las unidades de producción más eficientes, donde la eficiencia se mide como producto por unidades de factores empleados.

La aplicación del enfoque DEA se realiza por medio del programa Efficiency Measurement System (EMS), el cual elabora un índice de eficiencia para cada unidad de producción (llamadas unidades de decisión o DMU), el cual mide la distancia radial que separa la posición de cada unidad de decisión y la frontera estimada, tomando como referencia a las unidades más eficientes. Sobre la base de este índice, podemos estimar el nivel de producción eficiente de cada unidad de decisión, o dicho de otra manera, cual sería el nivel de producción obtenido por cada unidad si ésta hubiese sido tan eficiente como las unidades tomadas como referencia para elaborar la frontera.

De esta forma, se elabora una frontera de producción tomando como parámetro las unidades de producción más eficiente en base al ratio producto-insumo y, posteriormente, en base al score de eficiencia calculado por el programa, se transportan las unidades ineficientes sobre la frontera de producción. Por último, la capacidad de producción de toda la pesquería se obtiene como la sumatoria de los niveles de capacidad o producción de frontera calculados.

Para realizar el análisis DEA, se consideró las tres pesquerías conocidas: jurel, merluza de cola y anchoveta-sardina común.

Se ha realizado un análisis de capacidad para cada año y en cada pesquería, a fin de efectuar un cálculo de capacidad por especie y por año.

Debe tenerse en cuenta que el enfoque DEA, si bien es totalmente consistente con la teoría microeconómica, adolece de una base biológica, ya que está completamente disociado de las características y evolución biológica de los recursos, y no incorpora en el análisis las biomásas de las especies. Pero aún así, parece ser uno de los enfoques más consistentes que ha sido desarrollado en los últimos años para tratar el problema de la sobrecapacidad en las pesquerías.

5. RESULTADOS DE LAS ESTIMACIONES DE CAPACIDAD Y ANÁLISIS CUANTITATIVO DE SOBRECAPACIDAD

En ésta sección se presenta una estimación y cálculo de medidas de capacidad, utilización de la capacidad y sobrecapacidad en pesquerías de jurel, merluza de cola, anchoveta y sardina común ubicadas entre la V^a y X^a Región de Chile por medio de programas computacionales GAMS (MBE) y EMS (DEA). Los resultados corresponden al período 1997-2002.

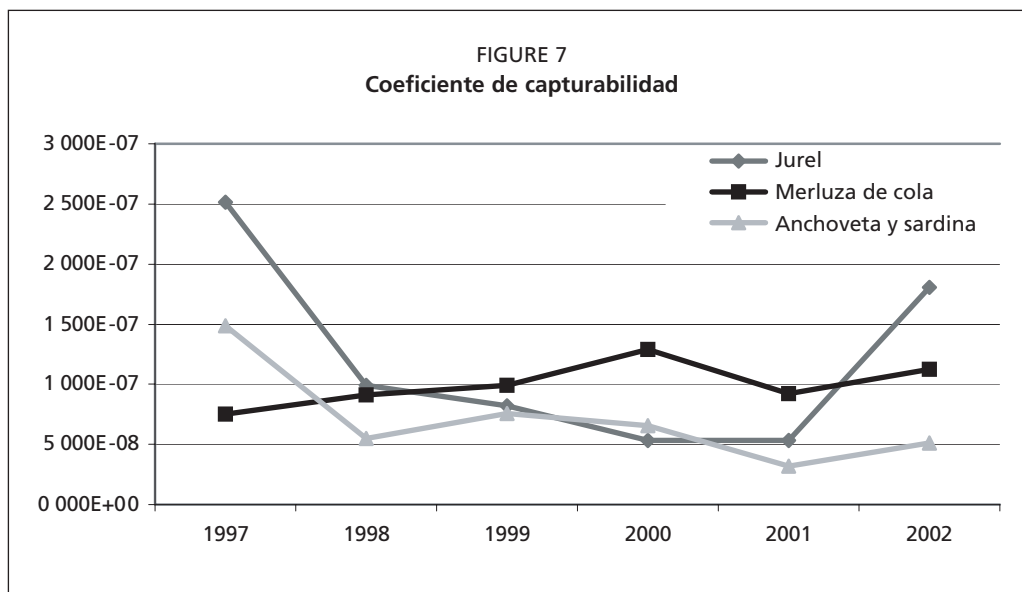
5.1 Estimaciones de capacidad

Los cálculos están basados en los datos de desembarques, viajes o salidas de pesca y capacidad de bodega de la flota industrial de las pesquerías de jurel, merluza de cola y anchoveta-sardina común de la zona centro-sur obtenidos de registros oficiales según especie (Subsecretaría de Pesca, SERNAPESCA).

En el Anexo pueden observarse los cuadros que resumen los datos utilizados: desembarques de la flota por rango de bodega, viajes de pesca en salidas para cada especie, la capacidad de bodega por rango en m³ y el esfuerzo efectivo, obtenido como el producto de la capacidad de bodega por los viajes de pesca. Además, también se presenta un cuadro con los estimados del esfuerzo potencial, obtenidos como el producto de la capacidad de bodega de la flota y los viajes de pesca potenciales y las estimaciones del coeficiente de capturabilidad (q), obtenidos por medio de la ecuación (2) del MBE. Este último índice es una aproximación de la eficiencia de cada rango, en pesquerías, siendo un concepto muy próximo a la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) ya que es un indicador de la eficiencia con que opera la flota.

Una representación gráfica del coeficiente de capturabilidad puede verse en la Figura 7. En ella puede notarse la fuerte caída del coeficiente a partir de 1997 en la pesquería de jurel, que está en relación directa al deterioro del stock de jurel que comienza a operarse a partir de 1996. La leve mejoría en la biomasa del recurso puede apreciarse en el repunte del coeficiente en el último año. En la pesquería de merluza de cola, el coeficiente no sufre alteraciones importantes en todo el período, mientras que en la pesquería de anchoveta y sardina común se produce una fuerte caída inicial y luego se mantiene relativamente estable.

Finalmente, en el Cuadro A7 del Anexo pueden verse las biomásas estimadas para cada recurso en el período 1997-2002 sobre la base de estimaciones hidroacústicas. La estimación hidroacústica para el jurel en el año 2002 dio como resultado una biomasa estimada de 1 900 000 toneladas, aproximadamente un 30 por ciento de la estimación del año anterior. Esta fuerte caída, según las explicaciones de Subsecretaría de Pesca (Reporte Técnico N° 92, SUBSE, 2002), no sería demasiado real, y estaría motivada por una suerte de redistribución espacial del recurso, que provocó una disminución de la abundancia y una baja concentración del recurso en la zona investigada. Evaluaciones indirectas del stock, realizadas por IFOP, concluyen que la biomasa total de jurel para el año 2002 se encontraría en el rango de 5,2 a 10,5 millones de toneladas, con un valor medio de 7,6. Los organismos de regulación consideran esta última medición mucho más acertada y la adoptan para sus investigaciones y cálculos de cuota. En este trabajo



se decidió adoptar esta estimación con la finalidad de mantenerse en un marco de uniformidad analítica, además de no contar con datos o estimaciones alternativas.

Finalmente, se está en condiciones de obtener indicadores de capacidad de producción para la flota autorizada en cada pesquería en el período 1997-2002.

En los cuadros 13 y 14 se observan las capacidades de producción según DEA y MBE, calculadas con EMS y GAMS respectivamente.

De la comparación de ambas metodologías surge que las capacidades calculadas según MBE son superiores a las capacidades obtenidas mediante DEA, salvo para jurel en el año 2002, donde la capacidad DEA es mayor aunque por escaso margen (Figura 8). Esta diferencia se debe a que al calcular el esfuerzo potencial de la flota para estimar su capacidad en base al MBE, se toman como parámetros las embarcaciones que operaron con más intensidad durante el año, mientras que en el análisis DEA se extiende el desempeño de las naves más eficientes al resto de la flota, produciéndose así un desfasaje entre ambas metodologías.

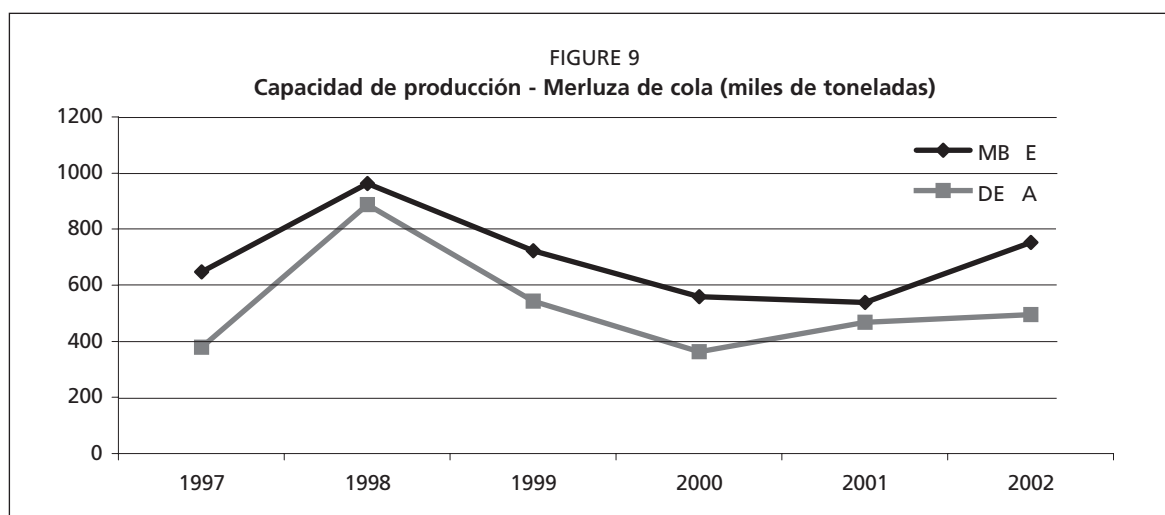
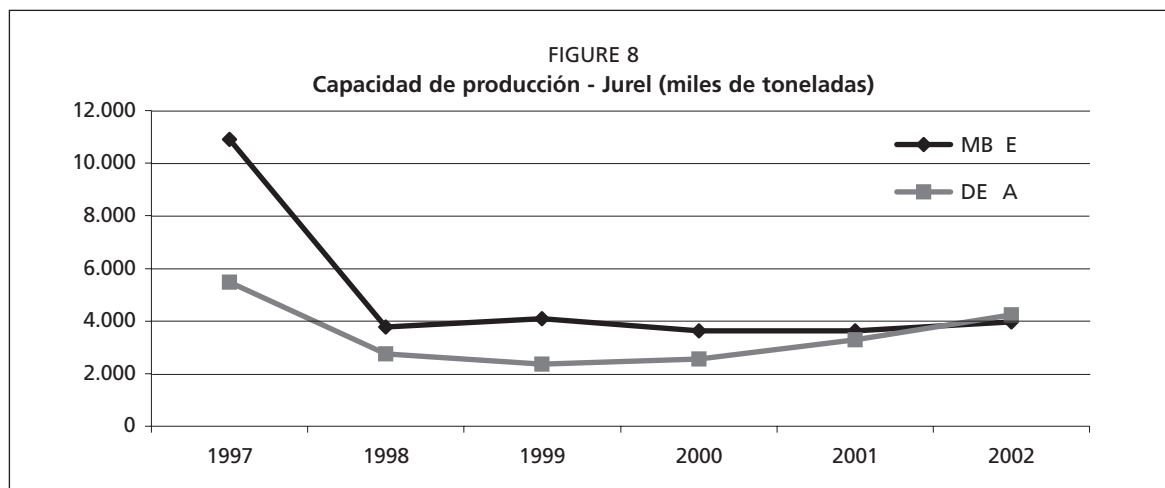
En la pesquería del jurel, con ambos métodos la capacidad es muy alta en 1997 y luego disminuye radicalmente a partir de 1998, manteniéndose relativamente estable a partir de allí.

En la pesquería de merluza de cola (Figura 9), la capacidad MBE es superior a la DEA en todos los años. Nuevamente, vemos una evolución similar de la capacidad obtenida mediante ambos métodos, evidenciando un valor particularmente alto en 1998, y un retorno a los valores previos en 1999. Se insinúa una tendencia al incremento a partir de 2001. Queda claramente expuesto como en 1998 gran parte de la flota industrial de la pesquería centro-sur se vuelca a la merluza de cola sustituyendo con otros recursos las fuertes restricciones impuestas en la pesquería del jurel.

En la pesquería de anchoqueta y sardina común, la capacidad evoluciona paralelamente a lo largo del período con ambos métodos. El valor es muy alto en 1997, mientras que en 1998 cae fuertemente, se recupera en 1999 y vuelve a caer en 2000 para recuperarse levemente en 2002 (Figura 10). Nuevamente, es muy notorio como las regulaciones sobre el jurel y la merluza reorienta el esfuerzo de la flota sobre estos recursos.

5.2 Utilización de la capacidad (UC)

Un indicador importante son los coeficientes de utilización de la capacidad (UC) definidos en la ecuación (6) del MBE, que indican la proporción de la capacidad de producción que fue efectivamente utilizada.



CUADRO 13
Capacidad de producción en base al método DEA (en miles de toneladas)

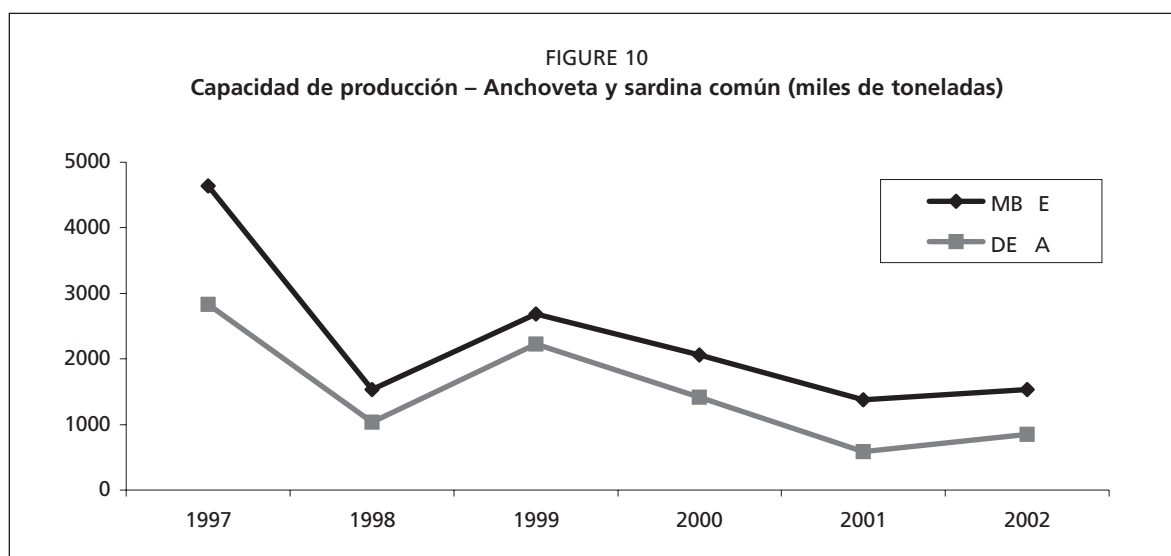
Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	5 486	2 758	2 354	2 566	3 275	4 231
Merluza de cola	378	887	543	363	468	496
Anch&sard	2 833	1 035	2 227	1 417	584	847

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

En los cuadros 15 y 16 se muestran los valores de UC obtenidos mediante DEA y MBE respectivamente. Los valores no necesitan demasiada explicación, dado que se obtuvieron en relación directa a la capacidad de producción. De esta manera, como la capacidad según MBE es superior a la capacidad DEA en todos los casos, excepto en la pesquería del jurel en el año 2002, los índices de utilización de capacidad son inferiores en MBE, excepto en el jurel 2002.

La utilización de la capacidad en la pesquería de jurel varía en torno al 40 por ciento de acuerdo al análisis DEA, y 30 por ciento en MBE. Sin embargo, en las otras dos pesquerías, el índice es mucho más volátil, oscilando entre un 10 por ciento y un 54 por ciento según DEA, y entre 4 por ciento y 45 por ciento de acuerdo al MBE.

Para las pesquerías de merluza de cola y anchoveta-sardina común, el nivel de utilización de la capacidad es infrecuentemente elevada en el año 1999, revelando la



CUADRO 14
Capacidad de producción en base a MBE (en miles de toneladas)

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	10.897	3.784	4.079	3.634	3.636	3.967
Merluza de cola	647	962	723	559	538	753
Anch&sard	4.641	1.529	2.687	2.056	1.377	1.531

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

reorientación de la flota a la explotación de estos recursos debido a las cuotas impuestas ese año sobre la pesquería de jurel. La abrupta caída ocurrida el siguiente año para la pesquería de merluza de cola es el reflejo de las cuotas que comenzaron a restringir las capturas del recurso a partir de 2000. En tanto, se mantiene fuerte la presión sobre la anchoqueta-sardina común, debido a que no se imponen cuotas sobre estos recursos hasta el 2001. En la pesquería de jurel, las cuotas impuestas a partir de 1999 permite regular la magnitud del esfuerzo pesquero aplicado sobre el recurso, lo que puede verse en la relativa estabilidad que mantiene el indicador de utilización de la capacidad a partir de ese año.

5.3 Sobrecapacidad

Para calcular la sobrecapacidad de producción de acuerdo a la ecuación (7) necesitamos conocer las cuotas de captura fijadas por la autoridad de regulación. En el Cuadro A8 del Anexo se pueden ver las cuotas globales de captura para cada pesquería. La cuota sobre el jurel se aplica por vez primera en 1999, para merluza de cola en 2000 y para anchoqueta y sardina común en 2001.

Ahora podemos aplicar (7) y obtener estimaciones de sobrecapacidad. Los cuadros 17 y 18 dan nuestras estimaciones de sobrecapacidad de producción mediante DEA y el MBE respectivamente.

La sobrecapacidad según MBE es mayor a la DEA, excepto el caso conocido de la pesquería de jurel en el año 2002.

Cuando el indicador es mayor que 1 está revelando la presencia de sobrecapacidad. El análisis DEA revela una sobrecapacidad de más del triple de las cuotas de capturas impuestas en la mayoría de los casos. El indicador obtenido mediante el MBE es similar al DEA en la pesquería de jurel; sin embargo, para la merluza de cola en el año 2002 y en ambos casos de la pesquería de anchoqueta y sardina común, la sobrecapacidad

CUADRO 15
Utilización de la capacidad en base al método DEA

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	0,461	0,517	0,448	0,398	0,400	0,316
Merluza de Cola	0,142	0,349	0,477	0,200	0,270	0,190
Anch&sard	0,101	0,315	0,540	0,487	0,084	0,096

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO 16
Utilización de la capacidad en base al MBE

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	0,232	0,377	0,259	0,281	0,361	0,337
Merluza de cola	0,083	0,322	0,358	0,130	0,235	0,125
Anch&sard	0,062	0,213	0,447	0,335	0,035	0,053

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca.

alcanza niveles altísimos, revelando una capacidad de producción de entre seis y ocho veces el volumen de capturas impuesto por las cuotas.

Del análisis surge claramente que la sobrecapacidad existe y que es muy significativa. Si no existieran las cuotas, la disponibilidad de los recursos muy probablemente estaría vulnerable a una sobre-pesca.

Aún con cuotas, y asegurando la explotación sustentable de los recursos, los resultados muestran la existencia en una flota sobredimensionada que se ve obligada a mantenerse inactiva en su mayor parte. El stock de capital queda paralizado de esta manera y no puede ser destinado a usos alternativos, donde el costo de oportunidad sería mucho menor. Además, los industriales no se resignan tan fácilmente a la paralización de la mayor parte de su flota y mantienen una fuerte presión sobre la autoridad de regulación para que establezca mayores cuotas, perpetuando así la tasa de sobreexplotación a la cual son sometidos los recursos.

Hemos elaborado un indicador distinto de sobrecapacidad de producción, cuyos resultados pueden observarse en los cuadros A9 y A10 del Anexo, que no es más que la diferencia entre capacidad de producción y cuotas. La intención es obtener una medida de sobrecapacidad en toneladas, que nos permita conocer el volumen de pesca en que la capacidad de la flota excede las magnitudes impuestas por el organismo de regulación, y obtener un parámetro de referencia necesario en un supuesto escenario de regulación de la capacidad.

Por su parte, en los cuadros 19 y 20, se muestra el ratio capacidad/biomasa, por año y especie según DEA y el MBE, el cual es un indicador muy valioso para nuestros propósitos debido a que nos permite identificar la proporción de la biomasa de cada

CUADRO 17
Sobrecapacidad de producción en base al análisis DEA

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	-	-	1,31	1,80 ¹	3,13	3,29
Merluza de Cola	-	-	-	1,84	3,20	4,31
Anch&sard	-	-	-	-	3,37	3,00

¹El cálculo se hizo suponiendo una TAC equivalente al promedio aritmético de los valores para los años 1999 y 2001

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO 18
Sobrecapacidad de producción en base al MBE

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	-	-	2.27	2.55 ¹	3.47	3.09
Merluza de cola	-	-	-	2.82	3.69	6.55
Anch&sard	-	-	-	-	7.94	5.42

¹ El cálculo se hizo suponiendo una TAC equivalente al promedio aritmético de los valores para los años 1999 y 2001
Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

recurso que puede ser extraída en un contexto estático, si la flota autorizada en su totalidad hubiera operado a su máxima eficiencia.

El ratio DEA muestra una gran oscilación entre valores bajos, que indican una capacidad de casi un 14 por ciento de la biomasa en el caso de la pesquería de anchoveta-sardina común en el año 2001 y valores muy elevados en la pesquería de jurel, especialmente en 1997, donde la capacidad es de 1,5 veces la biomasa estimada según DEA y el triple según MBE. Estos resultados son altamente coincidentes con los graves problemas detectados en la pesquería de jurel, que ha sido la pesquería más afectada por los problemas de sobreexplotación.

6. ANÁLISIS POR PESQUERÍA

6.1 Pesquería del jurel

En la Figura 11, puede observarse como a partir de 1999 la capacidad calculada con el método DEA comienza a aumentar. Una de las razones por la cual esto ocurre se relaciona con la recuperación de la biomasa estimada del jurel en la zona centro-sur, que produjo un incremento de los rendimientos de la pesquería, lo cual para el método DEA es indiferenciable de un aumento de la eficiencia de la flota ya que no incorpora en la evaluación parámetros biológicos.

De todas maneras, parte del aumento de capacidad se debe en efecto a un aumento de la eficiencia operativa de las naves, como consecuencia de la utilización, a partir de la aplicación de los LMCA (2001), de las naves más grandes y con mayor equipamiento de tecnología para participar de las operaciones de captura. De esta forma, el aumento estimado de capacidad responde a dos razones fundamentales: i) biológica y ii) tecnológica. La primera origina un sesgo positivo en las estimaciones de capacidad al desplazar la frontera de posibilidades de producción no a causa de

CUADRO 19
Ratio capacidad – biomasa en base al análisis DEA

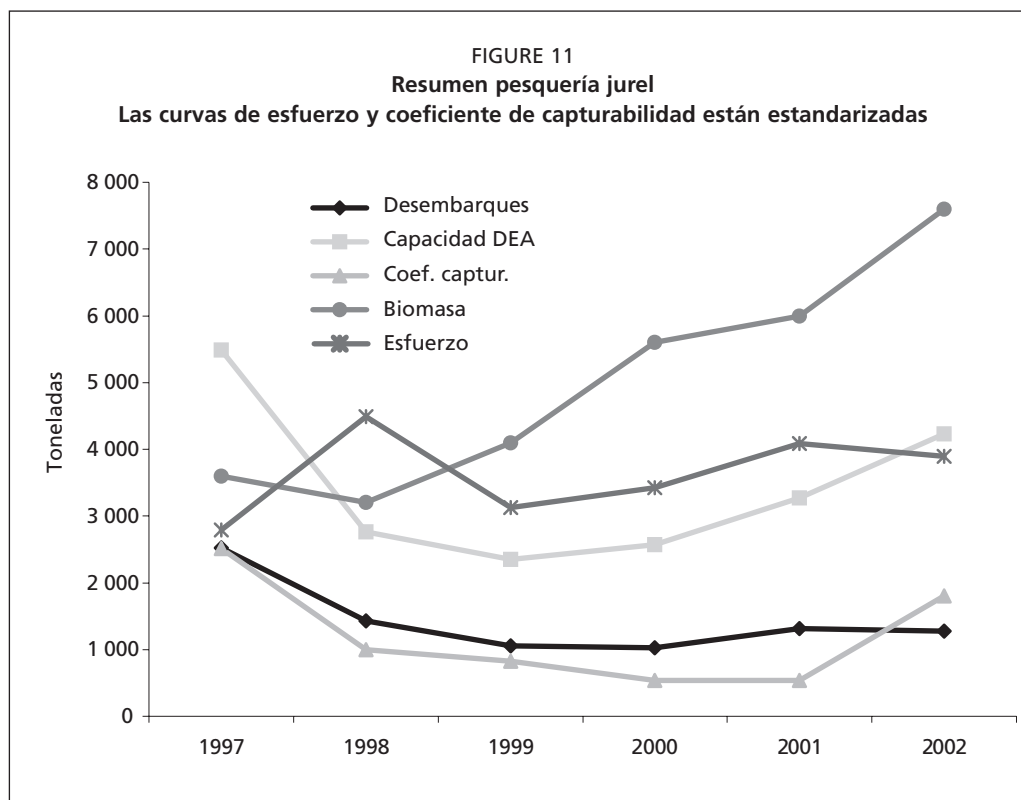
Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	1.52	0.86	0.57	0.46	0.55	0.56
Merluza de Cola	0.17	0.32	0.28	0.25	0.31	0.33
Anch&sard	0.61	0.25	0.55	0.41	0.14	0.24

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO 20 -
Ratio capacidad – biomasa en base al MBE

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	3.03	1.18	1.00	0.65	0.61	0.52
Merluza de cola	0.29	0.34	0.37	0.38	0.35	0.50
Anch&sard	0.99	0.37	0.66	0.60	0.32	0.43

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca.



mejoras en la eficiencia de captura o en la mayor intensidad de uso de los factores, sino a causa de una mayor abundancia del recurso. La segunda internaliza el hecho que se ha seleccionado para operar las naves más eficientes debido a la necesidad de extraer las cuotas asignadas individualmente por medio del régimen LMCA con el menor costo posible.

El coeficiente de capturabilidad, tomado como una medida de la eficiencia de operación de la flota, es decreciente hasta el año 2001, y en el 2002 revierte la tendencia producto del empleo de las naves de mayor eficiencia. El aumento de la capacidad a partir de 1999 se explica entonces a partir del esfuerzo ejercido (capacidad de bodega de la flota por número de viajes), que también crece a partir de ese año.

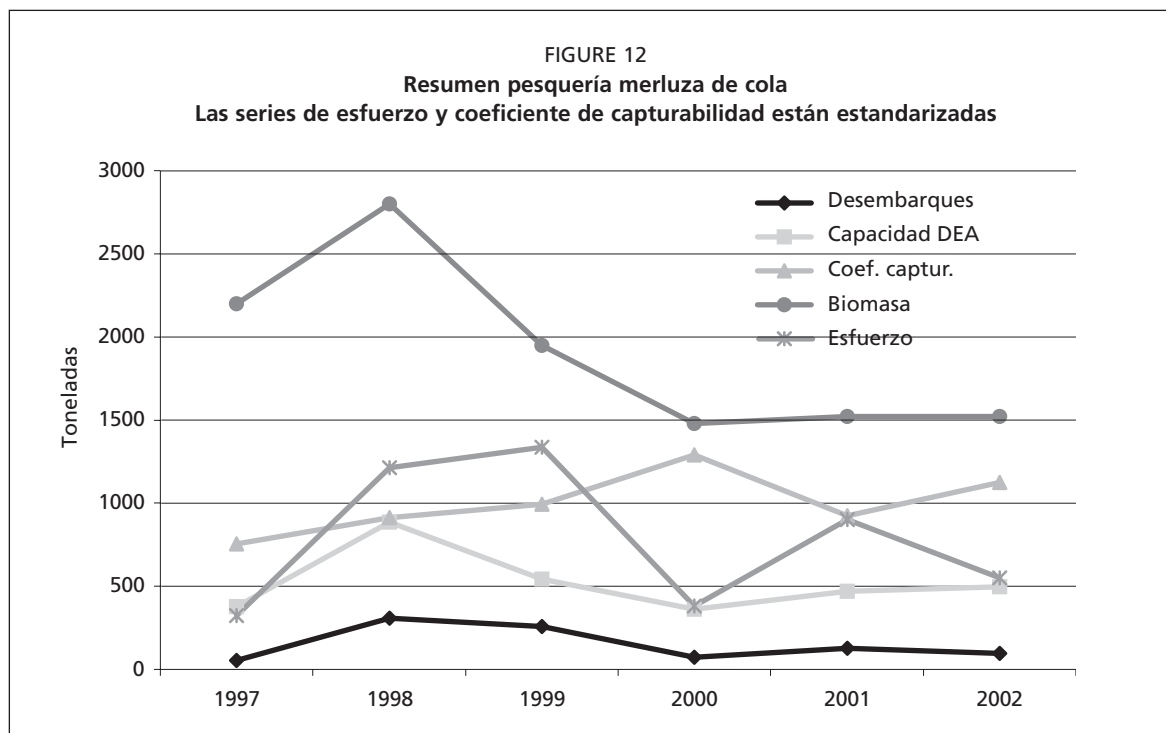
En el último año de la serie, la capacidad crece debido al aumento de la eficiencia de la flota (fuerte incremento del coeficiente de capturabilidad) y los mejores rendimientos producto de la mayor disponibilidad del recurso. A su vez, el esfuerzo ejercido se retrae producto de la aplicación de los LMCA.

Los desembarques muestran una tendencia decreciente hasta el 2000, producto de la degradación del estado del recurso y las regulaciones aplicadas, y a partir de allí su evolución se ve determinada por los niveles de cuota impuestos, mostrando un mediano repunte en 2001 a causa del aumento de los niveles de esfuerzo previo a la aplicación del régimen LMCA.

Finalmente, si se tiene en cuenta que los desembarques en 2001 y 2002 son equivalentes a la cuota total fijada, con muy poca diferencia, se advierte que los niveles de capacidad están considerablemente por encima de esos valores, lo cual revela rápidamente el grado de sobrecapacidad existente actualmente en la pesquería.

6.2 Pesquería de merluza de cola

La capacidad estimada por el método DEA es relativamente estable en todo el período, con excepción del año 1998 que prácticamente duplica el valor de los restantes años. La razón es la ya conocida reorientación sobre este recurso de la flota que operaba mayormente sobre el jurel hasta 1997. Los efectos son fácilmente observables en la



curva de biomasa de la merluza de cola, que muestra una tendencia creciente hasta 1998 y un pronunciado declive a partir de ese momento (Figura 12).

Este shock que sufrió la pesquería de merluza de cola también puede advertirse en el fuerte aumento del esfuerzo de pesca ejercido a partir de 1998, que permanece elevado en 1999 y sólo se reduce con las cuotas de capturas establecidas en el año 2000. El hecho que el esfuerzo caiga tan drásticamente en 2000 se debe a que ese año no se colocó cuota sobre la extracción de jurel, por lo cual la flota volvió masivamente a concentrarse sobre este recurso y abandonó la pesquería de merluza de cola. El nuevo incremento del esfuerzo al año siguiente obedece a la aplicación de cuota sobre el jurel y una nueva reorientación, no ya tan masiva, de la flota hacia la merluza de cola.

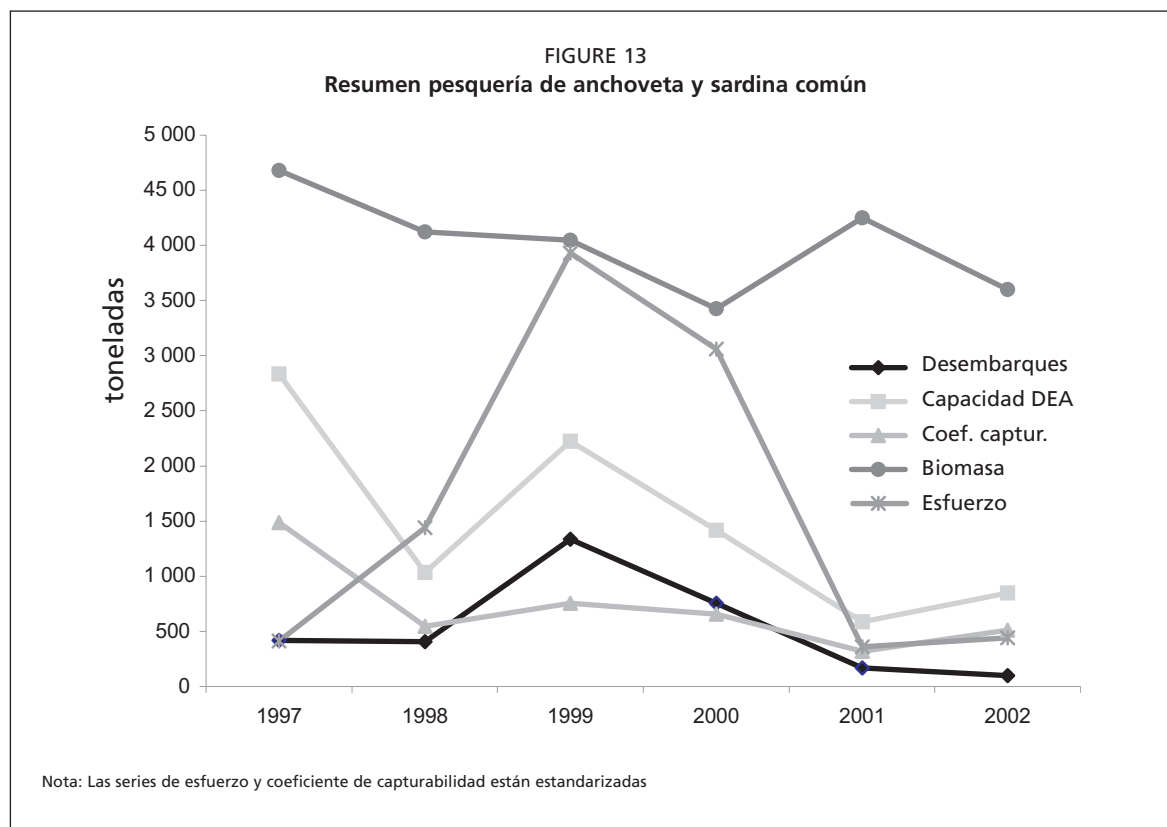
El coeficiente de capturabilidad es creciente hasta el año 2000, y junto con el aumento del esfuerzo de pesca en los años 1998 y 1999 ocasiona una fuerte degradación de la biomasa del recurso. A partir del año 2000, el coeficiente de capturabilidad y el esfuerzo ejercido por la flota varían con direcciones contrarias, lo que permite que la biomasa del recurso se estabilice de allí en adelante.

La aplicación de los LMCA en 2001 produce una caída en el esfuerzo de pesca, por la no operación de gran parte de la flota, y un aumento de la eficiencia de operación por selección de las naves más eficientes que se observa en el aumento del coeficiente de capturabilidad. Como consecuencia, la capacidad se mantiene relativamente estable y con un muy leve aumento.

A partir del 2000 los desembarques son muy similares a las cuotas de captura fijadas por las autoridades de regulación, y muy inferiores a los niveles estimados de capacidad de la flota, por lo cual se concluye que a pesar de asegurar la sustentabilidad del recurso permanecen en la pesquería altos índices de sobrecapacidad.

6.3 Pesquería de anchoveta y sardina común

En esta pesquería, el efecto de las regulaciones aplicadas sobre el jurel se sienten en toda su intensidad un año más tarde que en la pesquería de merluza de cola, y se produce a raíz del colapso sufrido por esta. El shock puede verse claramente notando como el esfuerzo de pesca aumenta en 1998, pero el gran salto se produce en 1999, tras el colapso de la merluza de cola.



La capacidad muestra su nivel más alto en 1997, sin embargo los recursos no la sufren ya que el esfuerzo es bajo como consecuencia de la mayor importancia económica de los recursos jurel y merluza de cola. Posteriormente, cae en 1998 y se recupera en 1999, donde ahora sí la mayor parte de la flota se concentra en la explotación de anchoveta y sardina común, causando una fuerte presión sobre su abundancia. A partir de ese año, la capacidad disminuye fuertemente a causa de la efectivización de la restricción de las cinco millas para el sector industrial y se recupera levemente en el último año, producto de la aplicación de los LMCA que induce a una mayor eficiencia en la operatoria de la flota (Figura 13).

La capacidad de producción de la flota sigue un sendero paralelo al coeficiente de capturabilidad, que actúa como una proxy de la eficiencia de operación. Se produce una fuerte caída inicial y una recuperación al año siguiente. Sin embargo, a partir de 1999 vuelve a producirse una tendencia negativa en ambas series, producto de las regulaciones sobre los recursos que originaron que sólo un sector marginal de la flota operara sobre ellos, y a partir de 2001, con la aplicación de los LMCA, se produce, al igual que en las otras dos pesquerías, un aumento de la eficiencia y de la capacidad.

Por su parte, la biomasa conjunta de anchoveta y sardina común muestra una evolución relativamente independiente del resto de los indicadores. En particular, no resulta tan afectada por la gran presión pesquera ejercida por la flota en 1999, aunque sí se recupera notoriamente en el 2001 cuando la flota industrial pierde gran parte del acceso a los recursos producto de la zona exclusiva de pesca artesanal. La razón se debe a los elevados índices de reclutamiento experimentados principalmente por la sardina común, que le ha permitido soportar los años de fuerte intensidad de pesca. A partir del 2001, la abundancia de los recursos en la zona centro-sur está más relacionada con el esfuerzo de pesca efectuado por la flota artesanal que por la industrial.

Si bien las cuotas industriales fijadas por la autoridad de regulación son algo superiores a los desembarques, son muy inferiores a la capacidad estimada de la flota industrial en la pesquería centro-sur, por lo cual, al igual que en las otras dos

pesquerías, en la pesquería de anchoveta y sardina común persiste aún fuertes índices de sobrecapacidad.

7. SÍNTESIS, CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El objetivo principal de este trabajo fue determinar y cuantificar la sobrecapacidad existente en la pesquería industrial centro-sur de Chile, una de las pesquerías más importantes del país y de la región por las magnitudes de las biomásas de los recursos y su significación económica.

Los estudios realizados en Chile hasta el momento, dan cuenta inequívocamente de la presencia de sobrecapacidad de captura en la pesquería; sin embargo, las conclusiones se basan en estimaciones biológicas del estado de los recursos y en comportamientos aledaños de la flota. Nuestra intención fue obtener una estimación cuantitativa y fácilmente interpretable del volumen de capacidad sobrante.

Para este objetivo, se han empleado dos caminos alternativos: i) el método del Análisis de la Envoltura de Datos (DEA), cuya aplicación fue realizada a través de técnicas de programación matemática utilizando el programa EMS y ii) la aplicación de un método bioeconómico basado en el modelo de Schaefer (MBE), cuya estimación fue realizada por medio del programa GAMS. Las diferencias entre las estimaciones obtenidas por los dos métodos se deben a las diferencias de detalles técnicos entre ambas técnicas, que surgieron al efectuar supuestos muy diferentes en ambos casos. No obstante, los resultados son muy similares, sobre todo, y quizá lo más importante, en la variación temporal de los índices estimados con ambas técnicas, los cuáles evolucionan en forma prácticamente paralela.

Para tener una referencia en base a la cual interpretar los resultados, hemos estimado un índice que mide la proporción de la capacidad de captura de la flota con respecto a la biomasa de cada recurso (Cuadros 19 y 20). Este índice revela que la capacidad de captura ha disminuido con respecto a la biomasa de jurel en el período 1997-2002; aún así se mantiene en valores superiores al 50 por ciento y 60 por ciento en los análisis DEA y MBE respectivamente, los cuales son valores extremadamente altos si se considera que se aconseja no autorizar niveles de captura superiores al 40 por ciento de la biomasa desovante, que a su vez representa no más que el 50 por ciento de la biomasa total. En la pesquería de merluza de cola, la capacidad de producción estimada con ambas técnicas se mantiene relativamente estable en todo el período, y nunca supera el 35 por ciento de la biomasa estimada en el análisis DEA y, salvo en el 2002, no supera el 40 por ciento de la biomasa según el MBE. La capacidad de producción en la pesquería de anchoveta-sardina común ha variado significativamente en todo el período 1997-2002, medida con ambos métodos. La proporción de la capacidad en la biomasa conjunta de anchoveta y sardina común varía de la misma forma, entre niveles mínimos de un 14 por ciento en 2001 y máximos de 61 por ciento y 55 por ciento en 1997 y 1999 en el análisis DEA. En el MBE, los valores extremos son un mínimo de 32 por ciento en 2001 y máximos de 99 por ciento y 66 por ciento en 1997 y 1999 respectivamente.

Los índices de sobrecapacidad estimados sólo fueron calculados para los años en los cuáles existe una meta clara y efectiva de extracción, es decir, para los años con regulación vía cuotas. En la pesquería del jurel, la sobrecapacidad es baja en 1999, primer año en el que se fija cuota, y muy alta de allí en adelante. En 1999 la sobrecapacidad en la pesquería del jurel resultó baja debido a que la cuota establecida estuvo basada en cálculos muy optimistas sobre el estado del recurso, que provocó una fuerte caída en los rendimientos en el año siguiente. La capacidad de la flota operativa para 2001-2002 resultó ser más del triple de la capacidad óptima para la extracción de los niveles de captura autorizados. La sobrecapacidad en la pesquería de merluza de cola es muy elevada, y con tendencia creciente en el período analizado. Es importante observar que la sobrecapacidad aumenta significativamente en el lapso 2000-2002; sin embargo, la razón no es un crecimiento de la capitalización de la flota, sino una importante caída de

los niveles de captura permisibles. Esto es, mientras la autoridad de regulación define niveles adecuados de extracción, inferiores cada año, la sobrecapacidad crece en forma natural al mantenerse inalterada la flota. En la pesquería de anchoveta y sardina común hay una importante disparidad en las medidas de sobrecapacidad obtenidas por DEA y el MBE, y que en el último caso es mucho más elevada. Sin embargo, la conclusión para ambas metodologías es común, y es que la sobrecapacidad existe y es más que importante. En el mejor de los casos, la capacidad es el triple del nivel de capturas definido como óptimo.

Luego del análisis cuantitativo, es claro que la sobrecapacidad en la pesquería centro-sur es muy alta y que resulta imperante tomar medidas regulatorias para reducirla. Este enorme nivel de sobrecapacidad se ha traducido en una gran presión ejercida sobre la autoridad de regulación por parte de aquellos empresarios que eventualmente serían afectados por una reducción de las cuotas, y ésta presión ha resultado determinante en la adopción de una estrategia de manutención del stock de jurel existente, en lugar de una estrategia de recuperación del stock, que hubiera sido lo más apropiada dado el amplio nivel de vulnerabilidad al cual se encontraba sometido el recurso.

Actualmente, y a partir de 2001, se adoptó el régimen de límite máximo de captura por armador (LMCA), asimilable a un sistema de cuotas individuales transferibles (CIT). El impacto inicial fue provocar una distorsión en la planificación del régimen de operación de la flota, causando un agotamiento prematuro de la cuota asignada. Sin embargo, con el tiempo generó una mayor y mejor planificación de la flota, el empleo de las naves más adecuadas y, en conjunto, provocó una mejora muy significativa en la eficiencia de la operatoria general de las pesquerías. Los niveles de capturas fijados por las cuotas fueron extraídos con un esfuerzo pesquero mucho menor y, por tanto, con un costo mucho más bajo.

Sin embargo, si bien la flota activa u operativa se redujo a través de los LMCA, el resto de las naves permanecieron en puerto inactivas y aún formando parte de la capacidad de captura. Por lo tanto, la conclusión es que si bien el sistema de LMCA, compatible con las características reunidas por las medidas de ajuste de incentivos, ha permitido aumentar la eficiencia y reducir costos, no ha logrado reducir la capacidad de captura ni la sobrecapacidad de una manera significativa. Por lo tanto, se propone evaluar la viabilidad de medidas que permitan remover de la pesquería a las embarcaciones sobrantes. Una política que ha demostrado ser efectiva en los países que lograron reducir la capacidad de esfuerzo en sus pesquerías, es un régimen tipo recompra (buy-back), ajustado a las posibilidades económicas del país, que contemple las posibilidades existentes de reubicación del capital pesquero en otros sectores de la economía.

Si bien las medidas de ajuste de los incentivos de inversión en el largo plazo son muy efectivas en el control de la capacidad, debido a la característica de no maleabilidad del capital, es muy improbable que tengan alguna utilidad en reducir la sobrecapacidad una vez esta se ha presentado en la pesquería. La razón es que para los pescadores la sobrecapacidad se convierte en un costo hundido que no puede ser aplicado a otros usos económicos.

Los resultados de una reducción en la inversión en capital conseguido por las medidas de ajuste de los incentivos, de ninguna manera pueden ser confundidos con una reducción en la capacidad, sólo con una caída de la tasa de crecimiento del capital en la pesquería. Es cierto que en el largo plazo, la paralización de la inversión va a provocar la desaparición progresiva de la sobrecapacidad a través de la depreciación real que significa el deterioro físico de la flota excedente. Sin embargo, no parece ser éste el objetivo perseguido.

Por lo tanto, se propone como un modelo de regulación óptima aquél que resultare de aplicar inicialmente la medida de ajuste de los incentivos más conveniente para la pesquería analizada (por ejemplo, CIT's, impuestos, royalties, etc) y, una vez modificados los incentivos de inversión en la dirección pretendida, complementar esta

política con un programa tipo recompra (buy-back) que acerque a la pesquería a su punto de máxima eficiencia económica desde un punto de vista no sólo privado sino también social.

8. REFERENCIAS

- Adrianov, D.P. 1990. «Algunos Antecedentes de la Reproducción del Jurel (*Trachurus murphyi*) (Nichols), en las Aguas Peruanas» *Voprosy Iktyologii*. 25(1) pp. 96-104 (texto en ruso).
- Cunningham S., Dunn, M.R. y Whitmarsh, D. 1985. «Fisheries Economics: An Introduction». Mansell Publishing Limited, London, pp. 30-31.
- Córdoba *et al.* 1998. «Evaluación Hidroacústica de Jurel», *FIP*, IFOP: 96 – 13.
- Córdoba *et al.* 1999. «Evaluación Hidroacústica de Jurel», *FIP*, IFOP: 98 – 11.
- Cubillos, L.A., Arcos, D.F., Bucarey, D.A. y Canales, M.Y. 2001. «Seasonal Growth of Small Pelagic Fish off Talcahuano, Chile (37°S, 73°W): A Consequence of their Reproductive Estrategy to Seasonal Upwelling?», *Aquatic Living Resour* 14, pp. 1-10.
- Gordon, H. 1954. «The Economic Theory of a Common Property Resource: The Fishery», *Journal of Political Economy* 62, pp. 124-42.
- Gréboval, D. y Munro, G.R. 1999. «Overcapitalization and Excess Capacity in World Fisheries: Underlying Economics and Methods of Control», Cap. 1. En: Gréboval, D. (Ed). «Managing Fishing Capacity, Selected Papers on underlying Concepts and Issues», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 386, pp. 1-48. Rome, FAO.
- Grechina, A. 1998. «Historia de Investigaciones y Aspectos Básicos de la Ecología del Jurel, *Trachurus symmetricus murphyi* (Nichols) en Alta Mar del Pacífico Sur». En: Arcos, D. (Ed). «Biología y Ecología del Jurel en Aguas Chilenas», pp. 11-34.
- Holland, D. y Sutinen, J.G. 1998. «Draft Guidelines on Fishing Capacity», *Documento preparado para FAO*. April 1998.
- Instituto de Fomento Pesquero. 2003. «Investigación Situación Pesquería Pelágica Centro Sur 2002», *Informe Final para la Subsecretaría de Pesca*, Valparaíso, Chile. 110 p.
- Kirkley, J.E. y Squires, D. 1999. «Measuring Capacity and Capacity Utilization in Fisheries», Cap. 3. En: Gréboval, D. (Ed). «Managing Fishing Capacity, Selected Papers on underlying Concepts and Issues», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 386, pp. 75-199. Rome, FAO.
- Nekrasov, V. V. 1994. «Estructura de Edad y Tamaño de las Concentraciones Comerciales». En: Arcos, D. y A. S. Grechina (Eds). «Biología y Pesca Comercial del Jurel en el Pacífico Sur», pp. 47-53.
- Pascoe, S., Gréboval, D. y Kirkley, J.E. 2003. «A Framework for Capacity Appraisal in Fisheries».
- Pascoe, S., Kirkley, J.E., Gréboval, D. y Morrison-Paul, C.J. 2003. «Measuring and Assessing Capacity in Fisheries: 2. Issues and Methods», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 433/2. Rome, FAO. 130p.
- Pascoe, S. y Gréboval, D. 2003. «Measuring Capacity in Fisheries», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 445. Rome, FAO. 314p.
- Pastor, E. 1994. «El Recurso Jurel (*Trachurus murphyi*) Especie de Alto Valor Comercial», *Revista de Circulación Mundial Pesca*, Vol. 62.
- Schaefer, M. 1954. «Some Aspects of the Dynamics of Population Important to the Managment of the Comercial Marine Fisheries», *Inter American Tropical Tuna Comisión Bulletin* 1, pp. 27-56.
- Serra, R. y Zuleta, A. 1999. «Investigación Evaluación del Stock de Jurel 1999», *Informe final*, IFOP/SUBPESCA, 69 p. + Anexos.
- Silberberg, E. 1978. «The Structure of Economics: A Mathematical Análisis», McGraw-Hill, New York.
- Subsecretaría de Pesca. 2002. Informe Técnico N°. 82.
- Subsecretaría de Pesca. 1999. Memorándum Técnico N°. 47, pp. 2-3.

- Subsecretaría de Pesca. 2002. Informe Técnico N°. 32, pp.15-16.
- Subsecretaría de Pesca. 2000. Informe Técnico N°. 71.
- Subsecretaría de Pesca. 2002. Informe Técnico N°. 35, pp. 4-5.
- Subsecretaría de Pesca. 2002. Informe Técnico N°. 82.
- Subsecretaría de Pesca. 2002. Reporte Técnico N°. 92.
- Ward, J.M. y Metzner, R. 2002. «Capacidad, exceso de capacidad y sobrecapacidad pesquera. Síntesis de los estudios de medición y estrategias de ordenación». En: Informe de la Consulta de Expertos sobre el fomento de la eliminación de la sobrecapacidad en la pesca marina», *FAO Informe de Pesca* N° 691. Roma.
- Yáñez, E. 1991. «Relationships Between Environmental Changes and Fluctuating Major Pelagic Resources Exploited in Chile (1950-1988)». En: Kawasaki, T., Tanaka, S., Toba, Y. y Taniguchi, A. (Eds). «Long-Term Variability of Pelagic Fish Populations and their Environment», *Pergamon Press*, Great Britain, pp. 301-309.

ANEXO: CUADROS

CUADRO A1
Desembarques de la flota centro-sur (miles de toneladas)

Pesquería	Rango	Años					
		1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	CAT01	0,28	0,40	0,34	0,23	0,01	0,00
	CAT02	15,05	2,13	0,82	0,15	0,89	0,40
	CAT03	135,67	60,73	25,99	9,11	4,33	11,30
	CAT04	399,75	127,18	80,90	51,91	25,59	17,51
	CAT05	766,20	361,22	294,58	242,41	269,81	309,75
	CAT06	467,34	245,64	199,64	198,57	229,33	218,71
	CAT07	302,02	188,60	107,98	95,27	159,60	146,15
	CAT08	258,94	278,70	219,70	270,67	401,04	425,88
	CAT09	129,37	73,11	73,06	86,52	106,10	108,64
	CAT10	52,49	88,86	52,16	67,37	114,37	98,92
	Total	2 527,12	1 426,56	1 055,16	1 022,22	1 311,07	1 337,25
Merluza de cola	CAT01	0,00	0,01	0,09	0,08	0,00	0,00
	CAT02	0,04	0,11	0,24	0,10	0,70	1,18
	CAT03	2,37	7,41	6,84	1,71	5,88	20,50
	CAT04	5,48	26,86	17,21	1,35	4,97	4,69
	CAT05	9,86	80,19	67,49	12,45	27,23	14,36
	CAT06	10,53	56,84	46,84	3,03	23,31	14,43
	CAT07	3,43	32,99	27,15	10,56	12,78	16,51
	CAT08	8,22	55,77	62,04	28,81	28,86	8,95
	CAT09	11,65	37,11	21,21	14,33	14,81	11,66
	CAT10	1,95	12,30	9,77	0,38	7,89	1,82
	Total	53,54	309,58	258,87	72,80	126,42	94,09
Anch&sard	CAT01	4,49	0,28	24,63	13,29	1,18	0,00
	CAT02	89,11	42,67	142,76	52,33	0,92	1,00
	CAT03	79,90	76,87	164,24	73,09	5,36	10,56
	CAT04	104,95	197,01	462,59	172,25	4,18	3,15
	CAT05	5,56	4,88	186,99	191,02	10,15	19,36
	CAT06	2,65	2,59	82,54	105,54	10,98	21,27
	CAT07	0,01	1,00	79,86	55,03	9,69	16,18
	CAT08	0,19	0,38	2,36	1,70	4,12	9,58
	CAT09	0,00	0,03	38,32	21,68	0,10	0,00
	CAT10	0,00	0,04	17,75	3,48	2,16	0,00
	Total	286,86	325,75	1 202,03	689,42	48,85	81,10

Fuente: Subsecretaría de Pesca

CUADRO A2

Viajes de pesca de la flota centro-sur, por rango

Pesquería	Rango	Años					
		1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	CAT01	70	130	49	29	17	3
	CAT02	150	114	59	30	38	14
	CAT03	315	481	159	65	51	62
	CAT04	708	527	326	224	116	89
	CAT05	899	1059	757	711	785	863
	CAT06	352	643	483	501	650	551
	CAT07	242	474	234	278	376	309
	CAT08	253	584	503	671	800	857
	CAT09	55	157	133	212	283	176
	CAT10	56	222	160	166	209	229
	Total		3 100	4 391	2 863	2 887	3 325
Merluza de cola	CAT01	4	4	21	17	5	3
	CAT02	5	36	61	38	42	52
	CAT03	33	133	215	78	295	421
	CAT04	50	159	143	33	82	62
	CAT05	63	293	316	71	156	63
	CAT06	56	196	205	33	122	57
	CAT07	22	84	92	38	68	42
	CAT08	42	149	184	59	119	31
	CAT09	25	80	68	38	42	27
	CAT10	10	39	42	2	41	11
	Total		310	1 173	1 347	407	972
Anch&sard	CAT01	29	17	514	283	29	0
	CAT02	460	521	1 065	573	7	15
	CAT03	171	481	927	536	62	89
	CAT04	229	1 070	2 100	1 047	49	32
	CAT05	19	84	731	1 056	89	114
	CAT06	10	56	352	437	64	122
	CAT07	4	21	194	181	30	54
	CAT08	3	68	67	35	36	39
	CAT09	0	22	107	69	19	0
	CAT10	0	4	37	15	6	0
	Total		925	2 344	6 094	4 232	391

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO A3
Capacidad de bodega de la flota centro-sur (metros cúbicos)

Pesquería	Rango	Años					
		1997	1998	1999	2000	2001	2002
Anch&sard	CAT01	465	703	1 195	790	179	
	CAT02	3 780	4 404	4 348	3 717	950	350
	CAT03	7 161	8 256	9 755	7 797	2 205	1 630
	CAT04	10 718	15 496	20 189	18 778	3 507	2 055
	CAT05	9 637	17 588	27 557	26 525	13 004	7 538
	CAT06	6 527	13 184	15 255	13 048	12 078	9 798
	CAT07	1 248	6 501	9 006	10 296	3 738	3 833
	CAT08	3 014	10 594	13 538	15 038	9 048	1 579
	CAT09		6 667	6 667	6 667	4 968	
	CAT10		3 651	1 801	1 801	1 801	
	Total		42 550	87 044	109 311	104 456	51 477
Jurel	CAT01	989	1 459	1 236	567	381	182
	CAT02	5 497	5 493	3 996	2 178	1 847	713
	CAT03	10 472	12 901	10 768	7 349	5 243	3 232
	CAT04	20 189	21 455	20 219	18 944	11 823	2 055
	CAT05	30 162	30 162	29 312	30 162	25 046	17 626
	CAT06	17 420	17 420	17 420	17 420	15 263	14 098
	CAT07	11 570	11 570	11 570	11 570	10 296	10 296
	CAT08	16 497	16 497	16 497	16 497	16 497	16 497
	CAT09	4 927	6 667	6 667	6 667	6 667	4 968
	CAT10	3 651	3 651	3 651	3 651	3 651	3 651
	Total		121 372	127 272	121 334	115 003	96 714
Merluza de cola	CAT01	252	333	838	417	333	333
	CAT02	1 563	2 340	3 746	5 064	2 732	1 683
	CAT03	5 860	10 296	12 416	9 076	8 163	6 597
	CAT04	15 680	17 580	16 948	14 022	11 121	2 671
	CAT05	22 190	29 314	27 514	15 005	21 140	14 716
	CAT06	16 420	17 420	17 420	15 213	15 263	14 098
	CAT07	10 365	11 570	10 296	7 572	10 296	7 776
	CAT08	14 997	16 497	16 497	16 497	16 497	16 497
	CAT09	4 927	6 667	6 667	6 667	6 667	4 968
	CAT10	3 651	3 651	3 651	1 801	3 651	3 651
	Total		95 903	115 666	115 991	91 334	95 862

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO A4

Esfuerzo efectivo de la flota centro-sur (m³ * VCP)¹

Pesquería	Rango	Años					
		1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	CAT01	7 601	13 109	5 159	2 493	2 172	206
	CAT02	44 995	35 611	18 085	10 046	13 144	5 051
	CAT03	165 573	248 555	84 267	34 943	26 586	34 299
	CAT04	475 313	358 284	224 555	155 775	84 667	65 088
	CAT05	829 976	979 157	701 145	661 346	731 641	797 510
	CAT06	379 638	701 554	527 291	539 587	708 795	599 116
	CAT07	318 452	609 114	301 008	353 868	480 520	398 466
	CAT08	379 418	872 831	749 705	1 004 067	1 195 845	1 281 227
	CAT09	90 690	262 490	224 011	354 678	465 326	294 345
	CAT10	102 313	405 452	292 336	303 238	381 650	417 810
Total		2 793 969	4 486 156	3 127 562	3 420 040	4 090 347	3 893 118
Merluza de cola	CAT01	438	681	2 790	2 265	808	491
	CAT02	1 563	11 353	19 718	12 061	14 370	18 203
	CAT03	17 999	70 489	111 572	39 793	147 925	208 142
	CAT04	34 294	109 389	99 694	21 813	54 650	39 463
	CAT05	58 676	272 070	293 589	66 198	143 167	58 507
	CAT06	61 225	213 102	225 076	35 970	131 274	61 193
	CAT07	28 134	107 996	118 256	47 728	86 154	53 958
	CAT08	62 433	224 151	277 068	88 857	178 274	46 723
	CAT09	40 531	132 380	113 790	63 177	69 567	44 142
	CAT10	18 105	71 062	76 513	3 601	74 663	20 053
Total		323 397	1 212 673	1 338 066	381 463	900 852	550 876
Anch&sard	CAT01	3 154	1 861	37 591	24 113	1 637	0
	CAT02	137 463	158 978	320 062	170 387	2 350	5 250
	CAT03	82 443	246 340	483 589	281 966	34 992	50 549
	CAT04	152 237	721 405	1 427 141	715 064	34 371	21 235
	CAT05	16 611	77 937	677 270	969 133	81 970	104 962
	CAT06	11 098	61 242	389 501	478 969	69 642	128 738
	CAT07	4 992	26 687	248 973	230 357	38 263	69 418
	CAT08	4 504	103 058	102 045	52 518	55 580	61 569
	CAT09	0	37 693	178 534	113 550	31 808	0
	CAT10	0	7 301	66 622	27 009	10 804	0
Total		412 502	1 442 502	3 931 326	3 063 064	361 417	441 721

¹ Esfuerzo efectivo calculado de acuerdo a f^e (rb, es, t) en la ecuación (1) del MBE

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO A5
Esfuerzo potencial de la flota centro-sur (m³ * VCP)¹

Pesquería	Rango	Años					
		1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	CAT01	36 000	36 000	36 000	36 000	36 000	36 000
	CAT02	198 835	198 835	198 835	198 835	198 835	198 835
	CAT03	684 980	684 980	684 980	684 980	684 980	684 980
	CAT04	1 521 261	1 521 261	1 521 261	1 521 261	1 521 261	1 521 261
	CAT05	3 016 157	3 016 157	3 016 157	3 016 157	3 016 157	3 016 157
	CAT06	2 194 914	2 194 914	2 194 914	2 194 914	2 194 914	2 194 914
	CAT07	1 075 967	1 075 967	1 075 967	1 075 967	1 075 967	1 075 967
	CAT08	1 682 689	1 682 689	1 682 689	1 682 689	1 682 689	1 682 689
	CAT09	779 984	779 984	779 984	779 984	779 984	779 984
	CAT10	430 759	430 759	430 759	430 759	430 759	430 759
	Total	11 621 545	11 621 545	11 621 545	11 621 545	11 621 545	11 621 545
Merluza de cola	CAT01	8 454	8 454	8 454	8 454	8 454	8 454
	CAT02	153 422	153 422	153 422	153 422	153 422	153 422
	CAT03	836 460	836 460	836 460	836 460	836 460	836 460
	CAT04	925 466	925 466	925 466	925 466	925 466	925 466
	CAT05	762 153	762 153	762 153	762 153	762 153	762 153
	CAT06	555 943	555 943	555 943	555 943	555 943	555 943
	CAT07	254 530	254 530	254 530	254 530	254 530	254 530
	CAT08	511 405	511 405	511 405	511 405	511 405	511 405
	CAT09	186 663	186 663	186 663	186 663	186 663	186 663
	CAT10	87 612	87 612	87 612	87 612	87 612	87 612
	Total	4 282 107	4 282 107	4 282 107	4 282 107	4 282 107	4 282 107
Anch&sard	CAT01	82 130	82 130	82 130	82 130	82 130	82 130
	CAT02	531 501	531 501	531 501	531 501	531 501	531 501
	CAT03	951 185	951 185	951 185	951 185	951 185	951 185
	CAT04	3 189 849	3 189 849	3 189 849	3 189 849	3 189 849	3 189 849
	CAT05	2 358 324	2 358 324	2 358 324	2 358 324	2 358 324	2 358 324
	CAT06	1 042 647	1 042 647	1 042 647	1 042 647	1 042 647	1 042 647
	CAT07	334 358	334 358	334 358	334 358	334 358	334 358
	CAT08	468 002	468 002	468 002	468 002	468 002	468 002
	CAT09	226 662	226 662	226 662	226 662	226 662	226 662
	CAT10	0	0	0	0	0	0
	Total	9 184 658	9 184 658	9 184 658	9 184 658	9 184 658	9 184 658

¹ Esfuerzo potencial calculado de acuerdo a f^p (rb, es, t) en la ecuación (3) del MBE
Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

TABLA A6
Coefficientes de capturabilidad de la flota centro-sur, por rango¹

Pesquería	Rango	Años					
		1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	CAT01	1,014E-08	9,455E-09	1,610E-08	1,619E-08	7,036E-10	9,283E-10
	CAT02	9,293E-08	1,867E-08	1,099E-08	2,726E-09	1,126E-08	4,156E-08
	CAT03	2,276E-07	7,636E-08	7,522E-08	4,655E-08	2,713E-08	1,734E-07
	CAT04	2,336E-07	1,109E-07	8,787E-08	5,951E-08	5,038E-08	1,415E-07
	CAT05	2,564E-07	1,153E-07	1,025E-07	6,545E-08	6,146E-08	2,044E-07
	CAT06	3,420E-07	1,094E-07	9,235E-08	6,572E-08	5,392E-08	1,921E-07
	CAT07	2,634E-07	9,676E-08	8,750E-08	4,807E-08	5,536E-08	1,930E-07
	CAT08	1,896E-07	9,978E-08	7,147E-08	4,814E-08	5,589E-08	1,749E-07
	CAT09	3,963E-07	8,704E-08	7,954E-08	4,356E-08	3,800E-08	1,943E-07
	CAT10	1,425E-07	6,849E-08	4,352E-08	3,968E-08	4,995E-08	1,246E-07
	Total	2,512E-07	9,937E-08	8,229E-08	5,337E-08	5,342E-08	1,808E-07
Merluza de cola	CAT01	2,970E-09	2,710E-09	1,722E-08	2,448E-08	4,161E-10	3,533E-09
	CAT02	1,107E-08	3,463E-09	6,132E-09	5,644E-09	3,222E-08	4,267E-08
	CAT03	5,988E-08	3,753E-08	3,142E-08	2,903E-08	2,613E-08	6,479E-08
	CAT04	7,268E-08	8,768E-08	8,854E-08	4,170E-08	5,983E-08	7,816E-08
	CAT05	7,636E-08	1,053E-07	1,179E-07	1,270E-07	1,251E-07	1,614E-07
	CAT06	7,816E-08	9,526E-08	1,067E-07	5,700E-08	1,168E-07	1,551E-07
	CAT07	5,548E-08	1,091E-07	1,177E-07	1,495E-07	9,757E-08	2,013E-07
	CAT08	5,988E-08	8,886E-08	1,148E-07	2,191E-07	1,065E-07	1,260E-07
	CAT09	1,307E-07	1,001E-07	9,559E-08	1,533E-07	1,400E-07	1,738E-07
	CAT10	4,906E-08	6,181E-08	6,546E-08	7,092E-08	6,956E-08	5,973E-08
	Total	7,526E-08	9,117E-08	9,921E-08	1,290E-07	9,233E-08	1,124E-07
Anch&sard	CAT01	3,043E-07	3,620E-08	1,618E-07	1,609E-07	1,703E-07	0,000E+00
	CAT02	1,385E-07	6,506E-08	1,101E-07	8,967E-08	9,174E-08	5,293E-08
	CAT03	2,071E-07	7,565E-08	8,386E-08	7,569E-08	3,605E-08	5,805E-08
	CAT04	1,473E-07	6,621E-08	8,003E-08	7,033E-08	2,860E-08	4,119E-08
	CAT05	7,154E-08	1,517E-08	6,817E-08	5,755E-08	2,913E-08	5,123E-08
	CAT06	5,102E-08	1,024E-08	5,233E-08	6,434E-08	3,710E-08	4,589E-08
	CAT07	5,523E-10	9,093E-09	7,920E-08	6,975E-08	5,960E-08	6,476E-08
	CAT08	8,778E-09	8,960E-10	5,707E-09	9,459E-09	1,745E-08	4,322E-08
	CAT09	0,000E+00	2,110E-10	5,299E-08	5,575E-08	7,389E-10	0,000E+00
	CAT10	0,000E+00	1,395E-09	6,578E-08	3,759E-08	4,709E-08	0,000E+00
	Total	1,486E-07	5,474E-08	7,550E-08	6,572E-08	3,180E-08	5,100E-08

¹ Calculado a través de la ecuación (2) del MBE

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO A7
Volúmenes de biomasa en miles de toneladas, en base a estimaciones hidroacústicas

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	3 600	3 200	4 100	5 600	6 000	7 600
Merluza de Cola	2 200	2 800	1 950	1 480	1 520	1 520
Anch&sard	4 680	4 125	4 050	3 425	4 250	3 600

Fuente: Subsecretaría de Pesca

CUADRO A8

Cuotas totales de captura permisibles (TAC), en miles de toneladas

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	-	-	1 800	-	1 048	1 285
Merluza de Cola	-	-	-	198	146	115
Anch&sard	-	-	-	-	173	282

Fuente: Subsecretaría de Pesca

CUADRO A9

Sobrecapacidad de producción en miles de toneladas (DEA)

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	-	-	554	1 142 ¹	2 227	2 945
Merluza de Cola	-	-	-	165	322	381
Anch&sard	-	-	-	-	411	565

¹ El cálculo se hizo suponiendo una TAC equivalente al promedio aritmético de los valores para los años 1999 y 2001

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO A10

Sobrecapacidad de producción en miles de toneladas (MBE)

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	-	-	2 279	2 210 ¹	2 588	2 682
Merluza de cola	-	-	-	361	392	638
Anch&sard	-	-	-	-	1 203	1 249

¹ El cálculo se hizo suponiendo una TAC equivalente al promedio aritmético de los valores para los años 1999 y 2001

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO A11

Rangos

Esp	Rango m ³
CAT01	0-199
CAT02	200-399
CAT03	400-599
CAT04	600-799
CAT05	800-999
CAT06	1 000-1 199
CAT07	1 200-1 399
CAT08	1 400-1 599
CAT09	1 600-1 799
CAT10	1 800 o +

3. Evaluación y administración de la capacidad de pesca de acuerdo a criterios de pesca sustentables aplicables a especies anuales: las pesquerías de camarón de Guatemala y Nicaragua como un ejemplo

Nelson M. Ehrhardt

*División de Biología Marina y Pesquerías
Escuela Rosenstiel de Ciencias Marinas y Atmosféricas
Universidad de Miami
4600 Rickenbacker Causeway
Miami, Florida 33149
(nehrhardt@rsmas.miami.edu)*

RESUMEN

Los camarones tropicales se caracterizan por tener ciclos de vida cortos y alta fecundidad, estar sometidos a fuertes intensidades de pesca, poseer una alta demanda y tener una importancia económica considerable. Estas características han dado como resultado que estos recursos se encuentren en plena explotación o sobre explotados. En Nicaragua y Guatemala que constituyen los casos de análisis de este trabajo, se observa que los procesos de administración de las pesquerías de camarones difieren tanto conceptualmente como estratégicamente. En Nicaragua, la administración pesquera apunta a mantener una mortalidad de pesca constante mediante la adopción de cuotas de captura anuales biológicamente aceptables y una regulación de las capacidades de pesca acorde a la disponibilidad de cuotas a niveles de equilibrio económico en las operaciones de las embarcaciones. En Guatemala, la estrategia de administración pesquera se basa en una captura constante que se espera corresponda a la captura máxima sostenible del recurso. Con ello se espera maximizar las capacidades de pesca sin considerar las variaciones naturales de abundancia de los efectivos que pueden ser significativas entre estaciones.

En general se observa que la productividad de los recursos de camarón recibe una mayor influencia de los efectos ambientales que de un impacto de las capacidades de pesca, mientras que estas últimas están limitadas por las economías del sector que recientemente, se han visto afectadas por las bajas en los precios internacionales del camarón, producto de la gran oferta de camarón de acuicultura de países asiáticos, especialmente de Tailandia, Viet Nam y China. Sin embargo, se observa que a altos niveles de explotación existen ineficiencias económicas más que biológicas derivadas de una sobre explotación por crecimiento en la que se producen pérdidas de biomasa al no permitir que los individuos alcancen un mayor tamaño y por tanto un mejor precio por el producto desembarcado. También se observa que las capacidades de pesca históricas han estado controladas por un punto de equilibrio económico de

las operaciones de las flotas. Esto último representa un proceso en el que la carrera por pescar ha aumentado las capacidades de pesca hasta el punto en que el costo de la materia prima (camarón desembarcado) ha alcanzado los límites permisibles por los sistemas económicos globales imperantes que limitan el precio de exportación del camarón hacia los mercados internacionales.

En los dos casos analizados existen problemas de monitoreo, vigilancia y control de las actividades de la pesca de camarón que, en gran medida, han permitido que exista un escape de producto a través de las pesquerías artesanales que compran el producto a las flotas industriales, con el consiguiente impacto económico al sistema productivo. El proceso de control de las capacidades de pesca de las flotas artesanales difiere entre los dos países; Guatemala, mediante una ley de pesca, promueve la pesca artesanal del camarón mientras que Nicaragua controla las capacidades de pesca industrial mediante decretos ministeriales, aún cuando, no controla el acceso de las flotas artesanales a la pesca del camarón.

1. INTRODUCCIÓN

Las especies de camarones peneidos que habitan en zonas someras de la plataforma continental en las zonas tropicales y subtropicales de las Américas, sustentan pesquerías de la más alta importancia económica y social. Una estimación aproximada del valor en muelle o de primera venta de los desembarques de estos camarones en la región considerada, sobrepasa los \$EE.UU. 1 400 millones por año correspondiendo a más de 400 mil toneladas de producto. Estas pesquerías aportan empleos primarios en flotas, muelles, abastecimientos, procesamiento industrial, transporte y otras industrias conexas a varias decenas de miles de personas que habitan en las zonas costeras, las cuales usualmente corresponden a las más deprimidas económicamente. En el área del Istmo Centroamericano, estas especies aportan unos \$EE.UU. 300 millones por año al sector extractivo o de primera venta y forman el principal recurso pesquero de exportación en la toda la región Centroamericana.

Las especies de camarón que se consideran en este estudio tienen ciclos de vida cortos, entre 12 a 18 meses, habitando en zonas de fondos blandos predominantemente fangosos, usualmente asociadas a sistemas deltaicos en la desembocadura de los ríos provenientes de grandes cuencas (Amazonas, Demerara, Orinoco, Magdalena, y Mississippi), en zonas costeras dominadas por sistemas lagunares costeros con presencia conspicua de bosques de mangle, y zonas costeras fangosas o de fondos blandos correspondiendo a la acumulación de sedimentos provenientes del deslave continental. En su gran mayoría, estas especies desovan en aguas exteriores mas profundas de la plataforma continental y posteriormente experimentan una mortalidad terminal. Por medio de una serie de procesos físicos de transporte en las corrientes costeras y también haciendo uso de corrientes de marea combinadas con migraciones nictamerales, las larvas migran hacia zonas de cría en aguas interiores o protegidas en donde se desarrollan hasta alcanzar una edad de tres a cuatro meses, a partir de la cual inician el proceso de maduración que los conducirá a ejecutar la migración de desove y posterior muerte (Ehrhardt *et al.* 2001, Rogers *et al.*, 1993). Con ello, a través de sus cortas historias de vida, las especies experimentan altos niveles de mortalidad natural de orígenes muy diversos.

Una característica propia de estas especies es que su abundancia experimenta grandes cambios estacionales e interanuales además de tendencias cíclicas de más largo plazo, usualmente de orden decadal (Figuras 1, 2 y 3). Dichos cambios están regulados en gran medida por factores del medio ambiente (Ehrhardt y Legault, 1999; Hettler y Chester 1982) aunque los efectos denso-poblacionales son igualmente importantes (Ehrhardt *et al.*, 2001). Combinaciones de salinidad y temperatura juegan papeles preponderantes en el crecimiento de estas especies y por consiguiente instrumentales en superar las etapas iniciales de vida que son críticas para la supervivencia hasta

alcanzar la reproducción (Wyban *et al.*, 1995). En general, la migración de juveniles hacia aguas exteriores se inicia con el advenimiento estacional de las lluvias (Figura 4), sin embargo, el éxito del reclutamiento no está asociado en forma simple con la intensidad de las lluvias sino más bien a un conglomerado de condiciones ambientales que afectan en forma diferencial a cada uno de los estadios de vida (Ehrhardt y Legault, 1999). Las variables ambientales que juegan un papel directo o indirecto sobre el éxito del reclutamiento pueden ser tan variadas como son la intensidad y dirección neta de los vientos, niveles del mar, flujos de mareas, temperaturas, salinidad como función de lluvias y flujos de ríos, etc. Al mismo tiempo, las especies de camarones peneidos forman parte importante de la base de la cadena trófica en los sistemas biológicos tropicales y subtropicales. Esta condición impone sobre las especies, valores muy altos en la tasa de mortalidad natural, la que puede variar entre 1,8 y 3 anualmente. La alta mortalidad natural a que están sometidas las especies las hace poseer tasas de reproducción muy elevadas para así persistir como especies fundamentales en los ecosistemas tropicales costeros.

Con relación a las variaciones de orden decadal que se observan en las abundancias de algunas especies de camarones, aún no se tiene un conocimiento acabado suficiente sobre su origen o causa; sin embargo, lo más probable es que estén asociadas a cambios ambientales globales importantes (White y Downton, 1991). La Figura 5 corresponde al camarón rosado de la Florida, Estados Unidos, en que durante el período 1964-1994 el reclutamiento promedio decadal de cada mes sigue muy aproximadamente el patrón general de un promedio mensual decadal pero del nivel medio del mar en el sur de la Florida. Cambios en el nivel medio del mar influyen sobre los mecanismos de retención de las larvas en el medio físico para que logren llegar a las áreas de cría (Pineda, 1994). Al mismo tiempo los niveles promedio del mar cambiaron como función de la intensidad de los regímenes de vientos en el Océano Atlántico, demostrado por la significativa disminución del Índice de Verano de la Oscilación del Atlántico Norte (Figura 6) durante el mismo período (1964-1994).

Las características de las dinámicas poblacionales descritas anteriormente hacen que las especies de camarones tropicales posean una alta tasa de renovación poblacional, lo cual a su vez define una alta tasa de respuesta de los efectivos a la explotación. Lo anterior tiene un impacto significativo sobre la intensidad de pesca que estos recursos son capaces de soportar.

El desarrollo histórico de las pesquerías de camarones tropicales en las Américas, data desde fines de la década de 1950, pero exhibe una tendencia de crecimiento en flotas y en esfuerzo pesquero que se hace efectivo a partir de principios de la década de 1960, cuando los mercados internacionales, principalmente aquellos de los Estados Unidos y Japón, comenzaron a incrementar notablemente su demanda por productos derivados del camarón. Desde entonces las pesquerías de camarón americanas han sufrido cambios muy significativos que van desde pesquerías que inicialmente se caracterizaron fundamentalmente por ser internacionales, por la participación de flotas multinacionales que operaban por fuera de las 6 millas náuticas de los mares territoriales de los países, a pesquerías que pasaron a ser nacionales con la adopción generalizada de las 200 millas de las Zonas Económicas Exclusivas a partir de mediados de la década de 1970. Con ello, flotas internacionales fueron nacionalizadas en diferentes países y bajo diferentes arreglos comerciales que imprimieron características particulares a cada una de estas flotas y pesquerías. De forma usual estas flotas pasaron a formar parte integral de las empresas locales procesadoras de camarón en que la gestión económica de las flotas está ligada al costo de la materia prima que las plantas designan de acuerdo a los márgenes esperados de las exportaciones. Como ejemplo, la Figura 7, muestra la progresión histórica de la flota internacional que operó sobre la plataforma continental comprendida entre Guyana y Brasil con base en Georgetown, Guyana. En ella se aprecia el desarrollo inicial de la flota a partir de 1960 pero que

desde 1977 comienza a reorganizarse hasta alcanzar un tamaño estabilizado de una flota nacional guyanesa que opera desde entonces exclusivamente dentro de los límites nacionales de Guyana. En general, existe una carrera muy marcada por pescar camarón dentro de las demarcaciones geopolíticas de cada flota y nación, lo que ha llevado a una sobre capitalización muy notable en las flotas, denotando con ello una competencia significativa por parte de las empresas locales por asegurar una materia prima relativamente finita ante la excesiva demanda de los productos de camarón en los mercados internacionales.

Al proceso de libre acceso histórico que se ha observado en estas pesquerías, se agrega la usual falta de monitoreo, vigilancia y control (MVC) sobre las licencias y los permisos de pesca de camarón. Esto se debe en parte a una falta de deseo o de entendimiento político de administrar recursos que en realidad son propiedad de los Estados. Con ello los gobiernos decretan gestiones de administración pero existe una capacidad casi nula de control sobre la implementación de las medidas de administración adoptadas. Por otra parte, debido a la importancia económica y social que estos recursos representan para los países en vías de desarrollo, ha hecho que cualquier regulación destinada a reducir la capacidades de pesca sea recibida con una reacción negativa por parte de los usuarios y preventiva por los gobiernos ante las implicaciones políticas que tales reducciones puedan significar en el orden político-social debido a la disminución de empleos que una reducción en capacidad de pesca necesariamente trae consigo. Lo anterior ha dado como resultado una sobre capacidad de pesca generalizada que ha resultado en grandes ineficiencias económicas en el uso del recurso, hasta un proceso de sobre explotación por crecimiento en la mayoría de los casos y una sobre pesca por reclutamiento en otros.

Por otra parte, los valores diferenciales pagados por los camarones desembarcados tienden a favorecer a aquellos de mayor tamaño, consecuentemente existe una oportunidad potencial de maximizar u optimizar el valor de las pesquerías mediante la explotación de aquellos tamaños que mas contribuyen a la economía de los sistemas de producción. Sin embargo, los esquemas de acceso generalmente no controlado, y en muchos casos desmedido, del esfuerzo de pesca artesanal ha dado como resultado una sobre capacidad de pesca artesanal en las zonas mas someras impactando los tamaños mas pequeños de la población explotable de camarones con la consiguiente pérdida de rendimiento económico y de utilidad por recluta de estos recursos. Por estas razones, algunas de las pesquerías de camarones tropicales han sido administradas con una visión que ha consistido en evitar la sobre pesca por crecimiento de forma tal que se permita el escape de los tamaños menores para que así crezcan y con ello se optimice el valor de las capturas a futuro.

Las estrategias destinadas a optimizar las capturas según los tamaños comerciales mayores consisten en evitar que las intensidades de las operaciones de pesca ocurran durante las épocas de mayor reclutamiento de juveniles a los bancos de pesca utilizando para ello vedas o la definición de áreas cerradas a las operaciones de pesca. Sin embargo, a partir de la década de 1980 se observó a través de toda la región una notable artesanalización de las operaciones pesqueras del camarón. Esto ha consistido en un proceso muy complejo dentro del marco del libre acceso sin que haya existido una posibilidad tangible de control. Esto ha permitido que cada día más pescadores artesanales se incorporen al proceso de captura de las especies en aguas someras, y por tanto de tamaños mas pequeños dentro de las categorías comerciales, con una gran variedad de sistemas de pesca. Por otra parte, es bien conocido que los compradores artesanales de camarón adquieren el producto directamente desde los barcos pesqueros industriales, en un proceso ilegal que tiene grandes magnitudes y, que en algunos países de las Américas, ha causado un impacto económico en las operaciones de las flotas industriales por pérdidas de captura antes de realizar el desembarque. Este proceso de traspaso de captura en alta mar ha creado el casi colapso económico de algunas flotas

industriales o ha encarecido el costo de la materia prima procesada por los dueños de las flotas industriales.

Las flotas industriales operan redes de arrastre de fondo en diversas disposiciones las que pueden, según el tamaño de la embarcación y las características de los bancos de pesca, variar de dos a seis en número. Esta modalidad de pesca crea un impacto total sobre la fauna existente en los bancos de pesca y uno de los problemas más agudos que existe en la actualidad es la captura incidental de juveniles de peces, tortugas marinas, mamíferos marinos, etc., en las regiones en que operan estas flotas. Ortiz *et al.* (2000) han estimado que en la pesquería de camarón en el Golfo de México y costa Sur-Este de Estados Unidos se capturan, en forma incidental, aproximadamente 450 000 toneladas métricas de juveniles de peces. Entre estos se encuentra un estimado de 17 500 millones de juveniles de corvinas capturadas anualmente, especies que en forma adulta consumen camarón como parte de sus dietas. Con ello se concluye, que las pesquerías de camarón han agotado en gran medida la existencia de depredadores naturales del camarón y, como consecuencia los patrones naturales de producción de estas especies deben haber aumentado considerablemente ante la disminución de la mortalidad natural de los camarones por la disminución de la depredación.

Desde un punto de vista institucional, las pesquerías de camarón en la región que cubre este estudio están reguladas por decretos ministeriales en muchos países y por leyes de pesca en otros tantos. Los sistemas de administración pesquera basados en decretos ministeriales han probado ser jurídicamente débiles en cuanto a la consecución de una optimización ya sea biológica, económica o social de los recursos camaroneros ya que dichos decretos ministeriales están sujetos a cambios repentinos y arbitrarios, según sea la conveniencia de orden político o económico del gobierno en gestión. Con ello, en muchas ocasiones se prescinde de nociones hasta obvias sobre las estrategias de ordenación pesquera que optimizarían los procesos de producción.

En las secciones siguientes se analiza la situación de las capacidades de pesca en las pesquerías de camarones de Nicaragua y de Guatemala, utilizando resultados obtenidos de trabajos realizados por el autor en dichos países.

2. EL PROBLEMA DE LA EXCESIVA CAPACIDAD DE ESFUERZO DE PESCA EN LAS PESQUERÍAS DE CAMARONES: LOS CASOS DE GUATEMALA Y NICARAGUA COMO EJEMPLOS

Las condiciones de desarrollo histórico de las pesquerías de camarón en Guatemala y en Nicaragua difieren substancialmente, aunque los mercados a que tienen acceso ambas pesquerías es fundamentalmente el de los Estados Unidos con algunas alternativas de productos introducidos en los mercados de la Unión Europea y Japón. Las razones para estas diferencias son consecuencia de cambios políticos considerables, la mayoría de ellos derivados de largos conflictos armados dentro de cada nación lo cual llevó a que las industrias camaroneras se adaptaran a las oportunidades disponibles dentro de las condiciones políticas y económicas imperantes. En el caso específico de Nicaragua, se pasó de una economía de propiedad privada con características autocráticas hasta fines de los años de 1970 en que la industria camaronera alcanzó su máximo desarrollo, a una economía centralizada durante la década de 1980 en que una gran fracción de las flotas camaroneras abandonaron el país, y luego a una economía de propiedad privada pluralista a partir de 1990 en que las flotas y las plantas de procesamiento se han vuelto a desarrollar a su máxima capacidad. En el caso de Guatemala la industria camaronera ha sido ejercida fundamentalmente por un consorcio industrial mixto que ha contribuido históricamente entre un 70 por ciento y un 90 por ciento de la flota industrial desde mediados de los años de 1960, y con participación de otros grupos menores a partir de fines de los años de 1970. A pesar de una guerra civil que se extendió por casi cuatro décadas, y de la alternancia de gobiernos militares y democráticos que influyeron sobre

las condiciones económicas y sociales imperantes, la industria camaronera guatemalteca alcanzó un estado de pleno desarrollo desde su temprano inicio.

2.1 Nicaragua

En Nicaragua las pesquerías de camarón están ubicadas en el Océano Pacífico y en el Mar Caribe y las flotas que participan en estas pesquerías son artesanales e industriales, no pudiendo participar las flotas en ambos litorales debido a que los cupos de pesca dentro de las licencias de pesca son exclusivos de acuerdo a litorales. Tres especies de camarón se explotan en el Mar Caribe (Cuadro 1) de las cuales el camarón rojo es de una importancia muy significativa seguida del camarón blanco. En el litoral Pacífico de Nicaragua se desarrolla una pesquería de camarones basada en seis especies (Cuadro 1) las cuales, por su importancia comercial y abundancia en las capturas se pueden categorizar en camarones rojo, blanco y café. Esta última pesquería está muy influida por los grandes cambios en abundancia que experimentan las especies debido a los cambios ambientales generados por procesos ENOS (El Niño - Oscilación del Sur). En efecto, las respuestas de los efectivos de camarón a dicho proceso atmosférico/oceánico han sido diversas pero fundamentalmente han consistido en una disminución significativa de las abundancias, y por ende de las capturas, durante el mismo año ENOS. Sin embargo, en los años siguientes a dichos procesos se ha observado un incremento muy significativo de las abundancias y capturas. En la Figura 8 se muestra la abundancia y captura mensual de todas las especies combinadas de camarón que contribuyen a la pesquería del Litoral Pacífico nicaragüense (Ehrhardt *et al.*, 2000). En la misma se aprecian los incrementos de la abundancia en 1966 como consecuencia del proceso ENOS de 1965, en 1984 y 1985 como resultado del gran fenómeno ENOS de 1982-1983, en 1988 asociado con el año ENOS 1987, un aumento sostenido entre 1994-1996 como consecuencia de los años ENOS 1991-1993 y finalmente en 1999 como consecuencia del conspicuo proceso ENOS observado en 1997 y 1998. Por otra parte, los cambios estacionales e interanuales en abundancia y capturas observados con el principal recurso camaronero del litoral Caribe de Nicaragua (Figura 1) indican una mayor estabilidad en la producción anual y un nivel de abundancia muy superior a aquel observado en el litoral Pacífico.

Bajo las condiciones usuales de alta variabilidad en la abundancia estacional e interanual de las especies de camarón disponibles a las flotas nicaragüenses, se hace difícil pensar que pueda existir un proceso económico viable para mantener una alta capacidad de pesca que permanece ociosa durante los largos períodos de bajas abundancias en algunas de estas pesquerías. Por otro lado, en la Figura 9 se observa el proceso histórico de participación de barcos en las pesquerías nicaragüenses. En ella se puede observar que las flotas alcanzaron su máximo desarrollo hacia mediados de la década de 1970. Aquellos niveles de flotas parecen haber sobrepasado la capacidad de pesca necesaria para hacer un uso eficiente de los recursos debido a que los desembarques de todas las especies de camarones en el Litoral Caribe aparecen estabilizadas después de sobrepasar los 60 barcos operando en la pesquería (Figura 10), mientras que en el caso del Pacífico (Figura 11) existe una mucho mayor variabilidad en las capturas por razón de los cambios notables en abundancia estacional, pero a pesar de ello se infiere que para tamaños de flota mas allá de las 15 embarcaciones pareciera que los desembarques varían grandemente sin una tendencia.

La situación contemporánea de las capacidades de pesca es que el número de embarcaciones que operan en ambas pesquerías parecen estabilizadas a un nivel correspondiente al máximo histórico en Litoral Pacífico, mientras que en el Caribe el número de embarcaciones que participan activamente en la pesquería es considerablemente menor que aquel del pleno apogeo de la pesquería. El gobierno de Nicaragua, tiene registrado que en el 2003 existen 73 cupos de pesca (un cupo = una embarcación) otorgados; sin embargo, sólo se están utilizando alrededor

de 69 embarcaciones, mientras que en el litoral Pacífico existen 20 cupos y un número similar de embarcaciones operando activamente.

De lo anterior se desprende que las flotas industriales se han expandido hasta cuando la captura estacional por barco justifica su operación lo cual se demuestra en la Figura 12 en que las flotas del Caribe de Nicaragua en el período de 20 años entre 1980 y 2000 tuvieron rendimientos anuales predominantemente entre 60 y 70 mil libras de colas por año por barco, con un promedio de 65 125 libras de colas, mientras que para el mismo período pero en el Litoral Pacífico dichos desembarques oscilaron entre 40 y 60 mil libras de colas con un promedio de 55 664 libras de colas. Los guarismos anteriores se consideran como valores límites operacionales que se muestran relativamente estables en la historia contemporánea de estas dos pesquerías a pesar de los grandes cambios en tamaños de las flotas y en las abundancias de los recursos contemplados. Por otro lado, las flotas operaron un promedio de 240 días de pesca por año y el costo promedio por día de pesca estimado por el Centro de Investigaciones Pesqueras y Acuícolas (CIPA/ADPESCA/MIFIC) de Nicaragua para la temporada de pesca 2000-2001 asciende a \$EE.UU. 536. Con esto se infiere que el costo total de operación por barco por año llegó a \$EE.UU.128 640 y, por tanto, el costo por libra de cola desembarcada sería de \$EE.UU. 1,98 en el Caribe y \$EE.UU. 2,31 en el Litoral Pacífico lo cual coincide muy aproximadamente con el rango de precios promedio de \$EE.UU. 2-\$EE.UU. 2,78 pagado en muelle por producto desembarcado en la estación de pesca 2000 - 2001.

Un aspecto interesante a notar es que en Nicaragua por sobre el 60 por ciento de los barcos de la flota industrial pertenecen a armadores/exportadores que deben contratar el procesamiento del producto, mientras que las plantas de procesamiento tienen diferentes arreglos con los armadores, poseen en algunos casos algunos barcos industriales y en gran proporción fomentan el acopio de camarones desde las pesquerías artesanales. Se puede resumir entonces que las flotas industriales nicaragüenses trabajan en base a economías que más bien se identifican con un punto de equilibrio económico y que por tanto la industria considera el costo por día de pesca como el costo directo aplicable a la materia prima y no espera una renta de las operaciones de la flota que poseen. De esta forma pareciera que el tamaño de las flotas se incrementa de forma competitiva hasta que el valor de las tasas de captura por barco disminuya hasta alcanzar los costos que significa operar un barco por día de pesca. Lo anterior pareciera importante como estrategia operacional del subsector extractivo si se considera que la rentabilidad del recurso se establece a los niveles de exportación del producto procesado. Por tanto un elemento fundamental que limita el esfuerzo de pesca es el precio máximo que puede ser pagado por el camarón desembarcado dadas las condiciones de precios de exportación y tasas de captura competitivas con otras embarcaciones en las flotas locales.

Un aspecto importante en las operaciones de pesca de camarón es la competencia creada por las flotas artesanales. En el Litoral del Caribe existen 2 861 pescadores artesanales dedicados exclusivamente a la pesca de camarón, y 703 en el Litoral Pacífico (Cisneros *et al.*, 2002). Estos pescadores tienen muy diversos arreglos para la entrega y comercialización de sus productos pudiendo algunos estar directamente asociados a centros de acopio que llevan el producto a las plantas procesadoras que especialmente no posean embarcaciones industriales, otros entregan el producto a acopiadores quienes lo comercializan directamente a restaurantes y consumidores, mientras otros por localización geográfica relativa a las plantas procesadoras entregan el producto directamente a éstas. La problemática mayor que trae consigo el aumento de las capturas artesanales, es que éstas están conformadas por camarones de un tamaño menor que en las pesquerías industriales lo que da como resultado un agotamiento prematuro de las biomásas poblacionales de camarón que podrían estar disponibles secuencialmente con un valor mayor cuando son capturados por las flotas industriales.

En general, el proceso de artesanalización de las pesquerías de camarón en Nicaragua es el resultado de un proceso económico y social complejo en que la falta de empleo o de

oportunidades de mejores empleos en las regiones costeras ha llevado a que se desarrollen las pesquerías artesanales sin una planificación apropiada, y sin una posibilidad real de mantener las capacidades de pesca bajo control mediante la vigilancia y el control de los derechos adquiridos desde el Estado para el acceso a los recursos pesqueros. En este sentido cualquier persona que desee entrar a la pesca artesanal solo debe inscribirse en los registros nacionales, si es que lo desea, no habiendo restricciones a su entrada a la pesquería. Este aspecto contrasta significativamente con el congelamiento de cupos que existe para las flotas industriales desde fines de los años de 1990.

Por otra parte, la venta ilegal de camarón a pescadores artesanales por parte de las tripulaciones de las flotas industriales sigue siendo un problema significativo al que no se le vislumbra una solución simple por las ramificaciones económicas y sociales que esta actividad ha adquirido. Dichas ramificaciones se refiere tanto entre los pescadores artesanales que compran el producto como entre los pescadores industriales que venden el producto y las plantas procesadoras que carecen de flotas que compran este producto. La ausencia de una Ley de Pesca hasta mayo del 2004 que regulara y enmarcara los procesos de control de capacidad de pesca en Nicaragua fue, tal vez, el problema más significativo que no permitió un arreglo de ordenamiento económico y social en estas pesquerías. Por otro lado, la ausencia de financiamientos por parte del Gobierno para fiscalizar los procesos de pesca, enunciados mas arriba, ha hecho que el recurso camarón no este siendo aprovechado a los niveles que pudieran generar mejores rendimientos económicos que los actuales. Sin embargo, este tema tiene profundas ramificaciones cuando se considera que de acuerdo con el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de Nicaragua (INEC) (<http://www.inec.gob.ni>) el nivel de desempleo en la regiones rurales de Nicaragua es por sobre el 60 por ciento y en donde los salarios promedios mensuales en las zonas rurales de la costa Atlántica (Caribe) varía entre 11 y 18 dólares EE.UU. mensuales per capita (INEC, op cit.) mientras que en las zonas rurales del Litoral Pacífico varía entre 12 y 19 dólares EE.UU. mensuales per capita. En estas condiciones, la pesca artesanal ofrece oportunidades netas para los niveles de extrema pobreza que se observa en estas regiones y mas aún teniendo las oportunidades de economías de pequeña escala que se observa en las organizaciones de pescadores artesanales en Nicaragua. Así por ejemplo, Cisneros, *et al.* (2002) menciona que los ingresos per capita en todas las pesquerías artesanales (peces y camarones) es de 269 y 149 dólares EE.UU./mes en los litorales Caribe y Pacífico, respectivamente. De ello se infiere que los ingresos de los pescadores artesanales de camarón debería duplicar dichas cifras per capita debido al mayor precio pagado por el camarón desembarcado relativo a peces y moluscos (Cisneros *et al.*, 2002). De esta forma, las pesquerías artesanales del camarón ofrecen oportunidades inigualables de trabajo cuando existe un desempleo rural galopante y no existen controles estrictos sobre las regulaciones pesqueras pertinentes a limitar el acceso a las pesquerías artesanales. En resumen, la sobre capacidad de las pesquerías artesanales del camarón en Nicaragua se identifica con un libre acceso y una falta de control de la administración pesquera ante la fuerte presión política creada por los cada vez mas grandes grupos de pescadores en las regiones mas desvalidas económicamente, y a un enmarañamiento de la industria procesadora que maquila la producción de los armadores y, a la vez, compra directa o indirectamente productos al pescador artesanal. La alta demanda por producto en las procesadoras contribuye significativamente al proceso de artesanalización. La falta de marco de referencia de una autoridad que administre los recursos pesqueros de una forma eficiente y de desarrollo armónico considerando procesos sostenibles a mas largo plazo, sean tal vez los puntos mas críticos que han generado la desorganización reinante en las pesquerías del más alto nivel económico en la nación.

2.2 Guatemala

En Guatemala, los camarones blanco, azul, rojo, café y chacalín (Cuadro 1) tienen importancias relativas de orden diverso en los desembarques, habiendo sido las capturas de chacalín y camarón blanco las más significativas seguidos por el camarón café con anterioridad al gran fenómeno ENOS de 1997-1998. El de menor importancia de acuerdo a las estadísticas de desembarques disponibles es el camarón azul, el cual sólo se encuentra disponible a la pesquería en los estadios de mayor tamaño. Con el colapso del recurso chacalín después del proceso ENOS 1997-1998, la pesquería de camarones en Guatemala sufrió una virtual paralización de varios años.

Con anterioridad a la Ley de Pesca de Guatemala aprobada en noviembre del 2002, los recursos camaroneros estaban reservados a las flotas industriales, aspecto que fue debatido intensamente por los pescadores artesanales y otros intereses privados. A pesar de aquella disposición, una encuesta de las pesquerías en Guatemala realizada a fines de los años 1990 por la entonces DITEPESCA (ahora UNIPESCA) dependiente del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación (MAGA) dio como resultado que los pescadores artesanales desembarcaban aproximadamente 1,6 millones de libras de camarón anualmente, lo cual implicaba que las pesquerías ilegales artesanales de camarón generaban un gran porcentaje de los desembarques anuales de camarón. Con la ratificación de la nueva Ley de Pesca, se establece en su Artículo 51 que la pesca comercial de pequeña escala (con embarcaciones de 1 a 1,99 toneladas de registro neto) tiene derecho a la captura de peces, crustáceos y moluscos. Esta autorización se hace a través de Permisos o Licencias por medio de la autoridad rectora (MAGA), previo dictamen técnico de la Autoridad Competente (UNIPESCA). Con ello abre las posibilidades de pescar legalmente camarón a las embarcaciones que dominan los tamaños utilizados por los pescadores artesanales. De esta manera, en forma similar a aquella observada en Nicaragua, tanto flotas industriales como artesanales tienen acceso a los recursos de camarón.

En la Figura 13 se muestra la tendencia histórica del desarrollo de la flota industrial camaronera de Guatemala (Ehrhardt, 1999a). El tamaño de la flota se mantuvo relativamente constante entre los años 1970 y 1983 cuando el nivel de embarcaciones en operación efectiva varió sin una tendencia significativa entre 27 y 33 barcos. Sin embargo, comenzando en 1984 y hasta 1989, la flota aumentó considerablemente alcanzando un nuevo nivel promedio de 62 embarcaciones operando pero se reduce por el retiro de una fracción de la flota en 1990 pero desde entonces se inicia una nueva tendencia al aumento en el número de embarcaciones hasta 1996 cuando flota alcanzó las 77 embarcaciones en operación.

El proceso de incremento en los tamaños de la flota camaronera parece haber impactado las modalidades operacionales de la flota, ya que como se observa en la Figura 14 el número de días por viaje de pesca por mes sigue una tendencia decreciente a medida que aumentó el número de barcos operando efectivamente por mes (Ehrhardt *et al.*, 1999b). Este proceso de reducción de la duración de los viajes permitió que aumentara el número de viajes realizados por las embarcaciones cada mes. Esto se observa en la Figura 15 en que se muestra la tendencia creciente del número de viajes mensuales realizados por embarcación a medida que aumenta el número de éstas operando por mes. Como consecuencia de estos cambios operacionales, el número promedio total de días operados mensualmente por barco se ha mantenido lo cual implica que el tiempo efectivo de pesca ha disminuido puesto que el tiempo de navegación entre puertos-caladeros-puerto ha aumentado con el aumento del número de viajes. Con ello se tiene que el total de viajes de pesca por mes empleados en la pesquería no aumentaron en forma proporcional directa a los incrementos de la flota.

De los procesos anteriores se debería esperar que los costos operacionales por peso capturado de camarones se incrementaran, ya que existe un costo fijo de navegación entre caladeros y puerto que es superior a medida que aumenta el número de viajes

mensuales por embarcación, costos que no están justificados con un aumento de las capturas ya que éstas están siendo cada vez más afectadas por la disminución del promedio del número de días efectivos de pesca que cada embarcación emplea en promedio a medida que aumentó el número de las mismas.

La producción anual por barco disminuyó en un 66 por ciento cuando la flota aumentó de 30 embarcaciones a 77 (Figura 16) y los rendimientos por embarcación promediaron las 88 969 libras-cola en el período cuando la flota varió entre 55 y 77 barcos (1992-1996 en la Figura 13). De acuerdo a Ehrhardt (1999a) el costo promedio anual por barco para el período 1992-1996 fué de \$EE.UU. 133 656 y el precio promedio pagado por libra de camarón desembarcado en esa época y sin distinción de especies fué de \$EE.UU. 1,46. Si este precio promedio se aplica a las capturas promedio anuales desembarcadas por barco se tiene que cada barco en promedio obtuvo \$EE.UU. 129 845 por año el cual está ligeramente por debajo del costo de operación por barco por año. Esto sería una indicación que las flotas industriales camaroneras en Guatemala se incrementaron en número hasta cuando las capturas promedio por barco generaron ganancias que eran compatibles con los costos de operación. Aunque lo anterior es similar a lo observado en el caso de Nicaragua en que las flotas industriales tienden a trabajar en un esquema de equilibrio bio-económico bajo un sistema de libre acceso, la diferencia reside en que las flotas camaroneras en Guatemala están casi en su totalidad integradas a plantas de procesamiento.

En la actualidad no existe en Guatemala información suficiente para analizar las condiciones de producción anual ni índices económicos que sean aplicables a las pesquerías artesanales, pero ciertamente que éstas se desarrollarán bajo el nuevo esquema jurídico de libre acceso y se crearán arreglos que facilitarán el procesamiento de la materia prima generada por estas pesquerías. Consecuentemente, la capacidad irrestricta de pesca de las pesquerías artesanales en Guatemala llegará a tener las mismas consideraciones de ordenamiento que aquéllas en Nicaragua.

3 METODOLOGÍA

Las metodologías para la determinación y análisis de la capacidad pesquera dependen en gran medida de las estrategias adoptadas por los países para ordenar y administrar sus pesquerías. Así por ejemplo en el caso de Nicaragua, se ha adoptado para el camarón cuotas anuales de pesca basadas en una proyección de las capturas futuras basándose en el criterio de mantener una mortalidad de pesca constante. El nivel de mortalidad de pesca constante adoptado en Nicaragua fué uno conservativo identificado como $F_{0.10}$ (o la mortalidad de pesca correspondiente a la pendiente sobre la curva de rendimiento por recluta que es el 10 por ciento de la misma pendiente pero en el origen de dicha curva). A las cuotas definidas bajo esta estrategia se les denominan capturas biológicamente aceptables porque varían estacionalmente en proporción a los niveles de abundancia disponible de los recursos y corresponden al nivel estratégico de mortalidad de pesca elegido para la administración de la pesquería. En la Figura 17, se muestra el proceso para la adopción de cuotas anuales que son biológicamente aceptables. El algoritmo de cálculo que se ha adoptado para estimar las abundancias estacionales y las mortalidades de pesca de las especies de camarón es aquel desarrollado por Ehrhardt y Legault (1996) que consiste en un análisis mensual de cohortes por tallas calibrado según valores de mortalidades totales mensuales obtenidas desde la aplicación previa de una curva de pesca por tallas. Los valores de abundancia promedio y mortalidad de pesca efectiva de cada grupo de talla estimada por el método anterior se utilizan para proyectar hacia adelante las abundancias esperadas en cada mes de la próxima temporada de pesca en que se desea aplicar la cuota. Para el reclutamiento proyectado se ha utilizado el promedio de los últimos reclutamientos pero también se ha utilizado una función desovante - recluta con parámetros ambientales para determinar el reclutamiento futuro. Con las abundancias promedio y el reclutamiento así proyectados se determina

la cuota anual de pesca según una aplicación directa de la ecuación de captura en donde los valores de mortalidad de pesca son aquellos de la mortalidad de referencia adoptada ($F_{0.10}$). Esto es

$$C = \sum_{l=1}^n w_l \times N_l \times \left[\frac{E_l * F_{0.10}}{E_l * F_{0.10} + M} \right] [1 - \exp(-(E_l * F_{0.10} + M))]$$

donde C es la cuota anual, w_l es el peso promedio de los individuos en la clase de talla l , N_l es la abundancia de la clase de talla l , y M es la tasa de mortalidad natural mensual. La variable E_l se define como el factor de explotación de la clase de talla l que depende de la selectividad y disponibilidad de las especies al sistema de pesca. En el caso actual, E se define como función de la mortalidad de pesca F_l relativa a la mortalidad de pesca máxima de alguna talla l (F_{MAX}):

$$E_l = \frac{F_l}{F_{MAX}}$$

En la Figura 17 se observa que una vez que las cuotas anuales hayan sido definidas de acuerdo al objetivo de administración pesquera adoptado, las mismas se deben distribuir de acuerdo a algún criterio bio-económico para el dimensionamiento de la flota. En este sentido, en Nicaragua se ha adoptado que el número de embarcaciones industriales deba corresponder a aquel en que el valor de la captura (como fracción de la cuota anual) por barco sea equivalente al costo de operación anual por barco; es decir, se ha adoptado una estrategia de punto de equilibrio bio-económico para definir las capacidades de pesca aplicables a las pesquerías de camarón. Con ello se auspicia un régimen de mayor empleo en detrimento de una mayor rentabilidad a nivel de flotas y de la pesquería en general. Un aspecto fundamental en el proceso anterior es la falta de consideración de los mecanismos de distribución de la cuota biológicamente aceptable en el componente artesanal del sistema. Con ello se estima se pudiera estar sobre estimando considerablemente la capacidad de pesca en la pesquería de camarones de Nicaragua.

En el caso de Guatemala no existe un proceso de evaluación de recursos tal como el que se requiere para la determinación de las cuotas anuales biológicamente aceptables que se utiliza en Nicaragua (Figura 17). El Gobierno, sin embargo, ha establecido como estrategia de explotación la capacidad de pesca que corresponda con la máxima producción sostenible de los recursos pesqueros, incluyendo al camarón. Esto es, una estrategia de captura constante a los máximos niveles observados en la pesquería. Esta estrategia difiere grandemente de aquella de capturas biológicamente aceptables bajo un esquema de mortalidad de pesca constante puesto que no tiene un criterio de sostenibilidad de largo plazo. Esto se debe a que las capturas máximas sostenibles de los camarones se obtienen con información que usualmente corresponde a aquellas épocas en que la abundancia de las especies fué máxima, la cual se dio bajo una serie de condiciones ambientales que influyeron positivamente sobre el reclutamiento. Si estas condiciones no se repiten a menudo, entonces las capturas máximas sostenibles no se repetirán con tanta frecuencia y como tal no son función de la capacidad de pesca que se define como óptima en un modelo de producción tradicional y que solo existió al momento de realizarse las capturas máximas sin tener en consideración las fluctuaciones de abundancia como función de las fluctuaciones del ambiente. La problemática fundamental con tal aproximación para la administración pesquera es que los recursos pueden ser conducidos fácilmente a una sobre explotación y hasta un posible colapso de la pesquería. Lo anterior, en un intento de capturar niveles equivalentes al máximo histórico con el tamaño de una flota predeterminada para esos niveles de producción,

solo bastarán varios años consecutivos de bajo reclutamiento para crear una situación de altas tasas de mortalidad de pesca. Bajo estas condiciones, la medida de mortalidad de pesca será siempre la razón entre las capturas máximas que se trataron de desembarcar y la abundancia promedio de los recursos, que en la temporada de pesca pueden ser mucho mas bajas que aquellas que generaran las capturas máximas observadas.

De esta forma, en el caso de Guatemala se utilizan las metodologías tradicionales de determinación bio-económica de los niveles de esfuerzo bajo condiciones de equilibrio poblacional con algún modelo de producción multi-específico, que conjuntamente aglomera la productividad de todas las especies de camarón. El proceso metodológico se muestra en la Figura 18. Históricamente se reconoce que la industria pesquera en Guatemala no fue regulada para prevenir la incorporación de un exceso de esfuerzo pesquero (en la forma de número de barcos, días de pesca, etc.) y bajo dicha condición los desembarques tendieron a un punto de equilibrio que corresponde a un nivel de flota donde el valor de la captura igualó al costo incurrido para obtener dicha captura. Este punto se le reconoce en el Diagrama A de la Figura 18 como el punto de Equilibrio en una pesquería de Acceso Abierto (EAA). El nivel de tamaño de flota con que se consigue el punto EAA produce un nivel de captura que puede estar significativamente por debajo del nivel de la Captura Máxima Sostenible (CMS) que desea el Gobierno de Guatemala, como objetivo de la administración pesquera.

Por otra parte, la función de producción biológica de largo plazo, también reconocida como la curva de producción sostenible, representa la capacidad biológica que tiene un stock de generar biomasa excedente. Esta biomasa excedente es función de las características del crecimiento, mortalidad natural y el reclutamiento de nuevos individuos de las especies explotadas, sin embargo en el caso de la pesquería de camarón de Guatemala, dicha curva de producción representa en realidad el conglomerado de especies que explota conjuntamente y por tanto es una curva con una dinámica difícil de definir. El modelo más simple que expresa la dinámica de producción excedente de un stock fué desarrollada por Schaefer (1957), y es el procedimiento básico que, siguiendo la estrategia de administración pesquera en Guatemala, será utilizado en este estudio para dimensionar bio-económicamente los niveles de capacidad de pesca que deberían utilizarse en la pesquería de camarón Guatemalteca. En dicho modelo se expresa que la captura en equilibrio de un stock aumenta a medida que el esfuerzo de pesca (E) aumenta, llegando hasta un máximo (CMS) a un nivel de esfuerzo que se define como E^{CMS} después del cual las capturas disminuyen como consecuencia de una disminución notable de la abundancia poblacional que afecta la capacidad del stock de reponer la biomasa pescada.

La curva de producción de excedentes de biomasa, o desembarques en equilibrio (C), es una de forma parabólica con relación a la capacidad de pesca dada por

$$C = \alpha E - \beta E^2$$

Ya que el objetivo de la administración pesquera es el de mantener el esfuerzo de pesca (número de barcos) a un nivel tal que se generen las máximas capturas sostenibles entonces se evaluará cual es ese nivel mediante la estimación de la posición del punto sobre la curva de producción en que una tangente al mismo punto tiene pendiente cero. Esto último puede expresarse matemáticamente como la derivativa de la captura C con referencia al esfuerzo de pesca E en la función parabólica de producción sostenible anterior y luego haciendo dicho resultado igual a cero. Matemáticamente esto se expresa como

$$\frac{dC}{dE} = 0$$

La derivativa resulta ser

$$\alpha - 2\beta E = 0$$

de donde se obtiene que el esfuerzo correspondiente a las capturas máximas sostenibles (CMS) es

$$E^{CMS} = \frac{\alpha}{2\beta}$$

y la captura máxima sostenible es

$$C^{CMS} = \frac{\alpha^2}{4\beta}$$

Por definición acceso abierto implica ausencia de control por parte del gobierno sobre los derechos de propiedad y acceso a los recursos sin el cual no puede restringir su uso de alguna forma predeterminada con el propósito de optimizar la explotación y aprovechamiento de los mismos. En estas pesquerías, por ser el recurso una propiedad común y abierta a los usuarios, la pesquería se expandirá mientras exista la posibilidad potencial de obtener ganancias de las operaciones pesqueras. Al no contar con restricciones al esfuerzo, los niveles de esfuerzo se incrementarán hasta un punto en que los costos de la pesca sean iguales a las ganancias que se obtienen por el producto desembarcado. Lo anterior se muestra en el Diagrama A de la Figura 18 en que la curva de producción de excedentes o de capturas sostenibles que se definiera en el párrafo anterior se define ahora como la curva de valor total (VT) sostenible puesto que simplemente se basa en el producto del valor promedio unitario (p) de las capturas veces las capturas sostenibles correspondientes ($\alpha E - \beta E^2$) a cada nivel de esfuerzo (E). El punto de equilibrio de acceso abierto es aquel definido como EAA en el Diagrama A de la Figura 18 y que genera un valor VT^* con un costo CT^* similar al valor VT^* , los cuales se obtienen mediante la implementación de un esfuerzo definido como E^{EAA} .

Cabe destacar que el costo total de las operaciones necesarias para generar una captura sostenible se calcula mediante la ecuación dada por

$$CT = wE$$

en donde w es el costo promedio de cada unidad de esfuerzo en un año. Dado que la unidad de esfuerzo es número de barcos, entonces w se definirá como el costo promedio de operar un barco durante un año. Puesto que en el diagrama se necesita tener información de las capturas y el esfuerzo que se requirió para realizarlas en cada período de tiempo considerado, entonces se requiere que los costos promedio hayan sido corregidos por las depreciaciones de las monedas locales con referencia al Dólar y así como también de los efectos de la inflación y pérdida del poder comprador del Dólar. De esta forma el costo promedio corresponde al período de la serie histórica de datos sobre captura y esfuerzo que se utiliza en los análisis.

En forma similar al argumento anterior, se supone que el valor promedio pagado por el producto desembarcado (p) en la ecuación del valor total (VT) de los desembarques que se expresa por

$$VT = p(\alpha E - \beta E^2)$$

es también un promedio corregido por las condiciones de devaluación de la moneda local y corregido por la depreciación del poder comprador del dólar.

Puesto que bajo el esquema de acceso libre o abierto se tiene que $VT^*=CT^*$, entonces se establece que

$$p(\alpha E - \beta E^2) = wE$$

de donde se despeja el esfuerzo E que da como resultado una ecuación para la estimación de E^{EAA} . Así se tiene que

$$E^{EAA} = \frac{p\alpha - w}{p\beta}$$

Por último, las capturas en el punto EAA se estiman directamente de la función de producción sostenible considerando en esta oportunidad el esfuerzo definido en la ecuación de más arriba. Esto es,

$$C^{EAA} = \alpha E^{EAA} - \beta (E^{EAA})^2$$

Las pesquerías de camarón representan casos únicos de explotación en que el interés económico está puesto en la captación de moneda dura, por ser el camarón un producto fundamentalmente de exportación. De esta forma, las economías de una industria no están puestas en los rendimientos económicos de una flota sino en la captación de materia prima al menor costo posible para su procesamiento y exportación. Este es el caso de las pesquerías de camarón en Guatemala en que las plantas industriales tienen asociadas a ellas flotas que aseguran los niveles de materia prima necesaria para su gestión comercial. Bajo estas consideraciones es que el objetivo del Gobierno de Guatemala es el de generar las mayores capturas que pueda rendir un recurso y obtener esos rendimientos con un dimensionamiento óptimo de la inversión en esfuerzo de pesca para que de esta manera no se desperdicie capital en sobre inversiones de flotas y operaciones de pesca. Esto se puede obtener en las pesquerías de camarón si se logra que la función de costo pase exactamente por el máximo de la curva de valor sostenible mediante un ajuste del precio pagado por la materia prima. En el Diagrama B que se presenta en la Figura 18 se verifica dicha situación.

En el diagrama indicado, se observa que el valor total (VT^{**}) de los productos capturados iguala al del costo total (CT^{**}) incurrido en obtenerlos a un nivel de esfuerzo de pesca (E^{VMS}) que corresponde necesariamente con el valor máximo sostenible total pero con un precio mínimo suficiente, p_{\min} , que ajusta la condición. En términos de los parámetros económicos, dicho nivel de esfuerzo se define ahora como

$$E^{VMS} = \frac{\alpha}{\beta} - \frac{w}{\beta p_{\min}}$$

y la importancia de dicha relación es que permite estimar el costo unitario mínimo ya que E^{VMS} es igual a E^{CMS} que requiere la estrategia objetivo de administración pesquera en Guatemala.

4. INTERVENCIONES, REGULACIONES Y POLÍTICAS DE GESTIÓN

Las regulaciones destinadas a controlar las capacidades de pesca en Guatemala y en Nicaragua tienen similitudes y también deferencias notables. En Nicaragua en mayo del año 2004 se aprobó la Ley de Pesca que le da un marco jurídico más sólido a las políticas de regulación pesquera. Aun deben establecerse los reglamentos que se requieren para hacer más eficiente el proceso de administración pesquera a través de tal

Ley. En el caso de Guatemala, la ley de Pesca fue aprobada en el mes de diciembre del 2002 que contiene Artículos genéricos que pueden ser de utilidad para la administración de las capacidades de pesca una vez que las regulaciones sean desarrolladas e incluidas en la Ley. El proceso en Nicaragua correspondió anteriormente a la aprobación de la Ley de Pesca a uno basado en Decretos Ministeriales y Presidenciales los cuales agregaban una gran flexibilidad al quehacer político pero daban poca seguridad que los mandatos emanados de tales Decretos pudieran consolidarse a través del tiempo ya que los mismos podían, y en efecto lo fueron, revocados por diferentes gobiernos bajos diferentes visiones, estrategias o conveniencias mas de orden político que de orden natural de los recursos renovables. A pesar de ello, los otorgamientos de derecho al acceso a la pesca, y por consiguiente al proceso de capacidad pesquera, se otorga a largo plazo en Guatemala (10 años) para asegurar así la sostenibilidad de las inversiones, sin embargo, este otorgamiento dificulta en gran manera la reducción de las capacidades de pesca en caso de que las abundancias de los recursos disminuyan en forma significativa. Un aspecto diferencial muy importante entre los dos tipos de mecanismos jurídicos para las administraciones pesqueras de ambos países es que en Nicaragua se establece una administración pesquera basada en criterios de sostenibilidad de los recursos de camarón y en Guatemala en base a su máxima explotación.

A continuación se presentan los principales aspectos jurídicos de regulación de las capacidades de pesca en los dos países considerados en estos análisis:

4.1 Nicaragua

En el mes de junio del 2004, la Asamblea Nacional de Nicaragua aprobó en lo general la Ley de Pesca la cual estuvo en trámite de aprobación desde 1995. Queda aun el desarrollo de los Reglamentos de la misma Ley por lo que en su parte fundamental el proceso legal de las actividades pesqueras en el momento de escribir este trabajo todavía se fundamenta en Acuerdos Presidenciales y Ministeriales. En lo que sigue se dan las bases legales mas importantes que enmarcan el proceso jurídico relacionado con la pesca en Nicaragua.

De acuerdo al Decreto Presidencial N° 100-2001 sobre «Lineamientos de Política para el Uso sostenible de los Recursos Pesqueros y Acuícolas» publicado en La Gaceta – Diario Oficial No. 219 del 19 de noviembre del 2001, se establece en el Artículo 1 sobre Lineamientos Generales los aspectos que enmarcan los derechos de propiedad y acceso a los recursos pesqueros en Nicaragua. En el Numeral 2 de dicho Artículo establece que: *«El objetivo particular de la Política Pesquera y Acuícola Nacional es lograr el aprovechamiento sostenible de los recursos pesqueros y de la producción acuícola, mediante la optimización del uso de las pesquerías y cultivos tradicionales, la promoción de los no tradicionales, el mantenimiento de la calidad del medio ambiente de los ecosistemas que les dan soporte, buscando el mejoramiento de la rentabilidad de los actores económicos directa o indirectamente involucrados en el sector»*. Mientras que en el Numeral 3 dice que *«Los recursos pesqueros y las tierras y aguas nacionales utilizadas para el cultivo de organismos acuáticos es patrimonio nacional y del dominio del Estado y se otorga su explotación a los usuarios directos, mediante la emisión de derechos de acceso para su captura, recolección, extracción o cultivo»*. Por otro lado, los aspectos de ordenación pesquera y sus objetivos generales se dan en el Numeral 5: *«La ordenación de la pesca y la acuicultura deberá asegurar el mantenimiento de la calidad, la diversidad y disponibilidad de los recursos pesqueros y los medios para el cultivo en cantidad suficiente para las generaciones presentes y futuras, en un contexto de desarrollo sostenible, alivio a la pobreza y seguridad alimentaria»* y en el Numeral 6: *«El uso sostenible de los recursos pesqueros implica que la productividad de las poblaciones de organismos acuáticos satisfagan las necesidades cambiantes de las generaciones actuales y futuras manteniendo intacto su potencial productivo, para lo cual los recursos deberán ser manejados de una manera racional y oportuna»*. Es importante notar aquí que el

Decreto N° 100-2001 define uso y desarrollo sostenible de los recursos pesqueros y con ello el Estado de Nicaragua reconoce las características finitas y renovables de los recursos pesqueros y establece la necesidad de usar correctamente los excedentes de producción que dichos recursos generan en forma anual.

La responsabilidad de elaborar las políticas de pesca están dadas en el Numeral 16 del Artículo 1: «*La elaboración de las políticas de uso sostenible de la actividad pesquera y acuícola es responsabilidad del Ministerio de Fomento, Industria y Comercio (MIFIC), en plena coordinación con el Ministerio de Ambiente y los Recursos Naturales (MARENA). La emisión de los derechos de acceso a la explotación y cultivo, es responsabilidad única del nivel central del MIFIC*». Para la elaboración de las políticas se define en el Artículo 2, Numeral 13 del mencionado Decreto que ordenación pesquera es: «*Todas aquellas medidas de control o las regulaciones que se formulan, basadas en datos científicos para mantener la capacidad autoregenerativa de las poblaciones o para reabastecerlas a niveles que permitan capturas dinámicamente sostenibles*». En el Numeral 14 expresa que las Normas Técnicas de Pesca deberán estar de acorde con los Criterios e Indicadores de Sostenibilidad de los Recursos Pesqueros y Acuícolas. Lo anterior tiene implicancias importantes en cuanto requiere una manera específica de ordenar las pesquerías según un objetivo de la administración pesquera. Por ello en el Artículo 3 Numeral 3 del Decreto Presidencial 101-2001 establece que: «*En los derechos de acceso a la actividad pesquera comercial se distinguirán dos regímenes; el de libre acceso y el de acceso limitado*», en donde el acceso limitado según el Numeral 7 del Artículo 3 corresponde a: «*... la modalidad que se caracteriza por restringir el acceso al aprovechamiento en aquellas pesquerías desarrolladas o en plena explotación para controlar la mortalidad por pesca, mediante la definición de una cuota global anual de captura por cada unidad de pesquería y el control del esfuerzo de pesca (número permisible de embarcaciones y/o artes de pesca y/o cuota de captura por unidad de esfuerzo)*». Las pesquerías de camarón han sido declaradas en Nicaragua como en plena explotación y por tanto regidas por el Numeral anterior en que están sometidas a un acceso limitado y administradas mediante una cuota global anual de captura que determina el número anual permisible de embarcaciones que puedan operar en la pesquería. Por último, en el mismo Artículo 3, pero en el Numeral 8 se establece que: «*La Cuota Global Anual de Captura se determinará sobre la base de las capturas biológicamente aceptables o dinámicamente sostenibles, la cual variará anualmente en función de las fluctuaciones de abundancia, basada además, en el reclutamiento y estado de explotación del recurso, por lo cual el esfuerzo de pesca deberá ser periódicamente ajustado, de conformidad con los Criterios e Indicadores de sostenibilidad establecidos*». Estos lineamientos otorgados por el Decreto anterior están representados en los procesos indicados en el diagrama de flujo dado en la Figura 17 para el control de la capacidad de pesca mediante la definición del número de embarcaciones determinado por las economías en el punto de equilibrio bio-económico generado de acuerdo a las cuotas anuales de pesca que sean dinámicamente sostenibles.

Los criterios de sostenibilidad a que se hace referencia en el Decreto Ministerial 100-2001 son aquellos que fueran desarrollados por el Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales (MARENA) (Ehrhardt *et al.*, 2000). En el desarrollo de dichos criterios se establece como premisa que los recursos de camarón están significativamente regulados en su abundancia por procesos ambientales de corto y largo plazo que tienen consecuencias importantes en la definición de criterios de sostenibilidad para las pesquerías. Por otro lado, se menciona que las características de la explotación mediante capacidades de pesca reguladas permitirían que los rendimientos de los recursos de camarón puedan cambiar notablemente. En la Cuadro 2, 3 y 4 tomadas de Ehrhardt *et al.* (2000) se presentan los problemas más sobresalientes que impactan la definición de criterios de sostenibilidad de las pesquerías de camarón en Nicaragua, sus posibles causas y efectos (Cuadro 2) así como los criterios de sostenibilidad

(Cuadro 3) y los índices de corroboración de sostenibilidad para las pesquerías de camarón en Nicaragua (Cuadro 4). En los conceptos dados en los cuadros anteriores se aprecia la importancia que tiene el control de las capacidades de pesca en todos los eventos que llevan a una pesquería a ser sostenible en el largo plazo. Bajo los criterios de sostenibilidad establecidos anteriormente, el Ministerio de Fomento, Industria y Comercio (MIFIC) estableció el objetivo de la administración de los recursos de camarón con una estrategia de mortalidad de pesca constante a través de la adopción de capturas anuales biológicamente aceptables, las que también podrían denominarse como capturas máximas dinámicamente sostenibles generadas por los recursos de acuerdo a las dinámicas de sus abundancias temporales.

Un aspecto preocupante con referencia a las regulaciones de las capacidades de pesca es la característica de libre acceso de las flotas artesanales que continuamente entran a las pesquerías de camarón, las cuales al estar en estado de plena explotación, son consideradas por el Decreto 100-2001 como de acceso limitado. Lo anterior implica que el Gobierno de Nicaragua no ha controlado una capacidad de pesca adicional muy importante que no está considerada dentro de los marcos legales del acceso a la pesca.

4.2 Guatemala

El Decreto Número 80-2002 que crea la Ley de Pesca en Guatemala aprobado por el Organismo Legislativo el 26 de noviembre del 2002 y sancionado por el Organismo Ejecutivo el día 17 de diciembre del 2002, contiene en su introducción: *«Que es deber del Estado evitar la sobreexplotación y el exceso de capacidad de pesca aplicando medidas de ordenación, con el fin de asegurar que el esfuerzo de pesca sea proporcional a la capacidad de producción de los recursos hidrobiológicos y al aprovechamiento máximo sostenido de los mismos, estableciendo acciones para rehabilitar las poblaciones en la medida de lo posible»*. Basado en lo anterior la Ley de Pesca establece los aspectos que enmarcan los derechos de propiedad y acceso a los recursos pesqueros en Guatemala en el Título 1 (Disposiciones Básicas), Capítulo 1 (De Las Normas Básicas) y Artículo 4 (Bienes Nacionales): *«Son bienes nacionales del dominio público, los recursos hidrobiológicos silvestres contenidos en el mar territorial, zona contigua, zona económica exclusiva, aguas internas y aguas interiores naturales; compete al Estado ejercer las facultades del dominio sobre ellos, determinando el derecho de pescarlos, administrándolos y velando por su racional aprovechamiento»*. Y al mismo tiempo en el Artículo 5 sobre Concesiones establece que *«La pesca y la acuicultura son actividades cuyo ejercicio será objeto de concesión y no podrán ser monopolio directo o indirecto, ni exclusividad de ninguna persona individual o jurídica, pública o privada; todos pueden dedicarse a ellas, sujetándose dicho ejercicio a la ley específica, a las conexas que los norman y sus reglamentos, así como a las leyes que sobre el particular se emitan en el futuro»*. La autoridad declarada responsable de administración de los recursos pesqueros se define en el Artículo 6: *«El Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación, en adelante denominado MAGA, a través de la UNIPESCA, que en adelante se denominará autoridad competente, o la que en el futuro la sustituya, cuando lo considere necesario convocará al sector pesquero o acuícola para tratar asuntos relacionados con el uso, aprovechamiento y manejo de los recursos hidrobiológicos»*. La estrategia de administración se basa en el criterio de precaución (Artículo 7. Criterio de precaución. *El Estado deberá aplicar ampliamente el criterio de precaución en la conservación ordenación y explotación de los recursos hidrobiológicos con el fin de protegerlos y preservar el medio acuático, tomando en consideración los datos científicos más fidedignos disponibles*). El criterio de precaución lo define la Ley en base al: *«Principio del Código de Conducta para la pesca responsable de FAO, el cual indica que la falta de información científica adecuada, no debería utilizarse por los Estados como excusa para no tomar medidas de ordenación para conservar las especies objeto de la pesca»*.

En el Título II (Pesca), Capítulo I (Disposiciones Generales) está el Artículo 13 que establece las medidas de administración: «*La autoridad competente implementará medidas de ordenación para la conservación y el uso sostenible a largo plazo de los recursos pesqueros, las cuales deberán basarse en la mejor evidencia disponible de datos técnicos y científicos*». Mientras que en el Capítulo III dispone los artículos concernientes a las capacidades de pesca y los objetivos de la administración pesquera. En efecto en el Artículo 57 que establece las medidas de ordenación menciona: «*Tanto el esfuerzo de pesca total por pesquería como la capacidad de soporte del recurso, será determinado y establecido por la autoridad competente con base técnica y la mejor evidencia científica disponible para implementar las medidas de ordenación pertinentes*». Y en el Artículo 58 hace referencia a la optimización de los recursos pesqueros: «*La autoridad competente debe velar porque el aprovechamiento de los recursos pesqueros sea sostenible y a largo plazo, para lo cual deberá determinar el esfuerzo pesquero que permita el rendimiento máximo sostenible de la pesquería y evitar superar ese esfuerzo para impedir el agotamiento de estos recursos. En ausencia de bases técnicas y científicas podrá aplicar el criterio de precaución*».

El acceso a la pesca de camarón esta autorizado mediante licencias o permisos otorgados por un período de cinco años a los pescadores artesanales según el Artículo 51 del Capítulo II de la Ley, mientras que las licencias para las flotas comerciales existentes se otorgan por un período de 10 años y según el Artículo 59 del Capítulo III se expresa que: «*El otorgamiento de nuevas licencias para la pesca debe estar fundamentado únicamente en la evidencia técnica y científica que el recurso pesquero no se encuentre agotado o en plenitud de agotamiento*». Lo anterior implica que la sobre explotación tendría que llegar a los niveles de agotamiento del recurso para poner límite al crecimiento de las capacidades de pesca en la pesquería del camarón, lo cual se contrapone a la estrategia de limitar el esfuerzo de pesca al nivel equivalente al máximo rendimiento sostenible de la pesquería que se menciona en el Artículo 58 del mismo Capítulo.

Con el colapso del chacalín en 1998 como principal recurso camaronero en los desembarques hasta ese año, se demuestra la necesidad de contar con capacidades de predicción de las capturas mediante procesos que permitan dimensionar dinámicamente las capacidades de pesca con anticipación a posibles colapsos como el ocurrido. Al mismo tiempo indica la inoperancia de los rendimientos máximos sostenibles como un objetivo de administración de las pesquerías de camarón, ya que como se menciona en la sección anterior, dichos máximos están definidos en el caso de los camarones mas como función de cambios ambientales que por efectos de la capacidad de pesca.

Por otro lado la veda como un instrumento para la protección de juveniles de camarón para así permitirles crecer y aumentar con ello el peso de las capturas futuras dentro de una estación de pesca, fué instaurada en Guatemala en 1987 y tiene una duración de un mes usualmente en el mes de mayo de cada año. Inicialmente la veda tuvo lugar en abril y mayo en algunos años, en otros en abril pero luego consistentemente se eligió el mes de mayo para su implementación. Ehrhardt (1999a) analizó los resultados de dicha veda y explica que la mayor abundancia de reclutas corresponde al período de Julio a diciembre y por lo tanto el efecto real de la veda puede no ser el esperado para los propósitos de la administración. También en el mismo análisis se demuestra que la veda aceptada por la industria correspondió siempre a los meses en que las capturas por viaje fueron mínimas, por lo tanto, la veda correspondió a una época conveniente para las economías de las operaciones de la flota pero no cumple con la estrategia de proteger a los reclutas y juveniles de las especies en las épocas de mayor exposición al esfuerzo de pesca. De esta manera, la instrumentación de una veda en períodos poco óptimos o estratégicos no ha ayudado al proceso de control de capacidades de pesca.

5. ANÁLISIS DE DESEMPEÑO DE LAS INTERVENCIONES/POLÍTICAS DE GESTIÓN

Las pesquerías de camarón tanto en Nicaragua como en Guatemala se encuentran en estados de plena explotación, con la connotación que en Guatemala después del proceso ENOS de 1997-1998 los recursos de chacalín sufrieron una enorme caída que llevó a la casi paralización de la pesquería. Las condiciones altamente cambiantes de las abundancias de los recursos de camarón indican la necesidad de dimensionar las capacidades de pesca de acuerdo a criterios de riesgo más estrictos para evitar así condiciones de ineficiencias económicas que se producen cuando las abundancias de las especies declinan considerablemente. A continuación se muestran resultados de análisis realizados con referencia a los rendimientos económicos de las flotas camaroneras en Nicaragua y en Guatemala con el propósito de indicar tendencias con referencia a los objetivos de la administración pesquera adoptadas en los dos países. Cabe destacar que en dichos análisis no se consideran procesos exógenos que obligan a una competencia desmedida de la industria camaronera de estos países con respecto a los precios internacionales extraordinariamente bajos que se han pagado en los dos últimos años en Estados Unidos por el camarón proveniente de cultivos en los países orientales.

5.1 Nicaragua

Ehrhardt *et al.* (2000) realizaron un análisis sobre los rendimientos de pesca incluyendo los valores históricos de los desembarques y los costos asociados a las operaciones por día de pesca de las flotas camaroneras en el Litoral Pacífico y Caribe de Nicaragua. Con ello se evaluó la capacidad que cada especie de camarón tiene de sustentar independientemente la operabilidad de las flotas. Los resultados indicaron que solo el camarón rojo del Caribe puede sostener una flota operacionalmente viable debido a que el valor promedio mensual de las capturas de la especie por día de pesca sobrepasan ligeramente los costos promedio mensual por día de operación. Como consecuencia de los resultados anteriores, en el Litoral Pacífico, sólo el conglomerado de especies permite la sustentabilidad económica de las operaciones de una flota más bien restringida de aproximadamente 15 a 20 barcos. En la Figura 19 se muestran las ganancias promedio mensual por día de pesca como resultado de las operaciones históricas de la flota en el Litoral Pacífico. En la Figura se observa que solo existen períodos esporádicos, usualmente asociados con los incrementos en las abundancias después de procesos ENOS, en que las ganancias son significativas. Sin embargo, en la gran mayoría de los meses en la historia de la pesquería el promedio de ganancia por día de pesca es muy reducido, próximo a cero, o negativo. En el caso del Caribe, las ganancias promedio mensual por día de pesca como resultado de las operaciones históricas de la flota (Figura 20) muestran un cambio muy significativo en que a partir del año 1991 (período 312 en la Figura 20) se encuentran en su gran mayoría en valores menores de \$EE.UU. 1 000 promedio mensual por día de pesca. La Figura se caracteriza por tener un muy amplio rango de ganancias promedio mensual por día de pesca. Sin embargo, los límites superiores del rango corresponden a operaciones históricas durante las décadas de 1960 y 1970 y a una época durante los 1980 en que por la baja explotación de los recursos de camarón y la baja competencia entre barcos por los recursos debido a lo reducido de las flotas, se observó rendimientos de pesca inusualmente altos. Lo anterior, refleja ganancias promedio mensuales muy por arriba de las observadas en la última década.

La entrada ilegal de embarcaciones artesanales en las operaciones camaroneras pueden y deben tener un impacto negativo en la productividad de estas flotas no tan solo como producto de las capturas de individuos de tamaño más pequeños en las zonas someras que estas flotas operan, sino que además existe un incremento de la transferencia ilegal de producto en el mar desde los barcos camaroneros a pequeñas embarcaciones que posteriormente comercializan el producto. Esta pérdida de rendimiento económico no ha sido evaluada por carecer de la información pertinente para tal objetivo.

5.2 Guatemala

Las flotas camaroneras explotan cualquiera de las especies principales disponibles con un menor o mayor grado de selección, pero en cualquier caso la producción total de todas las especies de camarón disponibles en un año es lo que finalmente determina la capacidad económica de la pesquería en sí. Esto ha sido corroborado por Ehrhardt (1999a) quien encontró que con excepción del chacalín, ninguna de las otras especies de camarón genera suficientes desembarques que puedan justificar los costos de operación de las flotas.

En el análisis de la pesquería realizada por Ehrhardt (1999a), la curva del valor global anual de la captura de las tres especies principales (camarón café, blanco y chacalín) en la pesquería utilizando el valor promedio pagado para todas las especies (\$EE.UU. 1,46/lb.-cola) se analizó con referencia a los costos totales anuales de las embarcaciones en la flota. La curva del valor de las capturas totales de las tres especies en un sistema de acceso libre es igual al costo de producción (en el punto en que la curva del valor de la captura corta a la recta de costo en la Figura 18, Diagrama A) cuando el tamaño de la flota es de aproximadamente 55 embarcaciones. Al mismo tiempo si se considera el objetivo de la administración pesquera en Guatemala la de mantener una flota que genere los rendimientos máximos sostenibles, este correspondió en los análisis a una flota de 40 embarcaciones. Por otro lado, Ehrhardt (1999a) presenta resultados de haber ajustado el precio pagado en muelle por libra de cola desembarcada que genera un punto de equilibrio económico en el máximo del valor de la curva de valor de la captura, o equivalente a los rendimientos máximos sostenibles que espera la administración lo cual teóricamente corresponde al Diagrama B de la Figura 18. Dicho punto de equilibrio se logra con las mismas 40 embarcaciones estimadas anteriormente, sin embargo, el precio pagado por libra correspondería a \$EE.UU. 0,93. Esta condición representaría el ideal de una pesquería que desea no tener una renta en el proceso de captura pero si asegurar el máximo de materia prima para elaboración al menor costo por libra posible. Cabe destacar que estos resultados son bajo la suposición de equilibrio poblacional que suponen los modelos y el concepto de administración pesquera considerando los rendimientos máximos sostenibles. Por lo tanto, los mismos no consideran ningún cambio dinámico en las poblaciones de camarón lo cual, en principio puede significar un gran inconveniente del objetivo de administración pesquera adoptado en el Capítulo III, Artículo 58 de la nueva Ley de Pesca de Guatemala.

De los resultados de los análisis citados anteriormente se desprende que en Guatemala el tamaño de la flota está sobre dimensionada y que la Ley de Pesca no contiene en la actualidad los reglamentos jurídicos necesarios que permitan una estrategia de reducción de las capacidades de pesca existentes. Por el contrario, la Ley permite el libre acceso a las flotas artesanales (Capítulo II, Artículo 51) con lo que se tendrá entonces una mayor incorporación de esfuerzo de pesca que afectará los análisis realizados, ya que se habrá de encontrar una equivalencia económica de flotas múltiples artesanales e industriales que poseen poderes de pesca muy distintos actuando sobre especies múltiples en un esquema económico que difiere substancialmente el uno del otro.

6. CONCLUSIONES

Las pesquerías de camarón en las regiones tropicales y subtropicales de América están sujetas a enormes fluctuaciones estacionales e interanuales en abundancia debido a procesos ambientales que afectan de una manera u otra a la intensidad del reclutamiento. Las diferencias en las dinámicas poblacionales entre las especies son también significativas, sin embargo, se observa que en general es un conglomerado de especies las que en el Istmo Centroamericano son capaces de sostener operaciones económicamente viables de las flotas. Esto contrasta con algunos otros lugares en la región en que una especie por su abundancia sostiene una pesquería.

La variabilidad de corto y largo plazo en las abundancias crea problemas de ajustes a lo que podría denominarse niveles óptimos de las capacidades de pesca. Estas pesquerías, sin embargo, muestran que operan en una modalidad en que no se considera una rentabilidad a nivel de flota sino más bien se espera generar precios competitivos de la materia prima en un producto que es fundamentalmente para la exportación o mercados locales sofisticados. Mediante la ausencia de una renta en flotas se logra pasar ésta en forma de capitalización al producto de exportación.

Las pesquerías de camarón han estado sujetas a grandes cambios en el precio pagado por el producto terminado a niveles internacionales como consecuencia de los bajos precios de los productos de la acuicultura del camarón, especialmente de origen Asiático. Con ello ha habido serias repercusiones en la obsolescencia de la capacidad de pesca simplemente porque no es comercial operar en pesquerías cuyos rendimientos no justifican los costos. Por otra parte estas pesquerías se han caracterizado por una gran competencia por pescar. Ello ha llevado que exista un exceso de operaciones de arrastre sobre los bancos tradicionales de pesca, con lo que los rendimientos por día de pesca de los barcos han bajado, debido a la mayor participación de barcos y no debido a una reducción en la abundancia de los efectivos. Esto es, son pesquerías en que los coeficientes de capturabilidad por unidad de esfuerzo son función de los niveles de capacidad de pesca. Esta convolución tiene connotaciones económicas y sociales de envergadura, ya que la carrera por pescar un producto de alta demanda y precio ha creado una situación generalizada de sobre inversión en flotas que afecta la efectividad económica de la pesquería en general.

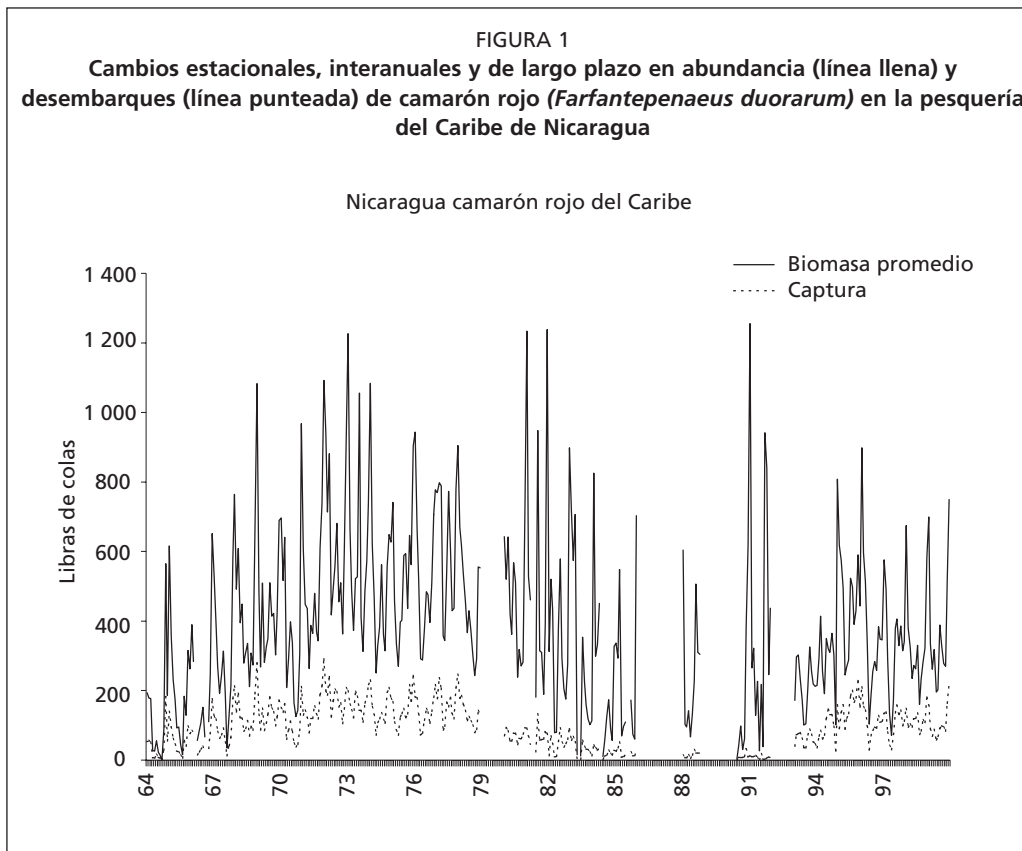
En Nicaragua y Guatemala, las pesquerías de camarón están siendo administradas con conceptos que difieren grandemente en cuanto se refiere a regular las capacidades de pesca. Mientras que en Nicaragua se persigue una estrategia de mortalidad de pesca constante, en Guatemala se ha adoptado una estrategia de captura constante que corresponde a los rendimientos máximos sostenibles. En el primero de los casos se tiene la necesidad de regular dinámicamente las capacidades estacionales de pesca, mientras que en el segundo de los países se tiene que afrontar una sobre capacidad de pesca que no permite pensar en un sistema sustentable de muy largo plazo, ya que algunas de las especies han colapsado dejando las flotas paralizadas por largo tiempo.

La principal problemática que se identifica con relación a la reducción de las capacidades de pesca en estas pesquerías es el valor social de las mismas por el empleo que generan en zonas económicamente marginadas de la sociedad. En este sentido, en casos como en Nicaragua y Guatemala, que poseen altas tasas de desempleo y extremadamente bajos salarios per capita en las regiones rurales, se ha fomentado que exista una migración de trabajadores a las pesquerías artesanales. De esta forma una capacidad de pesca que se desconoce en la actualidad, pero que es de mucha significancia, está casi fuera del control de los gobiernos y en directa competencia con las flotas industriales. Por otro lado en Guatemala, la pesca artesanal del camarón era ilegal hasta diciembre del 2002 cuando se promulgó la nueva Ley de Pesca que autoriza la entrada de los artesanales a la pesca del camarón. En Nicaragua, por el contrario, la pesquería del camarón esta definida como en plena explotación y, como tal, no se puede incrementar los cupos de pesca que permitirían la entrada de nuevas embarcaciones industriales o artesanales. Sin embargo, la pesquería artesanal de camarones es amplia y teóricamente ilegal en ambos litorales de Nicaragua, pero hasta cierto punto es una actividad promovida por plantas procesadoras que no tienen acceso a flotas. Las complicaciones de vigilancia y control que han impuesto estos desarrollos han dado como resultado que la implementación de las medidas de regulación pesquera sea cada día menos eficiente y con ello contribuyendo a un proceso que carece de orden.

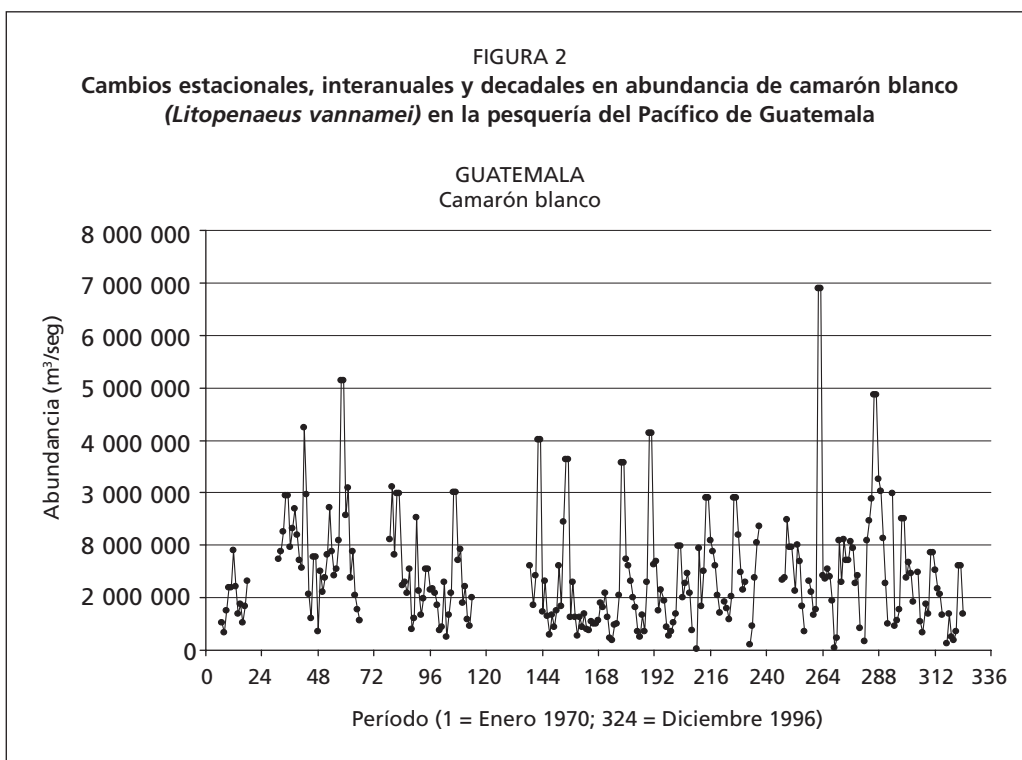
7. REFERENCIAS

- Cisneros, R., Rosales, D., González, I., Dávila, T., Soza, D., Rayo, A.J., Sánchez, R. y de Mendoza, A. 2002. Diagnóstico de la actividad pesquera y acuícola. Dirección de Fomento y Promoción, ADPESCA. Ministerio de Fomento, Industria y Comercio. 86p.
- Ehrhardt, N.M. 1999a. Análisis bio-económico de las pesquerías de camarón de la costa del Pacífico de Guatemala. Informe Final. Comisión de Recursos Hidrobiológicos. Gremial de Exportadores de Productos No Tradicionales. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- Ehrhardt, N.M., Cotto, A., Perez, M. y Velásquez, L. 2000. Definición de indicadores y criterios de sostenibilidad para los recursos pesqueros de Nicaragua. Informe Final Programa de Apoyo al Sector Ambiental de Nicaragua PASMA-DANIDA. Dirección General de Biodiversidad y Recursos Naturales, Ministerio del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Gobierno de Nicaragua. Managua, Agosto del 2000.
- Ehrhardt, N.M. y Legault, C.M. 1996. Crustacean stock assessment techniques incorporating uncertainty. Pages 111-131. In: Report of the WECAFC Ad Hoc Shrimp and Groundfish Working Group of the Guianas-Brazil Continental Shelf and CFRAMP Shrimp and Groundfish Subproject Specification Workshop. Port of Spain, Trinidad and Tobago. 8-12 January 1996. *FAO Fisheries Report No. 544, Supplement*.
- Ehrhardt, N.M., y Legault, C.M. 1999. Pink shrimp, *Farfantepenaeus duorarum*, recruitment variability as an indicator of Florida Bay dynamics. *Estuaries*, 22: 471-483.
- Ehrhardt, N.M., Legault, C.M. y Restrepo, V.R. 2001. Density-dependent linkage between juveniles and recruitment for pink shrimp (*Farfantepenaeus duorarum*) in southern Florida. *ICES Journal of Mar Science*, 58: 1100-1105.
- Ehrhardt, N.M., Menéndez, M.O. y Rosales, F. 1999. Evaluación del estado de explotación de las pesquerías de camarón de la costa del Pacífico de Guatemala. Informe Final. Comisión de Recursos Hidrobiológicos. Gremial de Exportadores de Productos No Tradicionales. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- Ehrhardt, N.M. y Shepherd, D. 2000. Assessment of the shrimp fishery in Guyana. Report of the FAO/CFRAMP Stock assessment workshop. Georgetown, Guyana.
- Hettler, W.F. y Chester, A.J. 1982. The relationship of winter temperature and spring landings of pink shrimp. *Fish. Bull.* 80(4).
- Ortiz, M., Legault, C.M. y Ehrhardt, N.M. 2000. An alternative method for estimating bycatch from the U.S. shrimp trawl fishery in the Gulf of Mexico, 1972-1995. *Fish. Bull.* 98: 583-599.
- Pineda, J. 1994. Internal tidal bores in the near shore: water fronts, seaward gravity, currents, and the on shore transport of neustonic larvae. *J. Mar. Res.* 52: 427-458.
- Rogers, B.D., Shaw, R.F., Herke, W.H. y Blanchet, R.H. 1993. Recruitment of the post larval and juvenile shrimp (*Penaeus aztecus* Ives) from offshore to estuarine waters of the northwestern Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal, and Shelf Science* 36: 337-394.
- Schaefer, M.B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the Eastern Pacific Ocean. *Bull. Int-Am. Trop. Tun. Comm.* 2:247-268.
- White, M.E. y Downton, M.W. 1991. The shrimp fishery in the Gulf of Mexico: relation to climatic variability and global atmospheric patterns. Pages 459-490 In: Glantz, M.H., R.W. Katz, and N. Nichols (Eds.). *Teleconnections linking worldwide climate anomalies*. Cambridge University Press. Great Britain. 535 p.
- Wyban, J., Walsh, W.A. y Godin, D.M. 1995. Temperature effects on growth, feeding rate and feed conversion of the Pacific white shrimp (*Penaeus vannamei*). *Aquaculture* 138 (1-4): 267-279.

ANEXO 1: Figuras



Fuente: Ehrhardt et al., 2000.



Fuente Ehrhardt et al., 1999b.

FIGURA 3
Cambios estacionales e interanuales en abundancia de camarón café (*Farfantepenaeus subtilis*) en la pesquería de Guyana

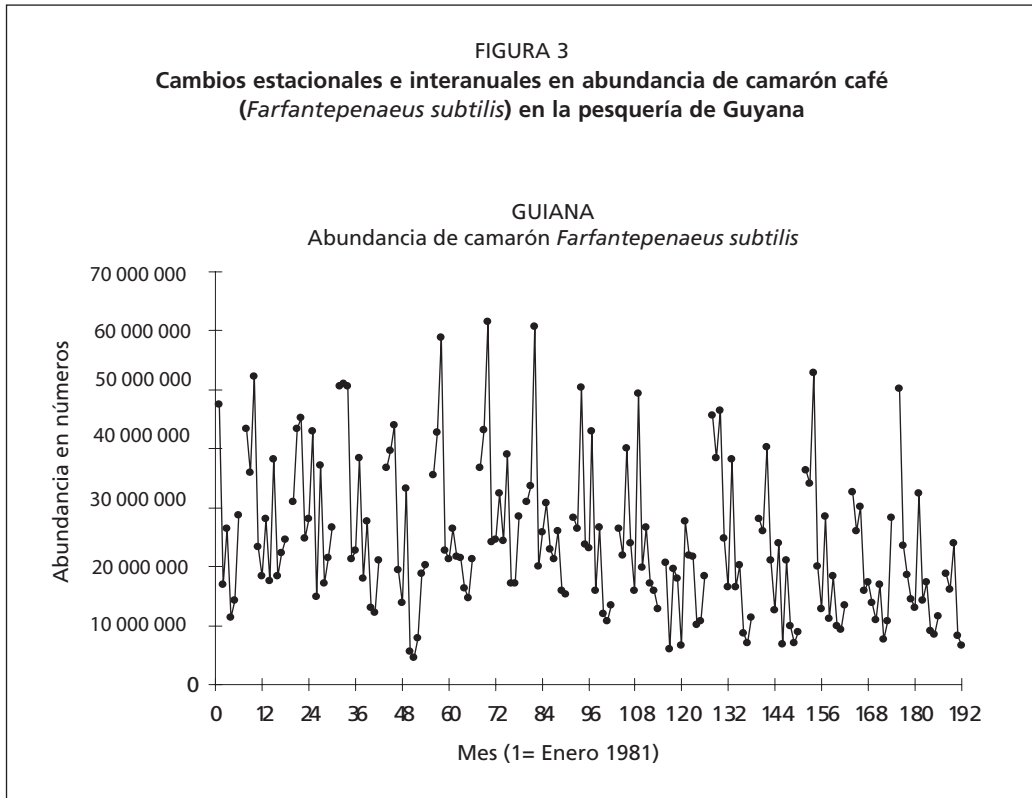


FIGURA 4
Cambios estacionales en abundancia de poslarvas de camarones *Litopenaeus vannamei*, *L. stylirostris* y *L. occidentalis* en el Golfo de San Miguel y caudales promedio estacionales de los principales ríos afluentes al Golfo de San Miguel en la Provincia de Darién, Panamá

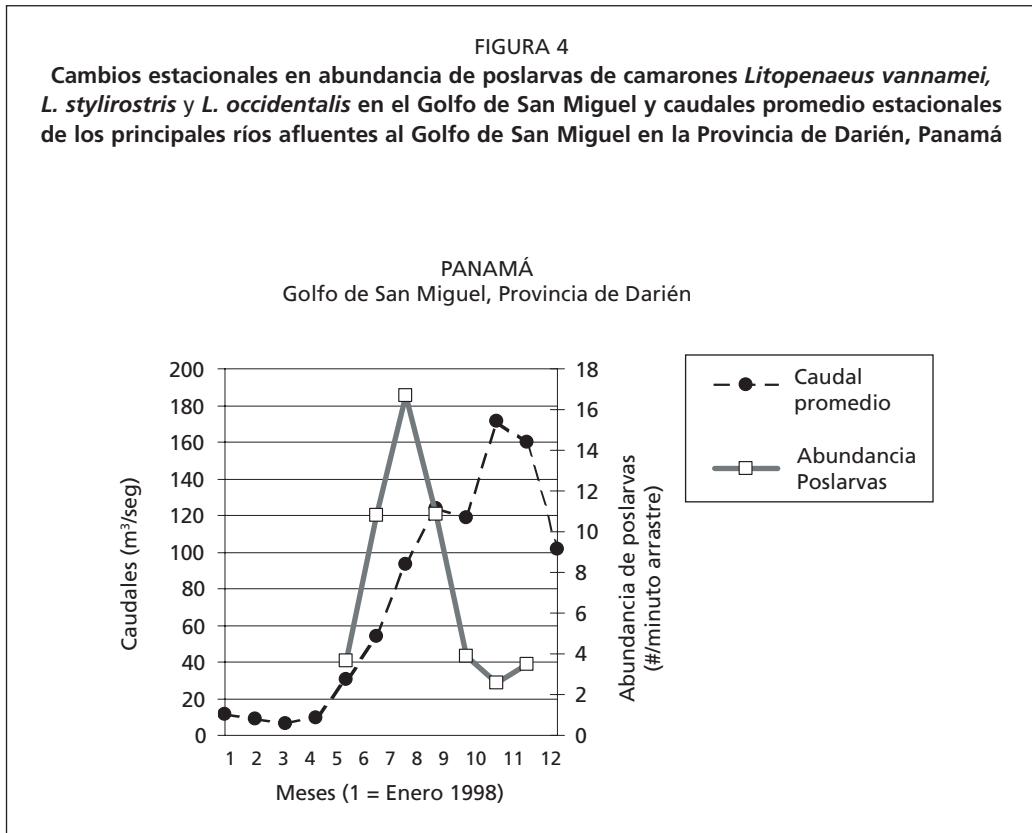


FIGURA 5
Cambios promedio decadales de las abundancias mensuales de camarón rosado, *Farfantepenaeus duorarum* en el Estado de la Florida, Estados Unidos, y tendencias promedio decadales de los niveles promedio del mar en el sur de la Florida (unidades en anomalías)

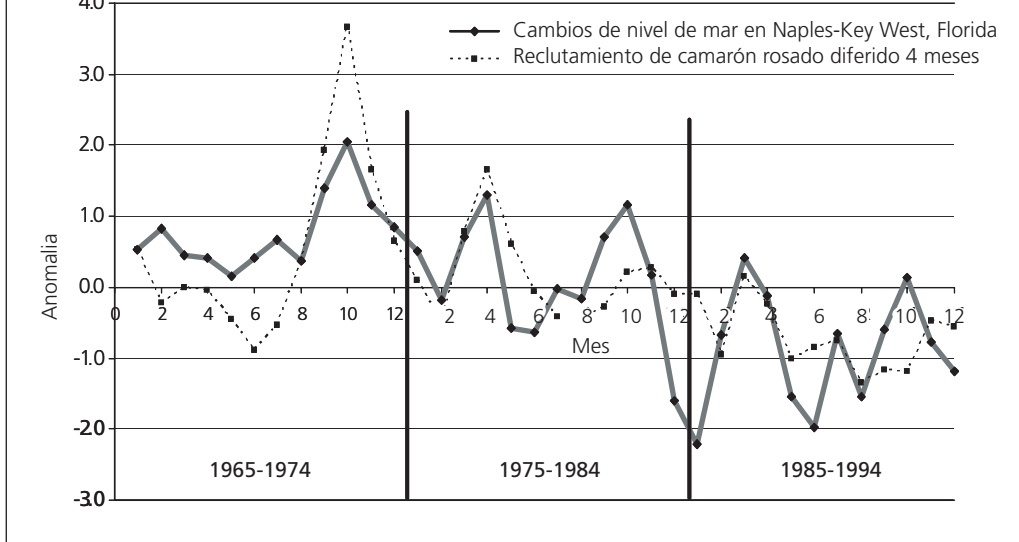
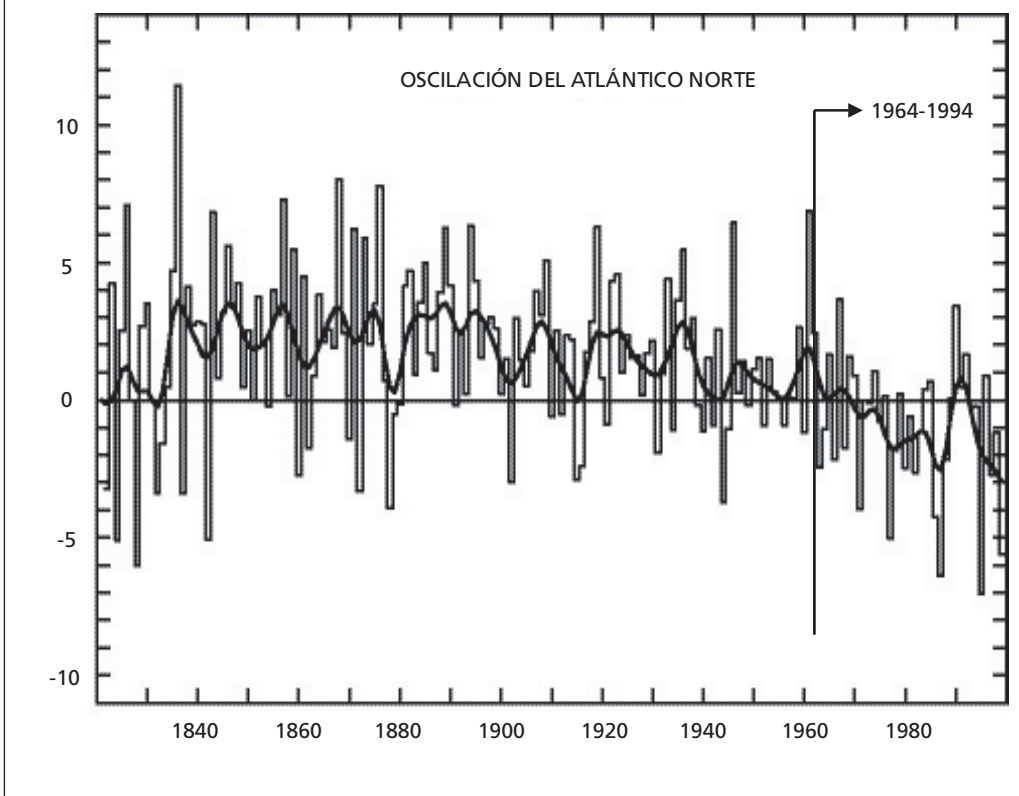


FIGURA 6
Tendencias históricas de la oscilación de verano del Atlántico norte indicando cambios de tendencia negativa en las últimas 4 décadas



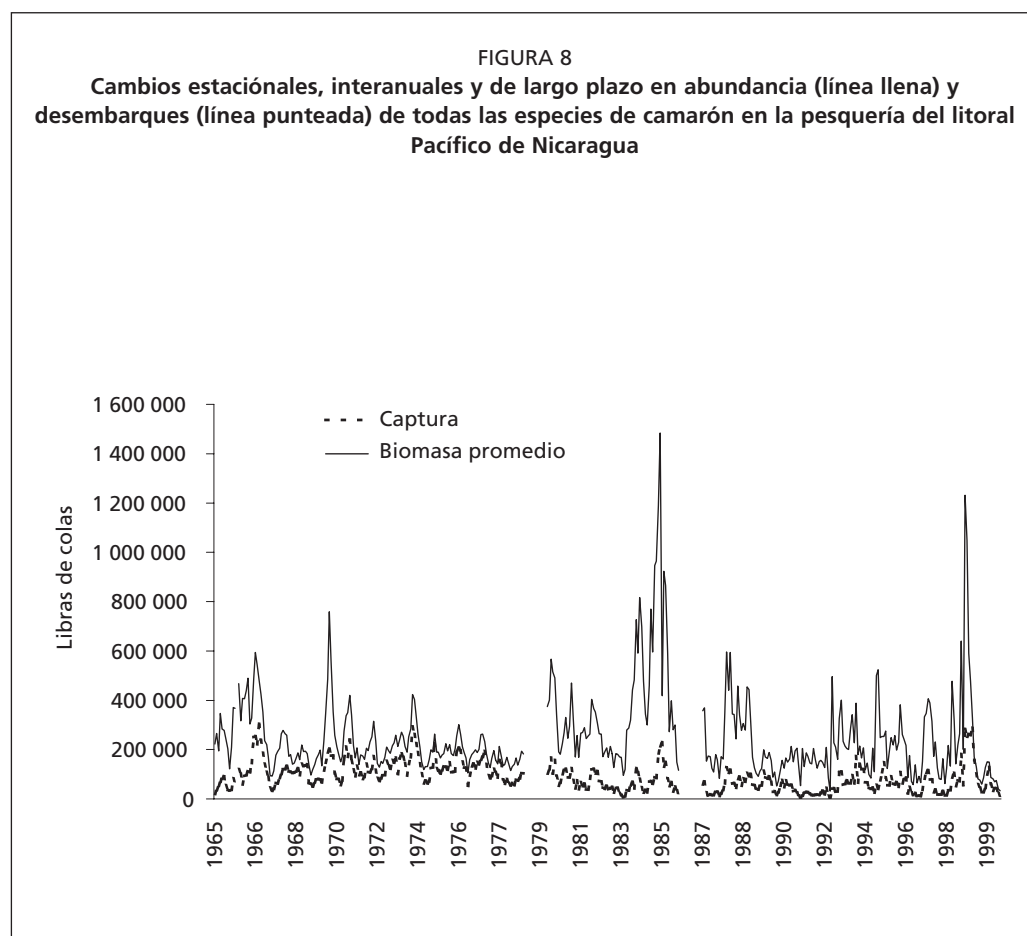
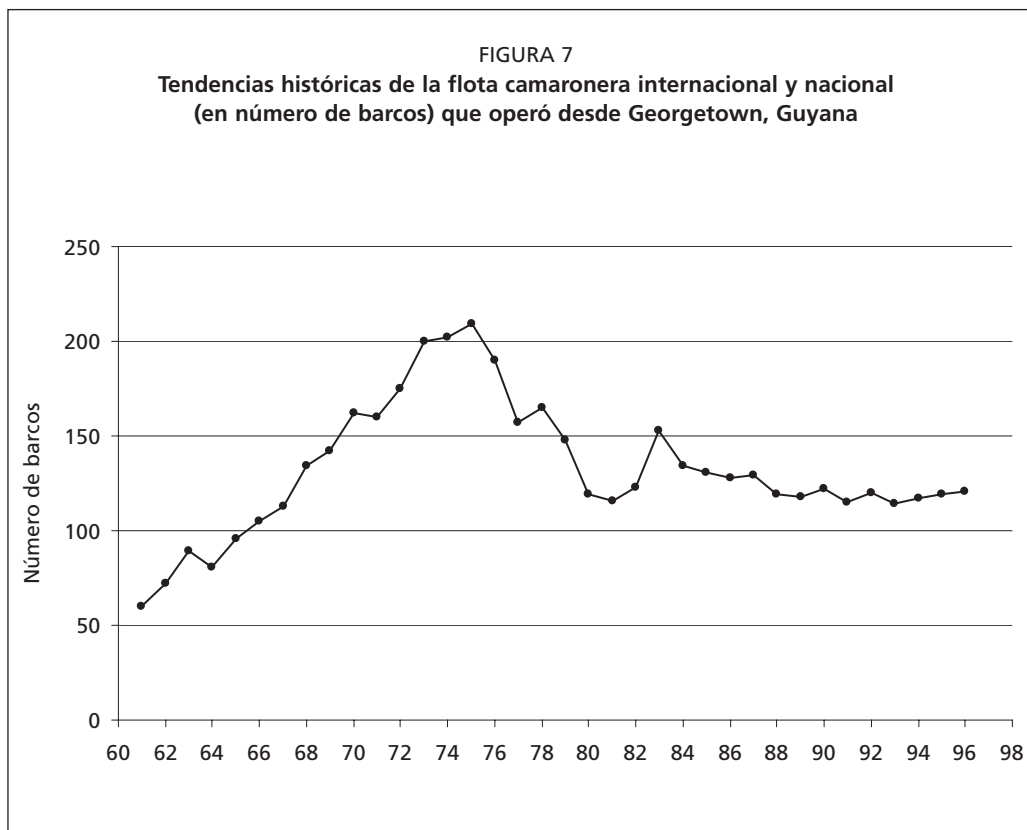


FIGURA 9
Cambios estacionales, interanuales y de largo plazo en abundancia (línea llena) y desembarques (línea punteada) de todas las especies de camarón en la pesquería del litoral pacífico de Nicaragua

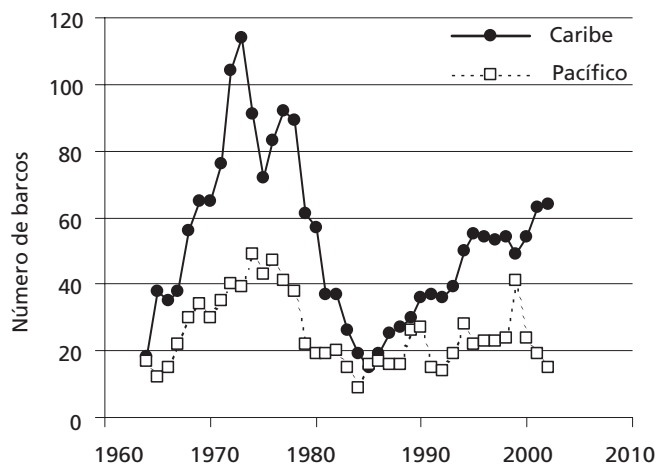


FIGURA 10
Tendencias históricas de los desembarques de camarón y tamaño de flota camaronera en el Caribe de Nicaragua

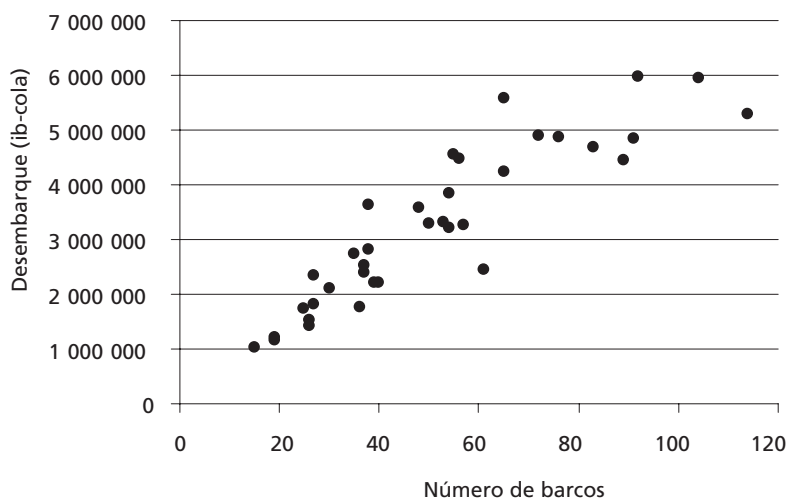


FIGURA 11
Tendencias históricas de los desembarques de camarón y tamaño de flota camaronera en el litoral pacífico de Nicaragua

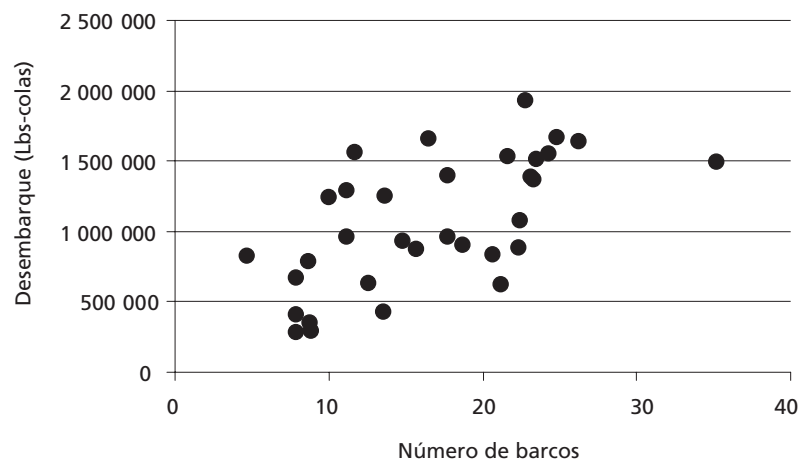
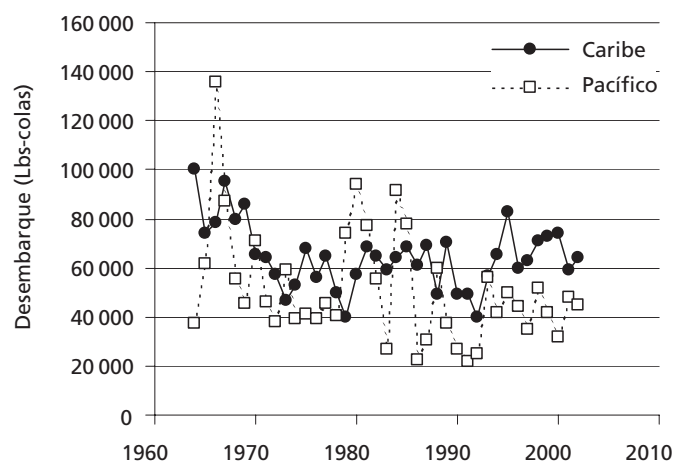


FIGURA 12
Tendencias históricas de los desembarques anuales de camarón por barco en el Caribe y litoral pacífico de Nicaragua



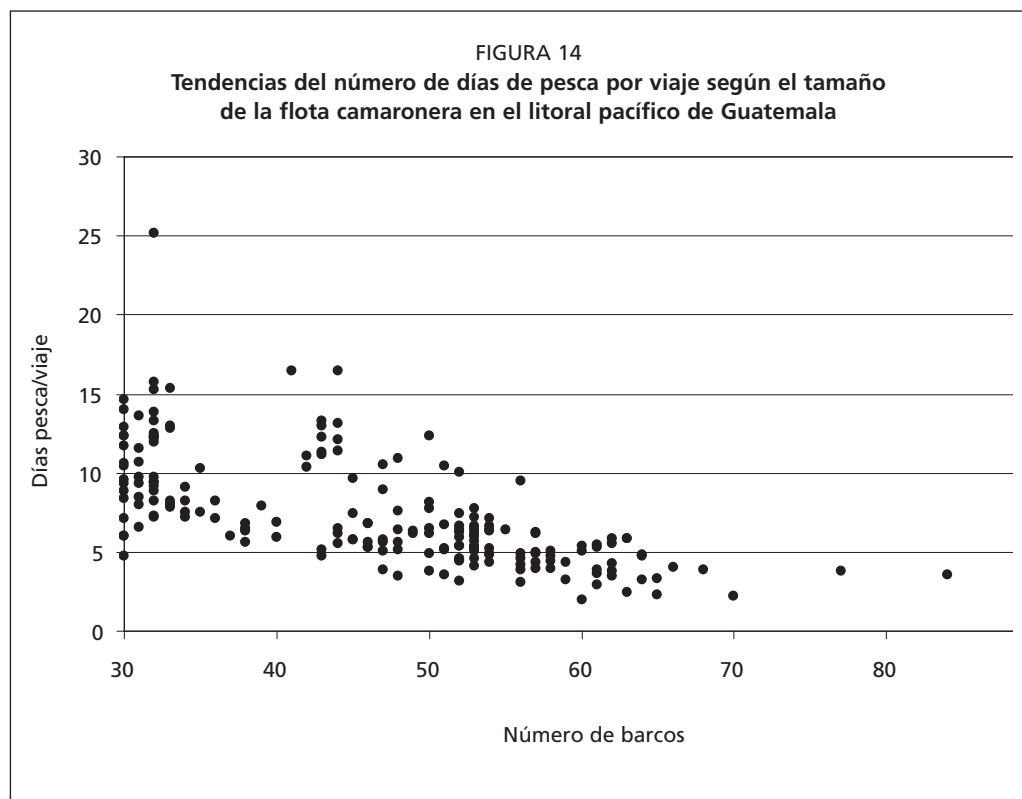
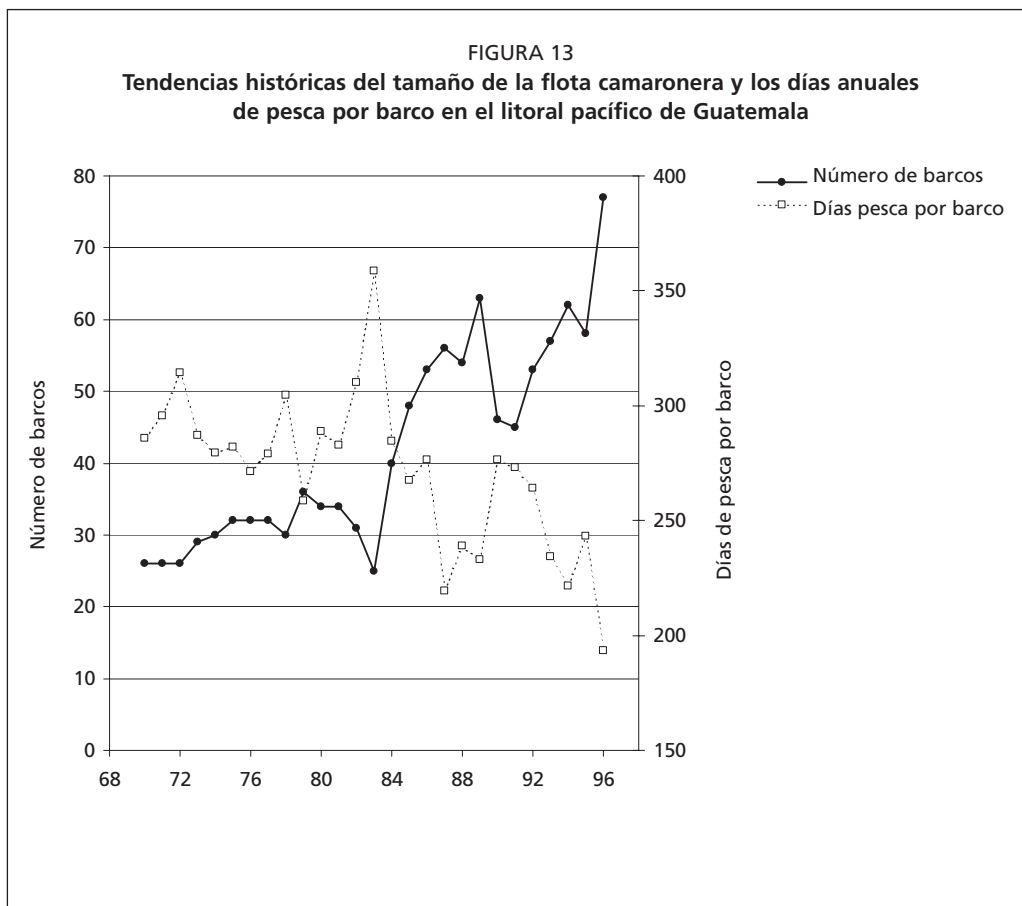


FIGURA 15
Tendencias del número de viajes por mes según el tamaño de la flota camaronera en el litoral pacífico de Guatemala

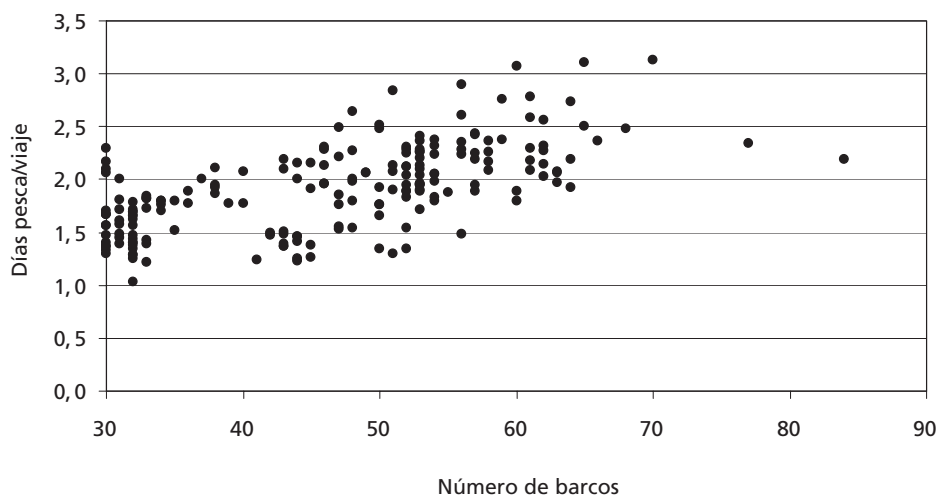


FIGURA 16
Tendencias de la captura anual (lbs-cola) por barco según el tamaño de la flota camaronera en el litoral pacífico de Guatemala

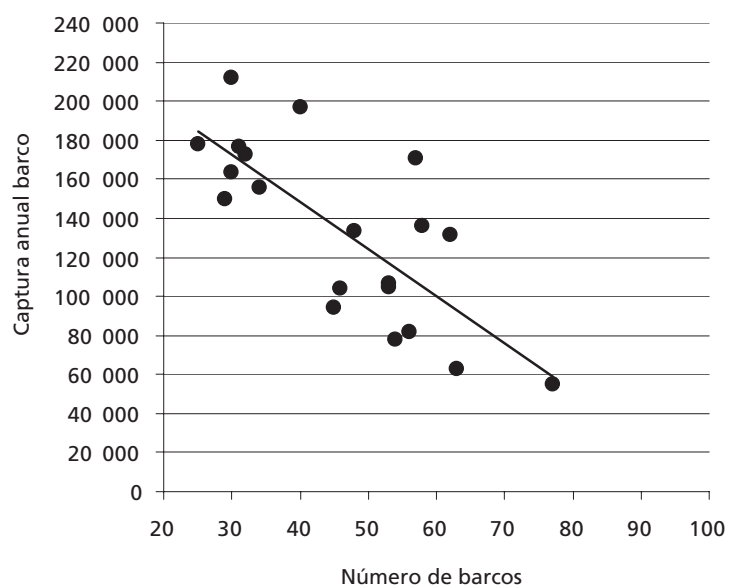


FIGURA 17
 Diagrama del proceso para la determinación de la captura biológicamente aceptable o sostenible y definición de los tamaños anuales de flota en Nicaragua

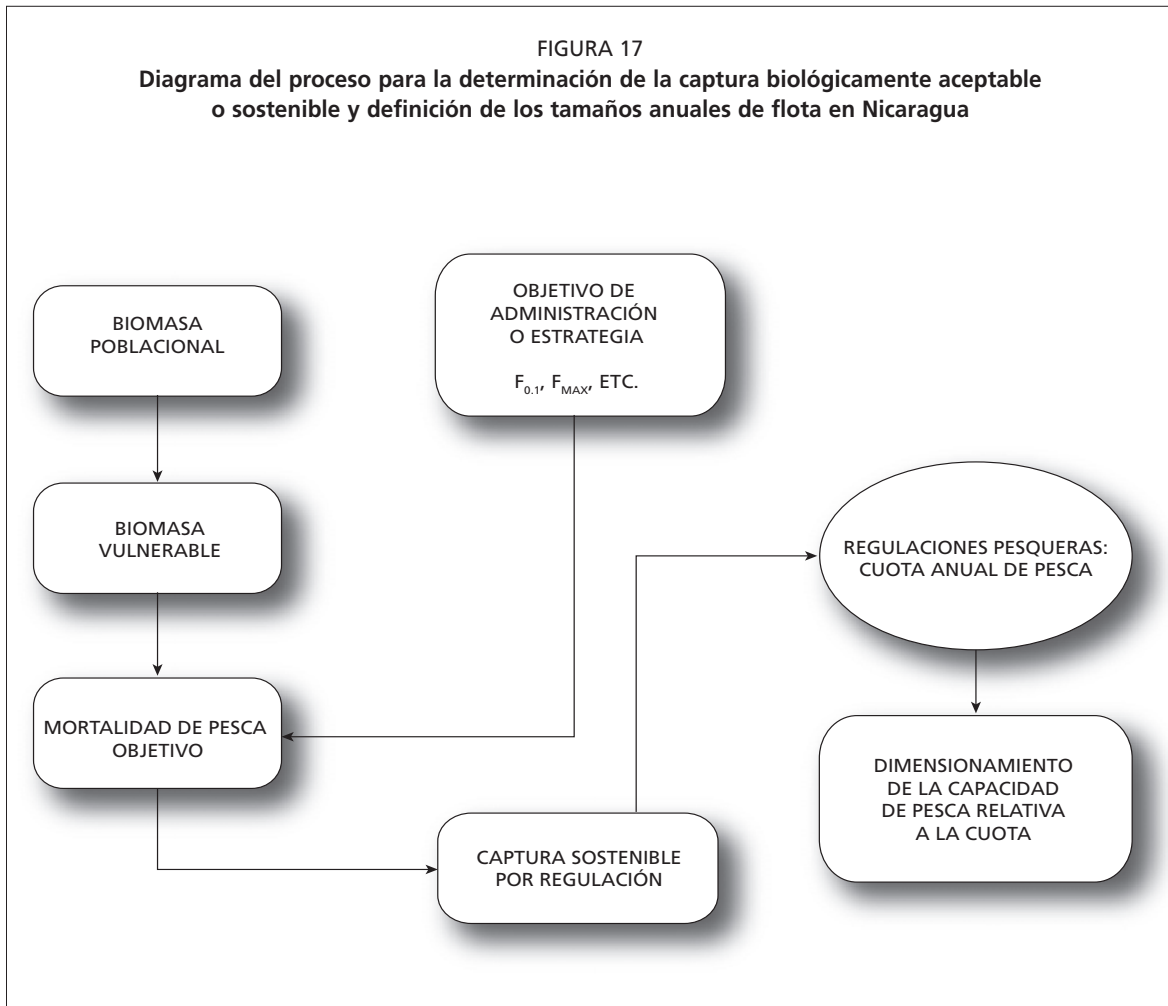


FIGURA 18

Diagrama del proceso para la determinación del punto de equilibrio económico que define el tamaño de flota E la captura máxima sostenible (Diagrama A) y definición de los tamaños de flota en equilibrio económico en el punto de máximo valor sostenible (Diagrama B) en la pesquería de camarón de Guatemala

Diagrama A

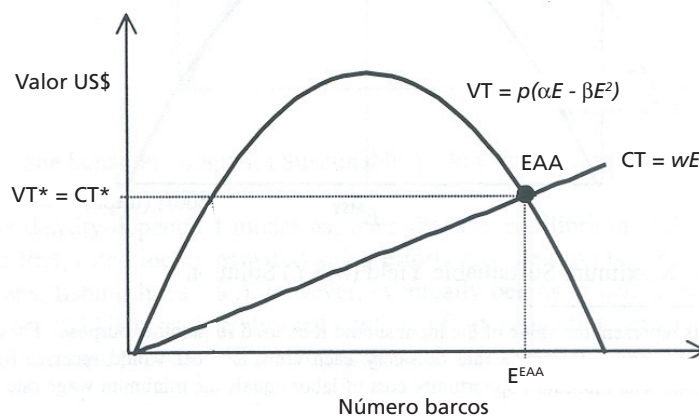
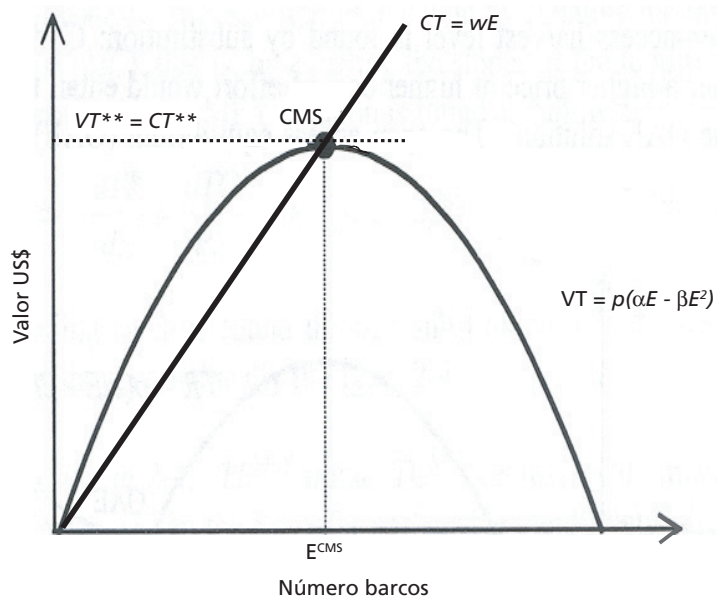
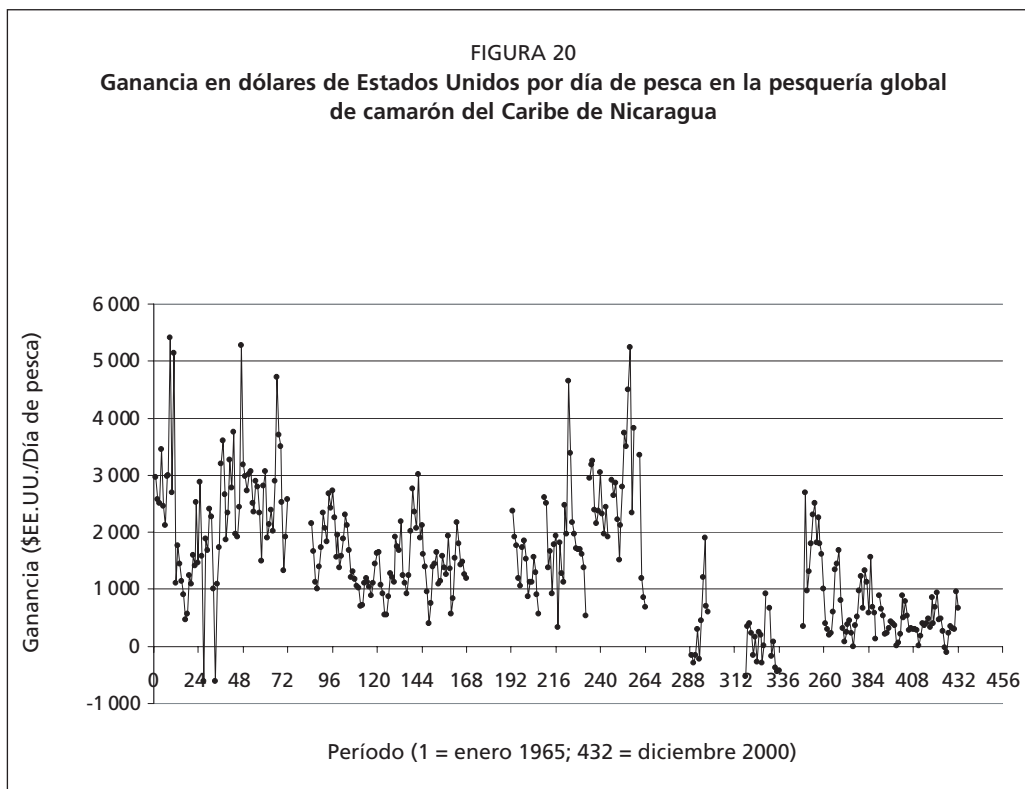
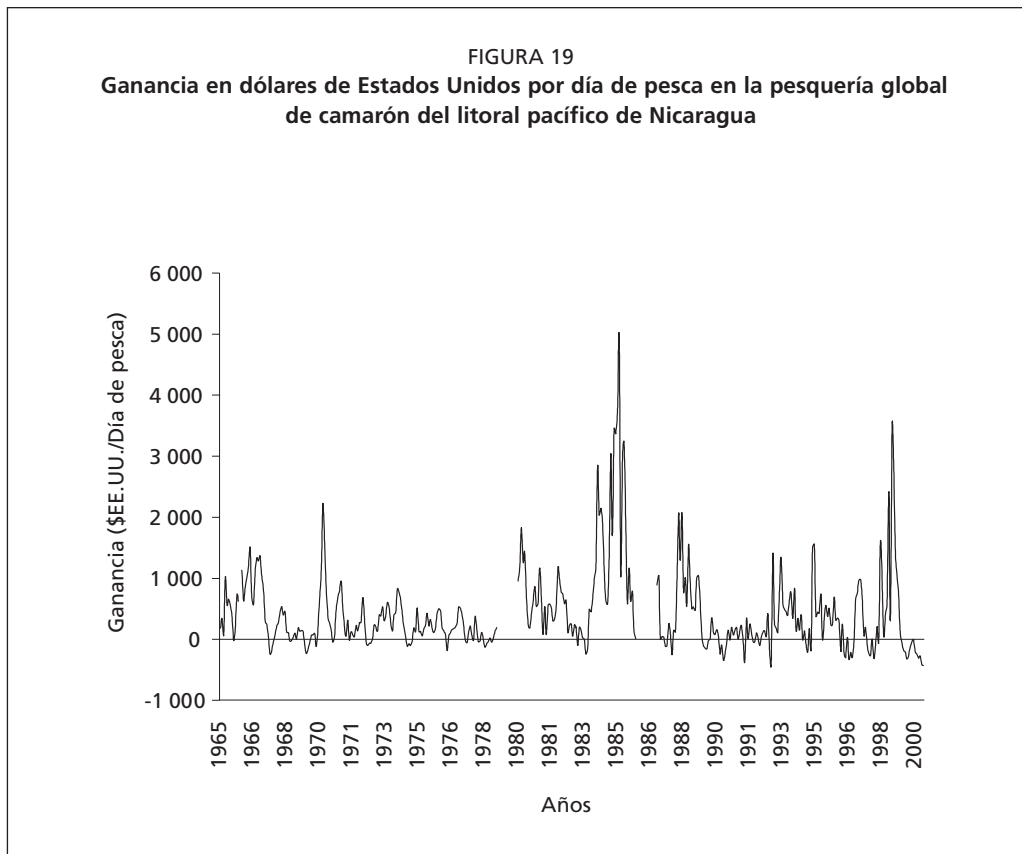


Diagrama B





ANEXO 2 : Cuadros

CUADRO 1

Especies de camarón a que se hace referencia en el texto

Nicaragua	
Litoral Pacífico	
Camarón blanco	<i>Litopenaeus vannamei</i>
Camarón rayado azul	<i>Litopenaeus stylirostris</i>
Camarón rojo	<i>Farfantepenaeus brevisrostris</i>
Camarón café	<i>Farfantepenaeus californiensis</i>
Camarón cebra o tigre	<i>Trachypenaeus byrdii</i>
Camarón tití	<i>Xiphopenaeus riveti</i>
Caribe	
Camarón rojo	<i>Farfantepenaeus duorarum</i>
Camarón rosado	<i>Farfantepenaeus brasiliensis</i>
Camarón blanco	<i>Litopenaeus schmitii</i>
Guatemala	
Camarón blanco	<i>Litopenaeus vannamei</i>
Camarón azul	<i>Litopenaeus stylirostris</i>
Camarón rojo	<i>Litopenaeus brevisrostris</i>
Camarón café	<i>Litopenaeus aliforniensis</i>
Chacalín	<i>Xiphopenaeus riveti</i>
Estados Unidos de Norteamérica	
Camarón rosa o rosado	<i>Farfantepenaeus duorarum</i>
Guyana	
Camarón rosado	<i>Farfantepenaeus subtilis</i>

CUADRO 2

Puntos críticos en los que se basa la definición de criterios de sostenibilidad de las pesquerías de camarón de Nicaragua

PROBLEMA	CAUSA	EFFECTOS
1. Cambios notables en las capturas en ciertos períodos.	Disminución o aumentos significativos de las abundancias de las especies debido a cuestiones de orden fundamentalmente ambiental.	Desempleo y pérdidas económicas del sector durante temporadas de baja abundancia. Exceso de esfuerzo pesquero durante las épocas de mayor abundancia.
2. Bajos rendimientos de captura por unidad de esfuerzo.	Excesiva competencia por pescar Falta de regulaciones tendientes a mejorar la producción biológica y económica del recurso	Pérdida de rentabilidad en el sector extractivo y aumento del costo de la materia prima para el sector de elaboración de productos.
3. Interacción entre pesca industrial y artesanal.	Competencia por asegurar recursos para la producción industrial y de subsistencia.	Degradación de los recursos por la competencia por pescar. Conflictos sociales severos.
4. Falta de desarrollo económico y social en el sector extractivo.	Producción entra al mercado de exportaciones a niveles superiores en la cadena de producción.	Falta de desarrollo económico y social en comunidades de pescadores.

Fuente: información tomada de Ehrhardt *et al.* (2000)

CUADRO 3

Criterios para la sostenibilidad de las pesquerías de camarón de Nicaragua

CRITERIOS	EFFECTOS
1. Optimización del costo de la materia prima mediante la regulación de la capacidad de pesca.	Disminuir la competencia por pescar aumentando los rendimientos de pesca de las embarcaciones.
2. Optimización de la capacidad de pesca manteniendo una estrategia de tamaño de flotas congruente con las variaciones de la abundancia a corto y largo plazo del recurso.	Disminuir la obsolescencia del exceso de flota y desempleo de tripulaciones durante épocas de baja producción.
3. Optimización de las tallas desembarcadas.	Incrementar la rentabilidad del recurso evitando la captura de tallas pequeñas de menor valor.
4. Entender los procesos dinámicos que gobiernan la abundancia y disponibilidad de los recursos de camarones.	Asegurar el dimensionamiento dinámico de los volúmenes anuales de captura que permitan definir más exactamente las flotas y capacidades de pesca y por tanto, incrementando la rentabilidad de los recursos.
5. Mantenimiento de una infraestructura de captación de información y análisis.	Asegurar las bases de la información necesaria y estratégica congruentes con las necesidades de entender los procesos dinámicos poblacionales de los recursos.

Fuente: Información tomada de Ehrhardt *et al.* (2000).

CUADRO 4
Indicadores del proceso sostenible de las pesquerías de camarones en Nicaragua

INDICADORES	EFFECTOS
1. Mantenimiento sostenido o incrementante del rendimiento producción por unidad de esfuerzo de pesca	Corroboración de la naturaleza sostenida del proceso de captura
2. Índice de eficiencia económica del valor de la captura y el costo de la misma	Corroboración de la eficiencia del sistema de producción sostenido en base a los objetivos de la administración pesquera
3. Índice de empleo, índice de compensaciones y salarios, índice de renovación de flota	Corroboración de la sostenibilidad social y técnica conseguida por la administración pesquera

Fuente: Información tomada de Ehrhardt *et al.* (2000).

4. Sobre las características dinámicas de la explotación de la langosta espinosa del Caribe, *Panulirus argus*, que influyen sobre el control de la capacidad de pesca

Nelson M. Ehrhardt

División de Biología Marina y Pesquerías

Escuela Rosenstiel de Ciencias Marinas y Atmosféricas

Universidad de Miami

4600 Rickenbacker Causeway

Miami, Florida 33149

(nehrhardt@rsmas.miami.edu)

RESUMEN

Las pesquerías de langosta espinosa en el Atlántico Centro Occidental están en el segundo lugar en importancia económica después del camarón. Estas pesquerías tienen además gran significado social y hasta político para muchos de los países en vías de desarrollo en la región del Caribe. La especie es de relativa larga vida cuyas larvas pueden permanecer más de 10 meses en las intensas corrientes marinas que dominan en la región y por tanto, los productos de desoves en regiones corriente-arriba pueden dar como resultado colonizaciones en regiones corriente-abajo y con ello, se ha creado el concepto Pan Caribeño de la langosta espinosa. Lo anterior tiene profundas consecuencias para la administración de las diferentes pesquerías y no se cuenta en la actualidad con un mecanismo regional para el control de las capacidades de pesca.

Por otro lado, la capturabilidad de la langosta espinosa es función de los niveles de capacidades de pesca en las diferentes pesquerías. De esta manera, se observa que las pesquerías corriente-abajo tienden a generar desembarques que son independientes de las capacidades de pesca. Lo anterior se demuestra con los casos de las pesquerías de Brasil y de la Florida. En esta última se introdujo un plan de reducción en el número de trampas que se podían utilizar en la pesquería en 1992. Dicha reducción ha sido analizada por sus impactos económicos y sociales y como tal representa un ejemplo único de control de una capacidad de pesca que tiene como objetivo reducir el congestionamiento en los caladeros, el mantenimiento de los niveles de desembarques y por tanto, el aumento de los rendimientos de captura por trampa. Los resultados demuestran que en el caso de la pesquería de la Florida, las flotas operan a niveles de equilibrio económico a pesar de las reducciones significativas en el número de trampas, mientras que en Brasil la pesquería se ha «artesanalizado» por razones económicas derivadas del desempleo y aumentos en el precio de los combustibles que han impactado más significativamente a las flotas industriales que a las artesanales.

En general, las capacidades de pesca no están siendo controladas bajo las condiciones de monitoreo, vigilancia y control imperantes en la mayoría de las pesquerías de la región.

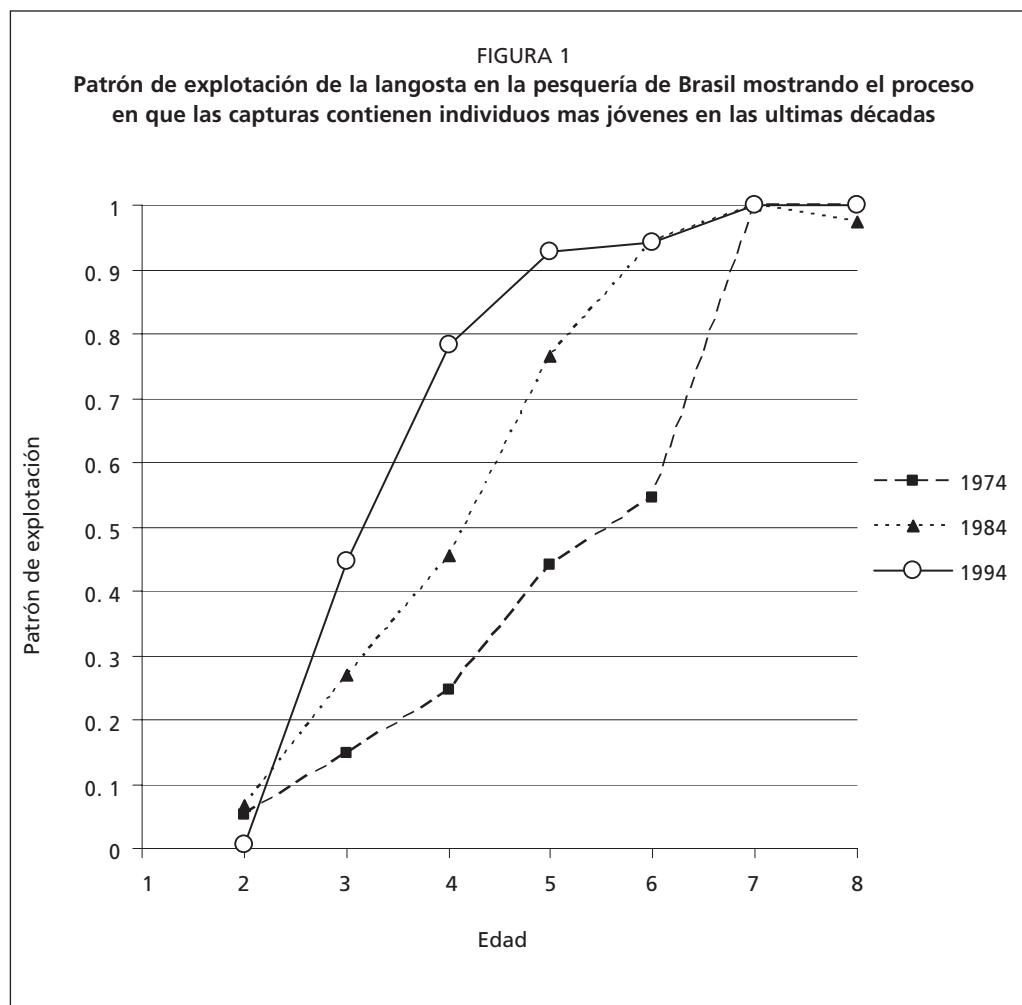
1. INTRODUCCIÓN

La langosta espinosa del Caribe, *Panulirus argus*, se encuentra ampliamente distribuida en el Atlántico Centro Occidental entre Bermuda y Brasil y sostiene pesquerías importantes en Cuba, Bahamas, Brasil, Florida, Honduras y Nicaragua. Los desembarques totales en esta región promedian las 35 000 toneladas de peso entero desde hace ya más de dos décadas, lo cual es una indicación que las pesquerías han alcanzado un estado de pleno desarrollo. Ehrhardt (2001.a) menciona que los precios pagados por langosta desembarcada en la región varían entre \$EE.UU. 4 y \$EE.UU. 25 por kilogramo de peso entero con un promedio de alrededor de \$EE.UU. 12. Lo anterior significa que el recurso de langosta espinosa del Caribe genera aproximadamente un promedio anual de \$EE.UU. 430 millones a nivel de muelle, lo que la ubica en segundo lugar en importancia económica después del camarón que se explota en la región.

La especie es más bien longeva, pudiendo vivir más de 20 años, sin embargo, debido a los altos niveles de explotación a que ha sido sometida, las edades máximas observadas en las capturas no sobrepasan los siete años con una marcada influencia (60-70 por ciento) de las edades dos y tres en los desembarques (Muller *et al.*, 2000; Ehrhardt y Sobreira, 2003). La especie madura entre los dos y tres años de edad que corresponde a tamaños de cefalotórax entre 80 y 90 mm. Por otro lado, existe una gran captura no selectiva de individuos inmaduros en las tallas por debajo de aquéllas adoptadas como comerciales (70 a 82 mm cefalotórax) en las diferentes pesquerías. Cochrane y Chakallal (2001) mencionan que en solo cinco de las 17 pesquerías que existen en la región se tienen tallas comerciales mínimas que están por sobre las tallas de primera madurez. Ehrhardt y Sobreira (2003) muestran el proceso de «juvenilización» en los desembarques históricos de langosta en la pesquería de Brasil (Figura 1) mientras que Ehrhardt *et al.*, (2000) señalan el incremento significativo del porcentaje de individuos inmaduros desembarcados en la pesquería de Nicaragua (Figura 2) la cual tiene características de explotación similares que aquella que se realiza en Honduras. De lo anterior se desprende que existe una marcada falta de monitoreo y control de las capacidades de pesca que capturan tallas ilegales en las pesquerías más importantes de la región.

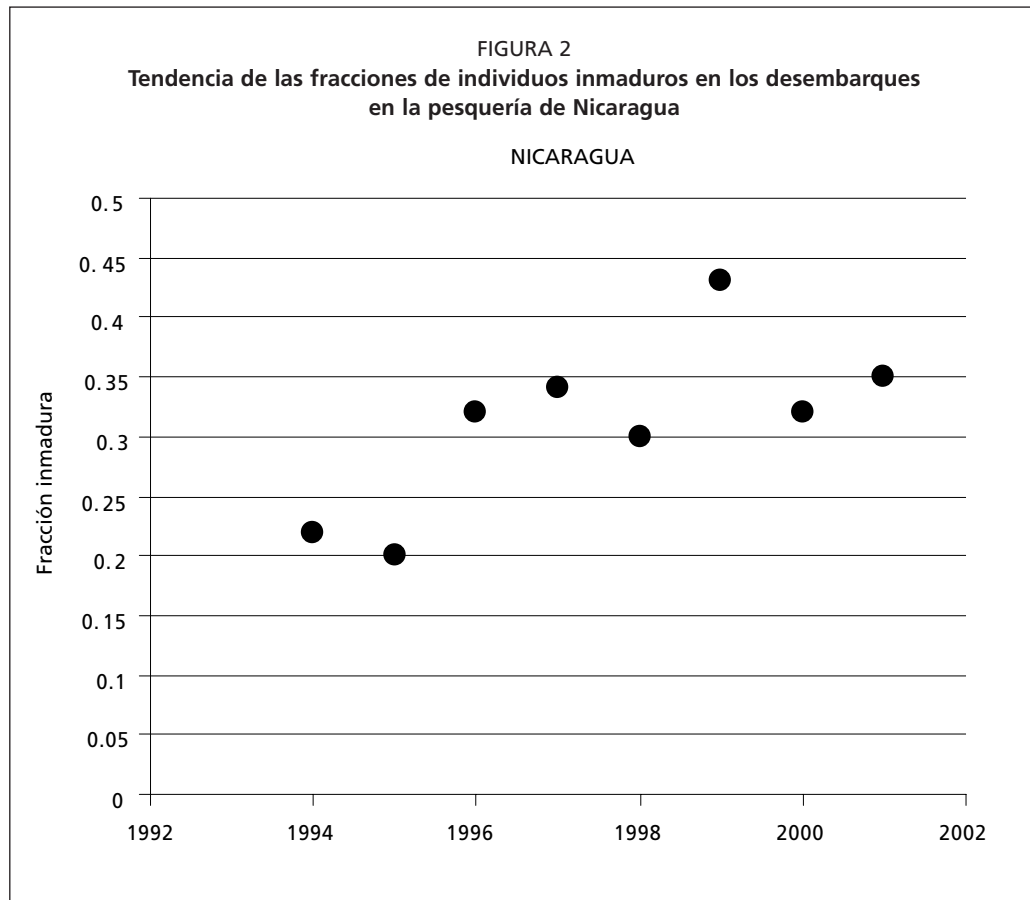
La langosta espinosa del Caribe, *Panulirus argus*, se encuentra ampliamente distribuida en el Atlántico Centro Occidental entre Bermuda y Brasil y sostiene pesquerías importantes en Cuba, Bahamas, Brasil, Florida, Honduras y Nicaragua. Los desembarques totales en esta región promedian las 35 000 toneladas de peso entero desde hace ya más de dos décadas, lo cual es una indicación que las pesquerías han alcanzado un estado de pleno desarrollo. Ehrhardt (2001a) menciona que los precios pagados por langosta desembarcada en la región varían entre \$EE.UU. 4 y \$EE.UU. 25 por kilogramo de peso entero con un promedio de alrededor de \$EE.UU. 12. Lo anterior significa que el recurso de langosta espinosa del Caribe genera aproximadamente un promedio anual de \$EE.UU. 430 millones a nivel de muelle, lo que la ubica en segundo lugar en importancia económica después del camarón que se explota en la región.

La especie es más bien longeva, pudiendo vivir más de 20 años, sin embargo, debido a los altos niveles de explotación a que ha sido sometida, las edades máximas observadas en las capturas no sobrepasan los siete años con una marcada influencia (60-70 por ciento) de las edades dos y tres en los desembarques (Muller *et al.*, 2000; Ehrhardt y Sobreira, 2003). La especie madura entre los dos y tres años de edad que corresponde a tamaños de cefalotórax entre 80 y 90 mm. Por otro lado, existe una gran captura no selectiva de individuos inmaduros en las tallas por debajo de aquéllas adoptadas como comerciales (70 a 82 mm cefalotórax) en las diferentes pesquerías. Cochrane y Chakallal (2001) mencionan que en solo cinco de las 17 pesquerías que existen en la región se tienen tallas comerciales mínimas que están por sobre las tallas de primera madurez. Ehrhardt y Sobreira (2003) muestran el proceso de «juvenilización» en los desembarques históricos de langosta en la pesquería de Brasil (Figura 1) mientras que



Ehrhardt *et al.* (2000) señalan el incremento significativo del porcentaje de individuos inmaduros desembarcados en la pesquería de Nicaragua (Figura 2) la cual tiene características de explotación similares que aquella que se realiza en Honduras. De lo anterior se desprende que existe una marcada falta de monitoreo y control de las capacidades de pesca que capturan tallas ilegales en las pesquerías más importantes de la región.

Dependiendo del tamaño individual, las hembras pueden producir de 147 mil a dos millones de larvas por estación (Cox y Bertelsen, 1997; Cruz y León, 1991). Estas larvas pueden permanecer en dicho estado circulando en las corrientes oceánicas entre seis y 12 meses (Lewis, 1951; Lyons, 1980) antes de sufrir una metamorfosis y convertirse en un puerulo que nada intensamente hacia las zonas costeras de cría que ofrecen un hábitat adecuado para su desarrollo. Esta dinámica larvaria peculiar conjuntamente con las fuertes corrientes oceánicas que prevalecen a través del Atlántico Centro Occidental, posibilita que las larvas de la langosta espinosa del Caribe puedan colonizar áreas muy extensas y lejanas desde el punto de origen de las mismas. Ello ha dado cabida a la teoría Pan-Caribeña de las langostas espinosas las cuales tendrían su origen en un solo recurso genético (Menzies y Kerrigan, 1980; Lyons, 1981). Esto último ha sido comprobado en parte mediante análisis de ADN mitocondrial de muestras obtenidas de langostas en diferentes partes del Caribe por Silberman, Sarver y Walsh (1994a) y Silberman, Sarver y Walsh (1994b). Dichos autores han encontrado que no existen diferencias geográficas en las muestras analizadas y que tampoco existe una variación genética estacional en las larvas que arriban a la Florida. Esto implicaría un alto nivel de mezcla de las larvas en el medio oceánico abierto al mismo tiempo que un nivel constante del nivel de mezcla. Por



último, los estudios genéticos realizados por Sarver, Silberman y Walsh (1998) sugieren que la langosta espinosa del Caribe que habita en Brasil podría ser una sub-especie de *P. argus*, mientras que Sarver, Freshwater y Walsh (1999) encontraron formas genéticas de la posible sub-especie brasileña en el material genético de las muestras obtenidas en la Florida. Por otro lado, Yeung y McGowan (1991) indican que los mecanismos de advección de larvas de langosta que migran en la Corriente del Golfo frente a las costas de la Florida se realizan a través de los remolinos que se forman estacionalmente en la contracorriente que se forma sobre la Plataforma de Portales a lo largo de los Cayos de la Florida. Con ello es posible que larvas que migran en la corriente del Caribe, pasen por el estrecho de Yucatán entre Cuba y México y entren en la corriente del Golfo para potencialmente reclutarse en los Cayos de la Florida.

Los resultados anteriores son indicativos de las grandes distancias que pueden migrar las larvas de *P. argus* lo cual da soporte al viejo argumento que la langosta espinosa del Caribe tiene una capacidad de colonizar regiones muy separadas entre sí. Lo anterior tiene gran significado sobre las estrategias de administración de los recursos de langosta y de las capacidades de pesca que se emplean en las diferentes pesquerías ya que los efectos de explotación en regiones más arriba en el flujo migratorio pasivo de las larvas tendrían necesariamente implicancias en la producción y los desembarques más abajo en el flujo de circulación larval.

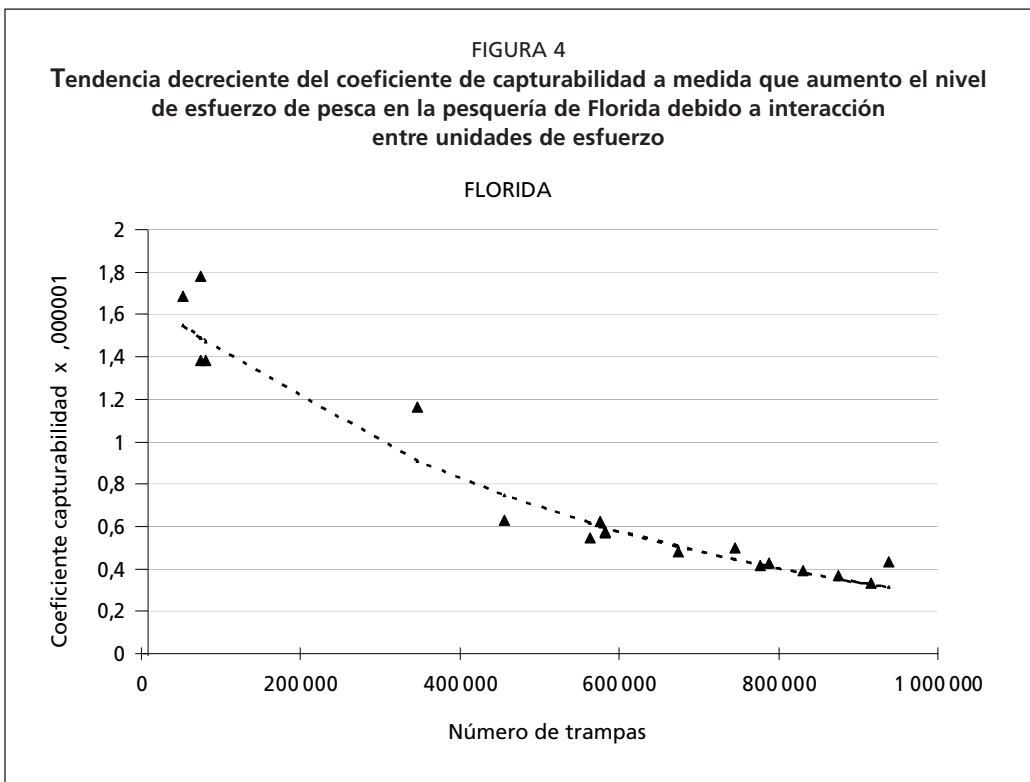
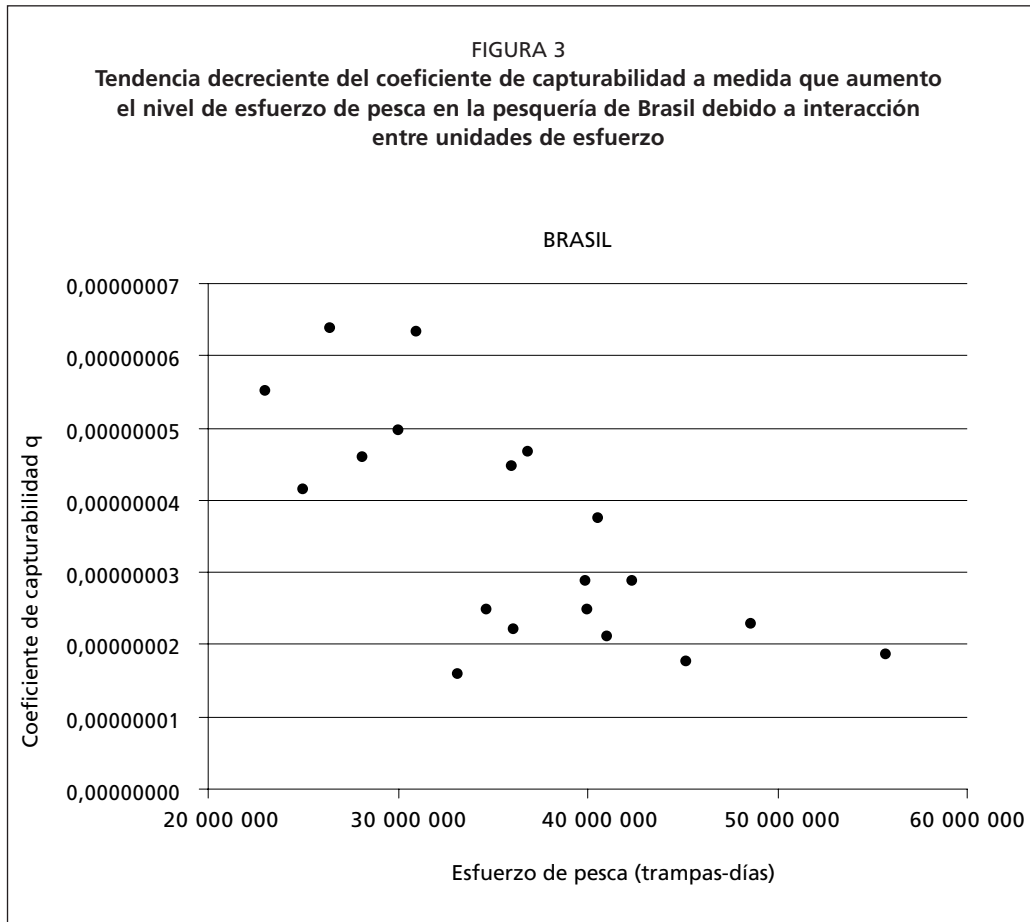
La conjunción de la alta demanda de la langosta en los mercados internacionales, el alto precio pagado por el producto desembarcado y la conectividad regional de las poblaciones de langosta ha dado como resultado que en general, casi todos los países que explotan este recurso no impusieron reglamentaciones con referencia a limitar los desembarques ni tampoco las capacidades de pesca. Entre las excepciones se cuentan los casos de Nicaragua que adoptó en el año 2001 cuotas anuales biológicamente aceptables definidas de acuerdo a las dinámicas de explotación y abundancia del reclutamiento con las cuales se definen las capacidades de pesca estacionales para su extracción, Cuba

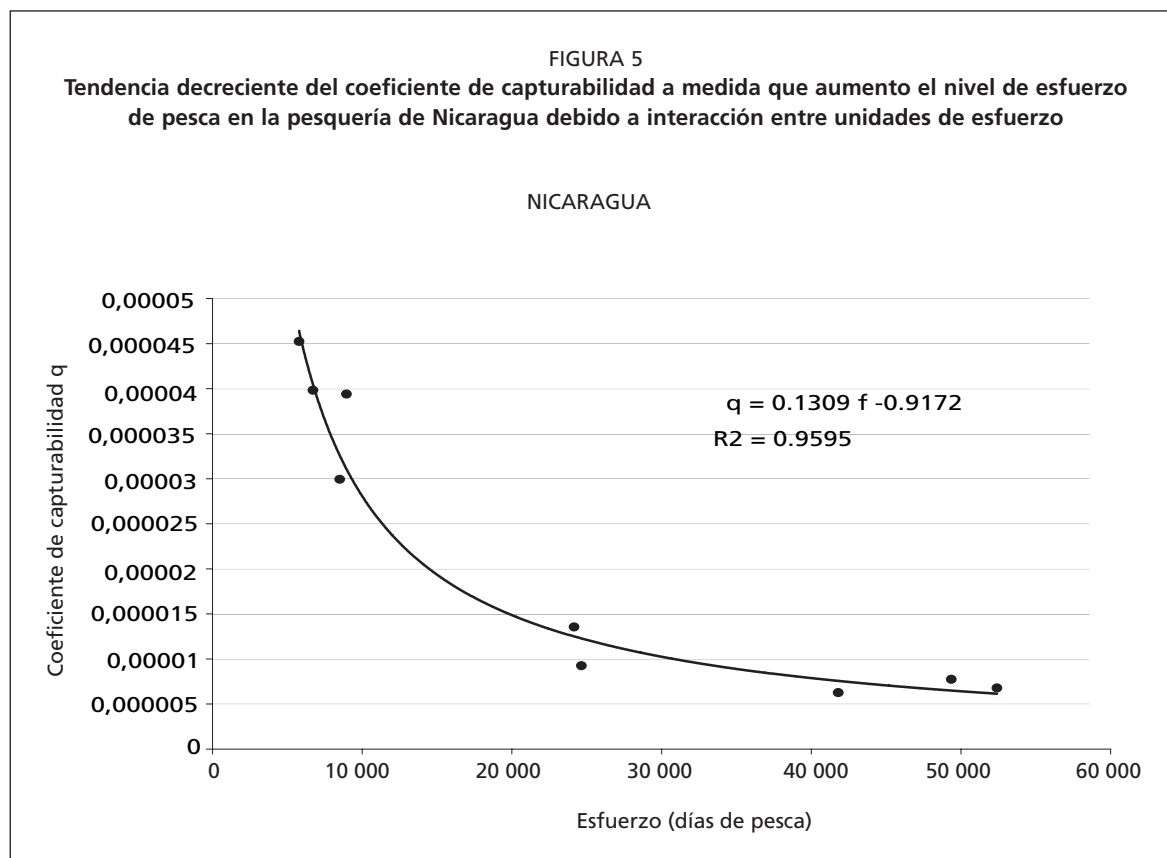
que históricamente ha definido planes anuales de explotación, Bermuda que controla el acceso y limita el número de unidades de pesca y Florida que desde 1992 regula la capacidad de pesca mediante la limitación del número de trampas que se pueden utilizar en la pesquería. Otras estrategias adoptadas en las administraciones pesqueras han estado fundamentalmente orientadas a preservar el proceso de desove mediante el establecimiento de épocas de veda, restricciones de áreas de pesca, prohibición de desembarcar hembras ovígeras, y controlar el tamaño mínimo. Sin embargo, violaciones a estas normativas son comunes en casi todas las pesquerías exceptuando aquéllas en que las regulaciones son más estrictamente controladas (Bermuda, Cuba y Florida).

2. EL PROBLEMA DE LA EXCESIVA CAPACIDAD DE ESFUERZO DE PESCA EN LAS PESQUERÍAS DE LANGOSTAS: LOS CASOS DE LA FLORIDA Y BRASIL COMO EJEMPLOS

Las pesquerías de langosta espinosa en el Atlántico Centro Occidental operan trampas de diversos diseños en todos los países, redes de enmalle (Brasil), casitas o condominios (Cuba, México y Bahamas) y buceo (en todos los países). Todos estos sistemas de pesca se caracterizan por ser interactivos en el sentido que la probabilidad de capturar langosta depende de la densidad de unidades operando en el área de pesca. De esta manera la captura por unidad de esfuerzo no solo es función de la abundancia relativa del recurso sino que también del nivel de esfuerzo empleado que define la capacidad de pesca de la pesquería. Esto implica que el poder de pesca de las unidades de esfuerzo disminuye con el aumento del número de unidades de pesca que compiten entre sí por una biomasa estacional fija disponible del recurso. Con ello se observa que el efecto de la sobre capacidad de pesca se refleja fundamentalmente en una disminución de la fracción del efectivo capturado por unidad de esfuerzo que también se define como coeficiente de capturabilidad (q). En las Figuras 3, 4 y 5 se observan las relaciones entre el coeficiente q y los niveles de esfuerzo en las pesquerías de langosta de Brasil (Ehrhardt y Sobreira, 2003), Florida (Ehrhardt, 2001b) y Nicaragua (Ehrhardt y Castaño, 1995). En ellas se observa claramente que a medida que aumenta el esfuerzo de pesca (capacidad de pesca) disminuye la efectividad de captura de las unidades de esfuerzo lo cual se traduce en que la mortalidad de pesca se incrementa a una tasa decreciente a medida que se incrementa el esfuerzo de pesca.

El efecto neto de la interacción entre unidades de pesca en las pesquerías de langosta es que los desembarques tenderán a ser asintóticos con incrementos en el esfuerzo de pesca y dicha tendencia será más significativamente asintótica en aquellas pesquerías en que exista mayor contribución de larvas extraterritoriales al proceso de reclutamiento local. Estas dinámicas se observan en la figuras 6 y 7 para las pesquerías de Florida y Brasil, respectivamente, en que a partir de un nivel de capacidad de pesca, la cantidad desembarcada no sigue una tendencia con el esfuerzo de pesca (pendiente próxima a cero) sino mas bien es función de la abundancia promedio máxima que se dispone en la pesquería en forma estacional y que varía estacionalmente como función del reclutamiento. En efecto, Powers y Bannerot (1984) indican que las fluctuaciones observadas en los desembarques de langosta de la pesquería de la Florida se debían fundamentalmente a fluctuaciones en el reclutamiento debido a la predominancia de los individuos de dos años en las capturas en una pesquería en que el esfuerzo de pesca se había mantenido constante. Un caso similar lo demuestran Ehrhardt y Sobreira (2003) para el caso de la pesquería de Brasil. En cualquiera de estos dos casos la mortalidad de pesca llega a ser casi independiente del esfuerzo de pesca a altas capacidades de pesca. De esta manera, pareciera que los desembarques de langosta podrían ser representados por un modelo de utilización de la biomasa disponible estacionalmente cuyo máximo asintótico sería la abundancia máxima promedio disponible bajo las condiciones ambientales promedio y de conservación de las capacidades reproductivas de la especie. De esto se desprende que un modelo de utilización de biomasa poblacional de langosta





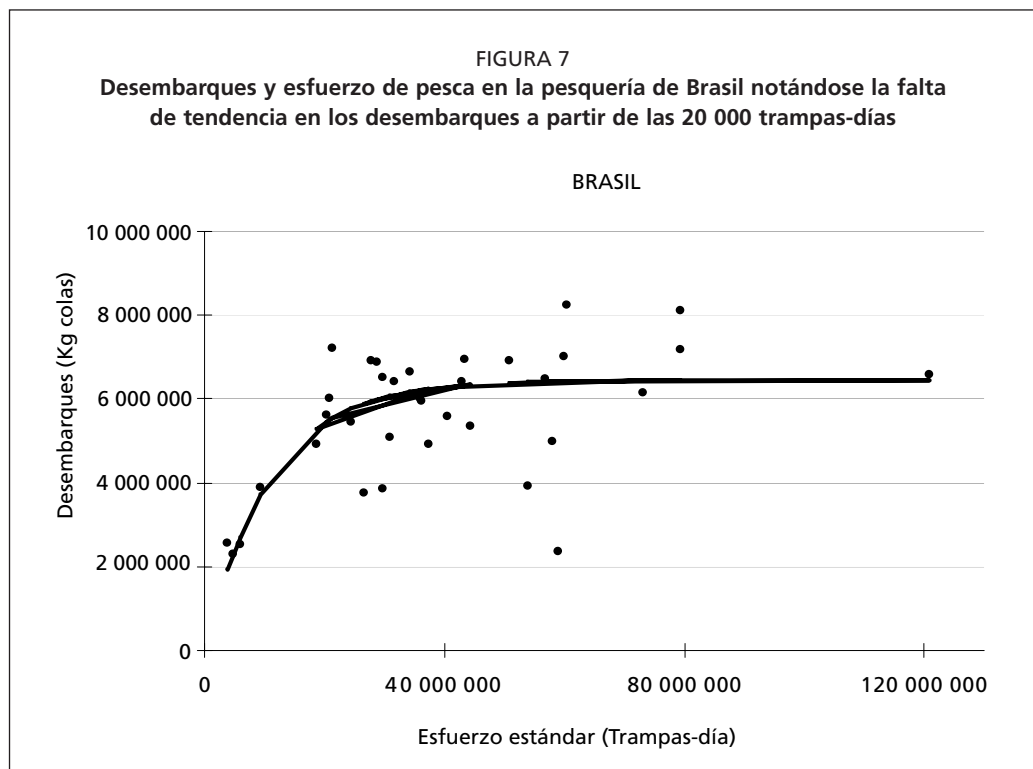
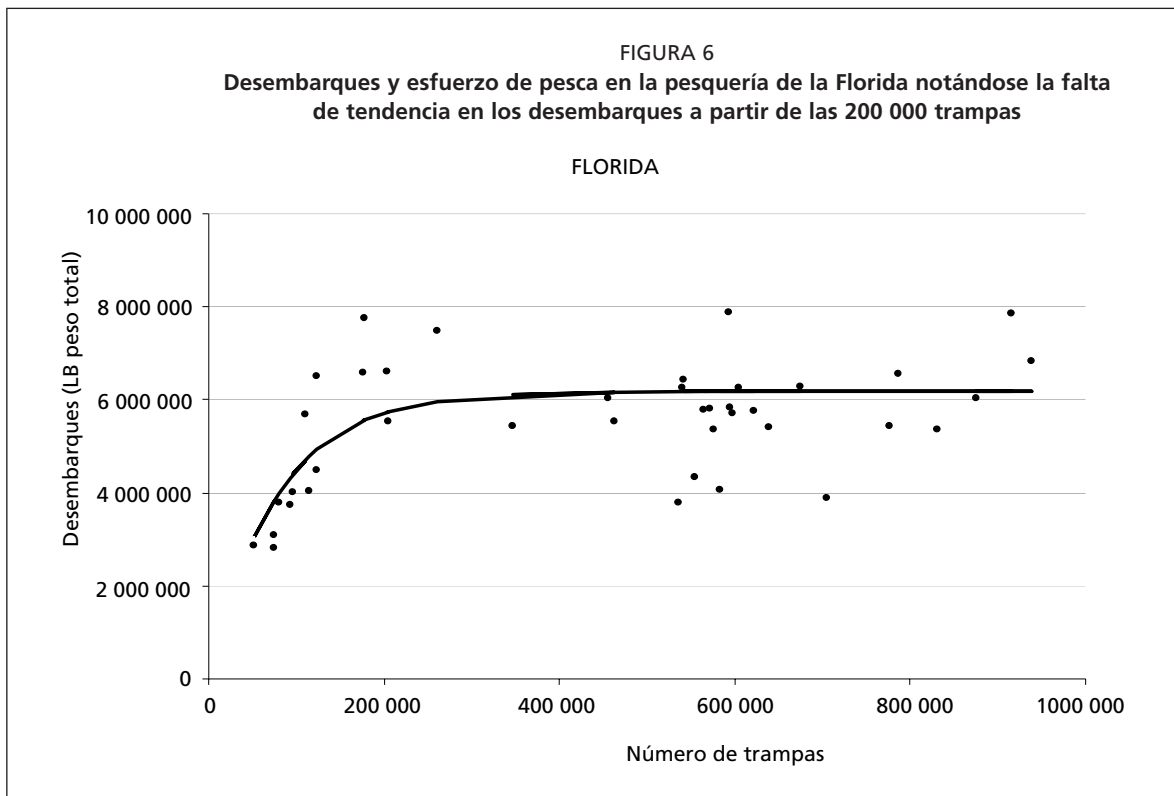
apropiado para el control de la capacidad de pesca para este tipo de pesquerías podría estar basado en la ecuación siguiente:

$$Y = Y_{\max} - Y_{\max} \times e^{-r \times f}$$

donde el parámetro Y_{\max} es el excedente asintótico de producción que se consigue a un alto nivel de capacidad de pesca cuando el coeficiente de capturabilidad es muy bajo y que limita la relación entre la mortalidad de pesca y la capacidad de pesca. El excedente de captura, Y , es la diferencia entre el excedente asintótico de producción y el excedente de producción que sobrevive la capacidad de pesca definido por el término $Y_{\max} e^{-(r \cdot f)}$. El parámetro r en la expresión anterior refleja el efecto dinámico de la densidad de los sistemas de pesca (o intensidad de pesca) sobre la capacidad efectiva de pesca en el área de operaciones de la pesquería bajo un nivel de mortalidad natural dado del efectivo.

El modelo de utilización de biomasa tiene la connotación única que el excedente de producción, Y , es función de la biomasa estacional promedio capturable, Y_{\max} , que depende de las capacidades regenerativas del efectivo que en la gran mayoría de las pesquerías de langosta espinosa del Caribe, tiene componentes exógenos importantes de reclutamiento y cuya abundancia dependerá de la capacidad de carga del hábitat que caracteriza a cada pesquería local. Los parámetros del modelo dado mas arriba se estiman mediante algoritmos mínimos cuadrados estándares aplicados a las estadísticas de desembarques y capacidad de pesca, que en el caso de las pesquerías de Florida y Brasil dieron como resultados los modelos ajustados que se observan en las figuras 6 y 7, respectivamente.

En las figuras mencionadas anteriormente se observa que en esas pesquerías han existido niveles desmedidos de capacidad de pesca que han hecho que las capturas por unidad de esfuerzo en la pesquería de la Florida disminuyeran de 180 a 6,5 libras por trampa por temporada entre 1952 y 1992. En el caso de la pesquería de *P. argus* en



Brasil, dichos rendimientos disminuyeron de 0,936 libras de colas por trampa-día de pesca en 1965 a 0,067 libras de colas por trampa-día de pesca en el 2001. Con esto se demuestra que a pesar que los desembarques varían sin una tendencia, la pérdida de efectividad por unidad de esfuerzo es muy significativa lo cual necesariamente implica que el exceso de capacidad de pesca trae consigo enormes problemas de eficiencia económica en las operaciones de pesca.

3. METODOLOGÍA

En las figuras 6 y 7 se observa que existe la posibilidad de reducir las capacidades de pesca a niveles significativamente más bajos los que crearían una condición económica y de productividad global mucho más favorable para las pesquerías. Ehrhardt (2001. b) desarrolló varios puntos de referencia que permiten definir niveles de control de las capacidades de pesca. Dichos puntos de referencia están relacionados con la tasa de cambio del excedente de producción por unidad de cambio de la capacidad de pesca. De esta manera, la expresión fundamental para desarrollar dichos puntos de referencia está dada por la primera derivada del excedente de producción con respecto a la capacidad de pesca en el modelo de utilización de biomasa dado en la sección anterior. Esto es,

$$\frac{dY}{df} = r \times Y_{\max} \times e^{-r \times f} \quad (1)$$

Los tres escenarios para evaluar los puntos de referencia para el control de las capacidades de pesca bajo el modelo de utilización de las biomásas aprovechables son: Excedentes Máximos Sostenibles, Punto de Equilibrio de Ganancia Cero (o Equilibrio de Acceso Abierto), y Excedente Económico Máximo. Estos puntos de referencia de control de las capacidades de pesca están dados entonces por:

3.1. CASO I: Excedentes Máximos Sostenibles

En este caso la primera derivada del excedente con respecto a la capacidad de pesca (Ecuación 1) se define con pendiente cero ($dY/df=0$) en cuyo caso el máximo solo es alcanzado cuando la capacidad de pesca es igual a infinito ($f=\infty$) porque a ese nivel de explotación el término exponencial en la ecuación 1 se hace igual a cero y la derivativa es entonces igual cero. De esta manera, el modelo no ofrece un punto de referencia razonable para este caso en particular, sin embargo, podría adoptarse una solución arbitraria mediante la adopción de un nivel de capacidad de pesca que genere un nivel ligeramente inferior de excedente por debajo de Y_{\max} , por ejemplo 98 por ciento de Y_{\max} .

3.2. CASO II: Punto de Equilibrio de Ganancia Cero o Equilibrio de Acceso Abierto

En este caso el ingreso total por pesca (IT) es igual al costo de producción (CP), esto significa que el componente flota de la industria pesquera langostera no genera renta ($IT=CP$). En el caso del modelo de utilización de biomasa excedente se tendrá que

$$IT = V \times Y = V \times (Y_{\max} - Y_{\max} e^{-r \times f}) \quad (2)$$

donde V = valor unitario de la captura, y

donde C = costo total anual por unidad de esfuerzo de pesca (f).

$$CP = C \times f \quad (3)$$

De esta manera si se reemplazan los términos de la derecha de las ecuaciones 2 y 3 en la igualdad $IT=CP$ y se factorizan los términos del esfuerzo de pesca se obtendrá una ecuación para estimar la capacidad de pesca que logre el punto de equilibrio económico según

$$\frac{f}{(1 - e^{-r \times f})} = \frac{V \times Y_{\max}}{C} \quad (4)$$

Esta igualdad no provee una solución explícita para definir la capacidad de pesca (f) en el CASO II, y por lo tanto, existe la necesidad de resolver la ecuación 4

interactivamente. Lo mismo se puede lograr fácilmente utilizando la función BUSCAR OBJETIVO en HERRAMIENTAS de Microsoft EXCEL. Para ello es necesario construir una ecuación en una celda en EXCEL para expresar la diferencia entre el lado derecho y el izquierdo de la ecuación 4 de la forma siguiente:

$$\text{DIFERENCIA} = \frac{f}{(1 - e^{-r \times f})} - \frac{V \times Y_{\max}}{C}$$

Y luego en BUSCAR OBJETIVO declarar: Definir la celda que contiene la Diferencia con el valor de cero mediante el cambio del valor de la celda que contiene f , dado que los demás parámetros de la ecuación deben ser conocidos.

3.3. CASO III. Excedente Económico Máximo

En este escenario se requiere establecer la igualdad entre renta marginal y los costos marginales de las operaciones de pesca. Esto es,

$$\frac{dTR}{df} = \frac{dTC}{df}$$

que de acuerdo a las derivativas de las ecuaciones 2 y 3 determina que

$$V \times r \times Y_{\max} \times e^{-r \times f} = C$$

Esta igualdad genera una solución explícita para la capacidad de pesca dada como

$$f = -\left(\frac{1}{r}\right) \ln\left(\frac{C}{V \times r \times Y_{\max}}\right)$$

4. INTERVENCIONES, REGULACIONES Y POLÍTICAS DE GESTIÓN: CASO DE LA FLORIDA

La administración de la pesquería de langosta espinosa en aguas estatales de la Florida (hasta seis millas náuticas) y en aguas Federales (entre seis y 200 millas náuticas) le corresponde por convenio con el Gobierno Federal a la Comisión para la Conservación de la Vida Silvestre y los Peces del Estado de la Florida, mientras que los trabajos científicos y de evaluación del recurso langosta le corresponden al Instituto de Investigaciones Marinas de la Florida dependiente de la Comisión anterior. El monitoreo y vigilancia relativa a la implementación de las regulaciones pesqueras en el Estado de la Florida le corresponden a la Patrulla Marina del Estado.

Entre los mecanismos más importantes para la regulación y el control de las capacidades de pesca en la pesquería de la langosta de la Florida están las vedas estacionales, la protección de los juveniles y la prohibición de captura de hembras ovígeras. Sin embargo, la acción más significativa con relación a la administración de las capacidades de pesca tiene referencia a la limitación del acceso a la pesquería establecido en 1992 y al programa de reducción del número de trampas utilizadas en la pesquería a partir de ese mismo año. En efecto, el Estado de la Florida estableció en 1992 mediante la aprobación del Estatuto 370.142 del Poder Legislativo Estatal el Programa de Certificados para Trampas (PCT) en la pesquería de la langosta espinosa de la Florida. Dicho programa dio por terminado el proceso de mas de 100 años de libre acceso a la pesquería de langosta *P. argus* en Estados Unidos y se transformó en uno de los primeros programas de licencias individuales transferibles en el país. El Programa era requerido debido al crecimiento desmedido que había experimentado la capacidad de pesca y al gran número de participantes los que en conjunto habían creado

un enorme congestionamiento en los bancos de pesca y en las vías acuáticas que son aprovechadas para otros motivos económicos importantes como son el turismo y los deportes marinos.

Por otro lado, el número de trampas usadas en la pesquería se había incrementado de 12 000 en 1951 a 520 000 en 1976 y 940 000 en 1992 y perdían cada vez más su eficiencia de pesca por lo que la industria adoptó hacia fines de los años de 1970 el uso de langostas juveniles de tamaños todavía no legales como atractivos vivos en las trampas lo cual dio como resultado que las capturas por trampa se incrementaran significativamente comparado al uso de carnadas. Sin embargo, la mortalidad de estos juveniles fue una preocupación de las autoridades Estatales y se consideró que la disminución del número de trampas reduciría el número de langostas juveniles usadas como señuelos para atraer a las langostas adultas a las trampas y por consiguiente se estimó que existiría una posibilidad de aumentar la producción por recluta en la pesquería. Pero la oportunidad más conspicua por lo cual la industria langostera del sur de la Florida apoyó abiertamente la iniciativa de reducción de trampas fue el hecho que las mismas podrían reducirse desde 940 000 hasta por lo menos 250 000 unidades sin que se redujeran los desembarques totales (ver Figura 6) mientras que las capturas promedio por trampa por temporada se incrementarían notablemente.

Los estudios pertinentes al diseño e implementación del PCT comenzaron en 1988 y en Julio de ese año se estableció una moratoria de tres años para el otorgamiento de nuevos permisos de pesca de langosta con trampas con el fin de evitar especulaciones que pudieran derivarse del anuncio del cierre del libre acceso a la pesquería. A pesar de ello los pescadores que tenían dicho permiso incrementaron significativamente el número de trampas en operación ante la expectativa que los certificados serían repartidos inicialmente en proporción a las trampas utilizadas. En el PCT cada certificado corresponde a una trampa y el Estado decidió que se implementarían inicialmente 700 000 certificados, reduciendo así en más de 200 000 las trampas al inicio del programa en 1992. Los certificados iniciales fueron solamente otorgados a aquellos pescadores que poseían una licencia para pescar productos del mar la cual tiene un valor que puede variar entre \$EE.UU. 50 a \$EE.UU. 600, y que poseían además un permiso para la pesca de langosta con trampas la cual tiene un costo de \$EE.UU. 100. El número de certificados que recibió cada pescador que cumplía con los requisitos de licencia y permiso se determinó de la manera siguiente: 1) se estimó el desembarque total estacional más grande correspondiente a una de las estaciones de pesca en el periodo de referencia de 1988/89 a 1990/91. 2) Dicha captura total fue dividida por 700 000 que correspondió a la cantidad de certificados que serían distribuidos para así obtener un coeficiente de captura por trampa y 3) la captura más alta obtenida en cualquiera de las tres estaciones de pesca de referencia por cada propietario de una licencia de pesca y permiso de pesca de langosta con trampas se dividió por el coeficiente de captura estimado en el paso dos para así obtener el número de certificados iniciales. Bajo este proceso hubo ajustes que terminaron con una distribución inicial de 727 313 certificados para la estación de pesca de 1992-1993. Al mismo tiempo y por razón de ser estos certificados transferibles, se impusieron restricciones para evitar la acumulación posterior de certificados. Por ello se estableció que ningún pescador con licencia y permiso puede controlar más de un 1,5 por ciento del total de certificados disponibles en una estación de pesca dada y al mismo tiempo se estableció que no podría haber menos de 67 participantes en la pesquería. Debido a que en el inicio se repartieron certificados a 3 700 individuos, entonces se puede apreciar que la restricción del 1,5 por ciento permite un grado de concentración de propiedad de certificados relativamente alta. Los certificados fueron designados como transferibles entre personas con licencias y permisos de pesca de langosta comenzando el 1 de abril de 1993 y con un precio según la libre demanda del mercado. Las transferencias de título de propiedad de los

certificados se realizan en forma notariada entre el 1 de agosto y el 1 de marzo de cada año. El regalo o transferencia sin pago de los certificados quedó prohibida. El costo anual de los certificados fue de \$EE.UU. 0,50 entre 1992 y 1995, \$EE.UU. 0,75 entre 1995 y 1997, y \$EE.UU. 1 desde 1998.

Si el costo anual por certificado se paga, entonces el mismo se le considera activo y al propietario se le asigna una marca o placa metálica con el número del certificado la cual deberá ser adosada permanentemente a la trampa durante toda la estación de pesca. Si el propietario del certificado no paga el costo anual, entonces el certificado se declara inactivo y la marca metálica permanece en la Comisión y si no se paga en tres años consecutivos se le considera abandonado y la propiedad se revierte a la Comisión y se retira. Los valores de mercado de los certificados varían grandemente según el tipo de títulos de certificado (ver mas abajo) y el año. En general, el precio promedio pagado por los títulos A-1 subieron de \$EE.UU. 1,94 en 1994 a \$EE.UU. 7,73 en 1998 mientras que los títulos B subieron de \$EE.UU. 4,92 en 1994 a \$EE.UU. 19,96 en 1998 con rangos máximos de valor entre \$EE.UU. 0,75 y \$EE.UU. 60.

La transferencia de los títulos de los certificados paga un derecho de \$EE.UU. 2 cada uno que son fondos que la Comisión Estatal utiliza para la administración del sistema de certificados de acceso a la pesca de langosta. Al mismo tiempo, la primera vez que un propietario de un certificado inicial lo traspase a otro pescador con licencia y permiso para pescar con trampas y que no sea de su familia inmediata, deberá pagar por única vez el 25 por ciento del precio en que vendió el certificado para compensar al Estado por una propiedad que le transfirió inicialmente solo por el hecho de haber tenido licencia y permiso de pesca de langosta. De esta manera existen certificados de tipo A-1 que son aquellos certificados originales distribuidos en 1992, tipo A-2 que son aquellos comprados por los familiares inmediatos de un propietario de títulos A-1 y que no están sujetos al 25 por ciento de compensación al Estado al momento de su compra, y tipo B que son aquellos certificados de tipo A-1 o A-2 comprados por cualquier otro pescador que cumpla con las condiciones de licencia y permiso de pesca para langosta con trampas.

El Estado de la Florida estableció un plan de reducción de trampas basado en el 10 por ciento del número de trampas en la estación anterior y dicho porcentaje de reducción es aplicable a cada propietario de los certificados. Desde el inicio del programa de reducción de trampas en 1992, dicha reducción del 10 por ciento ha ocurrido en solo cuatro oportunidades debido a condiciones económicas que han imperado en algunas de las estaciones. De esta forma desde la temporada del 2000-2001 el número de certificados se encuentra en 489 650 mientras que las capturas promedio por trampa por estación se incrementaron entre siete y 11 libras por trampa por estación entre 1992 y 1999.

El número de participantes en la pesquería se redujo en un 42 por ciento desde el inicio del programa de reducción de trampas hasta 1999, debido principalmente a la migración de pescadores a otras pesquerías alternativas y aprovechar la capitalización por la venta de los derechos de acceso a la pesquería de langosta mediante los certificados. Esta reducción de participantes corresponde a una concentración de los títulos de propiedad ya que los compradores solo pueden ser aquellos con derecho de acceso al recurso.

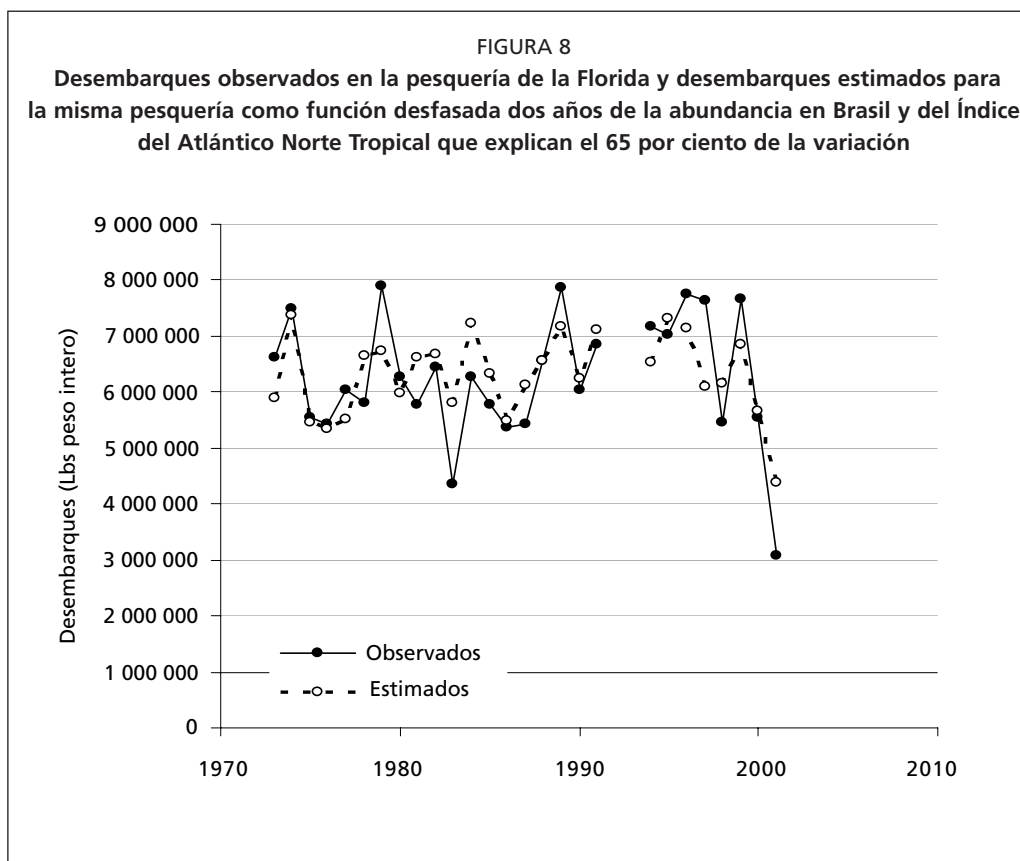
5. ANÁLISIS DE DESEMPEÑO DE LAS INTERVENCIONES/POLÍTICAS DE GESTIÓN: CASO DE LA FLORIDA

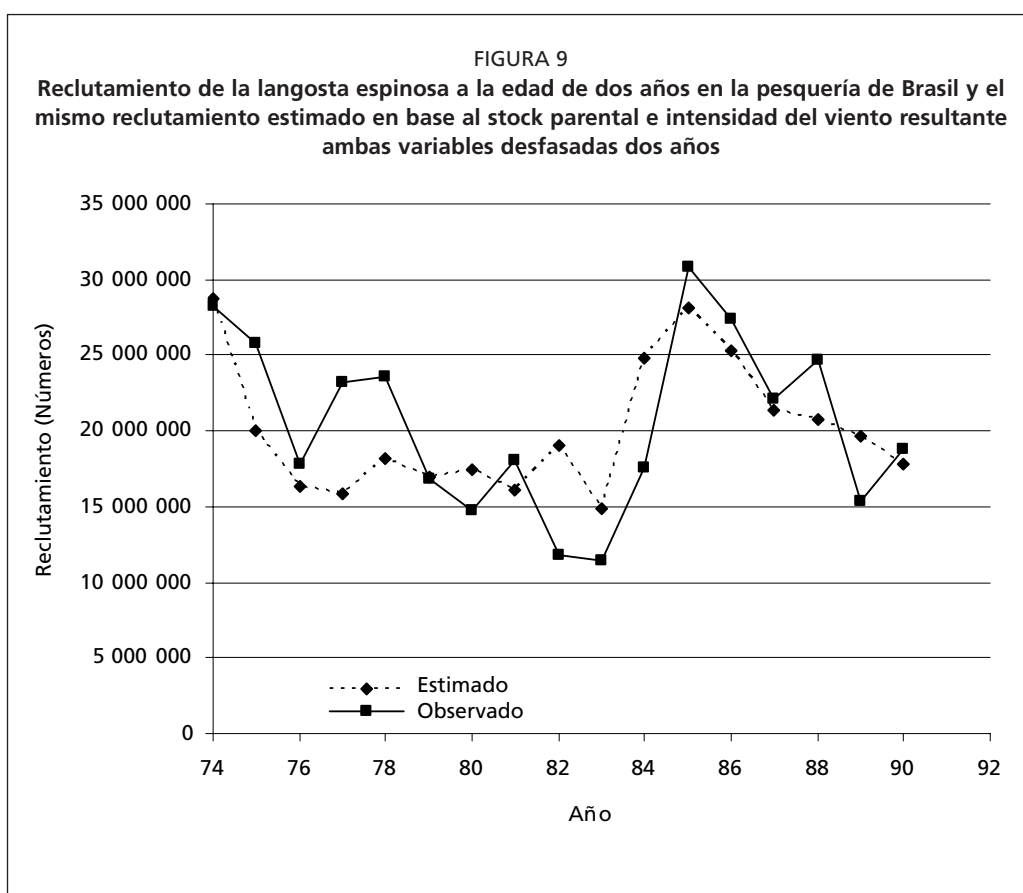
Ehrhardt (2001b) concluyó que bajo el CASO II, la pesquería de langosta de la Florida debería operar una capacidad de pesca equivalente a 473 384 trampas por temporada. Por otro lado el programa de reducción de trampas que se introdujera en la estación de pesca de 1992-1993 en la pesquería de la Florida, había alcanzado en la temporada 2000-2001 los 489 650 certificados con lo cual se observa que la pesquería en esa temporada había logrado situarse en el punto de referencia equivalente al de equilibrio bajo acceso

abierto. La capacidad de pesca que generaría el máximo económico bajo el CASO III, correspondería a 156 673 trampas, un número que generaría un gran impacto social en la pesquería puesto que la reducción de trampas a dicho nivel generaría un alto desempleo a cambio de una ganancia muchísimo mayor a los pocos pescadores que permanecieran en la pesquería. Este último no es un efecto deseable según las estrategias de administración pesquera del Estado de la Florida.

Los puntos de referencia anteriores podrían ser muy importantes para enmarcar criterios de sostenibilidad en las pesquerías regionales de langosta espinosa en el Atlántico Centro Occidental. Sin embargo, dichos puntos de referencia no toman en consideración los efectos dinámicos del reclutamiento anual sobre la producción de langosta a niveles locales. Entre las variables más importantes que afectan un 65 por ciento la variabilidad de los desembarques de langosta en la Florida están la variabilidad de la abundancia en Brasil y el Índice de Oscilación Tropical del Atlántico Norte (Figura 8) mientras que en el caso de Brasil, el reclutamiento esta fundamentalmente regulado por la abundancia del efectivo parental dos años antes del reclutamiento y la velocidad neta resultante de los vientos predominantes también dos años antes del reclutamiento (Ehrhardt y Sobreira, 2003; Figura 9) que afectan los mecanismos de retención de larvas de langosta en el Estado de Ceará, Brasil. La velocidad neta resultante de los vientos predominantes en el Estado de Ceará depende en gran forma de los cambios de presiones atmosféricas transcontinentales observadas en el Océano Pacífico y que tienen una estrecha relación con el proceso El Niño/Oscilación del Sur (ENOS).

El programa de reducción de trampas en la pesquería de la Florida ha sido detenido al nivel de 489 650 certificados porque se ha entrado en un proceso de declinación muy significativa de los desembarques los cuales se han reducido en 57 por ciento desde la temporada de pesca de 1999-2000 a la del 2002-2003. Estas tendencias decrecientes en los desembarques han sido mucho mas significativas en Cuba y Brasil (Figura 10), y en las últimas temporadas en Nicaragua (Figura 11) y en Bahamas (Figura 12). Se hace



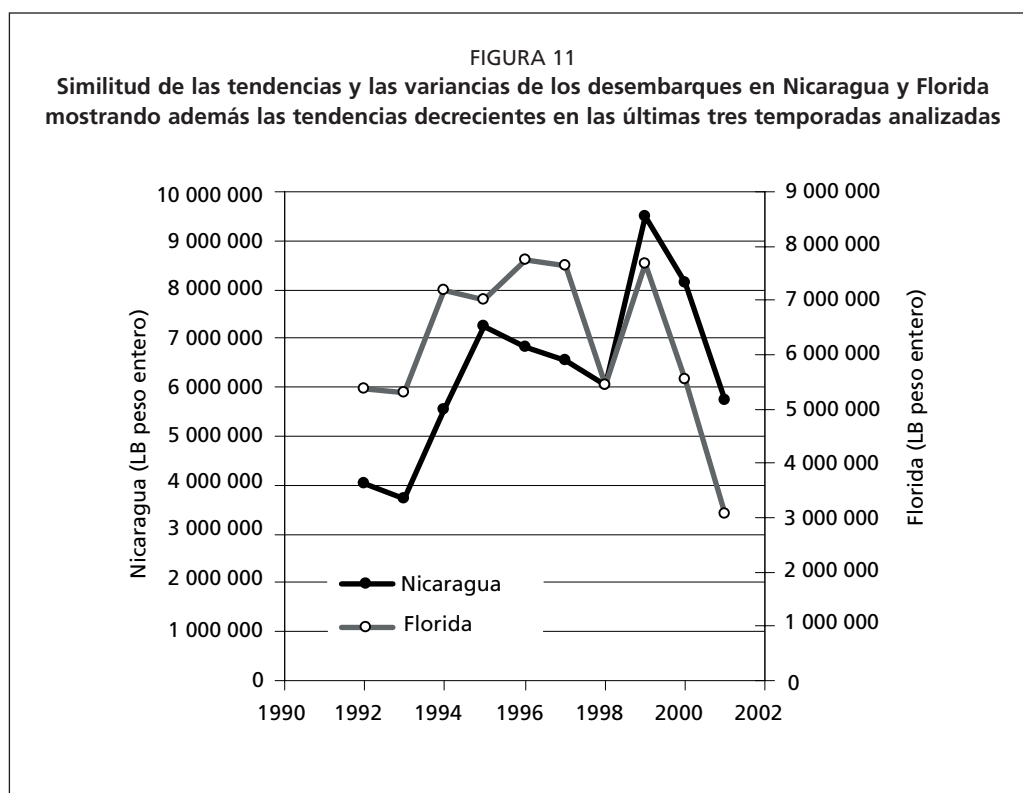
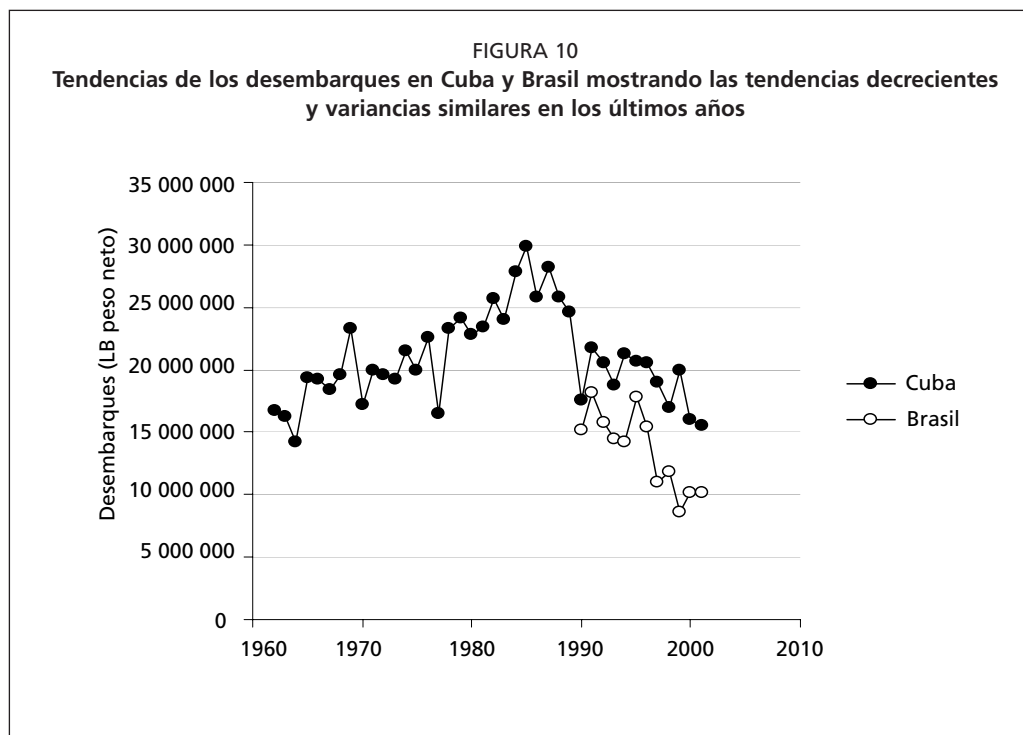


notar que las tendencias mostradas en las figuras anteriores no solo son de pendientes similares sino también en sus varianzas lo cual una vez más es indicativo del proceso Pan-Caribeño de la especie, y bien se podría especular que la gran caída en el reclutamiento de la langosta en Brasil siguiendo el fuerte proceso ENOS 1997-1998 podría estar afectando las abundancias regionales desde la temporada de pesca de 1999-2000.

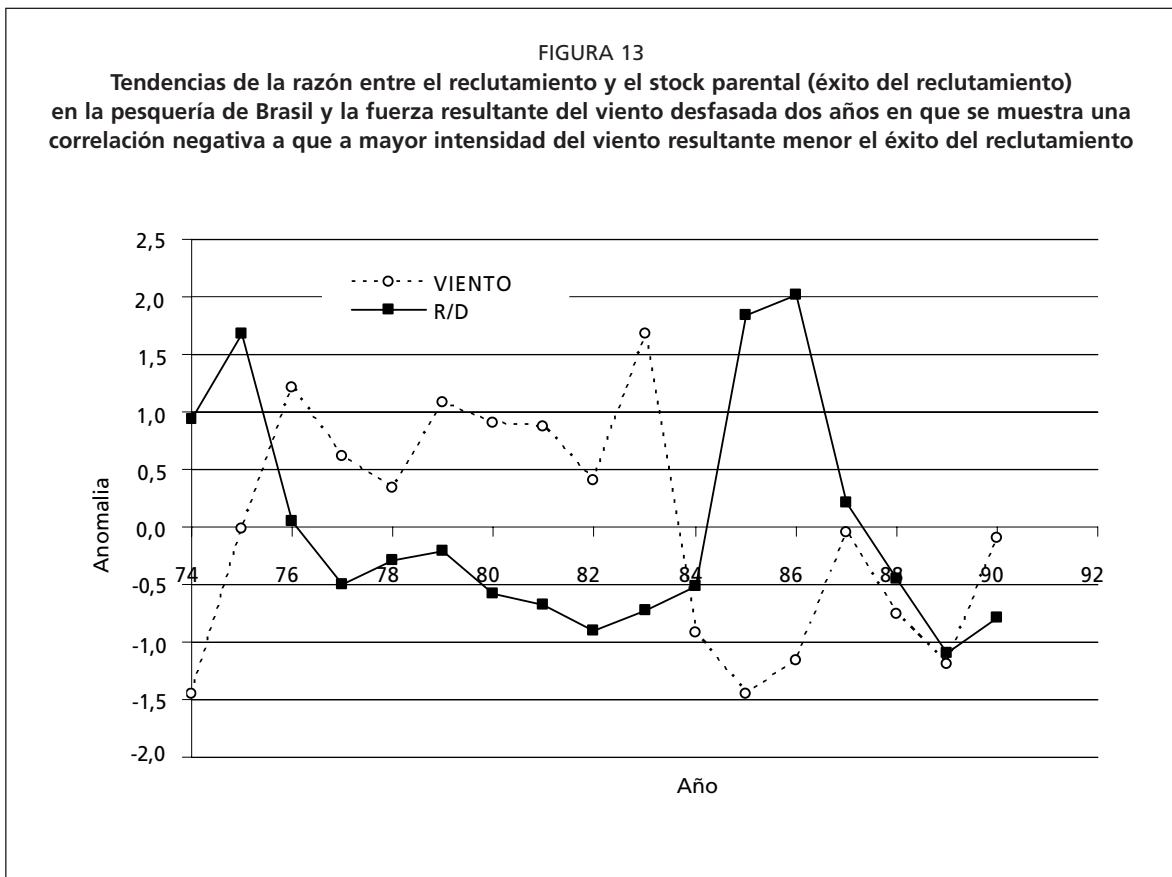
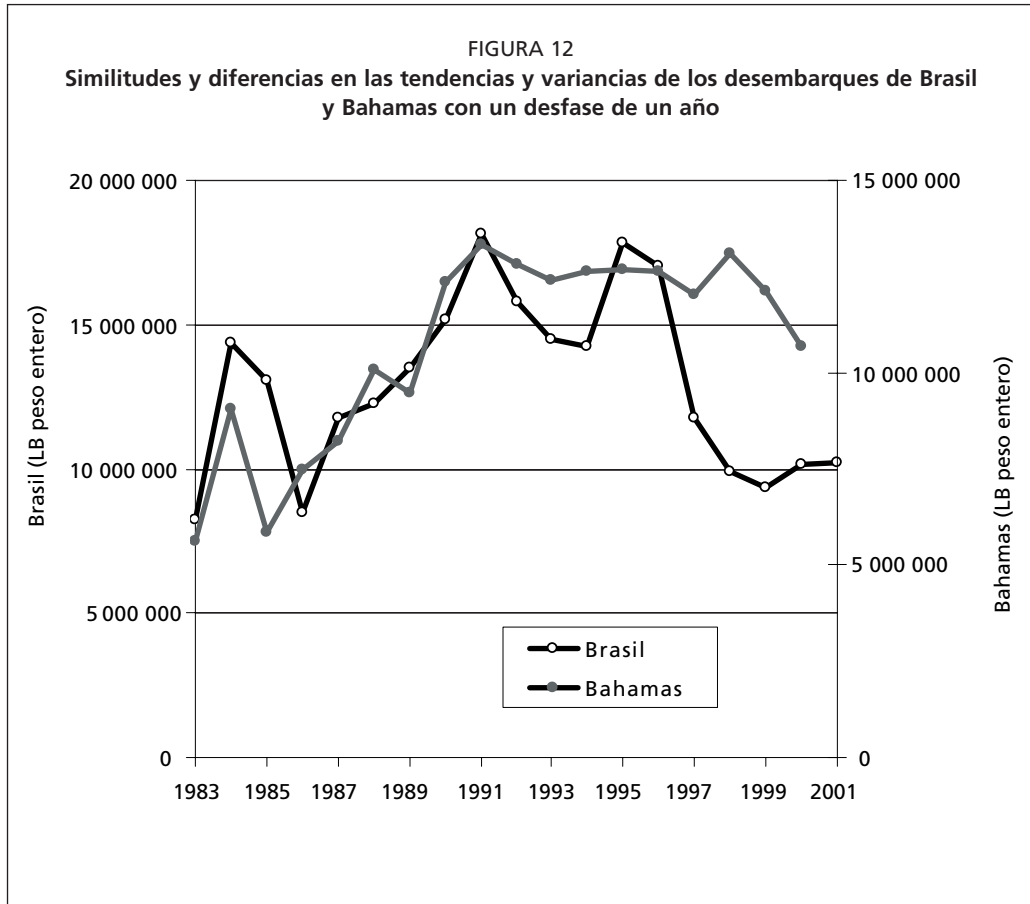
De lo anterior se desprende que las definiciones de las capacidades de pesca en las pesquerías de langosta espinosa del Caribe no solo dependen en forma crucial de los comportamientos económicos bajo diferentes niveles de esfuerzo de pesca sino muy fundamentalmente de los procesos ambientales y las recurrencias de los cambios en el reclutamiento de las poblaciones desovantes más arriba en las corrientes oceánicas que influyen sobre la región. De esta manera, la adopción de los puntos de referencia son solamente el marco conceptual para mantener el sistema administrado dentro de los objetivos de una pesquería, y se deberá realizar los análisis de riesgo económico que implica la variancia de los desembarques al nivel del esfuerzo establecido por regulación para así consolidar los aspectos económicos y sociales que pudieran estar asociados con tendencias en la abundancia de los recursos de langosta espinosa.

6. CONCLUSIONES

Las características peculiares del reclutamiento de la langosta espinosa del Caribe y su alta demanda en los mercados internacionales han dado como resultado una intensa carrera por pescar entre quienes participan en estas pesquerías. Los mecanismos de administración pesquera adoptados por los países para proteger al recurso no han sido orientados hacia el control de la gran capacidad de pesca que existe en todas las pesquerías de la región. Estas presiones de pesca excesivas han dado como resultado impactos económicos y sociales muy importantes y solo algunos países muestran capacidades de control y vigilancia que permiten pensar que las capacidades de pesca pudieran ser reguladas con alguna eficiencia.



Por otra parte, los desembarques están sujetos a variaciones interanuales significativas que derivan de cambios en las abundancias del reclutamiento el cual esta asociado a procesos ambientales importantes. Cuando se observa la pérdida de eficiencia de captura a altos niveles de capacidad de pesca y al mismo tiempo se experimentan cambios notables en la abundancia del recurso, entonces se hace necesario pensar en establecer mecanismos de control de las capacidades de pesca de forma tal que no se desaproveche la importancia económica que ofrece el recurso de langosta espinosa a toda la región.



De los análisis realizados en la Florida, se concluye que la limitación del acceso y la reducción de la capacidad de pesca en la pesquería de este Estado han aumentado considerablemente la eficiencia de las operaciones mientras que el ordenamiento de los procesos de pesca es evidente. Los inconvenientes inesperados al proceso de control de las capacidades de pesca de langosta espinosa ha sido la migración de un porcentaje relativamente alto de pescadores hacia otras pesquerías. Sin embargo, la eficiencia económica que se ha logrado con el ordenamiento establecido se espera pueda servir de ejemplo para implementar sistemas similares de acceso limitado y control de las capacidades de pesca en las otras pesquerías del Estado.

7. REFERENCIAS

- Cochrane, K.L. y Chakalall, B. 2001. The spiny lobster fishery in the WECAFC region – an approach to responsible fisheries management. *Mar. Freshwater Res.*, 52:1623-31.
- Cox, C. y Bertelsen, R.D. 1997. Fecundity of the Caribbean spiny lobster, *Panulirus argus*, from fished y unfished regions in the Florida Keys, USA. Abstract. Paper presented at the Fifth International Conference y Workshop on Lobster Biology y management. Queenstown, New Zealand.
- Cruz, R. y de León, M.E. 1991. Dinámica reproductiva de la langosta (*Panulirus argus*) en el archipiélago Cubano. *Revista de Investigaciones Marinas*. 12:234-245.
- Ehrhardt, N.M. 2001a. Regional Review. In: Report on the FAO/DANIDA/CFRAMP/WECAFC Regional Workshops on the Assessment of the Caribbean Spiny Lobster (*Panulirus argus*). (Eds. P. Medley y S. Venema.). FAO Fisheries Report 619, 12-16.
- Ehrhardt, N.M. 2001b. Biological y Economic Modeling y Assessment of Limited Entry Strategies in Multi-Species Fisheries in South Florida. Final Report to Florida Sea Grant on Project R/LR-E-18. January 2001.
- Ehrhardt, N.M. y Castaño, O. 1995. Assessment of the spiny lobster resources of the Atlantic coast of Nicaragua. Technical Report. Norwegian Agency for International Development (NORAD). May 1995.
- Ehrhardt, N.M., Cotto, A., Pérez, M. y Velásquez, L. 2000. Definición de indicadores y criterios de sostenibilidad para los recursos pesqueros de Nicaragua. Informe Final Programa de Apoyo al Sector Ambiental de Nicaragua PASMA-DANIDA. Dirección General de Biodiversidad y Recursos Naturales, Ministerio del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Gobierno de Nicaragua. Managua, Agosto del 2000.
- Ehrhardt, N.M. y Sobreira-Rocha, C.A. 2003. An assessment of the Brazilian spiny lobster, *P. argus*, fishery. FAO Fisheries Report 715.
- Lewis, J.B. 1951. The phyllosoma larvae of the spiny lobster, *Panulirus argus*. *Bull. Mar. Sci.* 1:89-103.
- Lyons, W.G. 1981. Possible sources of Florida's spiny lobster population. *Proc. Gulf. Caribb. Fish. Inst.* 33:253-266.
- Lyons, W.G. 1980. The postlarval stage of scyllaridean lobsters. *Fisheries* 5(4):47-49.
- Menzies, R.A. y Kerrigan, J.M. 1980. The larval recruitment problem of the spiny lobster. *Fisheries* 5(4):42-46.
- Muller, R.G., Sharp, W.C., Matthews, T.R., Bertelsen, R. y Hunt, J.H. 2000. The 2000 update of the stock assessment for spiny lobster, *Panulirus argus*, in the Florida Keys. Fish y Wildlife Conservation Commission. Florida Marine Research Institute. September 12, 2000.
- Powers, J.E. y Bannerot, S.P. 1984. Assessment of spiny lobster resources of the Gulf of Mexico y southeastern United States. National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Center, Miami, Florida. 25 p.
- Sarver, S.K., Freshwater, D.W. y Walsh, P.J. (1999). The occurrence of the Brazilian sub-species of the spiny lobster (*Panulirus argus westonii*) in Florida waters. *Fish. Bull. U.S.*

- Sarver, S.K., Silberman, J.D. y Walsh, P.J. 1998. Mitochondrial DNA sequence evidence supports the existence of two subspecies or species of the Florida spiny lobster *Panulirus argus* (Latrielle). J. Crust. Biol. 118: 177-186.
- Silberman, J.D., Sarver, S.K. y Walsh, P.J. 1994.a. Mitochondrial DNA variation y population structure in the spiny lobster, *Panulirus argus*. Mar. Biol. 120: 601-608.
- Silberman, J.D., Sarver, S.K. y Walsh, P.J. 1994.b. Mitochondrial DNA variation in seasonal cohorts of spiny lobster (*Panulirus argus*) postlarvae. Molec. Mar. Biol. Biotechnol. 3: 165-170.
- Yeung, C. y McGowan, M.S. 1991. Differences in inshore-offshore y vertical distribution of phyllosoma larvae of *Panulirus*, *Scyllarus*, *Scyllarides* in the Florida Keys in May-June, 1989. Bull. Mar. Sci. 49(3):699-714.

5. Una reevaluación de las políticas de manejo para reducir el exceso de capacidad pesquera en la pesquería de langosta al noreste de Yucatán

Jaime González-Cano

CRIP - Puerto Morelos

Instituto Nacional de la Pesca

Apdo. Postal N° 580

77509 Cancún, Quintana Roo, México

(jagoz@prodigy.net.mx)

RESUMEN

En este artículo se describen las causas que han contribuido al exceso de capacidad pesquera en la pesquería de langosta de la costa noreste de la península de Yucatán. Ante esta situación, se analizan diferentes alternativas de manejo y acciones a seguir a fin de reducir el esfuerzo de pesca, revertir la tendencia decreciente de las capturas, en buena medida resolver el problema de sobrecapitalización de esta actividad y reducir los costos sociales originados por la enfermedad de la descompresión. El método utilizado se aleja de los análisis clásicos. En este caso, se empleó una matriz de puntajes considerando el «deseo de cambio» que responde a múltiples criterios.

El procedimiento seguido apunta a encontrar la forma más efectiva para instrumentar las medidas que permitan cumplir los objetivos planteados. El estudio se realizó en base 83 pescadores que representan el 18 por ciento del total de los pescadores de esta área de captura. Igualmente, se entrevistó a investigadores, intermediarios y funcionarios de gobierno. Los resultados indican que el mayor puntaje lo obtuvo el esquema de manejo que actualmente existe pero totalmente instrumentado, seguido de una reconversión del método de captura mediante trampas.

En este estudio se analizan las diferencias que existen entre estos dos esquemas tomando como base el problema de la descompresión. Se demuestra que para todos los casos se debe contar con un programa efectivo de inspección y vigilancia. De manera adicional, se analizó cada uno de los casos respecto de su cumplimiento y/o vinculación con mecanismos y leyes internacionales. Se analizó además el sistema de Licencias Individuales Transferibles comparándolo con el esquema de manejo vigente. Por otro lado, los sistemas de cuotas podrían resolver muchos de estos objetivos, y calificaron favorablemente. Se describen las bondades de trabajar según un proceso de Co-manejo y de qué manera, al involucrar a otros sectores de la pesquería, es posible alcanzar los objetivos planteados.

1. INTRODUCCIÓN

En este documento se describen las causas que han llevado al exceso de capacidad pesquera en los caladeros donde se captura langosta espinosa en la zona noreste de la Península de Yucatán, México. Tomando como base la situación que prevalece actualmente, se evalúan diferentes alternativas de manejo; así como acciones que

pueden llevarse, independiente o conjuntamente, para reducir el exceso de capacidad pesquera, revertir la tendencia decreciente de las capturas, recuperar la pesquería y disminuir el problema de la enfermedad de la descompresión, la cual es responsable de varios pescadores discapacitados y la muerte de algunos de ellos. Ante esta situación se realizó una evaluación que considera diferentes alternativas de manejo en combinación con acciones que aumentarían la viabilidad de una nueva política de manejo, reduciría los conflictos que se generan por nuevos cambios, llevaría al mínimo problemas de descompresionados y, sobretodo, que permitiría la recuperación del recurso y la sustentabilidad de la pesquería.

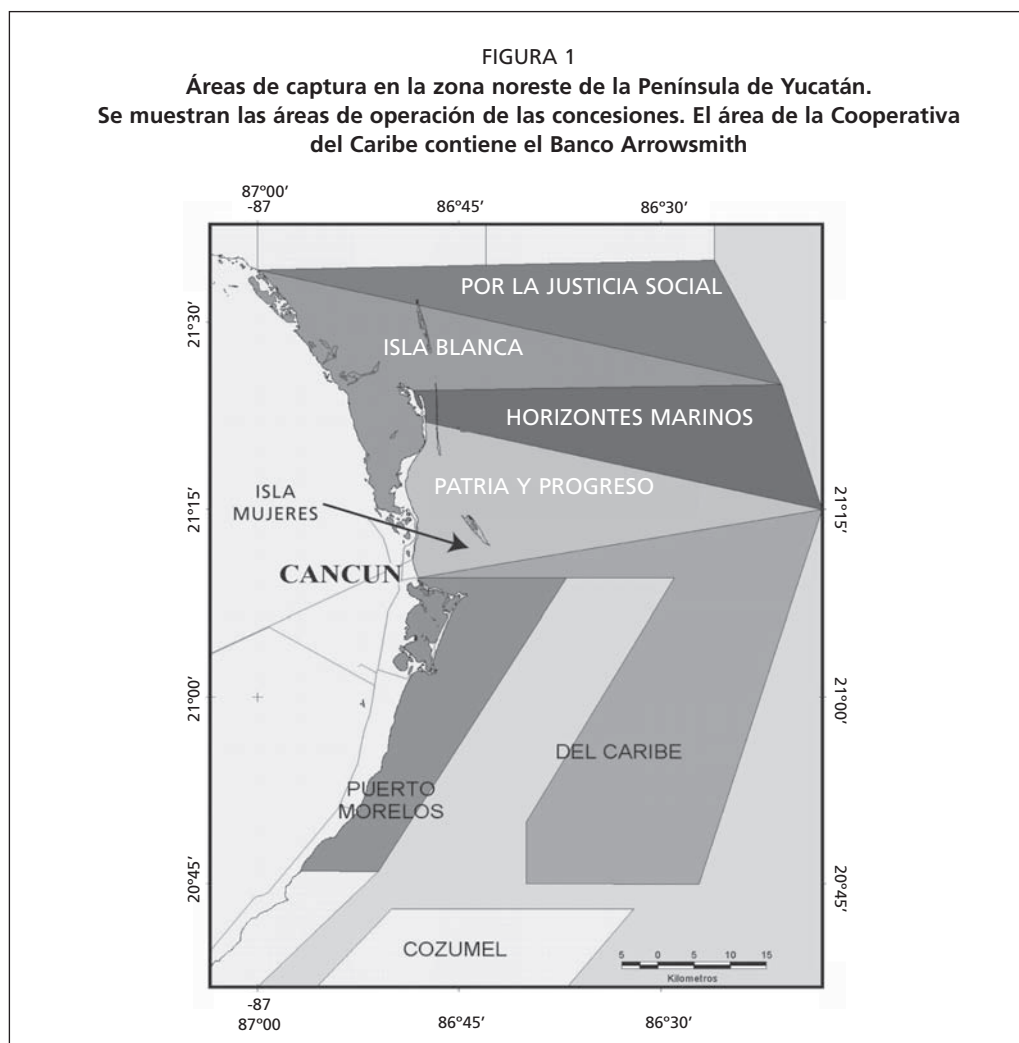
Los análisis se realizaron con base a una matriz cuyos valores corresponden a los puntajes obtenidos en entrevistas a diferentes actores. La base de este análisis considera el «deseo de cambio» en la pesquería por beneficios económicos que responden a múltiples criterios. Como se explica más adelante, se siguió este procedimiento ya que los resultados aquí obtenidos servirán de base para las discusiones en la elaboración de un plan de manejo que se está elaborando con el fin de manejar la pesquería de langosta en toda la Península de Yucatán. De esta manera, los resultados aquí obtenidos persiguen dar sustento a las políticas para la reducción del exceso de capacidad pesquera, generar cambios en la estructura de la población de langosta y, con ello, la recuperación de la pesquería. Se muestra que el Co-manejo resulta ser el procedimiento más apropiado para implementar políticas que permitan recuperar la pesquería y reducir el exceso de capacidad en la zona noreste de la Península de Yucatán.

2. ANTECEDENTES

2.1 Descripción de la pesquería de la langosta espinosa

El área de operaciones de captura de la langosta espinosa, se ubica al noreste de la Península de Yucatán, México, entre los 21° 46' y 20° 45' de latitud norte, frente al polo turístico de la ciudad de Cancún (Figura 1). Se caracteriza por tener una plataforma somera y estrecha, restringida por un cantil que cae abruptamente a partir de los 45 m de profundidad. El área incluye un atolón, conocido como Banco Arrowsmith, con una superficie aproximada de 145 000 ha. Esta formación no se observa desde la superficie porque las zonas más someras están a 6 m de la superficie. Normalmente este atolón no es visitado por los pescadores debido a las fuertes corrientes que lo atraviesan, dificultando las actividades de captura. Recientemente ha aumentado su visita debido a una reducción en la abundancia de langostas en el área tradicional de pesca y por el uso de instrumentos de GPS (Sistema de Posicionamiento Satelital) que facilitan el desplazamiento hacia este sitio.

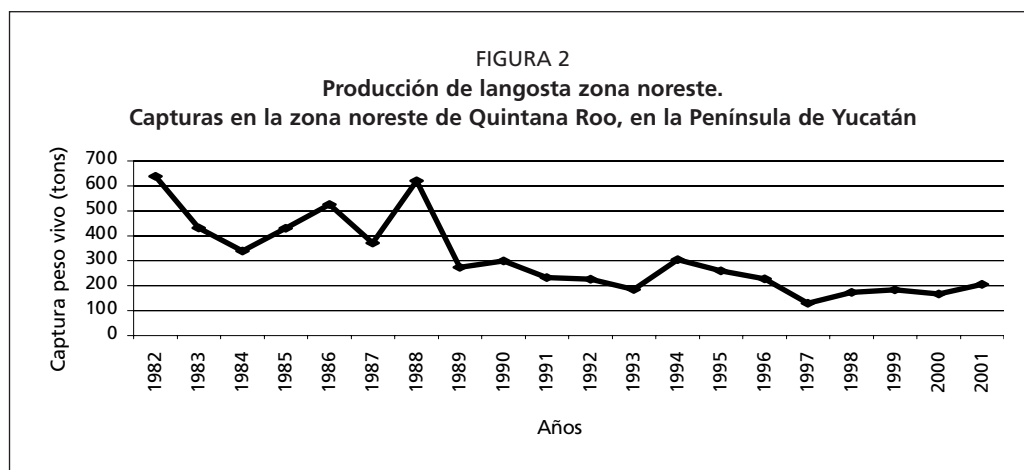
La pesquería no es nueva. Desde principios de la década de los 50 se capturaba langosta en las inmediaciones de Isla Mujeres. Para ello, se empleaba el chapingorro (horqueta con malla amarrados a un palo) desde lanchas, sombras (casitas) colocadas en zonas de aguas someras, las cuales eran de acceso común. El desplazamiento se hacía mediante embarcaciones con velas, por lo tanto las operaciones se realizaban muy cerca de la isla. En 1957 comenzó la comercialización de la langosta para exportación y de esta manera la tecnificación de los artes y métodos de captura. Lo que antes era interés de unos cuantos pescadores, se convirtió en un recurso de gran interés debido a los ingresos que generaba a la comunidad. A partir de los 70 se empezaron a utilizar embarcaciones tramperas, y a principios de 1980 se diversificaron las técnicas de captura con la introducción del SCUBA (Self Contained Breathing Apparatus) y la Hookah (compresora), con el uso del gancho. También, las migraciones masivas motivaron la introducción de redes agalleras en zonas someras entre Isla Contoy y tierra firme. Mediante estas técnicas, comenzó un período de expansión y la nueva flota ya tenía el potencial de recorrer, revisar y capturar en todas el área de captura en un tiempo corto.



Con la introducción del SCUBA y Hookah, embarcaciones menores y motores fuera de borda entre 1982 y 1984, se inició el sobre-dimensionamiento de la pesquería. El exceso de esfuerzo provocó que las áreas donde se capturaba con trampas, comenzaran a ser visitadas por los buzos que no encontraban langostas en sus propias áreas, creando un problema de interferencia tecnológica (González-Cano, 1991). El proceso se agravó y se fue agudizando, provocando que los tramperos retiraran las boyas que indicaban superficialmente la posición de las trampas, con el fin de que otros pescadores no las detectaran y extrajeran las langostas. En un proceso que aún falta por ser descrito en detalle, los barcos tramperos fueron sustituidos por embarcaciones menores de buzos y también tramperas, sustituyéndolos por su mayor eficiencia debido a los menores costos de operación.

La pesquería cobró tanto interés que, en el período de mayores capturas (1985-1987) se observó la presencia de profesionales (abogados, dentistas, entre otros) dentro del grupo de aspirantes a ser socios en las cooperativas. Estas condiciones han cambiado totalmente, en la actualidad porque sólo pescadores con bajos costos de oportunidad permanecen siendo pescadores, o sólo aquellos arraigados, quienes combinan esta profesión con otros ingresos.

En septiembre de 1988 el huracán Gilberto tuvo un impacto muy significativo en esta área de captura. De acuerdo con la información disponible, este huracán tuvo los siguientes efectos: a) modificó los fondos removiendo la arena en varias zonas, hasta en sitios con 30 a 40 m de profundidad, destruyó artes de pesca como trampas, embarcaciones menores y mayores. b) De acuerdo con los estudios que realiza el



Instituto Nacional de la Pesca, el efecto más importante fue el de haber producido «mortalidad en masa» modificando la estructura de la población y su dinámica.

Bajo las circunstancias descritas, lo más recomendable hubiera sido: (1) permitir que la estructura de la población –al menos en parte– se recuperara y (2) adecuar el esfuerzo pesquero a la nueva dinámica poblacional del recurso; sin embargo, esto no ocurrió. No obstante, el gobierno del Estado de Quintana Roo, generó un mecanismo de financiamiento con intereses muy bajos, facilitando a los pescadores adquirir rápidamente nuevas embarcaciones y equipos de pesca. Debido al estado que presentaba el recurso en esta zona en 1989, esta política de financiamiento tuvo como efecto, sobredimensionar y sobrecapitalizar la flota; es decir, se generó una flota con el potencial y la eficiencia para obtener mayores capturas a las que en ese momento presentaba el recurso.

En la Figura 2 se muestra que a partir de 1989 no se ha producido la recuperación del recurso, lo que se observa en la tendencia decreciente de las capturas. De esta manera, la capacidad de pesca excesiva que comenzó desde mediados de los 80, no ha podido reducirse y prevalece por los bajos costos de oportunidad de los pescadores y por el subsidio de otras especies, por tratarse de una pesquería multispecífica de pequeña escala.

Como se observa en la Figura 2, las capturas, en la década de 1980, expresadas en peso vivo, promediaban las 500 toneladas, convirtiendo a esta área en la más productiva de todo el Caribe mexicano. A partir de 1989 se presenta una tendencia descendente y en 2001 las capturas se reportan a una tercera parte de lo que se producía en el período 1985-1987.

La preocupación que existe actualmente es que las capturas se mantienen a niveles bajos, si bien relativamente estables. Esto se debe a que se está capturando en sitios alternativos como Banco Arrowsmith; no obstante, este sitio ha sido explotado al grado que en el corto plazo requerirá de un período de descanso. De esta manera se espera que de no tomarse las medidas apropiadas, la tendencia descendente de las capturas continúe.

Además de lo anterior, en cada temporada de captura sigue habiendo un número considerable de pescadores que han sufrido la enfermedad de la descompresión, algunos de los cuales se encuentran discapacitados de por vida y otros han muerto por no recibir a tiempo un tratamiento hiperbárico. Esta problemática se atribuye a la disminución continua en las densidades de langostas, que obligan a los pescadores a bucear en zonas cada vez más profundas y con períodos de permanencia bajo el agua mayores a los recomendados, debido a la falta de un entrenamiento adecuado para reducir los riesgos asociados con esta práctica. Aunque el incremento en los tiempos de fondo aumenta las ganancias de los pescadores, de igual forma aumentan los riesgos

de presentar accidentes de buceo. Así, esta población presenta una alta incidencia de enfermedades disbáricas.

Un estudio coordinado por la Subdelegación de Pesca de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Alimentación, Recursos Pesqueros y Acuicultura (SAGARPA) en 2002, reveló que los 500 pescadores de las seis cooperativas en esta área, casi todos han sido tratados por lo menos una vez por enfermedades disbáricas. La profundidad promedio de buceo oscila entre 25 y 50 m, con tiempos de fondo cerca de cinco veces sobre los límites recomendados por los cuadros de descompresión. En los buzos más experimentados (10 años), el 50 por ciento de ellos han presentado una lesión medular. Algunos han recibido tratamiento hiperbárico, aunque la mayoría continúan realizando esta actividad (SAGARPA, 2002).

De todo el Caribe mexicano, el área de Isla Mujeres es la única zona donde se presenta un esfuerzo de pesca excesivo y con una tendencia decreciente de las capturas. La flota tiene la capacidad de efectuar capturas mucho mayores a las obtenidas. Esta situación genera diferentes tipos de problemas, siendo el de la enfermedad de la descompresión el más grave. Ante esta situación, las autoridades han establecido dentro del plan de manejo que se está elaborando, a nivel de toda la Península de Yucatán, rehabilitar (recuperar) la pesquería de langosta en la zona noreste de Quintana Roo. De ahí que en lo que sigue de este documento, se analicen diferentes formas para poder reducir el exceso de capacidad de pesca, restringir el acceso, disminuir y en lo posible erradicar la incidencia de la enfermedad de la descompresión y recuperar la pesquería en esta zona.

2.2 Aspectos ecológicos y biológicos

La langosta del Caribe (*Panulirus argus*) es la especie de langosta espinosa que más se captura a nivel mundial. Se distribuye desde Bermudas y Carolina del Norte en EUA, hasta Río de Janeiro en Brasil (Williams, 1965; George y Main, 1967). Es una especie de amplia distribución, pero se conoce poco sobre los mecanismos de dispersión. Se reconocen dos fases: larvaria y bentónica. Durante la primera se sabe de once estadios larvarios con duración de seis a 11 meses (Lewis, Moore y Babis, 1952; Baisre, 1964; Sims e Ingle, 1967) antes de transformarse en postlarva (puérulo) para asentarse e iniciar la fase bentónica, etapa que ha sido estudiada y descrita ampliamente por diversos autores. Es una especie longeva (>25 años) y de crecimiento relativamente lento. En ambas fases y en los estadios de cada una de ellas, *P. argus* requiere de condiciones específicas, tanto de alimento como de refugio y en cada una presenta un comportamiento particular.

Las larvas y juveniles de esta especie habitan zonas de aguas someras (de sólo 1 m de profundidad), mientras que los adultos viven en zonas de mayor profundidad, habiéndose detectado la presencia de los mismos a más de 160 m, en los alrededores de la isla de Cozumel, en México.

Los estudios realizados en la zona de Isla Mujeres han estado encaminados a investigar diversos aspectos de la pesquería. No obstante, los métodos y artes de captura permiten utilizar la información dependiente de la pesquería para propósitos de la ecología, biología y dinámica del recurso.

De acuerdo con González-Cano (1991) debido a que se captura por medio del buceo y con gancho, no existe selectividad de los artes. En la situación en la que se encuentra la pesquería, los buzos capturan todos los individuos, aún aquellos que no presentan las medidas establecidas en la regulación vigente. Con esta información se ha podido elaborar un modelo conceptual sobre la distribución y los movimientos migratorios que realiza la langosta en esta zona, ya que es posible hacer un seguimiento de las distintas cohortes a través de la información provista por las capturas, especialmente aquéllas en donde hubo reclutamientos altos, tanto de post-larvas como de juveniles.

En esta zona se presentan migraciones masivas, principalmente en los meses de noviembre a febrero del siguiente año. Éstas ocurren en el área que se localiza entre

Isla Contoy y la Cayería a lo largo de la costa. La Cayería, compuesta por una zona de humedales con presencia de manglares es considerada una zona importante para el asentamiento y/o crecimiento de post-larvas hasta el estado de preadultos. González-Cano (*op. cit.*) describe que en el período de octubre a diciembre de cada año, los preadultos realizan migraciones masivas hacia zonas profundas, teniendo que pasar por las áreas de captura. Así mismo, este autor estableció una hipótesis de trabajo, en la que presupone que la principal fuente de langostas en esta zona proviene de la Cayería a lo largo de la costa. Los individuos preadultos migran hacia las zonas profundas, proceso en el cual una cantidad considerable es capturado por los pescadores. Las langostas que no son capturadas son las que logran distribuirse en áreas profundas e inaccesibles para los pescadores. De esta manera se genera un refugio de profundidad donde una parte de la población de langosta permanece a resguardo de la actividad pesquera y no logra ser capturada. Antes del huracán Gilberto, la zona de refugio servía para amortiguar el efecto de la pesca en la dinámica de la población. De acuerdo con esta hipótesis, y con los datos correspondientes al período 1986 y 2002, existe un patrón estacional en el que las hembras de *P. argus* se movilizan desde la profundidad a zonas de la plataforma con aguas someras, con el propósito de reproducirse, facilitando de esta manera la liberación y dispersión de larvas. Este comportamiento ha podido seguirse mediante el monitoreo de las características que presentan los individuos capturados que son llevados por los pescadores a los centros de recepción de las cooperativas en Isla Mujeres.

Por lo arriba mencionado, se ha concluido que el área de captura, al noreste de la Península de Yucatán, es una franja intermedia en donde se capturan individuos juveniles y preadultos que emigran de la Cayería hacia áreas profundas, y de adultos que regresan a aguas someras a reproducirse en el período de la reproducción.

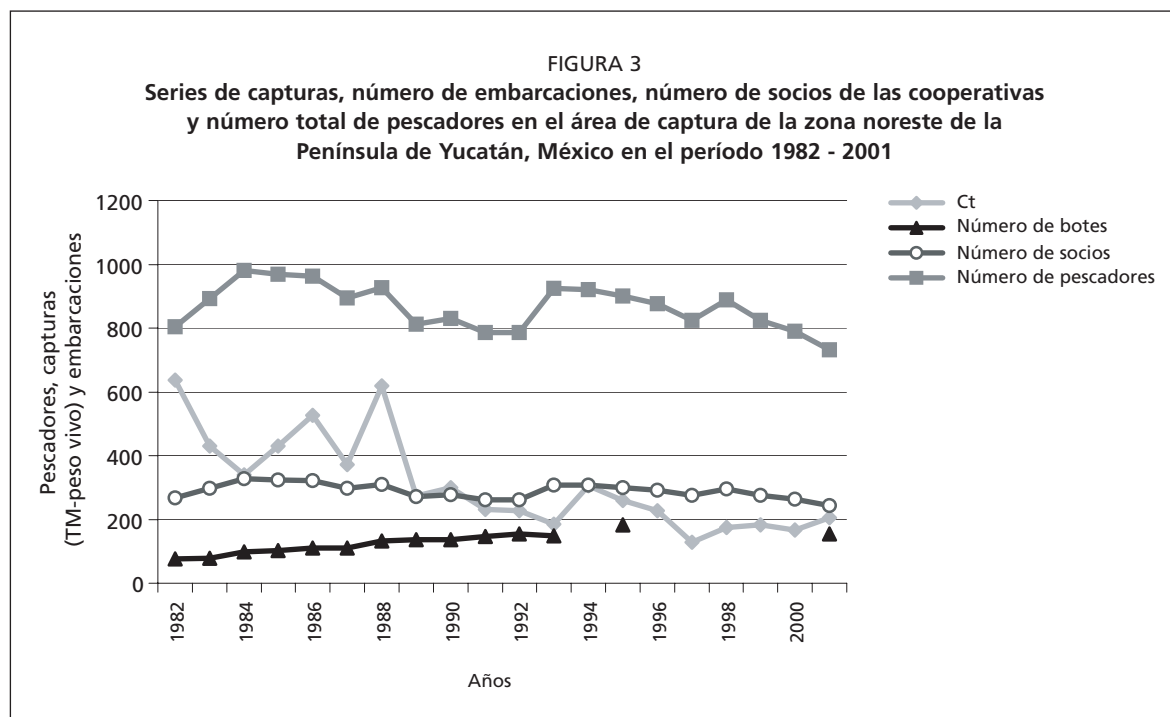
2.3 Aspectos tecnológicos

Como se describió anteriormente, han habido muchas modificaciones en la forma de capturar la langosta; hasta el grado que se ha regresado a capturarla, tratando de no dañarla y mantenerla viva, que era la forma como se procedía cuando no se contaba con suministro de hielo. La langosta se capturaba en esta zona con métodos traídos principalmente de Cuba, operando desde embarcaciones a remo o vela. Posteriormente se utilizaron las trampas antillanas –rectangular y con un solo matadero, siendo que este tipo de trampa se utilizaba en un principio para capturar especies de escama la que prevaleció en esta área. A partir de 1982 se comenzó a utilizar el buceo con SCUBA y Hookah, con ayuda del gancho, así como las redes agalleras. En todo el desarrollo de la pesquería, lo que está prevaleciendo son las estrategias para encontrar los sitios en los que se agregan las langostas, permitiendo así reducir los tiempos de búsqueda y los costos de operación. Las embarcaciones que han sido equipadas con GPS y motores potentes, pueden desplazarse con rapidez y con mucha precisión a estos sitios y son las que prevalecen actualmente dentro de la pesquería.

Por tratarse de un área mancomunada y por fallas en el control del acceso al recurso, el uso de «casitas» como implementos de captura no se considera viable dentro de esta zona.

2.4 Embarcaciones y capacidad de esfuerzo pesquero

La Figura 3 presenta el número de embarcaciones, capturas anuales, número de pescadores socios de las cooperativas y número total de pescadores que realizan la actividad pesquera en los caladeros de Isla Mujeres. En el Cuadro 2, se incluyen los resultados de González-Cano (1991) de esfuerzo estandarizado para cada uno de los tres métodos utilizados en el año 1985. Se toma este año como referencia, por considerarse el de menor interferencia tecnológica.



CUADRO 2

Esfuerzo efectivo medido como número de viajes para cada uno de los métodos de captura en diferentes períodos de la pesquería de acuerdo a González-Cano (1991)

	Año 1985		
	Trampa	SCUBA	Hookah
Viajes realizados por temporada (condiciones baja interferencia) estandarizado para cada técnica	2,847	7,358	6,915

Fuente: González-Cano, 1991

2.5 Aspectos económicos

La langosta es el recurso de mayor valor unitario en el Caribe mexicano y de toda la Región del Caribe (FAO/WECAFC, 2001). Como tiene una amplia distribución, en cuanto a su captura y comercialización, se ha convenido que los precios de cotización se expresen en dólares americanos. En México, este recurso llegó a cotizarse en \$EE.UU. 24 kg. de cola de langosta y hasta \$EE.UU. 11 el kg. de langosta viva. El precio que alcanza bajo esta forma, ha permitido que se comercialice en al menos dos zonas como langosta viva. Ello ofrece mejores rendimientos al pescador, porque la cooperativa no le cobra el procesamiento del producto, pudiendo recibir hasta \$EE.UU. 20 por kg.

En cuanto a esta zona en particular, el Cuadro 3 muestra los porcentajes de contribución por zona de langosta con relación a las capturas de otros recursos, tanto en volumen de captura como en términos de los ingresos que genera.

Lo anterior muestra que en los últimos nueve años en promedio el 79,61 por ciento del volumen de las capturas en la zona noreste de Quintana Roo proviene de otros recursos que no son la langosta, sino tiburón y escama principalmente. Estos generan en promedio el 28,4 por ciento de los ingresos brutos o totales que reciben los pescadores que realizan esta actividad en esta zona.

Un estudio de mercado reciente (ULSA, 2002) muestra que el 5 por ciento de las capturas de todo el Caribe mexicano, corresponde a la langosta del Caribe y que este recurso genera el 24,34 por ciento de los ingresos, colocándolo en el segundo lugar en cuanto a valor, después del camarón. Por tanto, se entiende la razón por la cual la langosta sigue siendo el recurso de mayor interés para la flota multiespecífica de pequeña escala en esta zona y como se verá más tarde, un aliciente para continuar en la pesca.

CUADRO 3

Porcentajes de contribución de la langosta en peso con relación a las capturas totales de todos los otros recursos capturados por la misma flota y los ingresos brutos generados

Año	% de captura de langosta/total	% del ingreso bruto generado
1991	15,78	66,72
1992	22,05	79,00
1993	18,37	72,70
1994	24,99	77,11
1995	28,46	85,26
1996	25,55	86,56
1997	8,05	47,37
1998	15,58	65,01
1999	24,66	64,64
Promedio	20,39	71,60

2.6 Aspectos sociales

Ocho cooperativas y sus miembros tienen derecho legal a capturar la langosta del Caribe en esta zona. El número de pescadores y sus asistentes para distintos años se presenta en la Figura 3 y en la Cuadro 4.

CUADRO 4

Número de socios y total de pescadores en la zona noreste de la Península de Yucatán entre 1982 y 2001

Año	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991
N° socios	268	298	327	323	321	298	309	271	277	262
N° pescadores	804	893	981	969	963	894	927	813	831	786

Año	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
N° socios	262	308	307	300	292	275	296	275	263	244
N° pescadores	786	924	921	900	876	825	888	825	789	732

2.7 Aspectos institucionales

La captura de langosta estuvo reservada únicamente a cooperativas hasta 1992. Con la Nueva Ley de Pesca y su Reglamento (DOF, 1992) la explotación de este recurso requiere de una concesión, permiso o autorización. Sin embargo, este recurso ya se encuentra plenamente explotado. González-Cano *et al.* (2001) concluyen que el esfuerzo no debe aumentar en toda la Península de Yucatán. Por esta razón no se ha permitido la entrada a intereses privados y/o pescadores individuales para su extracción y las cooperativas continúan siendo las únicas en contar con las concesiones y permisos para su captura. En los caladeros de Isla Mujeres, la langosta se sigue extrayendo en forma mancomunada, pero sólo una cooperativa cuenta con su concesión; las demás explotan el recurso con permisos de pesca que solicitan anualmente a las autoridades y por medio de un acuerdo firmado con la cooperativa que posee la concesión.

En México existen dos normas para el manejo de la langosta del Caribe: la NOM-06-PESC-1993 y la NOM-09-PESC-1993. La primera es relativa a la langosta en particular y la segunda establece los períodos de veda para esta y otras especies de fauna marina. Las regulaciones que se manejan aplican para toda la Península de Yucatán y no existen diferencias para su manejo por zona.

Además, existe una carta pesquera basada en el *statu quo* de las pesquerías de recursos pesqueros, la cual indica y da recomendaciones para un mejor manejo del recurso en toda la Península de Yucatán.

3. EL PROBLEMA DE EXCESIVA CAPACIDAD DE ESFUERZO EN LA PESQUERÍA

Al igual que con otras especies que se capturan, la pesquería de langosta ha transitado por diferentes etapas antes de alcanzar su pleno desarrollo. En el transcurso de este proceso, un fenómeno natural cambió la dinámica de la población, al modificar la estructura de edades-tallas y sus abundancias. Bajo esta situación, el esfuerzo pesquero debería haberse ajustado a las nuevas condiciones. Sin embargo, el mecanismo financiero que se creó, restauró la flota y su capacidad de captura a los niveles en que se encontraba antes del huracán Gilberto en 1988. Esta disparidad entre las condiciones del recurso y la flota restaurada ha impedido la recuperación de la población y para mantenerse, la flota ha tenido que diversificarse y capturar otras especies, en sitios más alejados y con mayores riesgos. El exceso de esfuerzo ha provocado que los pescadores busquen langostas a mayores profundidades y/o permaneciendo mayor tiempo bajo el agua, por lo que continúa alta la incidencia de la enfermedad de la descompresión y de fatalidades entre los pescadores.

Al problema de exceso de la capacidad pesquera que existe en forma legal, se ha sumado el de la pesca ilegal y la furtiva. Por un lado, se han dado permisos de explotación a pescadores individuales (permisionarios) para la captura de especies de escama; sin embargo, al carecer las autoridades del personal y el presupuesto necesario para realizar la inspección y vigilancia, estos pescadores se han dedicado a capturar ilegalmente la langosta. El problema más grave es que capturan langostas juveniles y sub-legales en áreas de crianza. Aunado a esto, en los últimos cuatro años se ha detectado la presencia de personas capturando langostas en forma furtiva en las áreas de crianza. Lo anterior muestra que se ha fallado en la forma de restringir, en la práctica, el acceso a capturar ilegalmente la langosta, lo que ha provocado que la pesquería en esta zona tenga características de una pesquería de libre acceso, con un esfuerzo sobredimensionado, provocando a su vez sobre-pesca y evitando y postergando la recuperación de la pesquería en esta zona; tal y como sucede generalmente en otras pesquerías (Cunningham y Gréboval, 2001).

Estudios anteriores habían señalado que el esfuerzo pesquero estaba excedido aún antes del huracán Gilberto. Por ejemplo, González-Cano (1991) evaluó la pesquería de esta zona con base en los tres métodos de captura: trampas, SCUBA y Hookah para el período 1982-1988, a fin de determinar el esfuerzo que se requería para lograr el máximo rendimiento económico (MER) en la pesquería según cada método de captura con interferencia o congestiónamiento mínimo. Los resultados mostraron que ya en ese período, la pesquería se encontraba sobredimensionada y que el método de pesca que generaba los máximos rendimientos, con el mayor número de pescadores y embarcaciones era la Hookah, seguido del SCUBA y la trampa. El documento analizaba el problema económico y los costos sociales ocasionados por la enfermedad de la descompresión debida al mal uso de la SCUBA y la hookah; considerando a ésta como un problema de externalidades con costos sociales muy altos. En el mismo trabajo se encontró que se estaban realizando el doble de viajes que los requeridos para capturar la langosta disponible, como consecuencia del incremento en el esfuerzo, independientemente de la variabilidad en las capturas. Esta situación fue considerada como la principal causa de una importante disipación de la renta.

Otra de las conclusiones del trabajo indican que, por tratarse de una pesquería multiespecífica, era probable que un número de pescadores mayor al necesario estuviera explotando la langosta. Frente a esta situación se sugirió el uso de licencias individuales transferibles como alternativa para disminuir el exceso de esfuerzo aplicado en la pesquería. Para tales fines se recomendó volver a un sistema en donde solamente se emplearan trampas; sin embargo, los costos sociales hubieran sido muy altos dado que el MRE hubiera requerido en ese entonces reducir el número de pescadores hasta en un 60 a 75 por ciento. En cambio, considerando el uso de la Hookah, se recomendaba reducir en solamente entre un 40 a 45 por ciento. También

se propuso un sistema de compra de derechos para facilitar el retiro de los pescadores de la pesquería. Este procedimiento tendría ventajas, ya que permitía a los pescadores planear sus tiempos de jubilación o retiro de la pesca. Se evaluó también la intervención del gobierno para corregir el problema de descompresión debido a un uso inapropiado del aire comprimido.

Posteriormente, González-Cano *et al.* (2000) realizaron un estudio para determinar lo que debería suceder con el esfuerzo en caso de reducir la talla mínima. Los resultados arrojaron que para disminuir la talla mínima de 145 mm a 135 mm de sección abdominal, se necesitaría un decremento del esfuerzo efectivo de un 25 por ciento.

Seijo *et al.* (2001) realizaron un análisis bioeconómico en los mismos caladeros. En este caso el análisis consideró solamente dos técnicas: buceo y trampas. Al igual que en el estudio anterior, estos autores calcularon los costos para cada una de las técnicas de captura. Entre las opciones de manejo que se evaluaron consideraron cambios en el tamaño mínimo de captura con esfuerzo restringido (constante) y sin restringir, tomando en cuenta puntos de referencia como la biomasa y captura (límite y objetivo); en este último caso se consideró la captura máxima sostenible; se hicieron análisis de Montecarlo y análisis de riesgo. Sus resultados muestran que para alcanzar los niveles de capturas que se deseaban obtener, era necesario vigilar la talla mínima, de lo contrario la pesquería se mantendría en niveles muy bajos de biomasa. Las estrategias propuestas que controlaban el esfuerzo mostraron probabilidades bajas de exceder los Puntos de Referencia Límite (PRL), y probabilidades altas de recuperar la población. No obstante, la probabilidad de obtener el PRL para las capturas sería muy bajo, por lo que se sugería reconsiderar los PRL.

Los resultados sugieren que existe un trueque entre disminuir la talla mínima legal y limitar el esfuerzo para una pesquería sustentable en Isla Mujeres. Sin embargo, la solución para ello no se encontró. Entre las conclusiones destaca que para que se dé una reducción en la talla mínima de captura, deberá hacerse de manera complementaria a la reducción de esfuerzo, pero esto necesitaría realizar una evaluación específica orientada a determinar los niveles de reducción requeridos.

Hasta la fecha, son pocos los estudios que se han realizado en esta zona para tratar de resolver la situación que plantea el exceso de capacidad de pesca de esta pesquería. Pero por otro lado, y a pesar de que se requiere hacer un cambio drástico para solucionar el problema, existen muchos factores que impiden llevar a la práctica las distintas recomendaciones que se han dado. De ahí que en la metodología que se siguió se hayan considerado varias alternativas posibles de manejo en combinación con acciones que se podrían realizar paralelamente con el objetivo de establecer un plan que lleve a la recuperación y sostenibilidad de esta pesquería.

4. METODOLOGÍA

Se utilizó una matriz de impactos para analizar toda una gama de alternativas de manejo, medidas de regulación y acciones para ser integradas en una política que conduzca al objetivo de recuperar la pesquería en esta zona (Cuadro 5). Para ello, las opciones que se toman en cuenta consideran los mayores puntajes que indican: a) viabilidad, b) grado de conflicto que implica su instrumentación, c) contribución a la reducción del problema de los pescadores afectados por la enfermedad de la descompresión. En el caso de las acciones, se toma en cuenta: i) éstas favorecen a la implementación de un cambio en los esquemas de manejo, ii) control del acceso y sobre todo, iii) posibilidades de reducir el esfuerzo pesquero.

El análisis matricial incorpora las alternativas y acciones que podrían llevar a los objetivos planteados y que tendrían la mayor aceptación por parte de los diferentes actores. Este análisis es un primer paso a dar respuesta a criterios múltiples, los cuales requieren ser considerados simultáneamente. Por otro lado, este análisis considera a todos los actores que intervienen en la pesquería: pescadores, intermediarios, autoridades encargadas de la inspección y vigilancia, investigadores, dueños de restaurantes,

CUADRO 5

Matriz utilizada para analizar diferentes aspectos de la pesquería de langosta en el noreste de la Península de Yucatán

No.	Opciones de Manejo	Viabilidad	Solución al problema de la Enf. De Descompresión	Probabilidad de no generar conflictos	Inspección y Vigilancia	Cumplimiento de las reglas de manejo	Recuperación de la pesquería	Cumplimiento con mecanismos internacionales	Puntaje
1	Estado actual	10	1	8	5	3	1	1	29
2	Proceso de regularización	8	3	7	6	4	3	2	33
3	Vigilancia e inspección funcionando al 100%	6	1	6	8	6	5	7	39
4	Cumplimiento del esquema de manejo actual (Concesiones 100%)	6	4	6	9	9	8	7	49
5	Licencias individuales transferibles	2	4	5	7	7	6	7	37
6	Incremento de talla mínima	1	2	1	3	3	6	7	23
7	Aumento en el período de veda	2	3	2	7	3	6	8	31
8	Cierre de áreas críticas (áreas de crianza) y cuotas escalonadas	1	4	1	8	2	8	8	32
9	Cierre de áreas críticas (áreas de crianza)	7	3	7	7	3	7	9	43
10	Cuota global	2	1	2	6	3	7	7	28
11	Cuota global escalonada	2	1	3	6	4	7	7	30
12	Cuotas individuales transferibles	2	7	4	6	5	8	7	39
13	Reconversión a sistema de trampas y optimizado	2	10	1	9	8	8	10	48
Acciones									
A1	Compra de derechos por medio de un mecanismo de financiamiento	5	7	7	5	6	8	7	45
A2	Incentivos de mercado	9	4	8	7	7	5	6	46
A3	Campañas de comunicación y concientización	9	5	3	8	8	7	7	47

Nota: La calificación de 1 a 10 toma en cuenta las respuestas de los entrevistados y debe interpretarse como el consenso sobre cada opción de manejo y acción por instrumentar. 1 significa que sólo el 10 por ciento piensa que ocurriría la respuesta, mientras que 10 significa que el 100 por ciento considera que ocurriría la respuesta deseada.

directores de mecanismos de financiamiento, entre otros. Además, se analiza el papel del consumidor como un factor de presión en la cadena, para ayudar a resolver y colaborar en los problemas de vigilancia. Esto último se entiende si se considera que al realizar «acciones» tales como campañas de comunicación y concientización, los consumidores jugarán un papel importante al decidir si consumen un producto que cumple con las medidas de regulación establecidas y si estarían dispuestos a pagar por los valores agregados que se le den al producto.

El procedimiento que se sigue, es la base para el Plan de Manejo Pesquero de Langosta que se está elaborando, por lo que se ha buscado que los resultados sean lo más realistas posible y permitan cumplir con el objetivo principal, tratando de resolver el exceso del esfuerzo pesquero junto a otros aspectos.

En base a los resultados de la matriz, se determinaron los escenarios más viables, los cuales fueron posteriormente analizados en cuanto a los múltiples criterios que implica esta pesquería.

La matriz que se analiza responde a los siguientes aspectos: 1) a la necesidad de un cambio en la forma como se maneja actualmente la pesquería y «cuanto estarían dispuestos» los entrevistados de los diferentes sectores a participar en dicho cambio, 2) las posibilidades de que las alternativas y las acciones se puedan implementar y sean exitosas, 3) que los conflictos que se generen en su instrumentación sean mínimos, 4) que el problema social más importante (enfermedad de la descompresión) se

reduzca al mínimo o se elimine, 5) que se llegue a dar un cambio y muestre indicios de recuperación a los límites que se definan y 6) que cumpla o se vincule con medidas adoptadas internacionalmente.

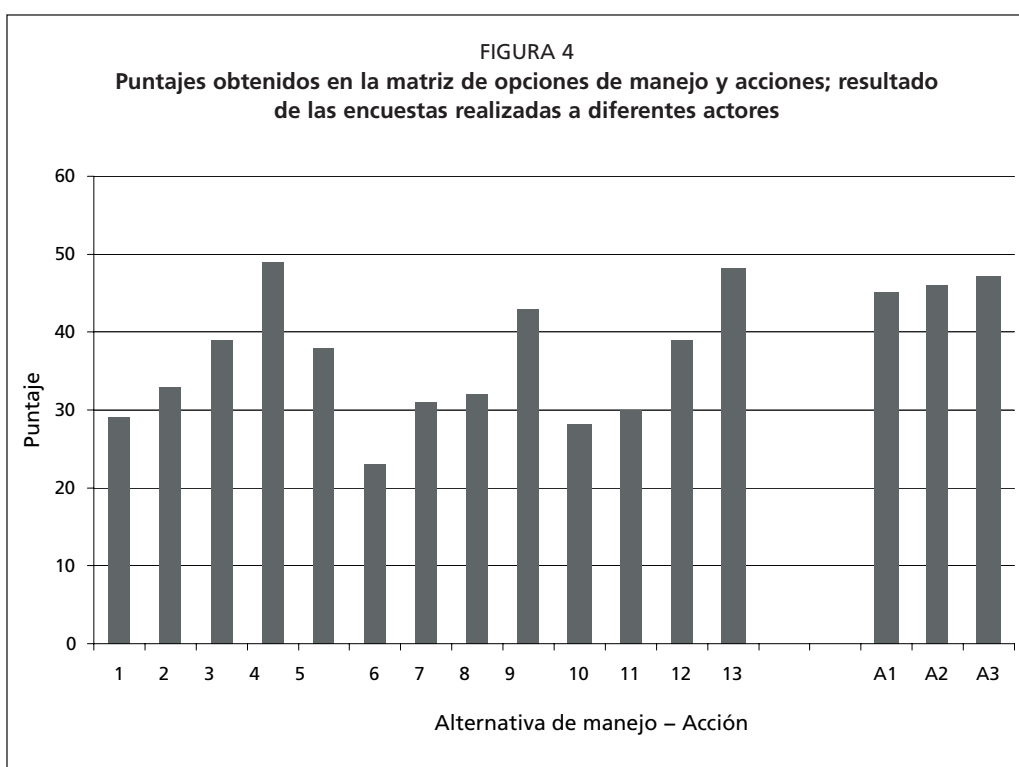
En la construcción de la matriz se tomó en cuenta diferentes alternativas de manejo utilizadas en otras pesquerías, las cuales fueron mencionadas por diferentes actores, así como las acciones que podrían emplearse en el manejo de esta pesquería. La matriz fue implementada a través de entrevistas realizadas a 83 pescadores (18 por ciento) del padrón de pescadores en Isla Mujeres en 2001; así como a investigadores, intermediarios, consumidores y funcionarios de otras dependencias de gobierno. La matriz fue también analizada en una reunión de pescadores en donde se revisaron aspectos de Co-manejo en pesquerías dentro de la Ecoregión del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM).

5. RESULTADOS E INTERPRETACIÓN

Los resultados de la matriz de análisis se presentan en la Figura 4. De acuerdo a los entrevistados, el cumplir con el esquema de manejo actual (llevando el concesionamiento al 100 por ciento) y la reconversión a un sistema de trampas optimizado seguidas por un esquema de licencias individuales transferibles (LIT) y cierre de áreas críticas. En segundo plano se consideró el hecho de que se pudiera llevar una vigilancia que funcionara al 100 por ciento y un sistema de cuotas transferibles. Así mismo, las tres acciones analizadas mostraron gran aceptación, no obstante que los puntajes son muy parecidos.

Es importante señalar que el puntaje no revela distintos aspectos que resultan ser de gran importancia para los propósitos que se buscan. Así para resolver la problemática actual, la política de manejo a seguir debe considerar varios aspectos importantes:

- Conducir a una recuperación de la pesquería.
- Ser viable y generar el menor número de conflictos.
- Resolver el problema de lisiados y muertes por la enfermedad de la descompresión.
- Vincularse a los instrumentos de regulación y políticas de manejo a nivel internacional.



- Aumentar el grado de concientización y cumplimiento de los diferentes actores, pero especialmente el de los pescadores.

Las alternativa (cuatro) «cumplimiento del esquema de manejo actual con el proceso de concesionamiento terminado al 100 por ciento» obtuvo el mayor puntaje (49/70), seguida de la alternativa (13) «reconversión a un sistema de trampas optimizado» (48/70). Ambas alternativas cumplen con el mayor puntaje en cuanto a las variables de interés que se analizaron. Estos resultado son interesante porque independientemente de que hayan obtenido un puntaje muy parecido, existen diferencias e implicaciones completamente distintas. La alternativa (cuatro) resulta ser tres veces mas viable de implementar, pero no resuelve ni implica un cambio importante en la situación de los pescadores que sufren la enfermedad de la descompresión. En cambio, la alternativa (13) sí resolvería el problema totalmente, pero su viabilidad es muy baja, tomando en cuenta las condiciones actuales. Por otro lado, en ambas alternativas se obtuvo el mismo puntaje con relación a la recuperación de la pesquería, lo cual querría decir que la implementación de cualquiera de las dos podría llevar a cumplir con este objetivo, dependiendo de los requisitos que cada una implica; entre ellos el que en la práctica se logre una adecuada vigilancia e inspección y que exista un alto cumplimiento de todos los involucrados en esta pesquería. Con relación al cumplimiento y/o adhesión a mecanismos y leyes internacionales, es claro que la alternativa (13) presentó un mayor puntaje que la (cuatro) debido al problema de la enfermedad de la descompresión. El uso de trampas resuelve este problema mientras que el esquema actual, si bien disminuiría sus riesgos no resolvería totalmente este problema.

El cierre de áreas críticas (alternativa nueve), como es el caso de áreas de crianza, quedó como la tercera alternativa con un puntaje alto (43/70). Esto se debe a que presenta una viabilidad relativamente alta por el interés manifestado por pescadores y personal de otros sectores. Aunque no se considera una solución al problema de la descompresión hasta que no pase más tiempo. En cambio, esta alternativa fue mencionada muchas veces con un alto grado interés, lo que reduce grandemente las probabilidades de conflictos. Por su ubicación permitiría llevar al cabo la vigilancia más fácilmente que en otros sitios. De respetarse contribuiría grandemente a la recuperación del recurso en la zona y cumple con mecanismos internacionales para el manejo de los recursos pesqueros.

Las alternativas (tres) «Vigilancia e inspección funcionando al 100 por ciento» y (12) «Cuotas Individuales Transferibles» (CIT) obtuvieron un mismo puntaje (39/70) quedando como las opciones cuarta y quinta. La alternativa (cinco) «Licencias Individuales transferibles» (LIT), quedó por debajo de las opciones anteriores (38/70). Aunque para algunos entrevistados la alternativa (cinco) parecería una de las mejores opciones, ésta quedo por debajo de los resultados que se podrían obtener si se llevara al cabo la alternativa (tres) principalmente por que el sistema de LIT no se consideró viable por parte de los pescadores y, en caso de forzar su implementación generaría conflictos. De acuerdo con los entrevistados (particularmente pescadores) la alternativa (cuatro) es equivalente a la alternativa (cinco) porque consideran que con las concesiones es posible controlar el número de pescadores en cada cooperativa y la transferibilidad del acceso a capturar la langosta. La diferencia entre ambas alternativas es que la opción (cinco) rompe con el cooperativismo, mientras que la opción (cuatro) lo reforzaría.

Otras alternativas no obtuvieron puntajes tan altos. Esto se debe principalmente a la poca viabilidad de implementarlas y a que no solucionan el problema de descompresión, así como los problemas de vigilarlas y/o que se cumplan y de que creen conflictos, a pesar de que podrían contribuir a la recuperación de la población (por ejemplo: seis y siete). De todas las opciones, la que obtuvo el puntaje más bajo fue precisamente el incremento de talla mínima (seis).

El caso de las alternativas que consideran cuotas de captura es interesante. Los puntajes de las alternativas 10 a 12 indican que el factor de equidad juega un papel

importante, ya que es más viable y ayudaría a dar solución al problema de pescadores descompresionados y tendría menos probabilidades de generar conflictos.

Por otro lado, desde un punto de vista práctico, los esquemas analizados requieren de acciones que potencien sus efectos, de tal forma que se tengan que analizar combinaciones de diferentes esquemas y acciones. El efecto de estas combinaciones será analizado dentro de la sección 7, cuando se aborde el desempeño de las intervenciones y de las políticas de gestión.

6. INTERVENCIONES, REGULACIONES Y POLÍTICAS DE GESTIÓN

Desde que se decretó el derecho reservado a las cooperativas pesqueras para capturar langosta, no hubo cambios en el período 1937-1992. Es hasta que se decreta la Nueva Ley de Pesca y su Reglamento en 1992 (DOF, 1992) que se eliminan los derechos reservados y el acceso para la explotación de la langosta puede hacerse mediante el otorgamiento de concesiones, permisos o autorizaciones.

Antes de que se estableciera el régimen de concesiones, las cooperativas podían decidir la forma como aumentaba el número de pescadores dentro de cada una de ellas y los mecanismo de salida de ellos. A partir de que se dio inicio al proceso de concesionamiento, un requisito indispensable consiste en presentar estudios que muestren la rentabilidad de la actividad en cada una de las cooperativas. Lo anterior exige la presentación o declaración del equipo con que contaba la cooperativa para realizar la actividad de captura, y el número de pescadores y embarcaciones pertenecientes a cada cooperativa. Los cambios que se tuvieran que hacer deberían ser presentados a la autoridad para su eventual autorización. Bajo este esquema, al que hemos denominado «esquema actual de manejo» se presentan grandes deficiencias.

En principio, lo que se concede es el recurso y se asigna un área de operación. A cambio de ello, quien posee la concesión (en este caso las cooperativas) están obligadas a presentar reportes anuales, de la forma como operó la cooperativa y demostrar que se opera en forma rentable. Aunque esto es un aspecto importante de la concesión, hasta la fecha, este procedimiento no ha funcionado. Con la concesión, la cooperativa adquiere un alto grado de responsabilidad sobre el recurso, la cual debe compartirse con las autoridades. Sin embargo, este mecanismo no ha funcionado adecuadamente.

A partir de 1992, la concesión representó un primer paso hacia el empoderamiento de las cooperativas sobre el manejo del recurso y el inicio de un proceso de Co-Manejo en las pesquerías. Desgraciadamente esto no ha ocurrido en la zona noreste de la Península de Yucatán. A partir de 1994, sólo una de las ocho cooperativas cuenta con su título de concesión para los siguientes 20 años. No obstante, como se muestra en la Figura 1, se estudiaron las áreas que se asignarían a cada una de las concesiones de cada una de las cooperativas para realizar las operaciones de captura. Esta situación ha llevado a que se cuente con una sola concesión, que se trabaje en forma mancomunada y que el acceso que tienen las cooperativas al recurso langosta sea mediante permisos de pesca.

Aunado a lo anterior, han habido cambios en las medidas de regulación. En 1991 se modificó el período de veda anticipando en 15 días el inicio del mismo, pero manteniéndolo por un total de cuatro meses. En 1993 aparece la norma mexicana NOM-PESC-06-1993 por la cual se regula esta especie y todas las especies de langosta en México. La misma sufrió cambios, pues en noviembre de 1998 se autorizó que la talla mínima de captura disminuyera de 145 mm a 135 mm longitud abdominal.

7. ANÁLISIS DE DESEMPEÑO DE LAS POLÍTICAS DE GESTIÓN

7.1 Cumplimiento del esquema de manejo actual

El esquema que existe actualmente considera el acceso a la captura de langosta mediante concesiones y/o permisos. Estos se otorgan a nivel de cooperativa y no por pescador o embarcación; además una talla mínima, un período de veda de cuatro meses y la prohibición de capturar hembras ovígeras. Existe además, el compromiso de que los

usuarios cumplan con estas disposiciones y si no, la tarea de vigilancia e inspección que realizan las autoridades deberá hacer que las mismas se lleven a la práctica. Sin embargo, todo lo anterior no se cumple; sólo 1 de 8 cooperativas en esta área cuenta con la concesión, las medidas regulatorias no se cumplen y existen problemas para vigilarlas. Como se describe en la sección II, todo esto deriva en que la pesquería presente características de acceso libre.

Hacer cumplir el actual esquema de manejo que existe significa revertir los problemas que se presentan; es decir, llevar la pesquería con características de acceso libre a una donde realmente existe control del acceso y que el mecanismo que lo controla (las cooperativas pesqueras y las autoridades) funcionan adecuadamente. Esto último significa que la inspección y vigilancia se realicen adecuadamente, lo que motiva a los usuarios a cumplir con las medidas regulatorias y con toda la estrategia establecida. Para que esta alternativa permita reducir el exceso de esfuerzo y rehabilitar la pesquería, es indispensable que el esquema se cumpla totalmente.

7.2 Políticas alternativas

El área de pesca considerando en este estudio, se ha diagnosticado como la más conflictiva y requiere entrar en un proceso de recuperación. Cualquier acción que se haga, cualquier escenario que se analice, deberá estar encaminado a este objetivo. Para ello, es indispensable tener en cuenta que esto sólo se logrará si se reduce el exceso del poder de pesca de la flota, y el esfuerzo pesquero. Con este propósito, se considera que las acciones a seguir deberán involucrar diferentes sectores y no solamente el pesquero. Como el desarrollo de polo turístico Cancún se dirige hacia el norte, afectando la zona costera de la Cayería norte y con señales de contaminación, será necesario concertar acciones entre distintos sectores encaminadas a concretar un manejo costero integral.

Desde el punto de vista pesquero, las alternativas de manejo que resultaron con mayor puntaje y que podrían llevar a una recuperación de la pesquería son:

- *Cumplimiento de esquema de manejo actual*
- *Reconversión a un sistema de trampas optimizado.*
- *Cierre de áreas críticas.*

Estas alternativas deberán ir acompañadas necesariamente de las acciones que fueron consideradas. De otra forma no se vislumbra que pueda ocurrir cambios en la estructura de la población que permitan su recuperación a niveles establecidos o adecuados.

Entre las acciones que se plantearon se consideran las siguientes:

- *Rechazo a cualquier solicitud de pesca de langosta y de otros recursos dentro del área de interés.*
- *Paquete de compra de derechos – mediante indemnización - de pescadores.*
- *Lograr una vigilancia participativa y que esta funcione adecuadamente.*
- *Campañas en forma intensiva donde se provea de información a la comunidad local y buscar el apoyo de los intermediarios, para el cumplimiento cabal de las medidas regulatorias.*
- *Establecer mecanismos que disminuyan por completo la comercialización de la pesca furtiva a través del mercado negro.*
- *Campañas de información a los consumidores y mecanismos de comunicación (en dos o tres idiomas) sobre lo que sí se puede consumir y los tiempos para ello.*

Se ha recomendado la combinación de esquemas alternativos de manejo, junto con acciones para lograr los objetivos planteados. Esto tiene por objeto contrarrestar efectos que pudieran presentarse. Por ejemplo, se recomienda maximizar el valor agregado, aunque el aumento del precio puede tener un efecto contrario al incentivar a los pescadores a capturar más. Por lo tanto, acciones como ésta, deben ir acompañadas de una reducción del esfuerzo. Al mismo tiempo el valor agregado debe considerar una mejor vigilancia, de lo contrario lo único que se lograría es la disminución del recurso en el largo plazo.

Una mayor y mejor vigilancia requiere de mayor presupuesto y esto debe considerarse porque su viabilidad disminuye y con ello también lo hacen las probabilidades de que los nuevos esquemas cumplan con su cometido. Siendo así, se recomienda actuar mediante un proceso de co-manejo para incrementar la responsabilidad y la participación de los usuarios por medio de un proyecto de vigilancia participativa. Un mejor cumplimiento podría lograrse teniendo mayor equidad en los beneficios, aspecto que pueden ser logrado por medio de un sistema de cuotas individuales transferibles, pero esto último no fue señalado como el esquema alternativo con mayor viabilidad.

7.3 Cambio total a un sistema de trampas

Aunque el escenario de trampas resultó con el segundo mayor puntaje, éste es uno de los menos viables por implementar. Sin duda, este escenario permitiría resolver el problema de los pescadores con enfermedades de la descompresión porque implica que ya no se capturaría con aire comprimido (SCUBA o Hookah). Por otro lado, permitiría una mayor vigilancia e inspección, tanto en el esfuerzo como en las medidas regulatorias y facilitaría el cierre de las áreas críticas. Aunado a esto, permitiría que los pescadores de mayor edad continuaran realizando la actividad pesquera en forma adecuada. En combinación con un esquema de transferibilidad de derechos permitiría que éste se desarrollara en forma más adecuada. Inclusive, en el largo plazo, y una vez funcionando, permitiría la inclusión de un esquema de cuotas individuales transferibles. El problema de este sistema es que implica una reconversión. De tal manera que la mayoría de los pescadores tendrían que dejar la actividad de buceo y se tendría que reducir el número de pescadores y embarcaciones para ser rentable. Esto último es el factor que siempre se ha mencionado como el impedimento para un cambio de esta naturaleza.

En la situación en que se encuentra la pesquería, se debe pensar que la reconversión implica una inversión muy alta, por la adecuación de las embarcaciones y la compra de trampas. Tratando de resolver este aspecto la presión recaería en el propio recurso, razón que se suma a las dificultades de decidir e implementar este sistema.

7.4 Cierre de áreas críticas (áreas de crianza)

De acuerdo con González-Cano (1991) las áreas de crianza (Cayería) a lo largo de la costa noreste de la Península de Yucatán, son áreas críticas para mantener la estructura de la población de *P. argus* en esta zona. Si bien es cierto que una parte de los individuos capturados probablemente provenga de la zona norte de la Península, para rehabilitar la pesquería, será necesario considerar cerrar las zonas de crianza a la pesca. Esto tiene el doble propósito de facilitar la vigilancia, de permitir que juveniles y pre-adultos no sean capturados antes de reclutarse a la pesquería y de incrementar las probabilidades de que estos individuos se recluten población reproductora. Además, esta medida evitaría la pesca furtiva que se da a entre gente que captura sin permiso en la zonas de aguas someras de la Cayería.

7.5 Futuros o nuevos cambios

Ante la situación que se presenta, el gobierno está elaborando, por primera vez, un Plan de Manejo Pesquero de Langosta a nivel de toda la Península de Yucatán para el período 2003-2008. Este instrumento tiene como finalidad establecer los objetivos de manejo generales que aplican para este recurso, a nivel general y en cada una de las zonas de captura. El proceso va muy adelantado y está previsto para iniciar su implementación en cinco meses. Considera objetivos particulares en cada una de las zonas de operación, las cuales han sido consideradas como Unidades Funcionales de Manejo (UFM), siendo que existen ocho a lo largo de la Península de Yucatán. Una de estas UFM la constituye la zona noreste de la Península de Yucatán.

En los trabajos realizados se han definido los objetivos de manejo en cada una de las UFM. En el caso particular de la UFM de Isla Mujeres, el objetivo que se persigue es recuperar la pesquería a niveles que permitan su sustentabilidad en el largo plazo. Para ello se recomienda trabajar bajo un proceso de co-manejo y, para poder lograr resultados, será necesario adoptar nuevos esquemas de manejo. Estos deberán ser analizados y discutidos y, en caso de ser necesario, decidir y adoptar nuevos mecanismos de manejo. Los resultados del presente trabajo son de gran importancia porque constituyen elementos de discusión para el manejo de este recurso.

8. SÍNTESIS, CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La pesquería en la zona noreste de la Península de Yucatán requiere que o bien se consolide el esquema actual de manejo o se de un cambio total a la forma como se ha venido manejando en los últimos 15 años. La pesquería en esta zona es compleja y existen problemas acumulados de diversa índole, que la han llevado a presentar un esfuerzo excesivo y que esté sobrecapitalizada. De no ocurrir un cambio en el corto plazo, seguirán los problemas de pescadores que sufren la enfermedad de la descompresión y el número de discapacitados seguirá aumentando, la recuperación del recurso y de la pesquería no se logrará y seguirá presentando características de una pesquería de acceso libre.

En los trabajos realizados encaminados a establecer un Plan de Manejo Pesquero para esta zona se ha concluido que no hay otra opción que rehabilitar la pesquería y para ello, será indispensable reducir el exceso de la capacidad pesquera que existe actualmente. La reducción deberá ser parte de la mejor estrategia, la cual combine esquemas de manejo que permitan cumplir con el objetivo de rehabilitación. No obstante, el procedimiento debe considerar la viabilidad de la estrategia y de cada una de las etapas y de las acciones que se consideren.

Con base en los resultados del análisis matricial y los puntos anteriores, a continuación se recomienda una estrategia viable para recuperar la pesquería en esta zona:

- No llevar al cabo un proceso de regularización de la pesquería, porque aumentaría el padrón de pescadores.
- No dar más permisos de pesca aunque se trate de otros recursos.
- Establecer los niveles a los que se quiere recuperar la pesquería.
- Fortalecer la vigilancia y la inspección en el área para generar credibilidad y motivar el cumplimiento de todo el esquema de manejo por parte de todos los involucrados en la pesquería.
- Fortalecer el mecanismo de concesiones ya que posee los elementos para limitar, reducir y transferir el acceso a capturar el recurso en cada cooperativa y por ende a nivel de toda el área.
- Que el nivel de esfuerzo pesquero total en esta área y sus modificaciones sea realizado por algún mecanismo administrado por el Consejo Estatal de Pesca en Quintana Roo.
- Se deberá diseñar un mecanismo de indemnización para la compra de derechos para reducir el esfuerzo en cada cooperativa y, por lo tanto, en toda el área, Igualmente convendría diseñar un mecanismo de compensación para quienes opten por dedicarse a la captura de otros recursos u otras actividades. La compensación deberá ser pagada en parte con los ahorros que se tendrían al bajar los costos de operación y por el aumento de los ingresos de los pescadores que permanezcan en la pesquería.
- Para los fines indicados anteriormente, se podrían utilizar los mecanismos de financiamiento, como el que contribuyó al sobre-dimensionamiento de la pesquería, pero esta vez para el proceso de indemnización.

- Cerrar las áreas de crianza a lo largo de la costa por considerarlas áreas críticas para el asentamiento y crecimiento de los juveniles de langosta.
- Establecer mecanismos de comunicación (posters, trípticos) y aprovechar el uso de la prensa como un proceso que ayude al cumplimiento de medidas regulatorias (talla mínima, período de veda)
- Educar a los consumidores (turistas) y a la población en general, sobre la necesidad de colaborar en todos los sentidos para mejorar la situación de la pesquería en esta zona y en todo el Caribe mexicano.
- Diseñar mecanismos que permitan el control de las capturas en los centros de acopio, su registro en bases de datos y que incrementen el cumplimiento de las medidas regulatorias y favorezcan el mantenimiento de la estrategia de recuperación y a futuro el de su sostenibilidad.
- Buscar diferentes formas que den valor agregado al producto y que los beneficios puedan llegar a los propios usuarios – los pescadores.
- Hacer que el Consejo Estatal de Pesca establezca fechas específicas para revisar el desarrollo de la pesquería, los indicadores que se establezcan para medir el grado de recuperación.
- Hacer que los otros sectores de gobierno conozcan y se involucren en el problema, ya que la rehabilitación requiere abordarse como un problema de manejo costero y no simplemente pesquero.
- A futuro y conforme se vaya desarrollando la pesquería, analizar la posibilidad de incluir otras opciones de manejo que permitan mayor equidad (por ejemplo: sistema de cuotas individuales transferibles).

Lo anterior son gran parte de las estrategias y acciones que deberán realizarse, si se desea rehabilitar la pesquería. La combinación de alternativas y acciones que se recomiendan, toman en cuenta que, en la situación actual, su implementación aumentaría la viabilidad de rehabilitar la pesquería. Sin embargo, no se descarta que las otras opciones pudieran dar resultados similares, pero las encuestas realizadas mostraron la poca aceptación de los usuarios y las dificultades de instrumentarlas.

En el caso de un proceso de reconversión a un sistema de trampas, aunque no se considera viable en este momento, para la mayoría de los otros factores obtuvo un puntaje alto. El hecho de que no sea viable se debe principalmente al problema de reconversión de flota, ya que este implica mayores gastos y, sobretodo, reducir el esfuerzo (embarcaciones y pescadores) para que sea rentable. Sin embargo, es importante considerar esta alternativa si se toma en cuenta que a futuro pueden surgir presiones externas debido a la descompresión de pescadores y a la mortalidad incidental ocasionada por esta enfermedad. En caso de darse, es muy probable que la presión obligue a cambios similares en donde se prohíba el uso del SCUBA o de la Hookah como técnicas de captura. Siendo así, la reconversión será un proceso obligado.

Este estudio muestra que al reevaluar las alternativas que existen para el manejo de pesquerías, existen los elementos para poder rehabilitarla. La tarea será concluir y consolidar el manejo por medio de concesiones, y que éstas funcionen adecuadamente. Esta es una tarea tanto de los usuarios como de diferentes sectores de gobierno. Por otro lado, se debe incrementar el cumplimiento del esquema actual de manejo y de las regulaciones que considera (talla mínima, veda); para ello, se debe hacer efectiva la vigilancia y la inspección. De lograrse esto, se esperaría que la credibilidad aumente y motive el cumplimiento de las medidas regulatorias. Para facilitar este aspecto, el cierre de áreas críticas (áreas de crianza) facilitaría la vigilancia e inspección a cargo de las autoridades y serviría como área de refugio a las langostas, independientemente si éstas ya se reclutaron o no a la pesquería. Para ello, deberá decretarse una veda en área para langosta o para todos los recursos dentro de éstas áreas.

El funcionamiento adecuado de las concesiones constituye otra modalidad de un sistema de licencias individuales transferibles. Dado que la concesión considera el

número de usuarios, el control directo y la transferibilidad se puede dar en el seno de cada una de las cooperativas. En cambio el manejo global del esfuerzo permisible deberá ser manejado a nivel del Consejo Estatal de Pesca. En caso de tener que reducir el esfuerzo tanto en pescadores como embarcaciones, se podría pedir que la decisión se tome en cada una de las cooperativas, aunque los procesos de indemnización se realicen a nivel del Consejo Estatal de Pesca. Esto permitiría mantener y dar fuerza a las organizaciones de cooperativas y, al mismo tiempo, realizar las modificaciones que se consideren necesarias en la pesquería. Por otro lado, permitiría que el manejo pesquero y las decisiones que se tomen se hagan en un sentido más horizontal y compartiendo la responsabilidad en el manejo del recurso.

El punto anterior muestra que para poder instrumentar las estrategia y acciones que se proponen, es indispensable la participación de todos los involucrados en la pesquería. De esta manera se considera adecuado seguir las recomendaciones bajo un proceso de co-manejo (Berkes *et al.* 2001), con el fin de compartir las responsabilidades para el manejo adecuado del recurso langosta. En este sentido, y dado que el problema requiere ser abordado desde el punto de vista del manejo costero, los resultados de este estudio indican que sólo mediante este procedimiento será posible involucrar a otros sectores y llevar al cabo los pasos que se requieren para rehabilitar la pesquería en la zona noreste de la Península de Yucatán.

9. REFERENCIAS

- Baisre, J.A. 1964. Sobre estadios larvales de la langosta común *Panulirus argus*. Centro de Inv. Pesqueras (Cuba). Contrib. 19:1-37.
- Berkes, F., Mahon, R., McConney, P., Pollnac, R. y Pomeroy, R. 2001. Managing Small-scale fisheries. Int. Develop. Res. Cent. Ottawa, Ca. 309 pp.
- Cunningham, S. y Greboval, D. 2001. Managing fishing capacity. FAO Fish Tech Paper No. 409. Rome 60 pp.
- FAO/Western Central Atlantic Fishery Commission. 2001. Report on the FAO/DANIDA/CFRAMP/WECAFC Regional Workshops on the Assessment of the Caribbean Spiny Lobster (*Panulirus argus*). Belize City, Belize, 21 April-2 May 1997 and Merida, Yucatan, Mexico, 1-12 June 1998. FAO Fisheries Report. No. 619, Rome. 381 p.
- George, R.W. y Main, A.R. 1967. The evolution of spiny lobsters (Palinuridae). A study of evolution in the marine environment. *Evolution* 2(4):803-820.
- González-Cano, J. 1991. Migration and refuge in the assessment and management of the spiny lobster *Panulirus argus* in the Mexican Caribbean. Ph.D. Thesis. Imperial College of Sci. Technology & Medicine. University of London. 448 pp.
- González-Cano, J. y Aguilar-Cardozo, C. 1993. Análisis global sobre la introducción de refugios artificiales en la pesquería de langosta en la Península de Yucatán, México. En: 61-167.
- González-Cano, J., Ríos-Lara, G.V., Zetina-Moguel, C., Ramírez Estévez, A., Aguilar-Cardozo, C., Cervera-Cervera, K., de Dios Martínez, Juan y Cobá-Ríos, M.T. 2000. La Pesquería de Langosta en el Caribe. En: Sustentabilidad y Pesca Responsable en México. Evaluación y Manejo. 1997-1998. Instituto Nacional de la Pesca. SEMARNAP. México. 547-581 p.
- González-Cano, J., Ríos-Lara, G.V., Zetina-Moguel, C., Ramírez Estévez, A., Aguilar-Cardozo, C., Cervera-Cervera, K., de Dios Martínez, Juan y Cobá-Ríos, M.T. 2001. La Pesquería de Langosta en el Caribe. En: Sustentabilidad y Pesca Responsable en México. Evaluación y Manejo. 1999-2000. Instituto Nacional de la Pesca. SEMARNAP. México. 631-650 p.
- Lewis, J. 1951. The Phyllosoma larvae of the spiny lobster *Panulirus argus*. *Bull. Mar. Sci. Gulf Caribb.* 1:89-103.

- Lewis, J.B., Moore, H.B. y Babis, W.** 1952. The post-larval stages of the spiny lobster *Panulirus argus*. Bull. Mar. Sci. Gulf Carib. 2: 324-37.
- SAGARPA**, 2002. Accidentes de trabajo en pescadores por buceo en Isla Mujeres, Quintana Roo. Resultados de Investigación 2000-2001. Avances del Convenio de colaboración académica y científica sobre seguridad de los pescadores de langosta 2000-2001. Isla Mujeres, Q. R. febrero, 2002 (Inédito).
- Seijo J.C., Pérez, E., Puga, R. y de Almeida Carvalho, R.C.** 2001. Bioeconomics. In: Report on the FAO/DANIDA/CFRAMP/WECAFC Regional Workshops on the Assessment of the Caribbean Spiny Lobster (*Panulirus argus*). Belize City, Belize, 21 April-2 May 1997 and Merida, Yucatan, Mexico, 1-12 June 1998. FAO Fisheries Report. No. 619. 381 p.
- Sims, H.W. Jr. e Ingle, R.M.** 1967. Caribbean recruitment of Florida's spiny lobster population. Q.J. Fla. Acad. Sci., 29:207-242.
- ULSA**. 2002. Estudio de oferta y demanda para productos pesqueros en el Estado de Quintana Roo. Inst. de Inves. Turis. 265 pp.
- Williams, A.B.** 1965. The decapod crustaceans of the Carolina U.S. Fish. Wild Serv Fish Bull. 65(1):1-298.

6. La capacidad pesquera en la pesquería de camarones en Panamá

Darío López M.

Cerro Viento #2851

Panamá-Panamá

Farallón Aquaculture S.A.

DARIO_LOPEZ43@hotmail.com

dlopez@megalarva.com

RESUMEN

En el análisis de la pesquería de camarones blancos del Litoral Pacífico de Panamá se observa desde la década de los setenta, una tendencia a la disminución de los desembarques totales acompañada de un decrecimiento en los rendimientos de las unidades pesqueras. Esta tendencia se debe muy probablemente a una sobre capacidad de la flota pesquera industrial en combinación con el incontrolado aumento de la flota artesanal.

La revisión de las medidas de manejo orientadas a prevenir la anterior situación, permite extraer que las mismas fueron claramente conceptualizadas, pero tímidamente ejecutadas por la institución rectora del sector pesquero, la cual refleja una institucionalidad incongruente con la importancia socioeconómica del sector pesquero, que no permite garantizar la sostenibilidad biológica y económica de la pesquería de camarones.

Las embarcaciones industriales se mantienen operando por la existencia de un ligero flujo de caja positivo y la ausencia de un mejor costo de oportunidad que permita orientar el excedente de flota hacia otra actividad extractiva, situación que a corto plazo provocará la salida de las embarcaciones industriales menos eficientes por una parte y la incorporación de unidades artesanales en un esquema de acceso abierto, disfrazado con un registro de embarcaciones pesqueras artesanales, por la otra.

La Comisión Nacional de Pesca representa una importante herramienta como mecanismo de discusión entre los usuarios del recurso, la comunidad científica y el ente rector del sector pesquero para definir la mejor estrategia de manejo e impulsar un desarrollo institucional. Con ello, el rol de la administración pesquera debe ser reevaluado, en conjunto con una política de recursos humanos en la que prevalezca el criterio profesional en contraposición a las fluctuaciones políticas prevalecientes en el país, que generalmente atentan contra la sostenibilidad de las actividades económicas generadas en el sector pesquero.

La situación actual de la pesquería de camarones, exige adecuar el marco legal con el objetivo de incursionar en modalidades de manejo que definan claramente los derechos de uso para eliminar el tradicional paradigma de propiedad común, en donde el recurso es de todos pero la responsabilidad de su conservación es de nadie.

1. INTRODUCCIÓN

En el año 2001 el Sector Pesquero contribuyó con 320 millones de balboas¹ a la economía del país, por concepto de exportaciones. Alrededor de 75,5 millones de balboas provinieron de la exportación de camarones. Aproximadamente el 55 por

¹ 1 balboa = 1 dólar de EE.UU.

ciento de éstos fue aportado por el sector extractivo y de ellos el 53 por ciento pertenecen al grupo de los camarones blancos, con 22,1 millones de balboas, según las cifras publicadas por la Contraloría General de República y la Dirección General de Recursos Marinos y Costeros de Panamá.

La pesquería de camarones se encuentra mayormente circunscrita al litoral Pacífico, explotándose al grupo de los camarones costeros hasta más o menos las 15 brazas de profundidad. Se encuentran incluidos en estos, las especies *Litopenaeus occidentalis*, *Litopenaeus stylirostri* y el *L. vannamei*, que en combinación conforman el grupo de los camarones blancos y representan en conjunto a la «especie objetivo» por su mayor valor comercial y sobre la cual faenan la flota industrial y artesanal en franca competencia por acceso al recurso.

Además de las especies citadas anteriormente, también son capturados en la misma zona, los camarones tití (*Xiphopenaeus riveti*, *Trachypenaeus faoea*), (*T. pacificus*, *Protrachypenaeus precipua*) y el camarón carabalí (*T. byrdi*). Los camarones de profundidad intermedia están representados por el *L. brevirostri* y el *L. californiensis*, conocidos como rojo y café respectivamente, distribuyéndose entre las 15 y 55 brazas con una marcada predominancia de la primera especie en términos de abundancia.

La pesquería de camarones en aguas profundas, es decir, 55-250 brazas, se basa en las especies *Heterocarpus vicarius*, camarón cabezón, *Solenocera agassizii* y *S. florea*, acreditadas las dos últimas como camarón fidel (GUTAINPE, 1989).

Existen indicios que la estrategia de vida de los camarones y anchovetas del Golfo de Panamá esta relacionada con la intensidad y duración del afloramiento periódico, que se presenta entre los meses de diciembre y abril, cuando por consecuencia de la dominancia de los vientos nórdicos, emergen aguas más frías con alta salinidad y rica en nutrientes (Smayda, 1966).

Las variaciones en la intensidad del afloramiento pueden afectar negativamente la abundancia de los pequeños pelágicos, camarones y atunes al existir una relación, de forma directa o desfasada, con la intensidad del fenómeno costanero (Foesbergh, 1969).

Los procesos de afloramiento en el Golfo de Panamá, se ven afectados por el fenómeno de El Niño, al limitarse el transporte vertical de aguas profundas (Kwiecinski y Chial, 1989). Es decir, la prevalencia de anomalías positivas de temperaturas en la estación seca, indican una disminución de la disponibilidad de alimento.

El grupo de los camarones blancos, por ser «la especie objetivo» de mayor interés comercial ha sido evaluada por diferentes autores, utilizando series de tiempo de capturas y esfuerzo en unidades simples o estandarizadas y en otros casos combinando los resultados de los modelos globales con análisis de estructuras de tallas e información biológica.

Bayliff (1968), utilizando la mejor serie de datos existente hasta el momento, determinó, el rendimiento máximo sostenible (RMS), entre 1 800 y 2 200 toneladas con un esfuerzo de 200 embarcaciones camaroneras, llegando a la conclusión que el recurso denominado camarón blanco, se encontraba en su mayor nivel de explotación y en tendencia a la sobre-exploración.

López (1984), manejando como unidad de esfuerzo estandarizada los días de ausencia de puerto para una embarcación camaronera de 220 Hp, concluyó igualmente que el grupo de camarones blancos estaba sobre-explotado y que el nivel de esfuerzo pesquero no debía sobrepasar los 40 000 días de pesca.

Rodríguez y López (1989), utilizando la misma unidad de esfuerzo, encontraron que para la temporada 1984-1985 (abril-enero), se realizaba un esfuerzo de 50 824 días de pesca, superior en un 22 por ciento al valor de los 40 000 días de pesca óptimos derivados del modelo de Schaefer. Señalaban además, que no solo existían altos niveles de esfuerzo pesquero, sino que la intensidad pesquera era 1,2 veces superior a la que hubiese resultado de distribuir el mismo esfuerzo en 12 en vez de 10 meses, que fue el resultado de la veda de camarones establecida en 1975, durante los meses de

febrero y marzo, como respuesta al esquema de sobre explotación prevaleciente en aquel entonces. Igualmente señalaban que dicho escenario, era producto de ausencia de mecanismos controladores del crecimiento del poder de pesca, el incremento de la pesca artesanal y una veda que no estaba ubicada en los meses más adecuados, al no proteger a los juveniles que aparecían en la zona costera entre abril y junio.

Salz (1986), bajo un prisma económico, indicaba una correlación negativa entre el número de camarones activos y la productividad promedio, en donde la productividad máxima de unas 7 000 toneladas podría obtenerse con 200 barcos y ubicaba el valor agregado máximo en 140 barcos camarones. Agregaba igualmente, «La mayoría de las naves se mantienen en operación gracias a un saldo ligeramente positivo del flujo de caja».

Desde el punto de vista institucional, la administración pesquera esta constituida bajo el paraguas de la Dirección General de Recursos Marinos y Costeros, la cual forma parte de una de las direcciones de la Autoridad Marina de Panamá, instancia rectora del sector marítimo.

La legislación pesquera nacional esta cimentada en la Ley General de Pesca de 1959, la cual ha sido modificada por una larga relación de decretos ejecutivos, a través de las cuales se han establecido licencias de pesca, normativas para la flota pesquera, vedas, cuotas de esfuerzo y otra serie de medidas. Si bien éstas han estado claramente conceptualizadas, su ejecución ha sido mínima, a falta de reconocimiento oficial de la importancia económica y social del sector.

A pesar de lo anterior, los usuarios del recurso reconocen que la utilización adecuada de la legislación permitiría obtener los mejores beneficios de la ordenación pesquera, aunque la misma debe ser actualizada a la luz del Código de Conducta para la Pesca Responsable por una parte, y por la otra, debe permitir la asignación de los recursos pesqueros a los usuarios en donde se incluyan medidas que garanticen la sostenibilidad de los recursos explotados (Mena, 1999).

2. CAPACIDAD DE ESFUERZO

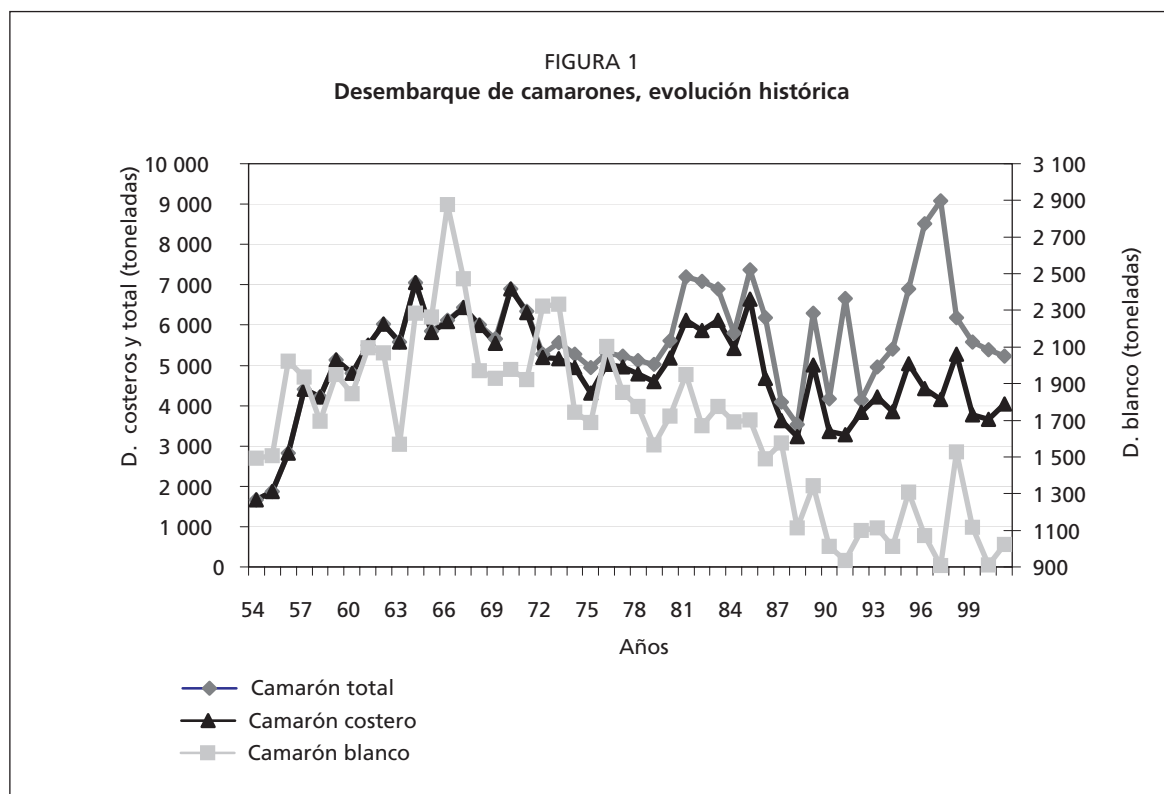
La pesquería de camarones en el Pacífico de Panamá, inició su desarrollo a mediados de los años 50, con un rápido crecimiento observado en el desembarque total de 6 442 tn en 1967 como resultado de la operación de 218 naves camarónicas, logrando el grupo de los camarones blancos 2 400 tn, cifra que sobrepasaba la derivada de las primeras evaluaciones realizadas sobre su potencial (Figura 1).

El primer desembarque de «alarma» en los codiciados camarones blancos, se verifica en 1974 cuando se produce una disminución del 25 por ciento con respecto a la anterior temporada que provoca el establecimiento de una veda en los meses de febrero y marzo a partir de 1975.

A partir de 1974 se inicia una franca tendencia a la reducción de los desembarques de camarón blanco, que solo ha permitido en dos ocasiones, 1976 y 1981, alcanzar las 2 000 toneladas. El promedio para el período 1974 - 2002 fue de 1 500 toneladas contra 2 085 toneladas del período 1956-1973 cuando operaron en promedio 192 embarcaciones por año. En el periodo anterior habían operado 239 embarcaciones. Destacan las 290 embarcaciones que faenaron en 1978 y las 912 toneladas desembarcadas en el 2000.

Al anterior escenario se anexa la actividad pesquera artesanal sobre la cual existen registros de cobertura limitada y confiabilidad variable (Villegas, 1991). Dicha actividad viene incrementándose desde mediados de la década de los 70, en continuo acceso abierto, acrecentando el esfuerzo pesquero sobre las poblaciones de camarones blancos e iniciando una franca competencia con el sector industrial por acceder el recurso.

Cifras oficiales del registro de las embarcaciones pesqueras artesanales indican la existencia de 5 760 embarcaciones en el litoral pacífico, de las cuales 1 958 tiene permiso para la actividad extractiva de camarón en el año 2002.



El crecimiento del poder de pesca emanado del sector artesanal, además de observado en las cifras oficiales del Cuadro 1, deber ser analizado paralelamente con el desconocido crecimiento de las artes de pesca utilizada para la captura de camarón - trasmallo de 3 pulgadas- la cual no ha sido claramente reglamentada en términos de cantidades por embarcación, a la que habría que adicionarle un número de embarcaciones «brujas» (no registrados) que trabajan sin el «Permiso de Pesca Ribereña» y con una luz de malla prohibida por la Ley en la mayoría de los casos.

La Figura 2 presenta las tendencias de los desembarques del grupo de los camarones blancos para el período 1978-1996 que marca la fecha de inicio del registro de los desembarques artesanales y el punto donde existe un cambio en la metodología para la colección de los datos. Para el año 2001 se cuantifico una cifra cinco veces menor a la del año 1996, que refleja mas bien una variabilidad en la cobertura y no una disminución real de los desembarques. La disminución de la cobertura se explica a través de un cambio institucional que minimizo el personal disponible en el interior del país.

3. SITUACIÓN ECONÓMICA DE LA PESQUERÍA DEL CAMARÓN

La actividad económica generada por la explotación de los camarones, además de representar el segundo rubro en términos de exportaciones, genera 5 000 empleos directos, 20 000 empleos indirectos y unos 15 millones de balboas como aporte neto a la economía nacional. (comunicación personal)²

A pesar de la importancia económica del sector, la sostenibilidad biológica esta seriamente amenazada desde mediados de la década de los setenta como pudo apreciarse en la Figura 1, impactándose negativamente el contexto económico como lógica consecuencia de la anterior situación.

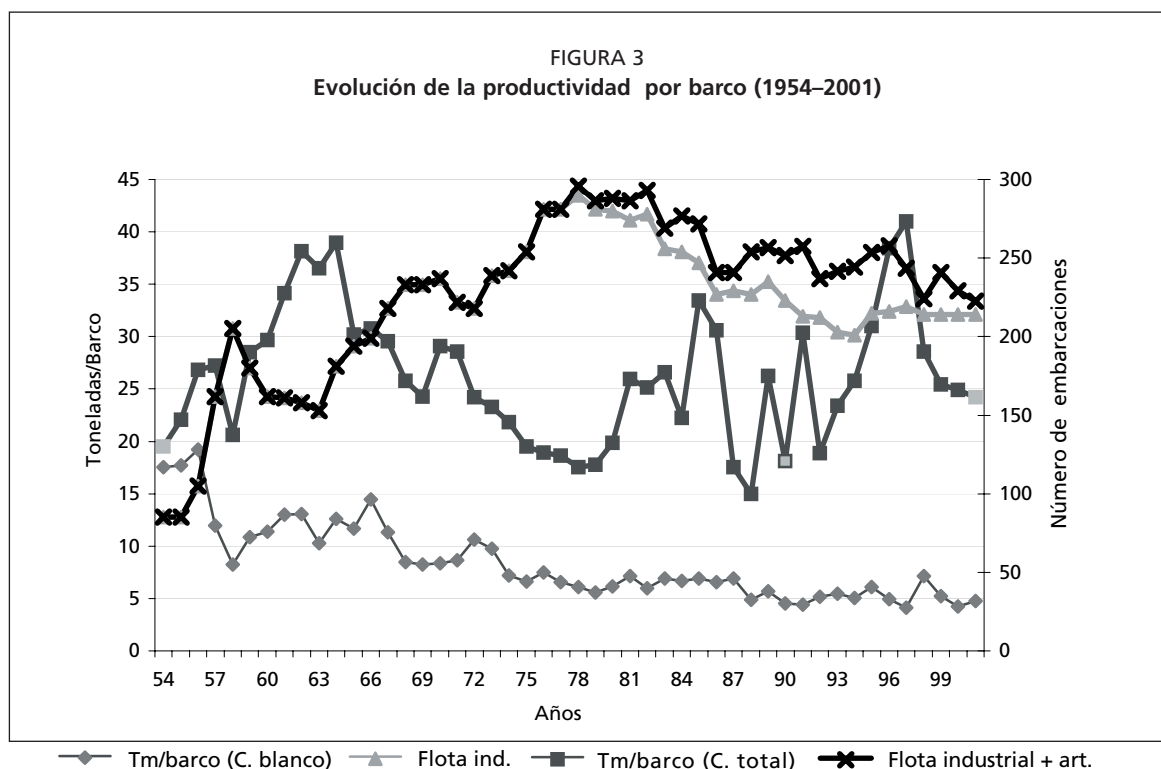
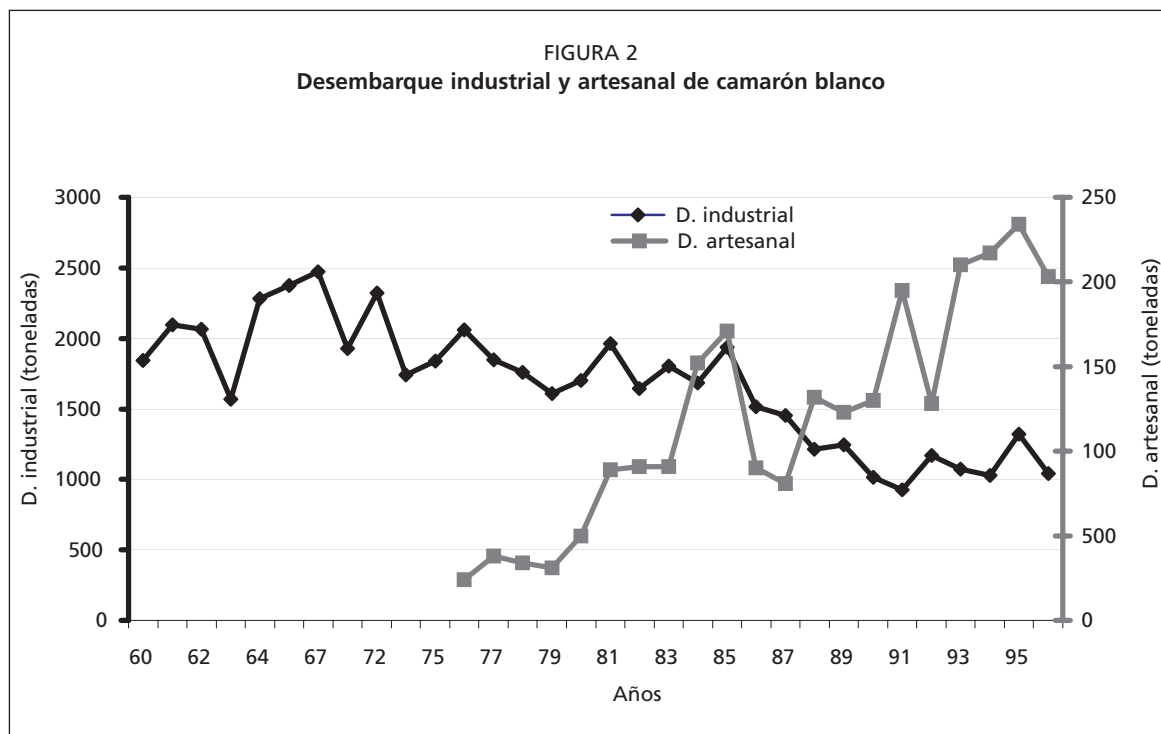
La Figura 3 nos muestra como el rendimiento anual por embarcación para la flota industrial, disminuyo de 12 toneladas métricas por año de camarón blanco para el período 1954-1973, a solo 6 toneladas métricas para el periodo 1974-2001. En ambos

² Gustavo Justines, Secretario Ejecutivo de la Asociación Nacional de la Industria Pesquera Panameña.

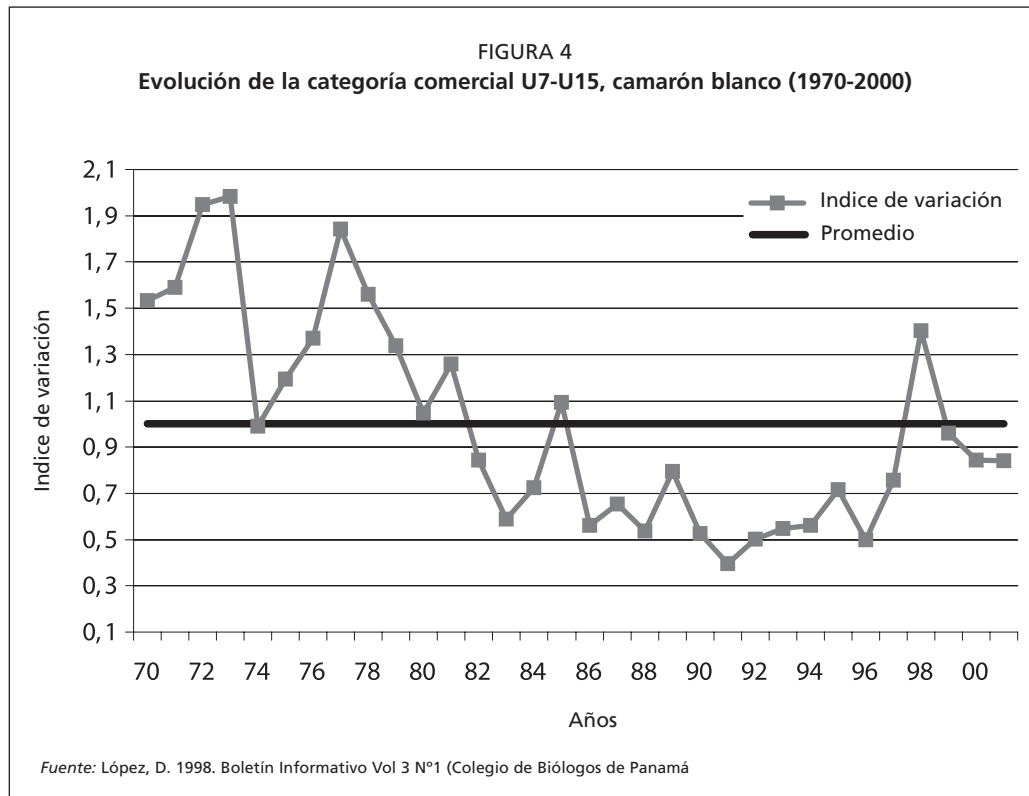
CUADRO 1
Embarcaciones artesanales en diferentes años

Año	Embarcaciones artesanales	Fuente
1987	2 698	Censo de Pescadores (Proyecto TCP/ FAO)
1995	3 811	Encuesta de las Actividades Pesquera (PRADEPESCA)
2002	5 760	Dirección General de Recursos Marinos y Costero

Fuente: Programa Regional para del Desarrollo de la Pesca Centroamericana



Fuente: López, D. 1998. Boletín Informativo Vol. 3 N°1 (Colegio de Biólogos de Panamá)



periodos trabajaron respectivamente 181 y 239 embarcaciones en promedio. Los mejores rendimientos observados entre 1995 y 1998 para el rendimiento total por embarcación, reflejan un mejor desembarque del camarón titi y cabezón, pero con bajo impacto desde el punto de vista económico derivado de los también bajos precios conseguidos para dicha materia prima.

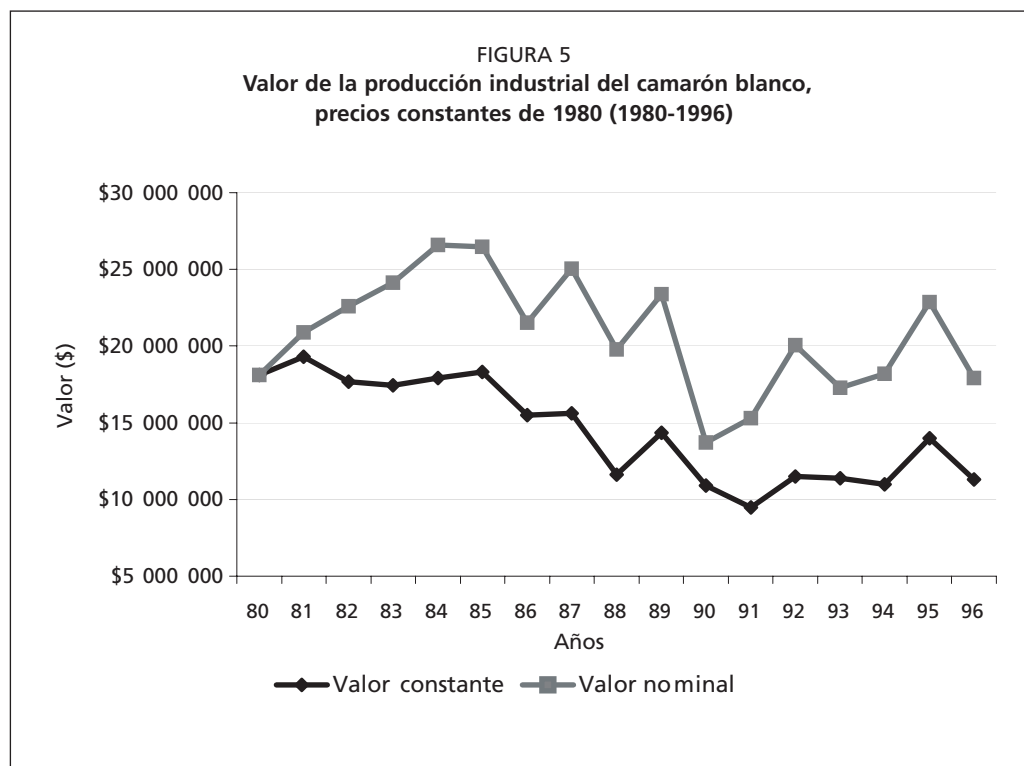
La misma figura nos muestra la tendencia de la flota industrial pero con un equivalente estimado de los desembarques artesanales en términos de flota industrial, 45 embarcaciones (López, 1998), cifra que representa una subestimación por los problemas de cobertura de los desembarques artesanales, pero que en todo caso permite visualizar un poder de pesca superior a las recomendaciones realizadas hasta el momento, las cuales ubican el esfuerzo óptimo biológico en unas 200 embarcaciones.

La capacidad excesiva de la industria pesquera exhibe una situación donde la capacidad de la flota actual es más alta que la requerida para asegurar un nivel de explotación sostenible sobre la especie objetivo.

Igualmente importante es el cambio en la estructura de tallas reflejada en las categorías comerciales de camarón blanco U7-U15, categorías de mayor valor comercial, como se aprecia en la Figura 4 en donde la cantidad de camarón procesado de cada año se divide contra el promedio del período analizado, 1970-2000, reflejándose que desde 1981 hasta el 2000 solo en una ocasión se estuvo por encima del promedio, como posible resultado de la sobreexplotación por reclutamiento y crecimiento señalada por Rodríguez y López (1989).

La connotación económica del cambio en las categorías comerciales ha sido mitigada por el incremento en los precios de las categorías U7-U15, ya que a valores constantes de la producción, la misma vario de 18,1 millones de balboas en 1980 a 11,3 millones de balboas en 1996 como se observa en la Figura 5, representando una disminución del 37,6 por ciento, pero que en términos nominales la disminución solo fue del 1.1 por ciento a pesar que la producción disminuyo en 36,8 por ciento.

Para el mismo período la libra de cola de dichas categorías paso aproximadamente de \$6,0/lb a \$9,0/lb (López, 1998).



CUADRO 2

Principales características de la flota camaronera. (223 naves activas al 2002)

Tipo de casco	%	Año construcción	%	HP	%
Acero	59	1951 - 1960	14	75 - 125	< 1
Fibra de Vidrio	4	1961 - 1970	35	126 - 175	5
Madera	37	1971 - 1980	41	176 - 225	19
		1981 - 1990	10	226 - 275	22
		1991 - 2000	<1	276 - 325	23
				326 - 375	21
				376 - 425	9

Fuente: Programa Regional para el Desarrollo de la Pesca Centroamericana.

3.1 Flota camaronera

En el Cuadro 2, observamos como la flota camaronera esta estructurada en su mayoría por barcos de acero, que representa el 59 por ciento de los barcos en la flota. Las unidades con motores de hasta 325 HP representan el 70 por ciento; observándose además que el 49 por ciento de las embarcaciones tienen más de 30 años de haber sido construidas, lo que permite inferir un problema de eficiencia en la flota por su antigüedad.

Salz (1986), utilizando los precios constantes al año 1985 realizo un análisis económico a fin de determinar el nivel optimo de la producción total y de la productividad de los barcos individuales, concluyendo en aquel entonces que la mayor parte de la flota se mantenía en operación gracias a un saldo ligeramente positivo en el flujo de caja y que evidentemente no era factible la inversión en nuevas naves camaroneras. Igualmente encontró que la producción máxima de 7 000 toneladas podría alcanzarse con 200 embarcaciones y el valor agregado máximo con 140 unidades pesqueras.

En el Cuadro 3 se observan los resultados promedios de una muestra para el año 2001, de 30 embarcaciones, tomada de la flota camaronera y que fuese proporcionada por una compañía privada que opera en el Puerto de Vacamonte, en donde igualmente

CUADRO 3
Relación costo-beneficio de las embarcaciones al 2001

Material	Madera	Acero	Acero	Acero	Fibra de Vidrio
Esloro (pies)	63 (2)	52 (5)	60 (7)	72 (10)	68 (6)
Motor Hp	150	240	300	375	310
Gastos					
Salarios y R. laborales	20 500	25 200	29 400	36 000	29 900
Prestaciones laborales	3 200	3 900	4 600	5 600	5 200
Viveres	4 000	4 100	4 800	4 700	4 900
Diesel, lubricantes	46 500	54 000	74 600	65 700	71 700
Zarpes, licencias	4 300	4 200	4 500	4 800	5 700
Descarga, vigilancia	1 100	1 100	1 000	1 000	900
Aparejos de Pesca	8 800	9 400	10 700	16 600	12 200
Reparación y Mana.	10 600	8 500	7 200	7 600	6 100
Mantenimiento Maq.	6 600	6 500	7 800	9 100	3 900
Mantenimiento Refr.	5 800	6 800	11 500	13 600	6 700
Seguro	3 500	3 000	3 400	5 900	4 200
Depreciaciones	10 700	14 300	21 800	16 100	19 800
Intereses y Financiamiento.	2 300				
Gastos Administrativos	2 600	3 000	3 400	3 000	3 400
Gastos Totales	130 500	144 000	174 600	189 700	174 600
Producción (\$)	113 600	132 500	172 600	195 200	172 600
Ganancia ó (Pérdida)	(16 900)	(11 500)	(2 000)	5 500	(2 000)

(): Numero de embarcaciones.

Fuente: Programa Regional para el Desarrollo de la Pesca Centroamericana.

se aprecia una pérdida económica en la mayoría de los casos, evidenciándose que los barcos siguen operando por un flujo de caja positivo en donde se soslayan seguramente los gastos de depreciaciones, seguros, gastos administrativos y se minimiza el mantenimiento.

Los resultados de comparar el valor promedio de la producción en 1985, \$157 600 (Salz, 1986), contra los \$157 300 derivado del Cuadro 3, refuerzan la situación económica precaria de la flota en términos de operatividad, a lo que habría que añadir el «financiamiento informal», no claramente documentado, que brindan las plantas a los dueños independientes con el objetivo de comprometer la materia prima para la exportación, fase en donde como expresase el mismo autor, «la posición económica de las plantas procesadoras es mucho más fuerte que la de los camareros».

Dicho tipo de financiamiento también se observa en el ámbito de la pesca artesanal quienes de una forma directa o indirecta hacen llegar principalmente su producto a las plantas procesadoras ubicadas en el Puerto de Vacamonte.

De lo observado anteriormente, se desprende que las fluctuaciones de las operaciones interanuales e intra-anales de las embarcaciones obedecen principalmente a una situación económica individual, en donde se espera una «mejor condición» para seguir operando en una actividad que sigue siendo su mejor oportunidad. Las 290 embarcaciones industriales que operaron en 1978 están potencialmente activas esperando ésa «mejor condición».

3.2 Aspectos institucional y legal de la pesca industrial de camarones

Los antecedentes de las normativas sobre la pesquería industrial de camarones en Panamá, se encuentran en la Ley 5 del 17 de enero de 1967, en donde se estableció el número máximo de unidades camarónicas en 232, cuando la pesquería todavía mostraba rendimientos estables y se superaba ligeramente en un 16 por ciento, el esfuerzo recomendado por las evaluaciones hechas hasta el momento. Posteriormente, llegaron a existir hasta 307 licencias de barcos camareros reconocidas legalmente como resultado de derogaciones e interpretaciones estrictamente legales que violentaban el espíritu de conservación expresado en la mencionada Ley.

En la década de los setenta y más específicamente en 1975, se establece una veda de camarones en los meses de febrero y marzo, bajo la premisa de una sobre-dimensión de la flota pesquera que provocó la sobre utilización del recurso; sin embargo después de la promulgación del decreto ejecutivo que establecía la temporada de veda y a cambios en la fecha y duración de la misma, siguieron incorporándose más embarcaciones a la pesquería. Después de 1981 se construyeron 22 nuevas embarcaciones.

De acuerdo a Rodríguez y López (1988), como resultado de la ausencia de medidas que controlaran el crecimiento del poder de pesca de la flota, el esfuerzo de pesca mensual después de la veda fue superior al esfuerzo aplicado antes de la veda, igualmente resalta un incremento en la intensidad pesquera, al distribuir un mayor esfuerzo pesquero en un menor tiempo.

En el año 1992 bajo el Decreto Ejecutivo N° 50 y modificado por el Decreto Ejecutivo N°55 en 1993, se establecen cuotas de esfuerzo de pesca mensual, de 19 días por barco para el período septiembre-noviembre y 18 días para el mes de diciembre y enero, ejecutándose realmente la normativa a partir de la temporada 1993-1994. La medida tenía como objetivo disminuir la alta intensidad pesquera en la época del principal desove de los camarones blancos por una parte y por la otra se observaba que a pesar de la disminución de los rendimientos en la medida que avanzaba la temporada, las embarcaciones incrementaban la duración de los viajes con una evidente repercusión negativa desde el punto de vista económico.

Al compararse el período septiembre-enero de la temporada 1993-1994 contra el mismo período de la temporada base 1992-1993, se observa una disminución del 20 por ciento en los días de pesca. Para las temporadas 1994-1995 y 1995-1996 se registraron incrementos del cuatro por ciento y 25 por ciento respectivamente, contra la temporada en que se ejecuta por primera vez la cuota de esfuerzo, diluyéndose paulatinamente el objetivo planteado.

Actualmente, la medida de control de esfuerzo ha perdido confianza entre la mayoría de los usuarios, al percibirse que algunas unidades pesqueras faenan por encima de las cuotas sin que exista sanción para los infractores, a lo que habría que agregar un incremento en los días de pesca por viaje en el mes previo a la limitación del esfuerzo.

Existen igualmente áreas prohibidas para la pesca de camarones con embarcaciones de diez toneladas brutas o más, a través del Decreto Ejecutivo N° 210 de 1965 y el N° 124 de 1990 que tienen como objetivo minimizar la mortalidad por pesca en las áreas del reclutamiento del camarón, medida con enfoque bio-económico al ser los individuos de mayor talla, los de mayor valor comercial y con mayores probabilidades de aportar a la población desovante, contra los sub-adultos que prevalecen en estas zonas prohibidas con menor valor comercial y sin haber alcanzado la edad de reproducción.

La medida anterior es tímidamente ejecutada por la Dirección de Recursos Marinos y Costeros, por la baja fiscalización que mantiene dicha administración sobre la zona costera. Lo anterior, se debe fundamentalmente a que la autoridad no cuenta con embarcaciones propias para dichos menesteres o del apoyo de otras instancias como el Servicio Marítimo Nacional, quienes tienen una adecuada infraestructura pero para quienes la fiscalización de sector pesquero no es una prioridad.

La medida más reciente de manejo, emanada del Decreto Ejecutivo N° 88 de julio de 2002, resalta entre otras, la sobre dimensión del esfuerzo pesquero desde los años setenta, el incremento de la flota pesquera artesanal junto con el uso del trasmallo, las implicaciones económicas a la industria camaronera por la disminución de la pesca de camarones costeros, la degradación en la composición de las tallas y el impacto negativo sobre la relación costo beneficio registrada hasta mediados del año 2000. El Decreto en la parte resolutive elimina las cuotas de esfuerzo y establece un período de veda adicional desde el 1 de septiembre al 1 de noviembre, desconociéndose hasta el momento los resultados de ésta última medida de manejo.

3.3 Pesca artesanal de camarones

La primera regulación específica para la pesca artesanal aparece en el Decreto Ejecutivo N° 16 en 1981, reglamentándose en 3 ½ pulgadas el tamaño mínimo de malla. Al año siguiente se disminuye a 2¾ de pulgadas a través del Decreto Ejecutivo N° 31 de 1982, como respuesta a las presiones de grupos interesados (Justines, 1995).

El Decreto Ejecutivo N° 124 de 1990, cambia nuevamente el tamaño mínimo de malla a tres pulgadas junto con establecer la longitud mayor de los trasmallos en 200 metros e incluir la obtención del Permiso de Pesca Ribereña de forma gratuita pero obligatoria para dedicarse a la pesca de camarón.

Si bien la pesca artesanal de camarón se regula a través de la existencia de permisos de pesca ribereña, en donde se enmarca la extracción camaronera artesanal, se continua con un «acceso abierto», con la única diferencia de la existencia de un permiso de pesca, al no establecerse un número máximo de participación o una moratoria en la emisión de permisos.

Por otra parte, existen poblaciones de pescadores artesanales reconocidos por la utilización de artes de pesca ilegales aunado al desconocimiento del creciente poder de pesca en términos de cantidad de trasmallos utilizados y de un número de embarcaciones que operan sin permiso de pesca ribereña.

El libre acceso constituye una condición necesaria y suficiente para la sobreexplotación del recurso (Seijo, Defeo y Salas, 1997), que en los últimos años se manifiesta a través de mayores conflictos entre pescadores industriales y artesanales por el acceso a las zonas de pesca. Conflictos entre las propias comunidades pesqueras por «invasión» de las áreas de pesca tradicionales y acusaciones mutuas por la utilización de artes de pesca incompatibles con las sostenibilidad, sólo para mencionar algunos indicadores de la disminución de los recursos aprovechados en el ámbito artesanal.

4. INTERVENCIONES, REGULACIONES Y POLÍTICAS DE GESTIÓN

El marco legal que fundamenta todas las derivaciones para la conservación y sostenibilidad de los recursos vivos, puede ser encontrado en la Constitución Política del País, cuando en el artículo 291 sobre la Economía Nacional se afirma que «La Ley Reglamentará la caza, pesca y aprovechamiento de los bosques, de modo que permita asegurar su renovación y permanencia de sus beneficios».

El Decreto-Ley N° 17 de 9 de julio de 1959, conocido como Ley Básica de Pesca constituye el fundamento del que emanan las regulaciones específicas del área de pesca, estableciéndose principios y políticas para el uso racional de los recursos pesqueros. Una de las principales virtudes de la Ley Básica de Pesca, es su gran flexibilidad para adecuar normativas administrativas al objetivo de sostenibilidad de los recursos explotados (Justines, 1995).

«Las regulaciones pesqueras se basan en objetivos que los gobiernos definen como estratégicos en el uso de los recursos acuícolas. Mediante procesos científicos, mas bien elaborados, ha sido posible determinar las abundancias disponibles y las capturas que sean aceptables y congruentes con los objetivos de la administración pesquera. Sin embargo, las medidas administrativas han sido históricamente difíciles de implementar en un medio natural poco propicio para ello ya sea por falta de institucionalidad, y/o por falta de colaboración por parte de los mismos usuarios» (Ehrhardt *et al.*, 2000). De lo anterior se desprende que en Panamá la evolución de la pesquería de camarones en el Litoral Pacífico de Panamá evidencia que las primeras medidas de manejo aparecen en momentos que la sobre capacidad de la flota industrial era incipiente y se obtenían rendimientos biológicos y económicos llamativos, que incentivaban a los usuarios potenciales a «presionar» a las Administraciones Pesqueras del momento, con la finalidad de entrar a la actividad económica, violentándose el objetivo de las medidas de manejo por interpretaciones acomodadas por dichos grupos.

El mecanismo utilizado para obtener el derecho de uso del recurso camarón, fue administrativamente aceptable al igual que las obligaciones de los usuarios plasmadas al momento de otorgar las licencias de pesca. Dichas licencias fueron orientadas principalmente a prevenir un aumento en la capacidad de generar una mayor mortalidad por pesca a través de cambios en la luz de malla, caballaje de los motores, áreas de pesca, etc. El incumplimiento de estas normativas de manejo ha generado una sobre capacidad en la flota actual, que pone en evidencia una debilidad institucional en la eficiente ejecución de cada una de las medidas de manejo antes mencionadas.

De igual forma dicha debilidad ha tenido un impacto en la conducta del usuario primario del recurso, quién al percibir una falta de garantía sobre la sostenibilidad del recurso, asume una actitud cortoplacista sobre el mismo, al tratar de obtener los mayores beneficios antes que otro participante lo haga por él y por ende violentando todo el paquete de normativas inicialmente encaminadas a garantizar ése derecho de uso.

El principal problema registrado en el sector pesquero en Panamá es la ausencia de una ponderación y reconocimiento oficial de la importancia económica y social del sector, por lo que el desempeño de la Dirección General de Recursos Marinos y Costeros resulta ineficiente por la falta de fondos necesarios para realizar sus actividades de campo (Mena, 1999).

Una característica común a las administraciones regionales es la insuficiencia presupuestaria en contraste con las responsabilidades que exige el sector, la inadecuada política de recursos humanos y la falta de autonomía administrativa por parte de las instancias rectoras. Sin la adecuada estructura institucional, es casi imposible pretender que existan posibilidades de ejecutar una política pesquera.

El tema institucional estaría vinculado con el adecuado contexto legal, que provea autonomía administrativa y presupuestaria para aislarse, entre otras cosas, de las fluctuaciones políticas, que afectan el desempeño de las Administraciones Pesqueras.

Ciertamente que la modalidad de explotación pesquera artesanal, en el ámbito de la pesquería de camarones ha sido el acceso abierto, siendo un contribuyente importante en la degradación del recurso camarón blanco, exhibiéndose una ausencia de la definición de los derechos de uso, con la agravante existencia de bajos costos operacionales que ante un alto valor de la especie objetivo permiten prever un continuo crecimiento de la actividad artesanal. Por otra parte los pescadores artesanales representan un alto porcentaje de los votos en una nación pequeña como es Panamá y que por tanto, las restricciones que pudieran imponerse sobre ellos tiene un impacto político que la mayoría de los políticos no quieren enfrentar en el momento de las elecciones.

El disminuido grado de asociación de la pesca artesanal, menos del 10 por ciento (PRADEPESCA, 1995), no contribuye a difundir entre el sub-sector los conceptos de sostenibilidad y en menor posibilidades establecer nuevas modalidades de manejo, como podría ser el manejo comunitario.

Por razones no claramente entendidas, la figura prevaleciente en el sector pesquero en los últimos años, ha sido la consecución de las diferentes medidas de manejo en el seno de las Administraciones Pesquera con una baja consulta con los usuarios del recurso a pesar de la existencia de una Comisión Nacional de Pesca con funciones consultivas, en donde están representados los usuarios del subsector industrial y artesanal. Esto ha dado como resultado que las medidas sean objeto de transgresiones de manera frecuente.

Al no existir una Política Pesquera con objetivos definidos y transparencia en las «reglas del juego», observamos los esfuerzos del sector pesquero concentrados en conseguir algún tipo de subsidio, como rebajas en el combustible, pagos a los impuestos de salidas de los puertos, disminución del cobro por servicios por desembarque entre otros, que no son más que paliativos a una situación biológica y económica que solo tendrá una solución con garantía de sostenibilidad, bajo el marco de una administración

de carácter técnico, que defina los derechos de uso a los usuarios con una responsabilidad compartida de éstos últimos.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- Los recursos camaroneros se encuentran sometidos a una excesiva presión pesquera como consecuencia de un exceso de capacidad en la flota industrial, agravada por una creciente pesca artesanal que se desarrolla bajo la modalidad de acceso abierto.
- La flota camaronera industrial opera bajo un saldo positivo en el flujo de caja al minimizar los gastos administrativos, seguros, depreciaciones y contar con un financiamiento informal por parte de las procesadoras que tienen un particular interés en comprometer la materia prima.
- **La debilidad institucional ha permitido que las medidas de manejo se ejecuten de forma ineficiente**, creando un clima de falta de credibilidad de los usuarios ante la administración que emite medidas de manejo en función de la nueva problemática aparecida, siendo en muchos casos esta última un producto de la ineficaz ejecución de la anterior pauta de manejo.
- Las medidas de manejo en las diferentes fases de la pesquería de camarones fueron conceptualmente robustas. Contenían además, recomendaciones consonantes con la problemática del sector. Sin embargo, existe en la mayoría de los casos **un tenue compromiso con la Administración Pesquera sobre el mecanismo a utilizarse para la ejecución de las medidas junto con los lineamientos para el seguimiento y evaluación de las mismas.**
- La figura de la Comisión Nacional de Pesca debe ser reforzada y consolidada como escenario de discusión para abordar los temas de ordenación pesquera, impulsando igualmente un desarrollo institucional hacia la autonomía necesaria. Además de buscar una redefinición del rol de la administración hacia un esquema mayormente normativo, en donde los insumos científicos para la consecución de los planes de manejo puedan ser obtenidos con la participación de las universidades y ONGs locales, a través de una coalición entre las anteriores y la administración pesquera. Dicho desarrollo institucional conlleva igualmente a la definición de una política del recurso humano, de forma tal que el personal técnico mantenga un nivel de sostenibilidad bajo un criterio profesional y al margen de las fluctuaciones políticas.
- Los Permisos de Pesca Ribereña en la forma en que se ejecutan, han institucionalizado el acceso abierto por no existir límite en la participación de la pesquería. Por tanto, se debería establecer una moratoria en la incorporación de nuevas unidades artesanales. Esta medida que no debería ser promulgada hasta que la administración este en condiciones de ejecutar la misma de manera integral.
- Menos del 10 por ciento de la población pesquera artesanal pertenece a alguna asociación pesquera. La mayor participación de los pescadores facilita los esquemas de consulta con las Administraciones Pesquera además de permitir la transmisión de conocimiento hacia los principales usuarios del recurso. Un posible mecanismo para incrementar el grado de asociación sería el de vincular el otorgamiento de los derechos de uso con la participación en las organizaciones pesqueras.
- La actual legislación pesquera no contempla de forma tácita la posibilidad de utilizar modernos esquemas de acceso al recurso, como lo son las concesiones de áreas o los propios recursos a comunidades pesqueras, por lo que deben realizarse modificaciones que permitan desde el punto de vista legal utilizar dichas herramientas.
- La información de indicadores biológicos, económicos y sociales en la Dirección General de Recursos Marinos y Costeros no permite valorar en su justa dimensión

el aporte del sector pesquero en general, por lo que se hace necesario impulsar un diseño estadístico, con el objetivo de llenar los vacíos de información existente en el sector pesquero.

Derivado de un sistema estadístico confiable, emana la posibilidad de establecer el pago por el uso de los recursos, equitativo a su real valor para autofinanciar el sistema y proteger las áreas críticas en la conservación y sostenibilidad de las pesquerías.

- La Administración Pesquera debe impulsar a nivel piloto el manejo comunitario garantizando el derecho de uso a los pescadores, con el objetivo de ganar experiencia en dicha modalidad de manejo. Un primer intento podría ser a través de alguna de las comunidades costeras que se dedican a la extracción de bivalvos y muestran un mayor grado de organización.
- A la luz de los nuevos conocimientos sobre la variación ambiental en las fluctuaciones de la abundancia de los camarones, las futuras evaluaciones de la pesquería deben dimensionar el efecto ambiental a fin de definir su potencial como función de la capacidad pesquera y la variabilidad ambiental.

6. REFERENCIAS

- Bayliff, W.H., 1968. Report of Work Accomplished in Panama and America Central. October 1967 to December 1968, FAO, 149 p.
- Ehrhardt, N., Cotto, A., Pérez, M. y Velásquez, L. 2000. Definición de Criterios e indicadores de sostenibilidad para los recursos pesqueros de Nicaragua. Dirección de Biodiversidad y Recursos Naturales. Nicaragua. 60 p.
- Forsbergh, E.D., 1969. Estudio sobre la climatología, oceanografía y pesquería del Panamá Bight. Com. Inter. Atún Trop. Bol. 14 (2) : 145-385.
- Justines, G. 1995. Compendio de la normativa pesquera vigente en la República de Panamá. Editor ANDELAIP. Impresora S.A.. Panamá. 122p.
- Kwecinski, B. y Chial, B. 1989. El Fenómeno de el Niño y la Pesca de camarón en Panamá, En: CPPS, Boletín ERFREN No. 29. pp. 27-29.
- López, D., 1984. Generalidades del Estado de Explotación del Recurso Camarón Blanco. Informe no publicado. Dirección General de Recursos Marinos. Ministerio de Comercio e Industrias.
- López, D., 1998. Antecedentes de la Pesquería de Camarones Blancos en Panamá. Boletín Informativo Vol.3 No.1. Colegio de Biólogos de Panamá.
- Mena, M., 1999. Informe de Viaje. Ciudad de Panamá, 13-22 de diciembre de 1999. Oficina Principal de Pesca. FAO.
- Ministerio de Comercio e Industrias Dirección General de Recursos Marinos y costeros. 1989. Informe de Panamá para la tercera Reunión del grupo de trabajo para la investigación pesquera en América Central. In: Informes Nacionales y Trabajos Presentados a la Tercera Reunión Ordinaria del Grupo de Trabajo FAO/OLDEPESCA Para la Investigación Pesquera en América Central (GUTAINPE): Panamá, 18 al 22 de septiembre de 1989. 238 p.
- Programa Regional de Apoyo al Desarrollo de la Pesca en el Istmo Centroamericano. 1995. Encuesta de las actividades pesqueras con Énfasis en la pesca artesanal. Enfoque regional. Editor Unión Europea- Olde-Pesca. 48 p.
- Rodríguez, M. y López, D. 1989. Evaluación del Estado de Explotación del Camarón Blanco en Panamá y Recomendaciones Para su Mejoramiento. Comisión Permanente del Pacífico Sur (CPPS), Rev. Pacífico Sur (Número Especial), 1989.
- Salz, P., 1986. Análisis Económico de la Pesca de Camarón en Panamá . Proyecto Ordenación de la Pesquería de Camarones. FAO/TCP/PAN/4502.
- Seijo, J., Defeo, O. y Salas, S. 1997. Bioeconomía pesquera. Teoría, Modelación y Manejo. In: FAO Documento Técnico de Pesca 368. Roma. 176p.

- Smayda, T.J.** 1966. A quantitative analysis of the phytoplankton of the Gulf of Panama. III. Genera I Ecological conditions and the phytoplankton dynamics at 08°45'N, 79°23'W from November 1954 to May 1957. Bull. Inter. Amer. Trop. Tuna . Comm., 11: 353-612.
- Villegas, L.** 1991. Situación de Las Estadísticas Pesqueras en América Central. In: Informes Nacionales y Trabajos Presentados a la Quinta Reunión Ordinaria del Grupo de Trabajo Para la Investigación Pesquera en América Central (GUTAINPE): Panamá, 16 al 20 de septiembre de 1991.

7. Factores sinérgicos y ambientales determinantes de la excesiva capacidad de pesca e ineficiencias de la gestión: la pesquería del camarón de Ecuador

Franklin Ormaza González

Subsecretario de Recursos Pesqueros

Ministerio de Comercio Exterior, Industrialización, Pesca y Competitividad

República del Ecuador

Av. 9 de Octubre N° 200 y Pichincha

Edificio Banco Central, Séptimo Piso

(formaza@interactive.net.ec)

RESUMEN

Actualmente, la extracción de camarón representa aproximadamente el 2 por ciento de las pesquerías globales. El incremento sostenido del consumo en las cuatro últimas décadas de este crustáceo en los países desarrollados donde tiene un alto valor comercial, produjo la expansión de las flotas arrastreras camaroneras en todos los puntos donde se encuentra camarón. En Ecuador se extraen entre otras las siguientes especies: *Litopenaeus vannamei*, *L. stylirostris*, *L. occidentalis*, *Farfantepenaeus californiensis*, *Trachypenaeus* sp., *Protrachypene precipua*, *Xiphopenaeus riveti*; *Solenocera agassizi*, *Sicyonia disdorsalis*. La principal área de extracción es el Golfo de Guayaquil (sur del Ecuador) donde opera >65 por ciento de la flota; el resto en el estuario de Esmeraldas (norte de Ecuador) y una serie de sitios a lo largo del cordón costero. La flota en los 50 comprendía alrededor de 28 unidades, pero en la siguiente década aumenta vertiginosamente hasta 280; a finales de los 80s la flota superó las 300 naves, pero actualmente se reportan 214 embarcaciones activas; sin embargo ésta ganó parcialmente capacidad de extracción, autonomía y mejoró su sistema de conservación. Los volúmenes de extracción crecieron proporcionalmente a la flota de 660 toneladas métricas (toneladas) en 1954 a 8 000 toneladas en 1983, y un record de casi 13 500 toneladas en 1991; pero a partir de aquí los desembarques se desploman. El precio FOB en el Ecuador pasó de \$EE.UU.1 000 en 1970 a casi \$EE.UU. 11 000 al final de los 80, para luego mantenerse con variaciones alrededor de \$EE.UU. 7 000, actualmente los precios se han deprimido dramáticamente, mientras que ha ocurrido lo contrario con los costos de producción. El impacto socio-económico ha sido y es significativo en la zona costera del Ecuador, generando mas 50 000 plazas de empleos directos e indirectos. El marco legal ha sostenido el desarrollo del sector privado camaronero; ha existido un manejo unilateral poco eficiente debido a la falta de políticas consensuadas, recursos económicos y humanos en las instituciones de control. El Estado no ha fomentado la pesquería aunque si la ha apoyado en su desarrollo. Procesos oceanográficos no periódicos pero persistentes como El Niño y La Niña tiene impactos remarcables; así se incrementa o decrece la pesca durante estos eventos respectivamente. Por otro lado actividades antropogénicas como agricultura (uso de pesticidas altamente tóxicos), desarrollo urbano (descarga de aguas servidas

domésticas e industriales, tala de manglares), acuicultura, etc. La actividad acuícola produjo la necesidad de la captura de larva silvestre para sembrar las piscinas de engorde y de reproductores maduros para sembrar nauplios en laboratorios de producción de larvas; la captura de larvas y reproductores significó depredación en los primeros y últimos estadios, no solo del camarón sino de otras especies marinas cuyo impacto se ha observado en el decrecimiento de los desembarques de recursos extraídos por la flota artesanal, la cual fue beneficiada relevantemente por esta actividad. Así, la sinergia de las actividades antropogénicas, eventos oceanográficos, captura de especies en los estadios biológicos inferiores y últimos, y la pesca poco controlada han provocado una caída de los stocks lo que a su vez ha derivado al sobredimensionamiento de la flota camaronera arrastrera y en particular la artesanal. Se debe subrayar que la actividad acuícola produjo hasta 200 000 plazas de empleo directo y un flujo de 500 a 800 millones de dólares estadounidense, ha sido y es una de las principales actividades de desarrollo del país desde 1970 hasta el presente. Medidas correctivas se están tomando actualmente de manera consensuada.

1. INTRODUCCIÓN

El presente trabajo tiene como objetivo, analizar la problemática de la industria camaronera ecuatoriana de captura en un contexto global y de manera particular, tratará de visualizar las aristas de la pesca extractiva, la capacidad de flota y la incidencia de camaronicultura para determinar la existencia o no de la sobre-pesca y sobredimensionamiento de flota pesquera. El análisis se enfocará en:

- la interacción con la actividad acuícola camaronera;
- el impacto de los fenómenos naturales oceanográficos como El Niño y La Niña;
- y el impacto de las actividades antropogénicas.

1.1 Marco general

Las pesquerías aportan a la economía mundial alrededor del 1 por ciento, lo que redundaría en la provisión estimada de por lo menos 200 millones de plazas de trabajo directas e indirectas o conexas (Weber, 1994). Las pesquerías conceptualmente definidas comprenden la producción por extracción y cultivo o acuicultura; producción. De acuerdo a FAO (2003), la producción ha crecido de manera sostenida desde 1990 a 2001, pasando de 99 millones a 128 millones de toneladas (Cuadro 1).

El volumen de la producción acuícola ha aumentado su participación de manera gradual y consistente por algunos años; así, para 2001, un poco más de 37 millones de toneladas (28,9 por ciento del total de la producción mundial de las pesquerías (128 millones de toneladas), provino del cultivo controlado de especies marinas, estuarinas, riverinas y lacustres (FAO, 2003); el porcentaje restante provino de las actividades extractivas.

De la producción acuícola, el cultivo del camarón ocupa un lugar preponderante por su impacto económico y social, así como también el discutido impacto ambiental. De acuerdo a la información de la FAO (1997), el crecimiento de la producción ha sido gradual, de aproximadamente 0,1 millones de toneladas en 1984 a casi 0,9 millones de toneladas en 1991, sin embargo la extracción ha sido superior (aunque constante);

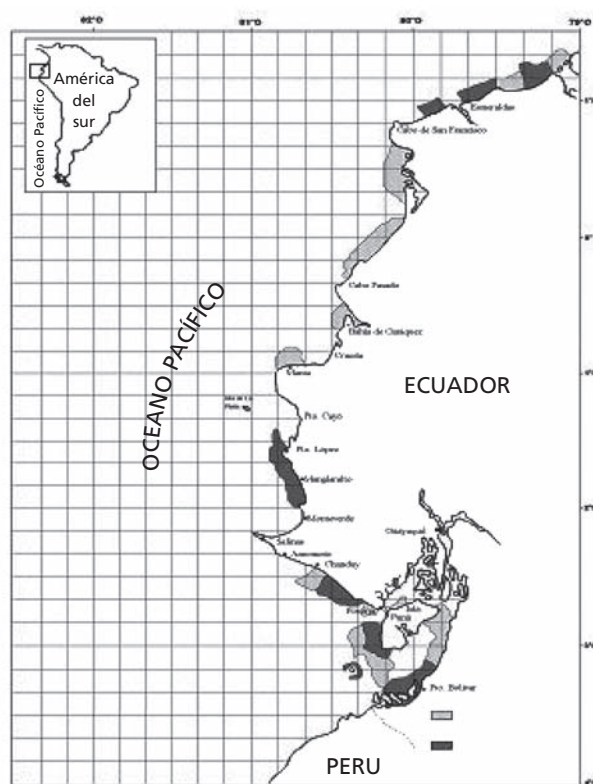
CUADRO 1

Producción de las pesquerías (extracción y cultivo) en millones de toneladas

Año	1990	1992	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Capturas totales	85,88	86,21	92,68	93,00	94,63	93,73	87,3	93,2	94,8	91
Acuicultura total	13,13	15,52	20,77	24,28	26,38	28,27	30,5	33,4	35,6	37
Total	99,01	101,73	113,46	117,28	121,01	122	117,8	126,6	130,4	128
% Acuicultura	13,26	15,26	18,31	20,70	21,80	23,17	25,9	25,6	27,3	28,9

Fuente: FAO, 2003

FIGURA 1
Litoral ecuatoriano con las principales áreas de pesca de camarón y puntos de desembarques



Fuente: Instituto Nacional de Pesca del Ecuador

i.e. alrededor de 2 millones de toneladas. Lo anterior establece que la extracción de camarón comprende aproximadamente el 2 por ciento de las pesquerías de extracción global.

1.2 Aspectos ecológicos y biológicos

Las especies objetivo de la flota industrial arrastrera y artesanal son básicamente los camarones penaeidos que se encuentran a lo largo de todo el litoral ecuatoriano (Figura 1); el cual comprende cuatro provincias, de norte a sur: Esmeraldas, Manabí, Guayas y El Oro.

Las condiciones oceanográficas costeras y estuarinas afectan directamente: la distribución espacial y temporal, reproducción, y tasa de crecimiento de los camarones penaeidos.

- Las características de reproducción han sido determinadas por Cobo y Loesch (1966), Cun (1984) y Marín (1984), quienes concluyeron que el *Litopenaeus vannamei* desova todo el año pero tiene un pico en sep-may; *L. occidentalis*, en junio-septiembre; *L. stylirostris*, en julio-febrero. Las tasas de desove no se han determinado, pero estudios esporádicos y puntuales en el norte del Ecuador indican que el desove de *L. vannamei* varía de 193 000 a 282 000 nauplios.hembra⁻¹ (Ochoa *et al.*, 1998); Mosquera (1999), reportó valores menores de 169 164 nauplios.hembra⁻¹.
- Con relación al crecimiento, no existe información sobre las poblaciones silvestres, pero en piscinas camaroneras se registra una curva exponencial, con rango de incremento de peso de 1,0-1,5 g. semana⁻¹ a partir de 1-2 gramos de peso (ejemplo, Ormazza-González *et al.*, 1997, 1998b, 2001 y 2002) con alimentación de

balanceado especializado (contenido de proteína de 21-30 por ciento) y densidad poblacional de 5-10 individuos.m⁻². El reclutamiento estimado en 1966 (Loesch y Cobo), ocurre entre febrero y mayo para *Litopenaeus vannamei*; entre marzo y junio para *L. stylirostris*; febrero a mayo en *L. occidentalis*. Probablemente estos períodos hayan variado, debido a los cambios de calidad de agua, esfuerzo pesquero, etc.

- En Ecuador, se registra la presencia de diez especies de camarones de la familia PENAEIDAE, y dos de la familia SOLENOCERIDAE y SICYONIIDAE en prácticamente todo el litoral, pero existen ciertas áreas donde prevalecen y están más disponibles aparte de las mencionadas; como son el Golfo de Guayaquil y Esmeraldas. Las características morfológicas están ampliamente descritas en la literatura (Fisher *et al.*, 1995), sin embargo su distribución por país no está registrada de manera amplia. En el Anexo 1, se presenta la distribución espacial y disponibilidad de pesca en tiempo (propuesto por Pacheco, 2002b).

1.3 Condiciones oceanográficas

Las condiciones oceanográficas costeras sufren variaciones estacionales y no-estacionales.

Existen dos estaciones bien marcadas, a saber:

- *Enero-diciembre*: Masas de agua provenientes del Norte de Ecuador (Bahía de Panamá) prevalecen con temperaturas superficiales en el rango 25-27 °C y salinidades alrededor de 33 ups. Estos cuerpos de agua son generalmente pobres en nutrientes inorgánicos disueltos (N/P), pero cuando el régimen de lluvias se incrementa notablemente, se registra una significativa descarga de aguas fluviales en los estuarios mencionados (y otros menores) que «enriquecen» las aguas costeras en todos los niveles tróficos. La pesquería y acuicultura del camarón son afectadas positivamente, ya que con el incremento de temperatura, decremento de salinidad y descargas de los ríos aumentan las tasas de crecimiento y reproducción (e.g., Boyd, 1992), así como su distribución espacial (Pacheco, 2002a), puesto que los camarones *L. vannamei* se acercan a aguas más someras. Las especies *Solenocera agassizi* (carapachudo fidel) y *Protrachypene precipua* (camarón pomada) probablemente no modifican su distribución espacial debido a que su ambiente se halla en aguas de mayor profundidad.
- *Mayo-noviembre*: Masas de agua del sur son transportadas por la corriente de Humboldt, las cuales pueden llegar a cubrir prácticamente todo el litoral; éstas se caracterizan con temperaturas <20 °C y salinidades alrededor de 35 ups pero con relativa alta carga de nutrientes inorgánicos disueltos (N/P/Si) que hacen que las mismas, sean áreas productivas en todos los niveles tróficos. Las condiciones físico-oceanográficas costeras, producen el desplazamiento de los stocks a aguas relativamente profundas, mientras que las tasas de crecimiento y reproducción se reducen notablemente.

Existen variaciones no como son los fenómenos de El Niño y La Niña; ambos alteran notablemente los rangos estacionales normales oceanográfico-costeros y meteorológico a lo largo de la costa ecuatoriana.

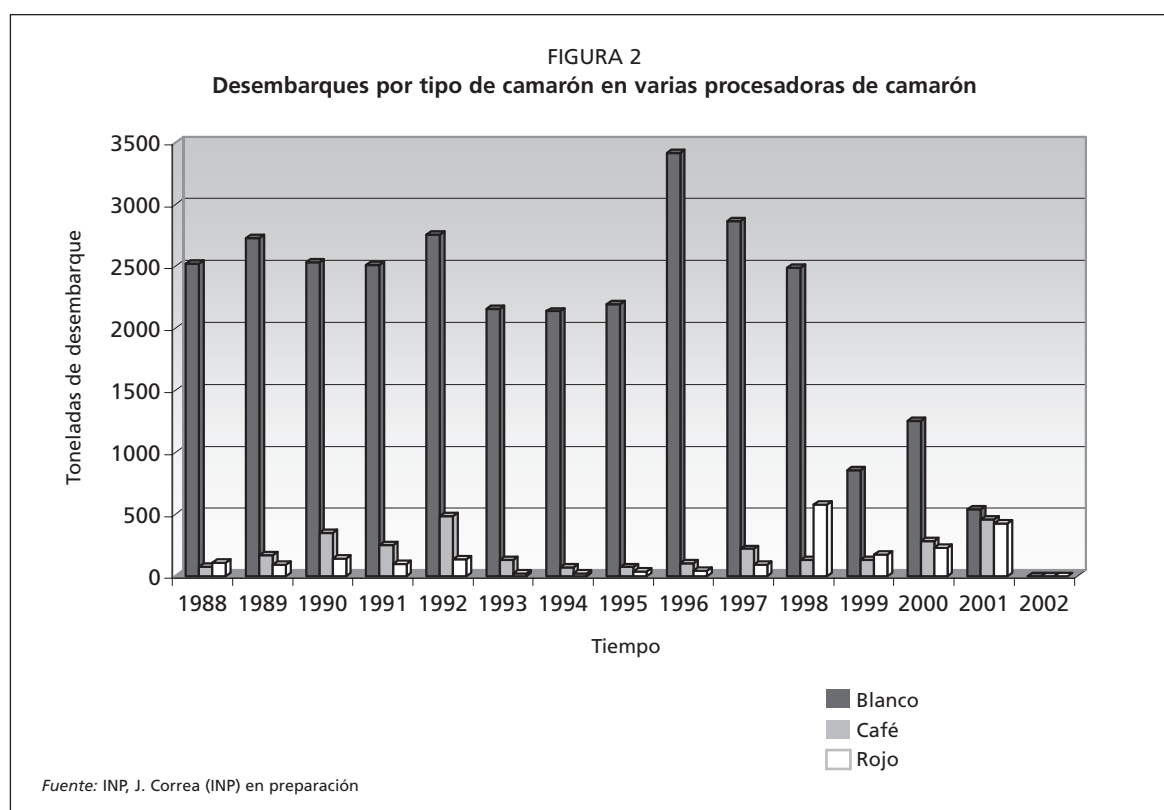
- *El Niño*: Actualmente éste fenómeno oceanográfico, que es básicamente un proceso de balance de energía térmica a lo largo del Pacífico Central, desde Occidente a Oriente, ha generado considerable interés por los efectos sociales, económicos, y pesqueros, entre otros, que ha causado. De manera especial, durante el mega evento acaecido en el período 1997-1998 (Glantz, 2001) ocurrieron pérdidas superiores a \$EE.UU. 2 000 millones sólo en Ecuador, más la pérdida de cientos de vidas y alteraciones oceanográficas que han modificado profundamente el medio ambiente hasta ahora. El Niño ha sido descrito por Gross, 1986; Enfield, 1976; De la Cuadra, 1998, etc.; es ampliamente conocido como un proceso variable en

tiempo e intensidad, durante el cual en las costas de Pacífico Este aparecen aguas cuyas temperaturas superan en 2-3°C el promedio normal (e.g.; Glantz, 2001), la termoclina se profundiza por decenas de metros mas allá de la posición normal y el nivel promedio del mar supera los 25-30 cm por encima del promedio en las costas ecuatorianas, mientras que las precipitaciones pluviales se incrementan notablemente debido a procesos magnificados de convección de la superficie del mar. Por ende, las características oceanográficas físicas, químicas, biológicas y pesqueras costeras son fuertemente afectadas por el desarrollo de este fenómeno; (ver, Barber *et al.*, 1980; Coello y Prado, 1999; Chávez *et al.*, 1999, De la Cuadra, 1999; Luzuriaga de Cruz y Méndez, 1999; Glantz, 1992 y 2001, etc). Durante El Niño se reporta de manera consistente un incremento en los desembarques de camarón de hasta 30 por ciento con respecto a años sin éste.

- *La Niña*: Es un proceso oceanográfico inverso al El Niño; los vientos alisios del Sur-oeste se incrementan notablemente y son consistentes durante meses, lo que produce el reforzamiento de la corriente de Humboldt, el nivel medio del mar baja, las temperaturas varían de 19-23°C en el Golfo de Guayaquil (De la Cuadra *et al.*, 2001), la salinidad se incrementa a niveles cercanos a 35 ups, la descarga de los ríos disminuye notablemente, la diversidad en la cadena trófica cambia. El impacto de La Niña 2000-2001 fue notorio, las pesquería del camarón disminuyeron notablemente (Figura 2), lo que indujo a que alrededor del 50 por ciento de la flota de arrastre se dedicara a la captura del camarón pomada (*Protrachypene precipua*), fidel (*Solenocera agassizi*), y carapachudo (*Sicyonia disdorsalis*).

En términos generales, las condiciones oceanográficas costeras del Ecuador, varían dramáticamente de una estación climática a otra, influyendo de manera primaria sobre las pesquería del camarón.

Recientemente, la idea o propuesta de que los cambios oceanográficos a corta, mediana y larga escala son los que estén afectando la declinación de los stocks pesqueros antes que la sobrepesca en sí (Steele y Schumacher, 1999), está ganando aceptación. Condrey y Fuller (1992) declararon que el calentamiento global sería devastador para



la pesquería del camarón. Evidentemente la combinación sinérgica de sobrepesca y macro variaciones oceanográficas redefinirán la distribución y disponibilidad de la pesquería del camarón en todas las latitudes.

1.4 Impacto antropogénico

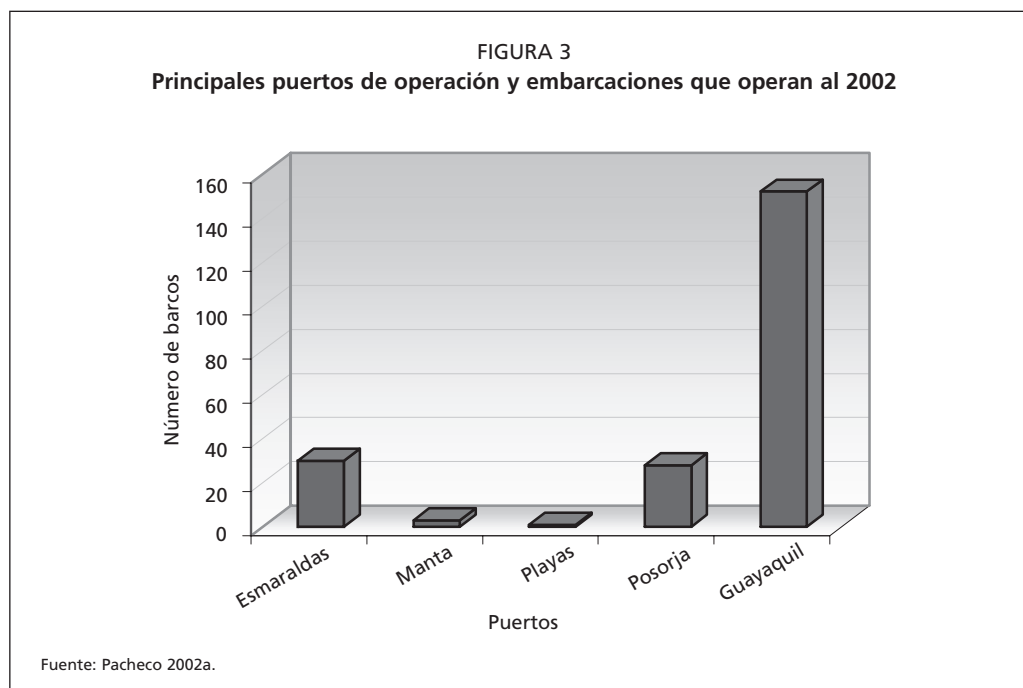
Las actividades antropogénicas pueden producir serios impactos en los sistemas ambientales; para el caso que nos ocupa la calidad de agua de los cuerpos es afectada, especialmente cuando a las orillas de los estuarios, costas, bahías, o estuarios entre otras, se asientan ciudades con sistemas de tratamiento de agua servidas e industriales deficientes. En el Golfo de México, diversos autores (Condrey y Fuller [1992] y, Glantz y Feingold [1992]) han advertido que la contaminación en áreas de poca o restringida circulación son adversos a la pesquería del camarón. En el caso de Ecuador, la mayor extracción se realiza al sur del Ecuador en el Golfo de Guayaquil (Figura 1), alrededor del cual se localizan una serie de ciudades como Guayaquil, Posorja, Salinas, Machala, Puerto Bolívar, etc. En 1989, Twilley reportó que la ciudad de Guayaquil (>2 millones de habitantes) descargaba más del 90 por ciento de las aguas servidas sin tratamiento alguno al Río Guayas, el mismo que desemboca directamente al Golfo de Guayaquil; actualmente la población de las ciudades ha aumentado y algunos de los ya deficitarios sistemas de tratamiento han colapsado. La represa Daule-Peripa situada en la cabecera del río Daule ejerce un impacto en la distribución de salinidad (Arriaga, 1989). Ormaza-González *et al.* (1997, 1999, 2001, 2002), Ormaza-González y Pesantes (2000) y Trejos *et al.* (2002) han reportado que la calidad de agua (en términos de parámetros químicos y microbiológicos) del Golfo de Guayaquil ha decrecido en ciertos puntos, aunque sin dejar de ser apta para el cultivo de camarón; Jiménez (1992) e Intriago (com. per.) en 1994 encontraron pesticidas en áreas puntuales del Golfo de Guayaquil que según pruebas de laboratorio, producen serias afectaciones patológicas que llevan a la muerte a camarones *Litopenaeus vannamei* en cautiverio; adicionalmente Montaña (com. per.) continua hallando organoclorados. Yoong y Reinoso (2000) han hallado camarones silvestres con presencia del virus de la mancha blanca (ver, Flegel, 1999); Chamberlain (1999) reportó por primera vez la presencia del virus de la mancha blanca en las Américas; este virus había devastado los cultivos de países asiáticos durante la década de los 90s. El virus de la mancha blanca y otros (e.j. TSV, IHNV, ver, Lightner *et al.*, 1995; Lightner, 1996; Lightner, 1999) aparte de bacterias (ejem. *Vibrios* sp) causan mortalidades elevadas (E. Mialhe, com. per, 2001) en poblaciones de camarones en cautiverio como silvestres. La producción acuícola cayó en picada a partir de mayo 1999, llegando a niveles de 45–50 por ciento en relación a la producción de años anteriores, las cuales estuvieron en el orden de 100 000 toneladas/año (Ormaza-González *et al.*, 2002).

El impacto de los virus de la mancha blanca y IHNV sobre las poblaciones naturales no se ha estudiado, sin embargo es razonable sugerir que estos virus pueden infringir graves daños en las poblaciones naturales. Referencias anecdóticas de pescadores reportan la caída severa de los camarones *L. vannamei* en sus capturas a partir de 1999 cuando se reportó y confirmó la presencia de la mancha blanca en camarones de cultivo.

La tala de manglares en el Golfo de Guayaquil ha producido impacto negativo sobre las poblaciones naturales ya que los camarones en sus primeros estadios se asocian a sistemas de manglares (Twilley, 1989); se ha determinado que aproximadamente 10,6 por ciento (*i.e.*, 21,6 000 ha) de los manglares del Ecuador se han talado (Álvarez *et al.*, 1998).

1.5 Zonas de pesca

Las principales zonas de pesca semi-industrial e industrial de camarón en el Ecuador, están ubicadas en el Golfo de Guayaquil y Esmeraldas (ver Figura 1). Aparte de



estas dos zonas existen una serie de caladeros menores (ver Asearbapesca, 2002). Los principales puertos de desembarques son (Norte-Sur):

- Esmeraldas
- Bahía de Caráquez
- Puerto López
- Manta
- Playas
- Posorja
- Guayaquil
- Puerto Bolívar

En los puertos de Guayaquil y Esmeraldas operan la mayoría de los barcos camaroneros, el resto se distribuye entre los otros puertos (Arana *et al.*, 1976; Figura 3). Estos porcentajes no cambiaron en años posteriores (McPadeen, 1985), sin embargo es posible apreciar un incremento notable de instalaciones de proceso del producto capturado que se ubican en Guayaquil, Bahía de Caráquez, y Manta debido a que existe producto de camarónicas; pero estas nuevas plantas realizan labores de proceso de camarón capturado en el mar.

La flota artesanal desembarca en una serie de puertos (de norte a sur), aparte de los mencionados, tales como: Sua, Tonsupa, Tonchigue, Muisne, Pedernales, San Vicente, San Clemente, Puerto Cayo, Salango, San Pedro, San Pablo, Palmar, Chanduy.

Los desembarques de pescadores artesanales son generalmente animales para reproducción en laboratorios de nauplios y larvas, sin embargo también se reporta pesca adquirida por intermediarios que venden a las plantas procesadoras en volúmenes relativamente pequeños.

El Golfo de Guayaquil es el área donde se registra actualmente más del 65 por ciento de la pesquería del camarón. Éste golfo es el principal sistema estuarino del Ecuador y la costa del Pacífico Este; al estuario desembocan 19 ríos que proveen un flujo de 230 a 1 500 m³.s⁻¹ en la época seca y lluviosa respectivamente (Stevenson, 1981; Osorio, 1984; Borbor, 1985; Arriaga, 1989; Ormaza-González, 1996; Gaibor *et al.*, 1999). La entrada del Golfo de Guayaquil se extiende aproximadamente 200 km a lo largo de 81°W, desde 2°12'S hasta el límite sur de Ecuador y Perú (3°23'S). Entre otros autores

Stevenson (1981) y De la Cuadra (1998) reportan que la temperatura superficial de los cuerpos de agua del Golfo, fluctúa entre 22 y 26 °C, que representan los valores de los meses de junio y marzo (época seca y lluviosa respectivamente). La columna de agua (20 metros) es prácticamente mezclada alrededor de los canales Cascajal y El Morro; esta mezcla se intensifica particularmente durante la época lluviosa (enero-abril). A profundidades mayores a 20 metros la temperatura se mantiene alrededor de los 20°C durante todo el año (Stevenson, 1981). La variación de salinidad es de 2-3 ups entre agosto (32-33 ups) y marzo (29-31 ups). El Golfo de Guayaquil está bajo constante flujo de nutrientes disueltos inorgánicos (N, P, Si) y elementos trazas durante todo el año; entre diciembre y abril el aporte es fluvial; desde mayo a noviembre se producen surgencias de aguas del sur a más del flujo de agua de los 19 ríos (Stevenson, 1982) lo que propicia una alta productividad en todos los niveles tróficos (e.g., Coello *et al.*, 1999; Gaibor *et al.*, 1999). El estuario de Esmeraldas, al norte del Ecuador, tiene condiciones similares a las del Golfo de Guayaquil, pero más cálido y menos salino y su área es mucho menor (De la Cuadra *et al.* 2001, Cucalón y Chavarría 2001). Así mismo la productividad primaria y secundaria es sumamente elevada (Prado *et al.*, 2001).

1.6 Aspectos tecnológicos

Inicialmente (década de los 50) la flota Ecuatoriana comprendía alrededor de 28 unidades (Cobo y Loesch, 1966) con casco de madera y sin capacidad para la conservación refrigerada/congelada y operaban a profundidades menores a 50 m muy cerca de la costa con tipo de red de arrastre florida (Pacheco, 2002a).

La extracción de camarón en Ecuador se desarrolla vertiginosamente en la década de los 60 (Cobo y Loesch, 1966; McPadden, 1984), la flota creció hasta 280 unidades al tiempo que modificó la capacidad de sus artes de pesca y autonomía lo que permitió pescar en aguas más profundas. En el periodo entre los años 70 y 80, la flota llegó a superar ligeramente 300 unidades; más adelante ésta decrece substancialmente a 262 naves (Little y Herrera, 1992); sin embargo estos autores señalaron que los barcos activos eran 234; luego en 1997 se reportan 193 embarcaciones y para 2001, se reportan 214 (Asearbapesca 2002).

Se ha observado un incremento de barcos inmediatamente después de eventos El Niño; a saber, 1972-1973 (4,3 por ciento), 1977-1978 (9,2 por ciento), 1982-1983 (5,2 por ciento), 1987-1988 (1,7 por ciento), 1991-1992 (1,3 por ciento), y 1998-1999 (11,1 por ciento), aumento que es directamente proporcional a la intensidad de El Niño, e inclusive ante los fallidos pronósticos anunciando la venida de otro Niño en 2001, la flota activa aumento 15,7 por ciento.

De acuerdo a la estructura de los barcos, Cobo y Loesch (1966) inicialmente describieron las unidades pesqueras en dos categorías de acuerdo a la eslora; *i.e.*, >a 15 m y < a 15.2 m. Hasta 1958 dominaron las embarcaciones <15 m, pero después ocurrió un rápido incremento en las naves con eslora superior a 15 m (Cuadro 2). Actualmente el rango de eslora oscila entre 13 m y 33 m, manga 4 m y 7 m y calado 1,4-3,2 metros (Pacheco 2002a). La flota no ha sido renovada en los últimos 30 años.

En términos de capacidad de motor, Arana *et al.* (1976) propuso tres clases (55-130, 150-250, 320-380 HP), pero luego McPadden (1985) propuso una clasificación más detallada (Cuadro 3). Se puede observar que casi la mitad de la flota tiene un capacidad 200-290 HP (Clase II y III).

Según Pacheco (2002b, Cuadro 3) la flota arrastrera camaronesa en el año 2002 estuvo conformada en un 49 por ciento por embarcaciones clase IV (350-449 HP) y un 38 por ciento Clase II (150-249 HP). El tipo de estructura es madera (212 barcos) y solo dos de acero al 2001. Por otro lado, 61 por ciento de la flota fue construida en la década de los 60 y el resto en los 70 y 80 (Figura 4). No existen nuevos barcos construidos desde la década del 90.

CUADRO 2
Número de barcos según su eslora (Guayaquil – Esmeraldas)

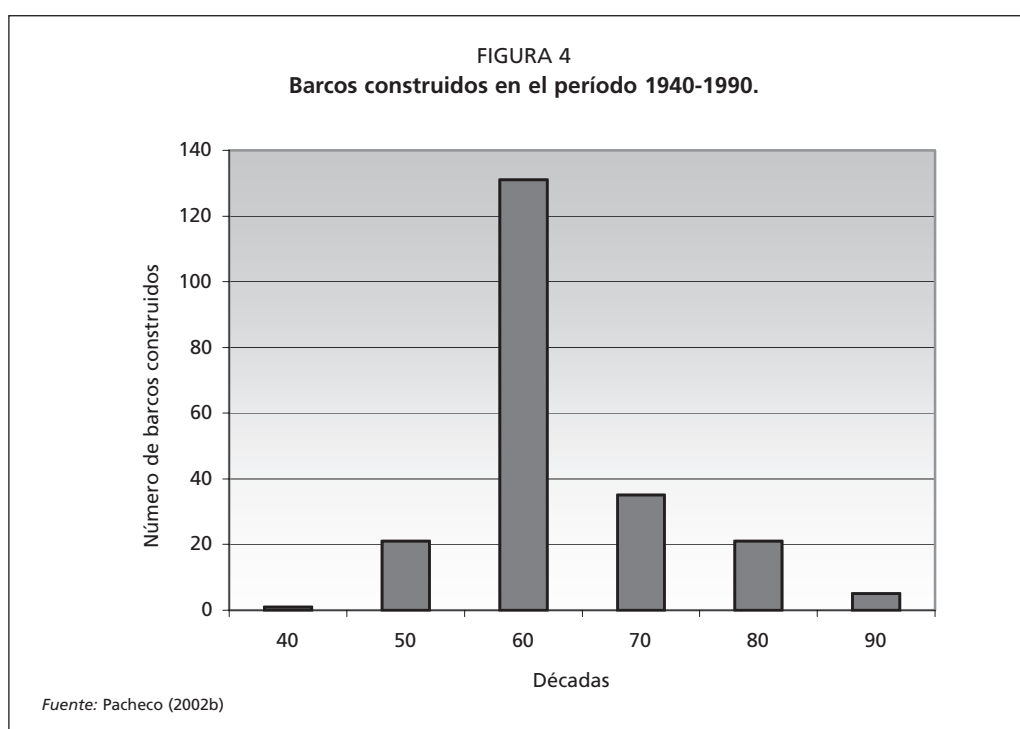
Años	ESLORA (metros)				TOTAL
	9,15 – 12,50	12,51 – 15,55	15,56 – 18,30	> a 18,31	
1955	6	8	7	2	23
1956	10	14	18	5	47
1957	9	25	17	6	57
1958	9	39	31	7	86
1959	3	34	41	4	82
1960	2	18	35	4	59
1961	1	18	37	4	60
1962	1	18	36	4	59
1963	1	25	42	6	74
1964	1	22	38	7	68

Fuente: Cobo y Loesch (1966)

CUADRO 3
Clasificación de las embarcaciones arrastreras camaroneras

Clase	Rango de HP	Unidades 2002	Unidades 1986	Eslora 1986	Barco Pom/Lan	Autonomía Pesca/Días
I	50 – 149	–	11	16,2	Pomader	1 – 2
II	150 – 249	81	122	18,4	Pom/Lan	1 – 15
III	250 – 349	23	29	21,8	Pom/Lan	15 – 22
IV	350 – 449	105	58	22,2	Langosti	15 – 22
V	> 450	5	3	20,7	Langosti	>22

Fuente: McPadden (1985)



Existe otra clasificación según el tipo de camarón (langostino y pomada, ver arriba) que capturan; a saber, pomaderos y langostineros (Pacheco, 2002b).

Embarcaciones pomaderas: Clase I y III pero de hasta 22 m; utilizan hielo para conservación. 3-4 lances por día, lance de 2-3 horas, y autonomía menor a un día viaje; generalmente zarpan en las primeras horas del día y vuelven al atardecer. Dirige su captura a camarón pomada (*Protrachypene precipua*) y titi (*Xiphopenaeus riveti*).

Barcos langostineros: Clases II a IV, 15 - 22 días de autonomía, 4 - 7 lances/día, lances de hasta cuatro horas, eslora 18-22 metros. El sistema de conservación es salmuera fría a base de freón. El principal objetivo de captura son camarones blancos (*L. vannamei*, *L. occidentalis*, *L. stylirostris*), café (*Farfantepenaeus californiensis*) y rojo (*F. brevirostris*).

Al 2001, la conservación de la pesca de camarones se llevaba a cabo mediante sistema mecánico (191 barcos, es decir 89 por ciento), mientras que una pequeña parte de la flota lo realizaba vía trozos y/o escamas de hielo (23 barcos, es decir 11 por ciento), asegurando una aceptable conservación del producto.

1.7 Artes de pesca

Las redes de pesca de arrastre para camarón en Ecuador son de tres tipos: plana, balón y semi-balón. Todas son de confección simple y no originan mayor diferencia en los volúmenes de pesca (Castro y Rosero, 1993), sin embargo la más utilizada es la de tipo balón.

La siguiente Cuadro muestra las características (longitud y ojo de malla) de las redes que utilizan los barcos de acuerdo a su clasificación por potencia, así como el número de personas en la tripulación y la profundidad de pesca. Las clases II a V tienen una tripulación de cinco a seis hombres, mientras que la Clase I, de tres a cinco tripulantes.

La red tipo balón esta compuesta por una relinga superior y una inferior, formada por dos cabos (trallas) de manila con alma de acero. En la relinga superior van colocados de cuatro a seis flotadores de seis pulgadas y en la inferior lleva como peso una cadena colocada en forma de onda, lo que impide al cuerpo de la red tocar el fondo.

Para el buen funcionamiento de la red en el fondo, lleva dos portones de madera rectangulares y planos, éstos van conectados a la red por medio de unas patentes cortas. Las características en el aparejamiento de las ringas y los portones, permite que la red mantenga una mayor abertura horizontal que vertical durante el arrastre. Otros componentes del arte son las alas, vientre, túnel y copo (Figura 5).

1.8 La flota artesanal

La pesca artesanal de camarón para la acuicultura (postlarvas, reproductores) se ha tornado importante; en menos de un lustro prácticamente se ha duplicado; Pita y Montaña (1996) reportaron 30 227 pescadores artesanales y 14 355 embarcaciones

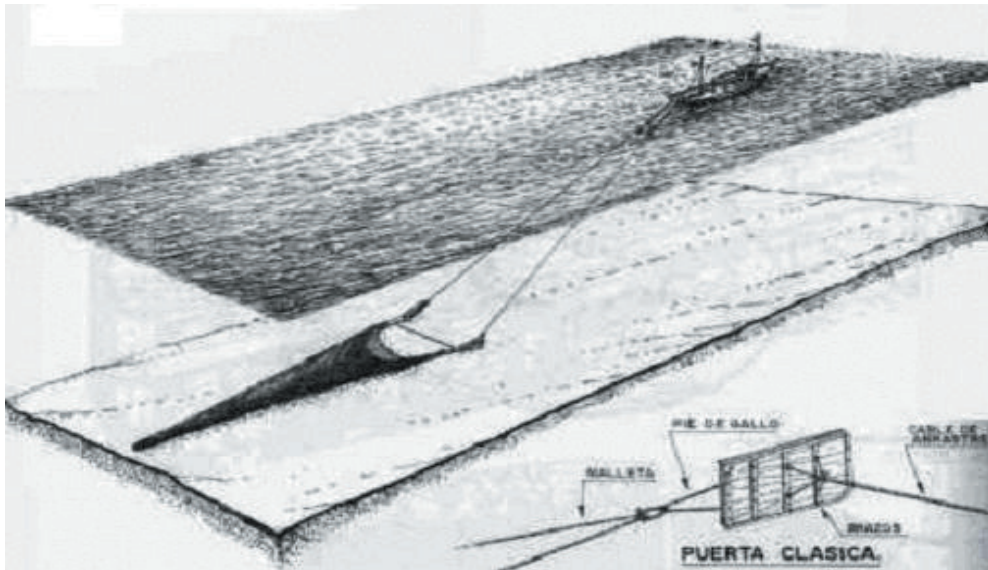
CUADRO 4

Artes de pesca, profundidad y temporada de captura de acuerdo a la clasificación de barcos por potencia

Clase	Arte de pesca (m)	Malla bolso (")	Período mayor captura	Profundidad pesca (m)
I	> 23	1 1/4	Nov.-May	9-5/6-10
II	23/30-35	11/4-11/2	Nov.-May	11-25/6-10
III	30-35	1 1/2	Nov.-May	9-72 /11-25
IV	30-35	1 1/2	Nov.-May	9-72/11-25
V	30-35	1 1/2	Nov.-May	9-72/11-25

Fuente: Pacheco (2002b)

FIGURA 5
Despliegue de la red balón



Fuente: según Pacheco 2002b

(solo 128 contaban con motor estacionario), pero en 1999, Solís-Coello y Mendivez reportaron 56 068 pescadores con un número similar de embarcaciones (15 494) y 407 con motores estacionarios; el esfuerzo pesquero se había incrementado varias veces. No se sabe con certeza cuántos de estos pescadores se dedican exclusivamente a la pesca de camarón, sin embargo estimados del INP (2002) sugieren alrededor de 10 000.

FIGURA 6
Arte de pesca (tijera)



Fuente: INP (2003, archivos)

La pesca artesanal dirige sus esfuerzos a:

- Individuos adultos para los laboratorios de larvas de camarón. Los cuales estaban dirigidos a las secciones de maduración e inseminación artificial. El arte de pesca es el trasmallo.
- Camarones hembras ovadas, para inseminación artificial en la playa o en pequeños laboratorios ambulantes. El arte de pesca es el trasmallo.
- Postlarvas: para sembrar piscinas camaroneras. El arte de pesca es denominado tijera (Figura 6), el cual ha sido descrito por Gaibor *et al.* (1992), Castro y Rosero (1993).

Los sistemas de conservación de la flota artesanal son rudimentarios, lo que provoca significativa mortalidad de camarones adultos vivos y postlarvas; *i.e.*, 50 por ciento (Mosquera, 1999) y 20 por ciento respectivamente antes de que lleguen al destino final.

El desarrollo de la infraestructura de la flota pesquera arrastrera se produce rápidamente en apenas una década; los 60, periodo en el cual se construyen más de 60 por ciento de las embarcaciones presentes al momento. No han habido cambios substanciales en las artes de pesca excepto la colocación de los TEDs (turtles escape devices) que fue una condición de ciertos mercados extranjeros para no embargar el camarón ecuatoriano.

La potencia de los motores y la capacidad y calidad de la conservación de la pesca han mejorado. La flota artesanal se ha incrementado dramáticamente en los últimos 10-15 años, especialmente estimulada por el auge de la acuicultura del camarón, lo que ha provocado una sobrepesca del recurso en estadios claves del reclutamiento de nuevas cohortes. La información del esfuerzo de pesca de esta flota es prácticamente nula o escasa.

2. ASPECTOS ECONÓMICOS Y SOCIALES

La pesquería de camarón en el Ecuador tiene una historia registrada a partir de 1954, la misma es relativamente joven comparada con otras pesquerías de camarón; por ejemplo, el Golfo de México la cual ya en 1889 reporta una extracción de 3 800 toneladas (Condrey y Fuller, 1992). En Ecuador, la pesquería toma empuje a mediados de los 50; esta pesquería ha sido extremadamente relevante en términos de generación de divisas, empleo, desarrollo científico y técnico de las ciencias del mar e industria pesquera en las décadas de 60, 70 y 80, siendo durante esta última relevada por la industria de camarón de cautiverio.

La producción y comercialización de camarón (extracción y acuicultura) para exportación genera desde 1990 más de \$EE.UU. 500 millones anuales; habiéndose constituido en el segundo-tercer producto después de petróleo y/o banano. Durante el periodo de El Niño 1997-1998, fue quizá el único sector productivo que creció y registró otro récord en la producción de divisas; *i.e.*, \$EE.UU. 844 millones, más del 26 por ciento en relación al año inmediato anterior. El porcentaje que aporta la pesca de arrastre (y artesanal) es incierta, ya que mucha de la pesca se mezcla con la producción de camarón de cultivo; la Figura 7 muestra la variación porcentual de la pesca con el cultivo de camarón. Desde el 76 al 81, el porcentaje fue superior al 40 por ciento, luego cae dramáticamente a alrededor de 10 por ciento por varios años y a comienzos de 1995 este porcentaje es menos del 5 por ciento hasta el 1999, a partir del cual no se puede encontrar información cierta que discrimine camarón de pesca y cultivo. Durante el año 2002 la extracción debió haber estado alrededor de 5 000 toneladas que pudieron haber representado alrededor de \$EE.UU. 30 millones, *i.e.* 10 por ciento de la producción total (\$EE.UU. 340 millones).

El impacto socio-económico de la actividad camaronesa arrastrera ofrece empleo directo a 8 000-10 000 personas; se estima que el empleo directo e indirecto (pesca, proceso, comercio, etc.) actualmente puede estar en el orden de los 50 000. Por otro lado,

la pesca artesanal provee más de 60 000 de plazas de trabajo directo y aproximadamente 350 000 empleos directos o indirectos.

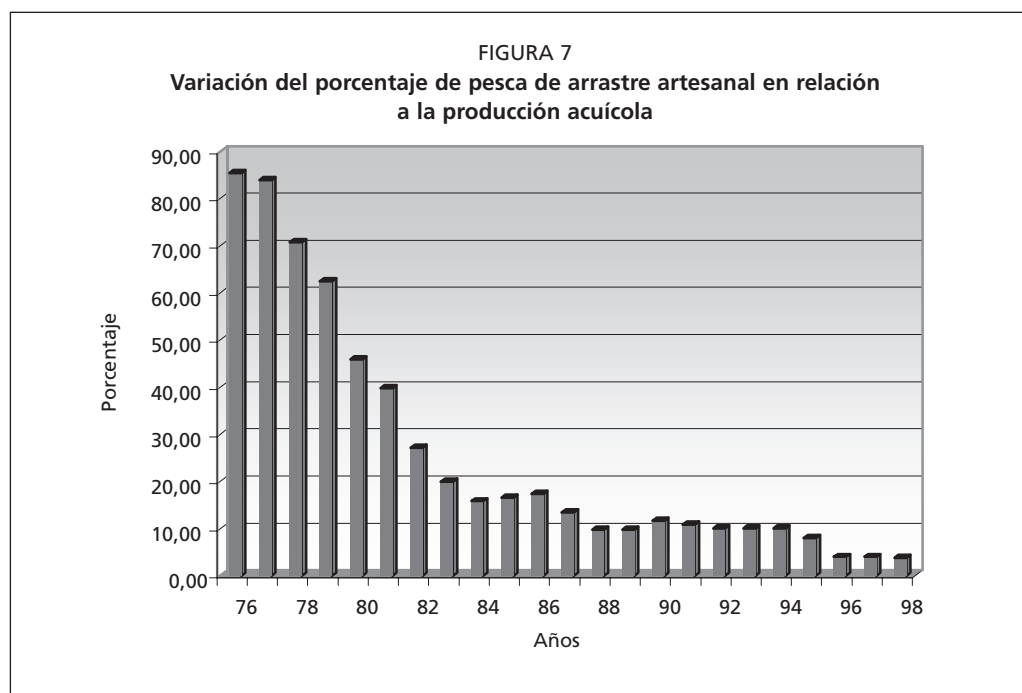
La evolución de los precios FOB del mercado desde los 50s hasta el 2001 es marcado por un rápido incremento durante los 70s, partiendo de \$EE.UU. 749/toneladas para llegar a un máximo de \$EE.UU. 11 133 en 1979, para caer inmediatamente a un mínimo de \$EE.UU. 5 697 en 1981, luego básicamente fluctúa entre los \$EE.UU. 6 000-8 000 (Figura 8). El comportamiento de los precios debió haber influido notoriamente en el crecimiento de la flota durante los 60 y 70 y el advenimiento de la industria acuícola a finales de los 70. Se debe indicar que los precios dados son para el total sin considerar tamaño de la cola, pelado, devenado, si es con o sin cabeza, congelado, fresco o con valor agregado. Hoy en día los costos de producción han incrementado notablemente, pero aún así dejan ganancias que están en el orden del 20–30 por ciento.

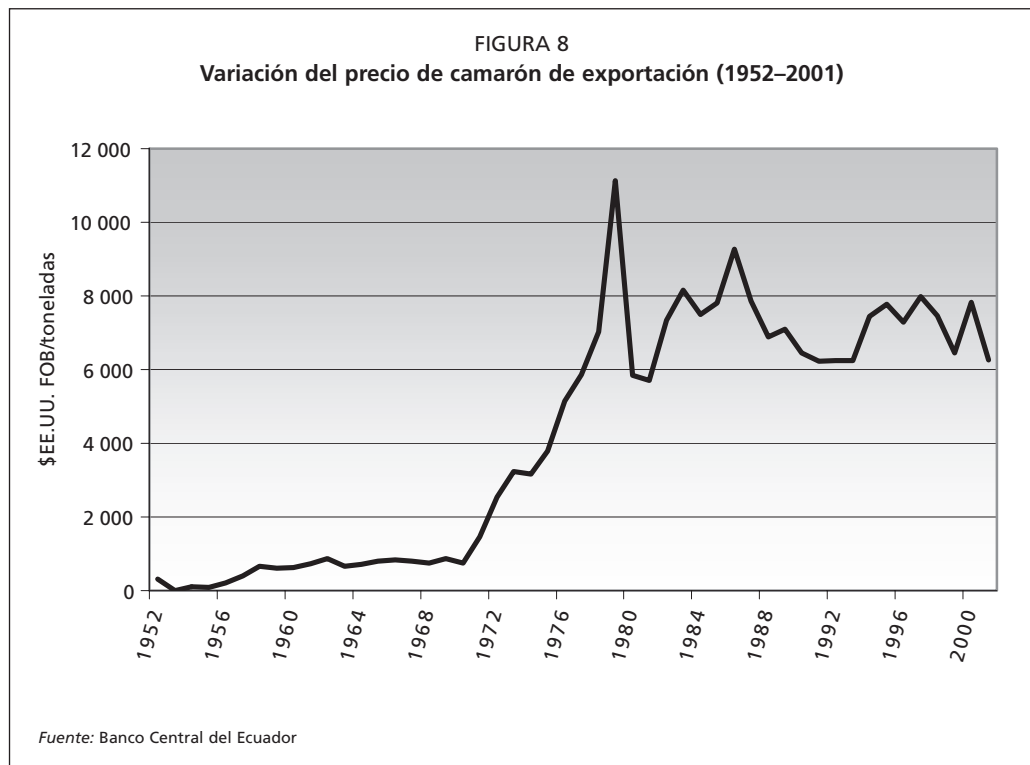
Como información adicional se añade que existe una aparente y substancial diferencia de precio entre un tamaño y otro; así tenemos que en el 2000, el camarón U10 (45,4 g) costó hasta \$EE.UU. 14,95 y el 12 (g), \$EE.UU. 4,08 la libra. Pero el precio por gramo de camarón estaría alrededor de 32 centavos de dólar, sea de mar o cultivo.

2.1 Aspectos institucionales

Los recursos pesqueros en el Ecuador están manejados por tres instituciones que tienen tareas definidas, a saber:

- *Subsecretaría de Recursos Pesqueros (SRP)*: Emite las políticas de gestión en el manejo de los todos los recursos pesqueros, basado en el concepto de desarrollo sustentable instituido en la Constitución del Estado Ecuatoriano. Toda regulación ya sea de manejo, control, manejo sustentable en todas y cada una de las actividades directas y conexas de las pesquerías (incluido acuicultura) y en todas sus fases (extracción, cultivo, transporte, procesamiento, comercialización, control de calidad, etc.) adquiere formalidad legal de regulación, control, manejo una vez que la SRP o El Ministerio de Comercio Exterior, Industrialización, Pesca y Competitividad emite el Acuerdo Ministerial. El Presidente de la República igualmente puede regular vía Decreto Ejecutivo. Prácticamente todo el ordenamiento legal lo ha llevado y lo lleva la SRP.





- *Dirección General de Pesca (DGP)*: Ejecuta lo establecido en la Ley de Pesca y sus regulaciones, así como lo que establezca los acuerdos. El Director de Pesca tiene calidad legal de juez y juzga todas las contravenciones de orden pesquero establecidas. Ambos organismos pertenecen al Ministerio de Comercio Exterior, Industrialización, Pesca y Competitividad. El Director de Pesca es nombrado por el Subsecretario.
- *Instituto Nacional de Pesca (INP)*: A diferencia de la SRP y DGP es adscrito al Ministerio de Comercio Exterior, Industrialización, Pesca y Competitividad con autonomía presupuestaria y administración. Es un organismo de investigación y desarrollo, su función primordial es proveer conocimiento, y asesorar técnicamente a la SRP, DGP y demás funciones del estado Ecuatoriano tanto privado como estatal. Su ámbito es nacional por que incluye todos los recursos pesqueros en aguas oceánicas, costeras, ribereñas, estuarinas y lacustre en todo el Ecuador. Así mismo estudia el medio ambiente en que se desarrollan las pesquerías y la acuicultura, el impacto que ejercen sobre el medio ambiente y viceversa. Además, controla y establece los sistemas de calidad en el procesamiento de los productos pesqueros.

2.2 El problema de la excesiva capacidad de esfuerzo en la pesquería del camarón

Diversos factores, dificultan la determinación de la excesiva capacidad de esfuerzo pesquero en Ecuador, mediante los métodos tradicionales en los que se consideran volúmenes de desembarques, días de operación, número de embarcaciones, estimaciones de stocks, variaciones de patrones de reproducción, tamaño o edad de reproducción, distribución espacial y temporal de la especie entre otros factores. Sin embargo, se puede estimar preliminarmente calculando la disminución sostenida y marcada de la biomasa disponible en un periodo de varios años.

Los modelos como los de Schaefer, (1954); Fox (1970); Sparre y Venema (1998), etc., requieren información continua, precisa y exacta. La obtención de información

continua es un primer problema característico de muchos países en vías de desarrollo e inclusive aquellos desarrollados. También la limitada precisión y exactitud son patologías típicas de la información pesquera en términos generales; por lo que los modelos son generalmente alimentados con información inadecuada. La estimación de biomasa *in situ* utilizando sistemas de eco integración ha mejorado notablemente en los últimas décadas con el advenimiento de sensores cada vez más sensibles y específicos (ej., la serie EK de SIMRAD) asociados con pesca comprobatoria. Adicionalmente, los estudios de la biología pesquera de cada especie en términos de cambios en la estructura morfológicas de las especies como disminución de tamaño y peso; estadio sexual predominante, cambio de hábitat (migración), periodo de vida, interacción con especies competidoras, etc. ayudan a interpretar de mejor forma la situación de las pesquerías.

En Ecuador, existe información de los desembarques de camarón provenientes de barcos arrastreros industriales a lo largo de cuatro décadas, pero existen muchos vacíos en ésta como los mencionados anteriormente, especialmente la continuidad. No existe información cierta sobre los desembarques de la flota artesanal y de las capturas de postlarvas. Por lo anterior, las pesquerías se analizarán descriptivamente para determinar la eventual existencia de sobrepesca.

2.3 La producción camaronera extractiva

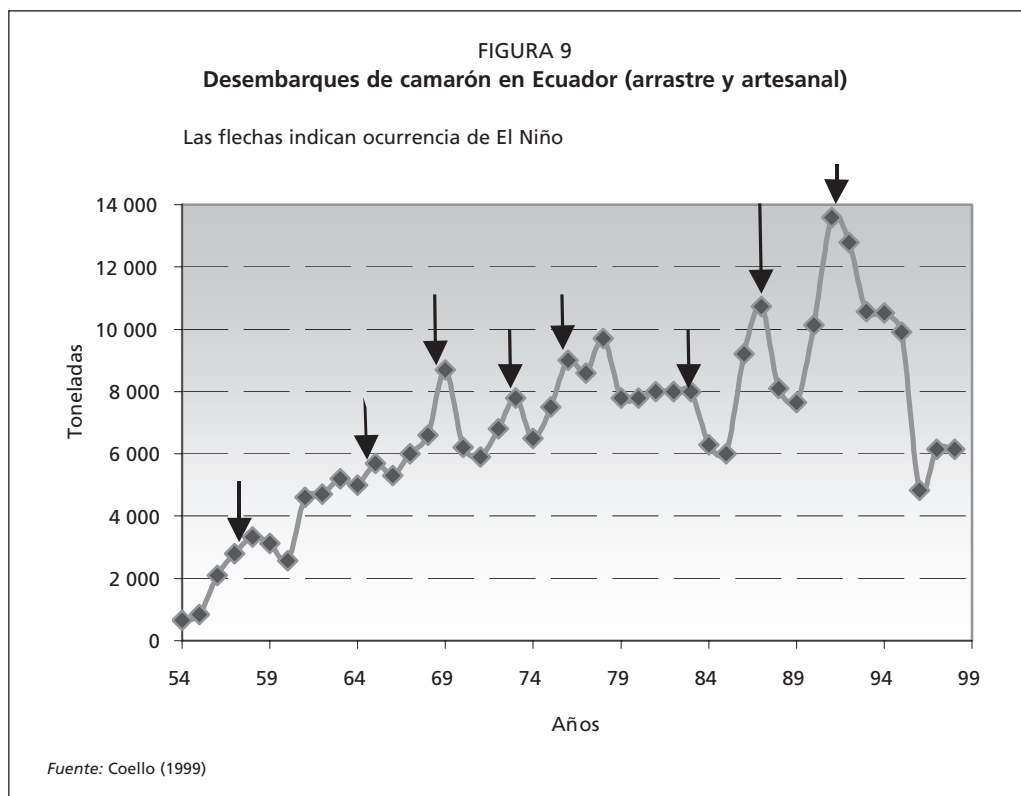
Una serie de trabajos han dado cuenta del desarrollo de la pesquería de camarón en función de los desembarques; a saber, Loesch y Cobo (1966), Cobo y Loesch (1966), Barniol (1980), Cun y Marín (1982), McPadden (1986, 1989), Coello (1999), Villón *et al.* (2002), Pacheco (2002), Correa y Gaibor (2002), etc. Así, el primer registro fue 660 toneladas en 1954 con 28 embarcaciones; en 1969 una flota de 272 embarcaciones desembarcó 8 700 toneladas, mientras que en 1983 la captura fue de 8 000 toneladas con 10 embarcaciones menos; luego se registra un record de 13 500 toneladas en 1991. En 1992, se registra un desplome dramático que se ha estabilizado en alrededor 5 000 toneladas. (Figura 9).

En general, el desarrollo de la pesquería según los desembarques, muestra un crecimiento casi continuo hasta finales de los sesenta, década en la cual se estabiliza la flota en alrededor de 250 unidades (Figura 10). Este incremento en los desembarques refleja el aumento sostenido de la capacidad de esfuerzo explicado quizás por el incremento del número de naves y su potencia motora, la ubicación de nuevos caladeros, infraestructura en tierra, aumento demanda del sector exportador y capacidad operativa.

Durante los años 70, con una flota promediando 250 embarcaciones hasta mediados de los 80 la captura fluctuó entre 6 000 y 10 000 toneladas. Entre 1985 y 1990 la flota se incrementó en 20 por ciento (300 embarcaciones), lo que se reflejó en el aumento de los desembarques que luego de un decremento por dos años consecutivos (1988 y 1989) llegaron a 13 587 toneladas (1991). A partir de 1992 la tendencia es clara, la pesquería se desploma en caída libre, llegando a niveles por debajo de 1969, desde 1996 en adelante.

La curva de desarrollo indica que la pesquería de camarón fue saludable hasta 1996. Desde 1954 hasta 1998, la pesca total contabilizó 269 865 toneladas, con un promedio de casi 7 000 toneladas (6 831 toneladas) por año. Existen variaciones en los desembarques que presumiblemente estén asociadas a los fenómenos La Niña y El Niño, se observa que durante los años Niños la producción se incrementa 14 – 34 por ciento con respecto al año anterior, pero inmediatamente después decrece. Igualmente, se puede observar un incremento de la flota activa durante o inmediatamente después de un Niño.

El captura por unidad de esfuerzo (CPUE) por barco ha sido reportado como muy variable, mostrando fluctuaciones desde 160 kg/día (1956-57) a 65 kg/día en 1958-1959. El total CPUE fue relativamente estable en el período 73-82 con 54 kg/día,



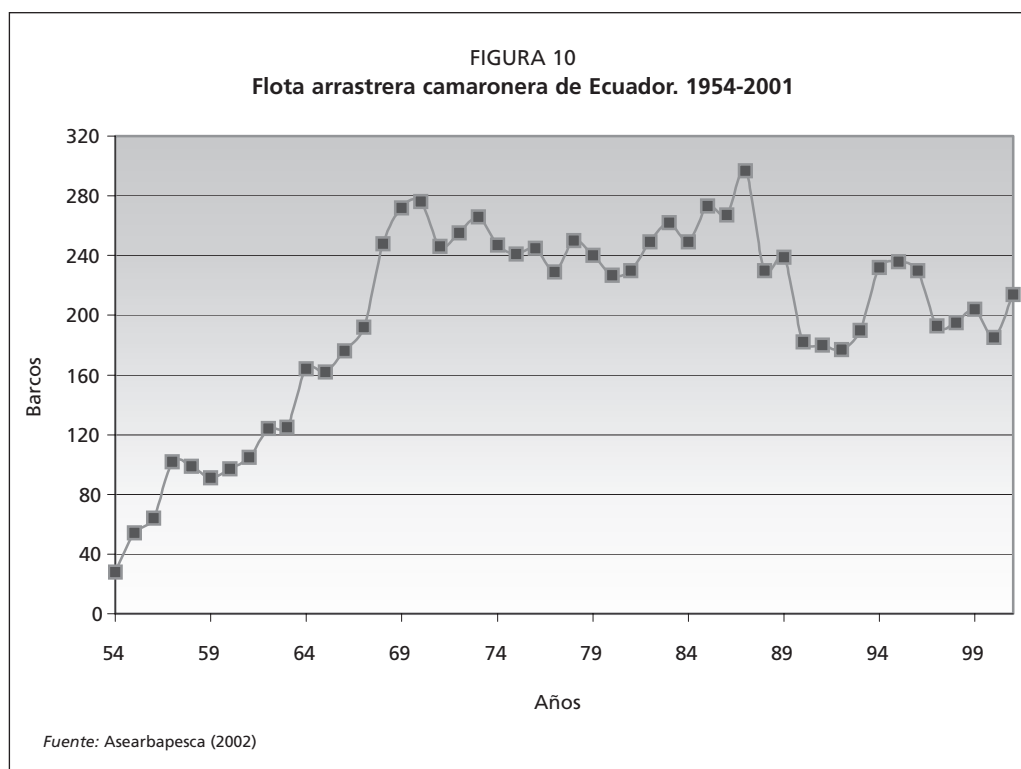
pero durante los años Niños se ha incrementado notablemente a 138 kg/día (Klima, 1989). Estimados los CPUE en todo el periodo de datos con información de INP y Asearbapesca y asumiendo 220 días de arrastres por año y el número de embarcaciones dado por INP y Asearbapesca, los valores arrojados son 107 ± 49 kg.día⁻¹; esto es, la variación relativa es 33 y 45 por ciento respectivamente.

Datos de frecuencias de longitud del camarón blanco muestran una disminución del promedio (McPadden, 1989), pero estos datos no se han seguido recolectando desde entonces. Probablemente si especulamos considerando todo el contexto, la frecuencia de longitud debe haber disminuido para ciertas especies como *L. vannamei* el cual reemplaza en primera instancia a *L. occidentalis*, pero luego es sustituido por el camarón café (*F. californiensis*, Figura 2).

2.4 La pesquería artesanal

La pesca artesanal es diversa y dirige sus esfuerzos a diferentes recursos dependiendo de la época del año. En el caso del camarón se desconoce que porcentaje es característico a su captura, pero durante las décadas de los 80 y 90 debido al auge de la actividad del cultivo de camarón, el esfuerzo artesanal creció fuera de toda posible proyección (McPadden, 1985; Ochoa *et al.*, 1998; Gaibor *et al.*, 1992), estimándose que en ciertos momentos del año prácticamente la gran mayoría volcaba sus esfuerzos a la captura de hembras grávida y postlarvas. MCPadden (1985) reporta hasta 90 000; Turner (1998) sugiere 90-120 000 pescadores, mientras que Gaibor *et al.* (1992) estiman 17 000 pescadores de postlarvas en el Ecuador, y más de 10 000 botes.¹ Se puede razonablemente presumir que una gran flota artesanal y una población de pescadores que bordean los 90 000 (pescadores habituales y no habituales) extraían larvas y camarones adultos.

¹ Por ejemplo en Tonchigue (Esmeraldas) la población de pescadores fue estimada en mil pescadores locales, los cuales todos se dedicaban a la pesquería de la postlarvas en los meses enero-abril o a la captura de individuos adultos mayo-septiembre (Mosquera, 1999).



La pesca artesanal de camarón registra información desde 1976 con 160 toneladas, para llegar a un máximo en 1986 con casi 2 000 toneladas, pero en 1998 los niveles son inferiores a los reportados en 1982 (Figura 11). El desarrollo ha sido similar a aquel de la pesca industrial/semi-industrial, creciendo de manera más o menos sostenida hasta 1982 para mantenerse casi relativamente estable (1982 - 1991) entre 800 a 1 500 toneladas. En 1992 comienza a declinar ostensiblemente (Figura 11). Durante los 80 y 90 la pesquería artesanal de reproductores es un subsector que se incentiva con el crecimiento marcado de la actividad acuícola (ver abajo) a la cual provee:

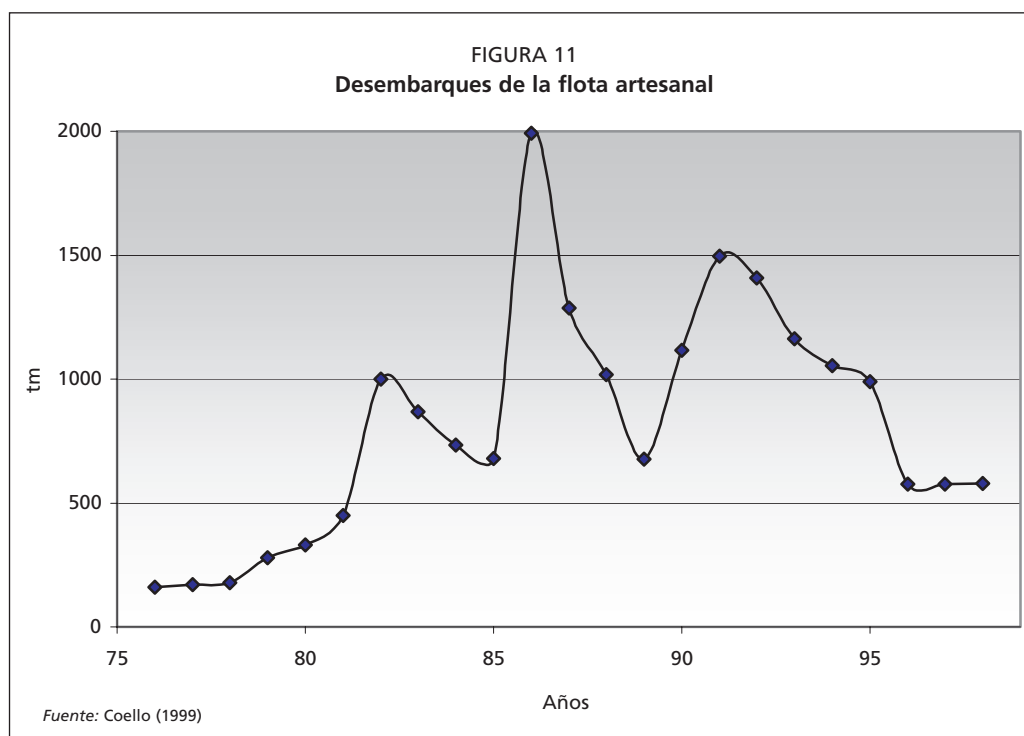
- Individuos adultos para los laboratorios de larvas de camarón. Los cuales eran dirigidos a las secciones de maduración e inseminación artificial.
- Camarones hembras ovadas, para inseminación artificial en la playa o en pequeños laboratorios ambulantes.

La pesquería de reproductores se transformó en una actividad importante en ciertas épocas del año y en determinados lugares, así al norte de Ecuador (Tonchigue/Sua-Esmeraldas), durante mayo/1988 a marzo/1999, Mosquera (1999) registró una extracción de 93 toneladas. No se sabe cual fue el esfuerzo que realizaron los grupos artesanales durante las décadas de los 80 y 90 a lo largo de todo el litoral ecuatoriano.

Quizás los volúmenes de extracción no sean grandes, pero el tipo de camarón que se extrajo fueron reproductores, que tenían una capacidad de eclosionar alrededor de 170 000 nauplios hembra⁻¹ (Mosquera, 1999²).

El efecto de los cambios en las condiciones oceanográficas también se ve reflejado en ésta pesquería, se incrementa durante los años Niños y decrece en eventos Niñas.

² A efectos de tener una idea de cuantos nauplios se perdían por toneladas de reproductores, se presenta el siguiente ejercicio; a 50 g reproductor, 20 000 reproductores por tonelada, es decir 3 400 millones de nauplios, de los cuales se puede asumir un 10 por ciento de supervivencia; i.e., 340 millones llegan a un peso de 25 g, esto es 8 500 toneladas por cada toneladas de reproductores. Es decir si asumimos una captura promedio de 846 toneladas/año, la pérdida de población era de siete millones toneladas de camarón adulto. Sitios o caladeros de reproductores como Tonchigue existieron y todavía hay muchos en la costa ecuatoriana.



2.5 El impacto de la acuicultura y otras actividades antropogénicas sobre la pesquería del camarón

Aparte de la demanda de postlarvas y reproductores, el desarrollo de la acuicultura del camarón ha implicado también el uso de bosques de mangle, el cual es un hábitat específico para el camarón silvestre y muchas otras especies (Twilley, 1989). La pérdida de aproximadamente 11 por ciento de manglares debe haber incidido en la disminución de postlarvas y disminución de calidad de agua (Turner, 1989; Ormaza-González *et al.*, 2002), lo que a su vez afecta a la calidad de postlarvas silvestres y los niveles de producción en las piscinas (Ormaza-González *et al.*, 1998b, 2002). La calidad de agua ha disminuido también por la presencia y crecimiento de asentamiento urbanos e industriales a lo largo de la costa ecuatoriana, aunque no existen evidencias de contaminación general, sino de manera puntual (Ormaza-González y Pesantes, 2000) reflejada en ciertos parámetros (pH, nitrito, sólidos suspendidos totales, amonio, carga bacteriana, predominancia de ciertas bacterias y fitoplancton, etc.).

Producto de las actividades antropogénicas, el Golfo de Guayaquil es dragado en el área del canal de acceso al Puerto Marítimo de la Ciudad de Guayaquil (Figura 1) cada cierto tiempo. Durante y después del dragado de 1988 se produjeron síndromes (e.j. la gaviota) que desencadenaron mortalidades masivas en los camarones de cultivo durante 1989 reduciendo la producción en 7 por ciento. El síndrome de Taura durante 92-94 produjo significativas pérdidas reduciendo la producción en 18 por ciento; éste síndrome estuvo asociado a pesticidas (Tilt y Calixin) utilizados en el cultivo del banano (>100 000 ha en el Golfo) para combatir la sigatoca negra (Intriago, com. pers.), así como también con un tipo de virus descrito por Lightner *et al.*, (1995). También se debe incluir la presencia de ciertos virus como el de la mancha blanca e IHNV (Lightner, 1999; Yoong y Reinoso, 2000; INP, 2001, E. Mialhe, com. per.) que presumiblemente diezmaron las poblaciones naturales de camarones.

El decrecimiento de los desembarques refleja el efecto de las actividades antropogénicas, así:

- dragado; síndrome de la gaviota (1989); los desembarques decrecieron a 7 por ciento;
- uso de pesticidas para combatir sigatoca negra; síndrome de Taura; 20 por ciento de disminución;

- actividad acuícola camaronesa; virus y bacterias; síndrome de mancha blanca y enanismo (IHHNV) se observa un decrecimiento.

Es interesante anotar que estos síndromes ocurrieron inmediatamente después de eventos El Niño.

2.6 Sobrepesca?

La variación de la CPUE en la pesca de arrastre del camarón varía entre 33 – 45 por ciento, pero según Klima (1998) la variación es relativamente baja (30 por ciento) con relación a otros países (e.g., Australia, Indonesia, Kuwait, etc.) donde se registra hasta 90 por ciento de variación, lo que debe haber mantenido una alta estabilidad en el reclutamiento en los últimos 25 años (Turner, 1989). En el caso de la pesquería de postlarvas y reproductores (1976 en adelante) la variación del CPUE debe ser mucho mayor; la información no está registrada. En los años Niños, los pescadores (unidades de esfuerzos) y los botes utilizados se incrementaban notablemente; estimaciones llegan a 120 000 y > 10 000 respectivamente. Pero al año siguiente las unidades de esfuerzo decrecen >20 por ciento.

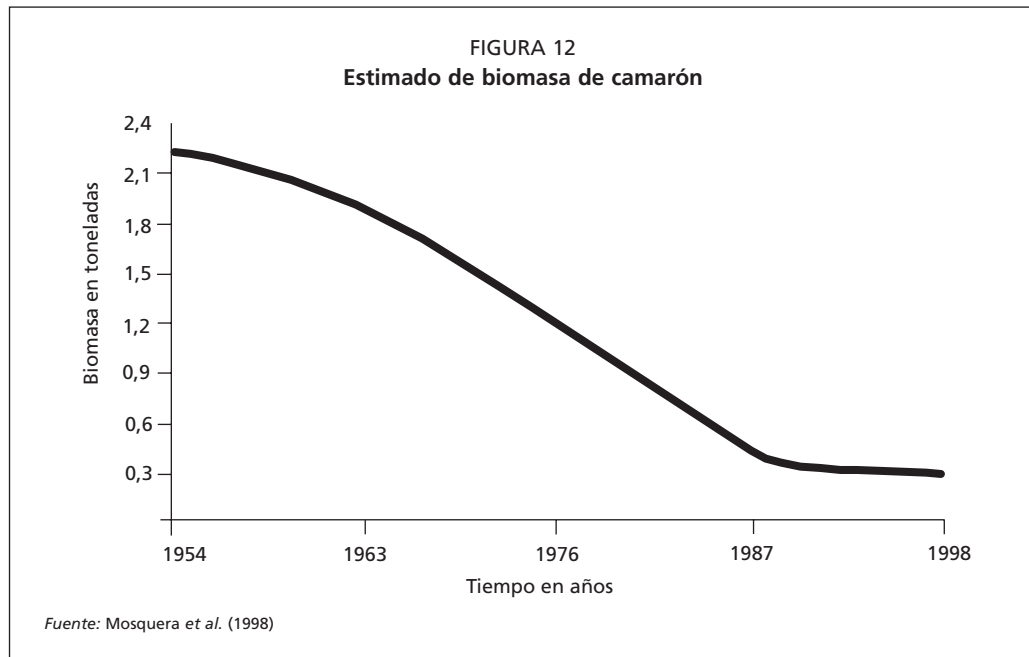
El comportamiento de la biomasa de camarones penaeidos en el período 1954 a 1998 (Figura 12) se caracteriza por un rápido decrecimiento en los años 1960 y 1987; esto es de aproximadamente 210 000 a 30 000 toneladas (Mosquera *et al.*, 1998; Mosquera, 1999). Este comportamiento sugiere una sobrepesca, pero se debe hacer notar que el modelo aplicado (Schaefer, 1954 y Fox, 1970) no contiene variables de otras pesquerías más que llevan a cabo los pescadores artesanales (camarones adultos o reproductores y postlarvas) sobre lo cual no existe información correcta, peor aun, los factores ambientales y antropogénicos, los cuales están involucrados en la variabilidad de la tasa de mortalidad que son más influyentes que la pesca *per se* (Chávez, 1979).

Según McPadden (1986, 1989) hasta 1985 la longitud de los camarones no había disminuido, sin embargo se ha observado un cambio en el patrón del tipo de especie capturada, *Litopenaeus occidentalis* predominó en los 60 y 70 (McPadden, 1986), luego *L. vannamei* (80 y 90) y camarón café (*F. californiensis*) está presente en mayor porcentaje (Asearbapessa, 2002). La tasa de desove ha decrecido en los últimos años y la calidad de la postlarva es inferior de tal forma que desde algunos años atrás el porcentaje final de sobrevivencia en las piscinas camaronesas ha decrecido notablemente (>80 por ciento en los 80, 30–60 por ciento en los 90 y <20 por ciento después del evento de la mancha blanca).

Parece ser que la acción sinérgica de la extracción de postlarvas ha producido sobrepesca en estadios tempranos que está afectando a la pesca de camarón adulto. La influencia de variaciones estacionales está ampliamente demostrada (e.g. Rothchild y Brunenmeister, 1984; Staples *et al.*, 1984; Turner, 1989; Martín *et al.*, 1999; Whitaker, 2002, etc.); a esto se añade los eventos no estacionales como El Niño y La Niña que producen variaciones mayores que los cambios estacionales. Y adicionalmente, indicios de que las actividades antropogénicas están ocasionando un deterioro en la calidad de las larvas y reproductores. Podemos concluir que al momento existe sobredimensionamiento de la flota artesanal y es muy probable que aunque la flota arrastrera no ha crecido este sobredimensionada también al momento, debido a la disminución de los stocks naturales por lo arriba indicado.

3. METODOLOGÍA

El Instituto Internacional del Océano (IOI), que promueve el uso sustentable de los océanos anotó en la Declaración de Halifax sobre los Océanos, que la humanidad enfrenta una «crisis de conocimiento» acerca de éstos (IOI, 1998; Charles, 2001). Jennings *et al.* (2001) también declaran que se necesita mejorar e incrementar la colección de información y registrar los descartes, especialmente cuando estos superan la pesca objetivo.



Los métodos de análisis de biomasa o abundancia de stock se basan en que son proporcionales a las tasas de captura (Jennings *et al.*, 2001). Se estima que existe sobredimensionamiento de la flota cuando los desembarques o poblaciones naturales caen sostenida y rápidamente y que sus gastos operativos se aproximan a las ganancias por la venta de la captura.

Para medir el esfuerzo pesquero (CPEU) se requiere (Jennings *et al.*, 2001):

- Número de barcos (activos) Seguimiento ocasional de puertos
- Días en el mar Seguimiento regular de puertos
- Tiempo de pesca Logbook u observadores
- Área barrida Monitoreo satelital u observadores

En Ecuador, el seguimiento de barcos activos se realiza en general para toda la flota pesquera (excluida la artesanal). Datos sobre el tiempo de pesca, áreas barridas, ciertas características biométricas, estadio sexual, etc., prácticamente no existen. Clasificación por género y especie de la pesca existe pero aun así puede ser considerada como limitada. Los datos de la pesquería del camarón pueden ser considerados como limitados y discontinuos y solo permiten un análisis descriptivo.

La información publicada tiene diferencias sustanciales, por ejemplo los desembarques que reportan los investigadores del INP (Villón *et al.*, 2002) son inferiores a los reportados por McPadden (1989), Correa y Gaibor (2002) y Asearbapesca (2002) a partir de 1976. Notoria es la diferencia entre 1988 y 1992 (Cuadro 5), donde el número de naves para DIGMER (Dirección General de la Marina Mercante del Ecuador), INP y Asearbapesca son prácticamente las mismas; el INP reporta volúmenes de desembarques en el orden 10-23 por ciento de lo reportado por Coello (1999) y Correa y Gaibor (2002). Incluso existe información donde los autores no aclaran la fuente, por ejemplo los desembarques de la flota artesanal camaronera (Coello, 1999). Pero las tendencias son similares en todas las series de datos, sobre todo a partir de los 90 donde empieza a declinar las pesquerías de camarón de arrastre, artesanal de camarón y total (Figuras 9, 11 y 15).

Con relación a las naves activas existen serias discrepancias, ya que durante 1997 y 1998 (Cuadro 5, p. 227) las autoridades de control marítimo (DIGMER) informan que se registraron 299 y 301 naves, INP (Villón *et al.*, 2002) sostiene solamente como activas 56 para ambos años y Asearbapesca (2002) reporta 193 y 195 respectivamente, durante un periodo El Niño.

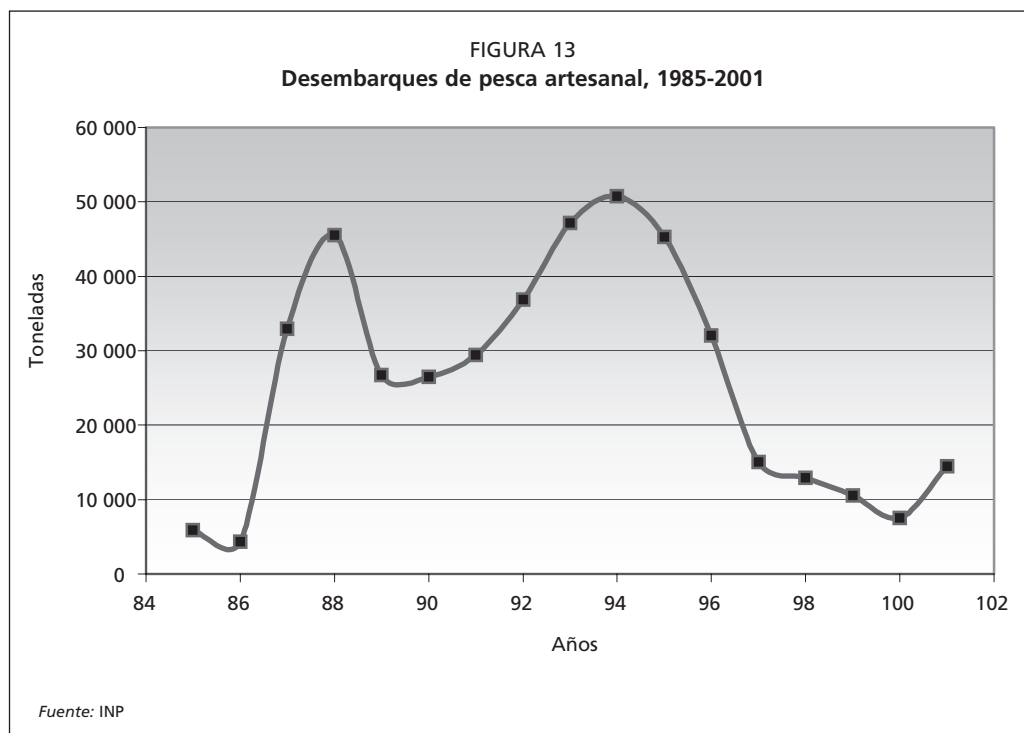
Datos sobre las características biológicas son prácticamente inexistentes; no ha existido un programa de observadores. Existen pocos registros de investigadores a bordo de embarcaciones operando. A pesar de la importancia de la flota pesquera artesanal prácticamente no rige control ni seguimiento; en particular de la pesquería de larvas silvestres sobre la cual no existe ni habrá información cierta.

El problema de la pesca incidental es señalado; Little y Herrera (1992) reportan 4,6:1 (pesca incidental v/s. camarón); otros autores estiman 70–80 por ciento de la pesca como «by-catch» (Martínez, 1986). Los primeros autores hallaron que aproximadamente el 71 por ciento de la pesca incidental fue devuelta al mar, mientras que el resto fue vendida; del percentil descartado, 30-50 por ciento correspondieron a peces cartilaginosos «rayas», que generalmente son devueltos vivos. Esta pesca no se reporta en las estadísticas y quizá puede ser mayor o menor que las reportadas por Little y Herrera. Generalmente, la pesca incidental se vende en alta mar a pescadores artesanales. Con un promedio de 7 000 toneladas/año el rango de pesca incidental debe haber sido de 30 800–80 000 toneladas/año, cuyo impacto en el ecosistema pesquero no podemos determinar así como los efectos sobre las comunidades bentónicas (epifauna e infauna) y/o sobre el sustrato de fondo marino. Los efectos de esta pesca aparentemente se ve reflejado en la caída de los desembarques de la flota artesanal de otras pesquerías (ver Figura 13).

McPadden (1986 y 1989) analizó en varios grados de profundidad la situación de la flota camaronera de arrastre; estos autores coinciden con indicar que la flota está sobrecapitalizada y que su operación es sólo marginalmente rentable. La sobrecapitalización es una de las patologías de la sobrepesca (Baden, 2002). Pero, Bailey (1989) expresaba que a pesar de la sobrecapitalización de la flota no existía a esa fecha evidencia de sobre-pesca. Sin embargo al 2003 es indudable, del comportamiento de los desembarques, que existe un sobre-dimensionamiento de las flotas pesqueras. La capacidad de pesca de estas aparentemente ha superado la capacidad reproductiva y re-stocking del recurso. Según Jennings *et al.* (2001) cuando la sobrecapitalización es detectada, la pesquería estaría cerca del colapso, por lo que la toma de medidas es insoslayable; una de las cuales ya se tomo (ver Capítulo 4)

El retorno económico (al 2002) de la flota arrastrera está en el orden del 18-28 por ciento (Pacheco 2002) en la zona del Golfo de Guayaquil, donde operan 152 barcos, en la temporada baja, mientras que en la alta es de 31-42 por ciento, lo cual es obviamente atractivo y probablemente sea mayor durante eventos El Niño. Según Correa (2002), en la parte norte del país (donde predominan pomaderos) la ganancia es menor debido al precio más bajo del camarón pomada. Los barcos de clases I, II, III, IV tienen retorno económico de 19 por ciento (\$EE.UU. 45), 18 por ciento (\$EE.UU. 640), 25 por ciento (\$EE.UU. 1 145) y 28 por ciento (\$EE.UU. 1 450) por viaje respectivamente, a la que se debe sumar además la venta de la pesca incidental, lo cual es prácticamente imposible de establecer; la pesca incidental pertenece a la tripulación. Según Little y Herrera (1992) en 1991 el precio era \$EE.UU. 3-6 libra⁻¹ de pesca incidental mezclada, su venta debió producir \$EE.UU. 275 y \$EE.UU. 1 200 extra por pescador de barcos pomaderos y langostineros respectivamente. Pero esto no se puede determinar con exactitud lo que dificulta el análisis del impacto económico de la pesca de camarón.

En el rubro de costo de operación, el combustible representa 74 por ciento, 78 por ciento, 80 por ciento y 82 por ciento respectivamente, seguido por víveres y combustibles (Pacheco, 2002a; Correa, 2002). Sin embargo, el retorno para el 2003 debe ser inferior si se mantienen los volúmenes de pesca, por cuanto existe elevación de precio de los combustibles. En todo caso la diferencia de retorno entre un barco I y II y otro de clase IV es notoria, lo que ha empujado a que la flota incremente su potencia y capacidad; así en 1986 los barcos II eran 122 unidades y 58 los clasificados como IV; en el 2001 existen 81 y 105 respectivamente. Entonces la capacidad de la flota arrastrera



se ha incrementado aunque su número se haya mantenido relativamente estable. Para efecto de análisis esto produce distorsión y limita resultados.

En general, si bien es cierto, los datos que se reportan no son los más adecuados y no permiten realizar un ejercicio analítico prudente. La descripción del comportamiento de desembarques, cambios en la capacidad a resistencia de enfermedades, cambios en la distribución de especies, el impacto de las condiciones oceanográficas, la actividad acuícola y la consecuente captura de postlarvas y reproductores, entre otros, permite con relativa racionalidad, asumir que existe una sobre-pesca y por ende un sobredimensionamiento de las flotas pesqueras. Se debe recordar que después del colapso de las pesquerías demersales de Canadá en el Atlántico, los pescadores acusaron al concepto de evaluación de stocks *per se* del mal manejo que se dio y sugirieron que se incorporan aspectos del ecosistema en la investigación biológica (Charles, 2001); que es lo que este documento trata de resaltar.

4. INTERVENCIONES, REGULACIONES Y POLÍTICAS DE GESTIÓN

Las actividades pesqueras y acuícolas, y todas las conexas están regidas por la Ley de Pesca y Desarrollo Pesquero expedido en el Registro Oficial del Ecuador el 19 de febrero de 1974 (RO: 497), la cual incluye todos los aspectos directa e indirectamente relacionados con la pesca y acuicultura, así como todas sus fases de producción, incluida la investigación. La Ley tiene como objetivos:

- «Explotación eficaz» (léase *sustentable*) en beneficio de los intereses nacionales,
- Centralizar el control en organismos especializados.
- Regular todas las fases.
- Elevar el nivel nutricional de la población, especialmente aquella de recursos económicos limitados (seguridad alimentaria).
- Desarrollar la investigación para conocer la magnitud de los recursos y correcto aprovechamiento (sustentabilidad).
- Estimular las actividades de desarrollo.

Esta Ley ha tenido varias enmiendas, y la regulación vía acuerdos ministeriales y decretos ejecutivos han permitido establecer el marco legal y políticas del desarrollo

CUADRO 5

Datos comparativos de flota pesquera y desembarques (en toneladas), gris indica años Niños

Año	Embarcaciones			Desembarques		
	DIGMER	INP	Asearbapesca	(Extracción)	Coello, (1999)	(INP)
1980	227	227	227	7 800	7 800	7 800
1981	230	230	230	8 000	8 000	7 550
1982	249	249	249	8 000	8 000	7 000
1983	262	262	262	8 000	8 900	8 013
1984	249	249	249	6 300	6 300	5 566
1985	273	273	273	6 000	6 023	6 343
1986	267	267	267	9 200	9 166	7 171
1987	297	297	297	10 730	10 730	7 171
1988	302	230	230	8 100	8 100	1 859
1989	297	239	239	7 640	7 640	995
1990	296	182	182	10 143	10 143	1 027
1991	290	180	180	13 587	13 587	870
1992	294	177	177	12 795	12 795	1 381
1993	272	97	190	10 560	10 560	308
1994	295	68	232	10 530	10 530	231
1995	299	78	236	9 909	9 909	231
1996	298	88	230	4 835	4 835	563
1997	299	56	193	6 142		1 178
1998	301	56	195	6 143		1 178

Fuente: Coello (1999), INP (2003), Asearbapesca (2002)

pesquero y acuícola del país; los conceptos de desarrollo sustentable y seguridad alimentaria son ejes principales, a concepto del autor.

La pesquería del camarón no está mencionada en el reglamento a la ley de manera directa, pero existen *ca.* 50 disposiciones de orden legal desde 1965. Estas pueden ser clasificadas en el contexto de:

- Vedas totales, parciales y locales
- Impulso o facilitación de Desarrollo
- Control en la comercialización
- Regulación de artes de pesca. Uso de TEDs desde 1999

La primera veda es emitida en diciembre de 1965 y rige por 48 días a partir del 15 de diciembre de 1965. Rige durante 20 años continuos, vedando la pesca del camarón en todo el país entre el 15 diciembre a 2 febrero del año siguiente. En todos los años excepto los periodos 1995-1996 y 1997-1999 han existido vedas de 44 a 63 días empezando en diciembre y terminando a inicios de febrero. Sin embargo existen algunas vedas que se impusieron a mediados de año (junio-agosto, ver Cuadro 5). El concepto de las vedas en los meses de diciembre-febrero es para asegurar la reproducción, ya que las condiciones oceanográficas costeras son apropiadas. Las vedas (4) en junio-agosto fueron para asegurar el reclutamiento de nuevos individuos a estado de adultos para que tengan más posibilidades de reproducirse al final de año. En la década de los ochenta, se veda conjuntamente la pesquería de postlarva, juveniles, adultos y camarones sexualmente maduros, de manera particular *Litopenaeus* sp.

Los acuerdos de veda se han caracterizado por perder vigencia una vez que el periodo termina; lo que ha obligado a que prácticamente cada año se revisen nuevos acuerdos a partir de 1985. Otra característica de las vedas, es que fueron simplemente impuestas sin el concurso o consenso de todos los actores, pero a partir del 2000 las vedas han tenido un proceso de consenso y difusión antes de ser emitidas.

Finalmente, el 17 de octubre del 2002 mediante acuerdo 106 (RO 685) se prohíbe indefinidamente la captura de larva silvestre en todo el territorio nacional por:

- la escasa recuperación en los stocks naturales de camarón de las últimas vedas;
- la información científica sólida (INP) del elevado porcentaje de by-catch de varias especies de valor comercial y ecológico (>80 por ciento) que eran descartadas;
- que la postlarva silvestre tenía poca o ninguna ventaja (a partir del 2000) con respecto a larva producida en laboratorios en términos de sobrevivencia final ya que era afectada por el virus de la mancha blanca y el IHHNV; y
- que los camaroneros no usen o reduzcan significativamente el uso de larvas silvestres, hizo que las autoridades públicas y privadas por unanimidad decreten vía Consejo Nacional de Desarrollo Pesquero (CNDP) la prohibición indefinida de captura de postlarvas de camarón.

Otras regulaciones (Cuadro 7), comprenden prohibición de pesca en ciertos lugares (Acuerdos 1 092, 3 705), normas de comercialización en todas sus fases (133, 71, etc.), tarifas mínimas de comercialización (386, de 1981), control de exportaciones a USA (97).

A partir de 1999, se establecen varias regulaciones para promover el desarrollo y/o reactivación del sector camaronero, en especial el de procesamiento, para importar colas de camarón para reproceso (317, 361, 229, 358, 475, 236), reproductores y nauplios de camarón *Litopenaeus vannamei* de las Américas (232, 253, 475), insumos varios (1 374). Estas regulaciones también fueron efectuadas en consenso de todas las partes.

Existen seis decretos ejecutivos (Cuadro 8) de los cuales cuatro fueron dictaminados en el 2002, lo que demuestra que el manejo de la pesquería del camarón ha estado en manos de las instituciones especializadas (INP, SRP, DGP) y organismos académicos como el CNDP. Además cuatro de los decretos derogan una serie de acuerdos obsoletos o que no se aplicaban o cumplían.

Según McPadden (1989), Ecuador ha desarrollado una pesquería del camarón prácticamente sin control de gobierno, en el sentido de que ha existido la reglamentación, pero su aplicación ha sido débil o limitada debido a:

- La falta de recursos económicos que permitan:
 - Llevar a cabo un estudio sistemático y profundo del estado del recurso camarón y toda su estructura pesquera;
 - la logística apropiada de control durante la época de veda;
 - y seguimiento de otras regulaciones.
- Debilidad institucional.
- Poca o ninguna continuidad en las autoridades pesqueras, por ejemplo el INP ha tenido 11 Directores en el lapo de 14 años (cada Director es elegido en teoría para un período de cuatro años).
- Falta de concertación de todos los actores.
- Ausencia de ayuda y compromiso por parte del sector pesquero.
- Ausencia de extensión a pescadores y consumidores (incluidos comerciantes y exportadores).

Esto ha generado que ciertas medidas de manejo pierdan validez, creen dudas y resistencias, lo que al final del día produce la imposibilidad de obtener resultados, o si estos se han obtenido no han sido suficientemente claros o tangibles para demostrar lo apropiado de las medidas. La incapacidad de control se origina no solo en la debilidad institucional sino en el crecimiento desbordante de los pescadores artesanales y de

la acuicultura, que ejercen una presión sobre el recurso en todos los estadios. Este crecimiento ha generado conflicto entre la flota artesanal y arrastrera; ya que parte de la flota cada día pesca más cerca de la costa y existen caladeros a los cuales confluyen ambos sectores lo que provoca situaciones beligerantes de cuales se acusan uno y el otro. Este conflicto aparentemente se ha vuelto difícil de manejar al tiempo que ambos sectores no conceden posiciones.

El Instituto Nacional de Pesca e investigadores han realizado una serie de recomendaciones, pero estas han sido consideradas parcialmente a conveniencia o no han sido escuchadas; por ejemplo el INP siempre ha recomendado al menos cuatro meses de veda, cerrar ciertos caladeros, cerrar la captura de postlarvas (finalmente se aplicó –ver arriba-); la FAO en 1970 sugirió mantener la flota arrastrera en 160-170, sin embargo la flota creció aproximadamente 300 unidades.

Actualmente, la estrategia de las autoridades esta cambiando hacia la idea de establecer procesos de los cuales deriven cierto tipo de manejo con la participación de los actores principales y que estos mismos sean coparticipes en la aplicación y control de las medidas. Por otro lado la corriente de conservación, los conceptos de sustentabilidad y acción precautoria están siendo asimiladas por los actores públicos, privados, directos o indirectos lo que origina nuevos escenarios. Por ejemplo, la prohibición de la pesquería de postlarva, utilización de TEDs, insumos debidamente aprobados y/o certificados etc., la discusión transparente del proyecto de zonificación pesquera. Esto ha sido posible por un acercamiento mutuo de las autoridades con el sector productivo, lo cual augura mejores tiempos.

5. ANÁLISIS DEL DESEMPEÑO DE LAS INTERVENCIONES Y POLÍTICAS DE GESTIÓN

5.1 Desempeño ecológico

Las políticas e intervenciones de gestión de las autoridades pesqueras públicas y privadas han sido dirigidas básicamente al desarrollo de la pesquería tomando en cuenta la producción, al menos en el periodo 1954-1985. El término y concepto de desarrollo sustentable no se ve reflejado durante este periodo en las regulaciones, aunque la Ley de Pesca y Desarrollo Pesquero lo contempla en sus considerandos.

Desde mediados de los 80 al presente, estos han sido y están siendo considerados cada vez más para tomar las medidas. Sin embargo, debido a que el recurso camarón extraído y cultivado ha sido dirigido al mercado extranjero, lo que ha generado y genera divisas duras al país, la prioridad se ha centrado en lo económico.

El desarrollo vertiginoso de la acuicultura partir de 1976 tuvo la gestión y políticas de Gobiernos para incentivar su crecimiento (ver Figura 9), el incentivo fue básicamente permitir la construcción parcial de piscinas camaroneras en áreas de manglar y salitrales, basados en criterios técnicos que la propia FAO recomendaba en los 70. Por otro lado el crecimiento urbano de varias ciudades (ejemplo: Guayaquil, Puerto Bolívar, etc.) auspició el uso de la madera (entre ellas manglar) para carbón y pilotes de construcción de edificios, muelles, etc. La tala de manglares se estima en alrededor de 11 por ciento de la superficie total de 203 695 ha registradas en 1969 (Álvarez *et al.*, 1989). La mayoría del bosque de manglar se encuentra en el Golfo de Guayaquil, Bahía de Caráquez, Muisne y Esmeraldas, que son los principales espacios estuarinos-oceanográficos para los camarones. El impacto de la tala de manglares sobre los stocks naturales aparentemente no parece ser evidente a lo largo el periodo de mayor crecimiento (léase mayor tala de manglares) por que los desembarques se mantuvieron con relativa poca variabilidad, pero a partir de los 90 pareciera existir un impacto al disminuir la calidad de postlarvas y los desembarques de la flota artesanal y arrastrera.

El manejo de la pesquería de postlarvas mediante vedas en el periodo de reproducción (diciembre-abril) no fue efectivo en su cumplimiento por la falta de control en toda la costa ecuatoriana, ya que prácticamente se capturaba postlarvas a lo largo de todo el

litoral. Por otro lado la gestión de promover la iniciativa que la pesca incidental de la captura de postlarva se la devuelva al mar fue prácticamente un fracaso debido a la falta de colaboración de los pescadores mas no por falta de conocimiento, ya que se realizó un gran esfuerzo económico y técnico para impartir extensión. El autor en 1992 y 1993 llevó a cabo varios recorridos durante las faenas de captura de postlarva y observó que los pescadores artesanales desechaban la llamada «basura» (todo lo que no era postalarva *L. vannamei*) sobre la arena. Al inquirir porqué lo hacían, la respuesta general fue de que eso no era problema de ellos por cuanto no les parecía importante, a pesar que tenían conocimiento preciso de que estaban arrojando larvas de otras especies sobre la arena. El período de mayor uso de postlarvas silvestres y captura de reproductores fue a finales de los 80 y principios de los 90; la Figura 16 muestra que los

CUADRO 6
Vedas realizadas desde 1965 hasta 2002

Resolución N°	Publicidad N°	Fecha	Status	Contenido
Acuerdo Ministerial 336		15/12/65		Veda
Acuerdo Ministerial 665	Registro Oficial 575	20/12/86	Derogado	Establece veda del camarón marino desde diciembre 20 a febrero 1ro.de 1987. Nota: Período de vigencia por plazo mayor.
Acuerdo Ministerial 104	Registro Oficial 621	09/02/87	Derogado	Declara concluido el período de veda para la captura de camarón marino. Nota: Período de vigencia por cumplimiento.
Acuerdo Ministerial 387	Registro Oficial 710	18/06/87	Derogado	Período de veda para la captura de camarones desde el 22 de junio hasta el 22 de agosto. Derogado ACM 539 RO 762 02/09/87.
Acuerdo Ministerial 539	Registro Oficial 762	02/09/87	Derogado	Declara terminado el período de veda de captura de camarones. Nota: Perdió vigencia por cumplimiento.
Acuerdo Ministerial 739	Registro Oficial 843	31/12/87	Derogado	Establece veda para captura del camarón marino desde 12/12/87 hasta 03/02/88. Nota: Perdió vigencia por plazo.
Acuerdo Ministerial 023	Registro Oficial 85	13/12/88	Derogado	Establece en todo el territorio nacional veda para captura, procesamiento y venta del camarón marino, desde el 17 de diciembre de 1988 hasta el 8 de febrero de 1989, incluida la flota camaronera. Nota: perdió vigencia por plazo.
Acuerdo Ministerial 023	Registro Oficial 85	13/12/88	Derogado	Establece en todo el territorio veda para la captura, procesamiento y comercialización del camarón marino, desde el 17 de diciembre de 1988 hasta el 8 de febrero de 1989, incluida la flota camaronera. Nota: perdió vigencia por plazo.
Acuerdo Ministerial 270	Registro Oficial 227	06/07/89	Derogado	Establece veda para la captura de camarones en estado larvario o adulto para el sector cultivador. Nota: perdió vigencia por plazo.
Acuerdo Ministerial 596	Registro Oficial 346	18/12/89	Derogado	Establece en todo el territorio nacional, veda para la captura, procesamiento y comercialización del camarón. Nota: perdió vigencia por plazo.
Acuerdo Ministerial 242	Registro Oficial 459	15/06/90	Derogado	Establece veda para captura del camarón para año 1990, desde el 18 de junio al 13 de agosto, pudiendo a juicio del Subsecretario de Recursos extenderse por 30 días. Nota: perdió vigencia por plazo.
Acuerdo Ministerial 614	Registro Oficial 598	08/01/91	Derogado	Establece en todo el territorio veda para la captura, procesamiento y comercialización de camarón marino desde el 23 de diciembre de 1990 al 23 de febrero de 1991. Nota: Perdió vigencia por el plazo.
Acuerdo Ministerial 615	Registro Oficial 847	07/01/92	Derogado	Establece veda para la captura, procesamiento y comercialización del camarón marino en todo el país desde el 10 de diciembre de 1991 hasta el 10 de febrero de 1992. Nota: perdió vigencia por plazo.
Acuerdo Ministerial 7	Registro Oficial 873	12/02/92	Derogado	Prohíbe captura de larvas y postlarvas de camarón marino mediante el uso de redes de arrastre accionadas por embarcaciones motorizadas o no, o por cualquier artificio mecánico accionado desde tierra o sobre agua. Se permite únicamente con artes de pesca menores puedan ser accionados por un máximo de dos personas. Derogado DEJ 3056 RO 660 11/09/2002.

CUADRO 6 (continuación)

Acuerdo Ministerial 621	Registro Oficial 107	15/12/92	Derogado	Establece veda en el territorio nacional, para la captura del camarón marino de profundidad, larvas, postlarvas y juveniles, entre el 15 de diciembre de 1992 al 15 de enero de 1993. Nota: perdió vigencia por plazo.
Acuerdo Ministerial 568	Registro Oficial 338	16/12/93	Derogado	Establece en todo el territorio veda para la captura, procesamiento y comercialización del camarón marino de profundidad, larvas, postlarvas y juveniles de camarón marino desde las 00h00 del 15 de diciembre de 1993 hasta las 24h00 del 28 de enero de 1994. Reformado ACM 604 RO Sup. 358 13/01/94. Nota: perdió vigencia por plazo.
Acuerdo Ministerial 5680	Registro Oficial 338	16/12/93	Derogado	Establece en todo el veda para la captura, procesamiento y comercialización del camarón marino de profundidad, larvas, postlarvas y juveniles de camarón marino desde las 00h00 del 15 de diciembre de 1993 hasta las 24h00 del 28 de enero de 1994. Reformado ACM 604 RO Sup. 358 13/01/94. Nota: perdió vigencia por plazo.
Acuerdo Ministerial 425	Registro Oficial 595	22/12/94	Derogado	Período de veda en todo el territorio nacional, para la captura, procesamiento y comercialización interna y externa de larvas, postlarvas, juveniles, adultos y reproductores de todas las especies de camarón. Nota: perdió vigencia por plazo.
Acuerdo Ministerial 196	Registro Oficial 96	26/12/96	Derogado	Establece en todo el territorio veda para la captura, procesamiento y comercialización de camarón marino y captura de hembras ovados desde el 15 de diciembre de 1996 hasta el 30 de enero de 1997. Nota: perdió vigencia por plazo.
Acuerdo Ministerial 212	Registro Oficial 181	11/10/00	Vigente	Establece veda nacional para la captura transporte, procesamiento y comercialización del camarón marino en todas sus fases, desde el 15 de diciembre de 2000 al 15 de febrero de 2001.
Acuerdo Ministerial 169	Registro Oficial 453	14/11/01	Vigente	Establece en todo el territorio nacional veda para la captura, transporte, procesamiento y comercialización del camarón marino en todas sus fases: larvas, postlarvas, juveniles, adultos y reproductores.
Acuerdo Ministerial 106	Registro Oficial 685	17/10/02	Vigente	Prohíbe indefinidamente la captura de larvas silvestres de camarón en todo el territorio nacional.

desembarques comienzan a caer a partir de 1992. Aparentemente el esfuerzo pesquero sobre los extremos de los estadios del camarón silvestre si tiene un efecto sobre los stocks, que se refleja también en la calidad de postlarva silvestre y en el decrecimiento de la tasa de desove de los reproductores.

La pesca incidental del camarón no ha sido regulada en ningún momento, a pesar de las advertencias en estudios publicados (Martínez, 1986; Little y Herrera, 1992). La pesca artesanal de peces demersales ha decrecido substancialmente en la última década (Figura 14), así en 1994 el tonelaje desembarcado fue de casi 51 000 toneladas, de ahí en adelante comenzó a declinar dramática y consistentemente hasta llegar a 7 540 toneladas en el 2000. La pesca incidental en la captura de postlarvas y camarón debe estar afectando las poblaciones de peces demersales.

La regulación del uso de los TEDs fue realmente semi-impuesta por un Gobierno extranjero, ya que de otra forma embargarían al camarón ecuatoriano (incluyendo el de acuicultura). El uso de los TEDs se ha generalizado y su uso es obligatorio desde 1996. Tiene resistencia por parte de la tripulación, ya que la captura incidental disminuye con estos dispositivos y por ende sus beneficios económicos. El impacto debe ser positivo en términos de la disminución del esfuerzo pesquero indirecto sobre especies demersales así como también sobre tortugas marinas, las que según Little y Herrera (1992) eran parte de la pesca incidental en un promedio de 0,25 tortugas/día por barco; aunque los mismo autores declaran que este valor debe ser tomado solo para barcos (43, mar-dic/91) que ellos estudiaron *in situ* en ca. 1 800 arrastres, por lo que no es válido hacer una extrapolación. Sin embargo, el aumento significativo de trasmallos de fondo o superficie como consecuencia del aumento desmedido de la flota artesanal, debe haber incrementado la captura incidental de tortugas.

CUADRO 7
Normativa legal relacionada con la pesca del recurso camarón

Resolución N°	Publicado N°	Fecha	Status	Contenido
Acuerdo Ministerial 1092	Registro Oficial 87	27/06/72	Derogado	Prohíbe la pesca de camarón con redes de arrastre o tapes en la zona comprendida entre el río Balao y la Punta de Jambelí. Derogado DEJ 3056 RO 660 11/09/02
Acuerdo Ministerial 3705	Registro Oficial 327	02/05/77	Derogado	Prohíbe la pesca de camarón en la parte sur del Golfo de Guayaquil. Derogado DEJ 3056 RO 660 11/09/02.
Acuerdo Ministerial 3705	Registro Oficial 327	02/05/77	Derogado	Prohíbe la pesca de camarón en la parte sur del Golfo de Guayaquil. Derogado DEJ 3056 RO 660 11/09/02.
Acuerdo Ministerial 74	Registro Oficial 386	24/02/81	Vigente	Modifica el A 797 de 1980 sobre tarifa mínima de captura de camarón.
Acuerdo Ministerial 133	Registro Oficial 89	19/12/84	Derogado	Normas para comercialización del camarón. Concede plazo hasta el 31/03/85 para personas que no tuvieran permiso para ejercer la actividad camaronera tramiten y obtengan dicha autorización, reformado A 125 RO 189 20/05/85; A 308 RO 263 03/09/85, Derogado: A5 RO 45 14/10/92.
Acuerdo Ministerial 71	Registro Oficial 168	18/04/85	Derogado	Prohíbe comercialización externa de las larvas de camarón capturadas en el territorio nacional. Derogado DEJ 3056 RO 660 11/09/02
Acuerdo Ministerial 123	Registro Oficial 188	17/05/85	Derogado	Reglamenta la producción en laboratorios de especies bio-acuáticas. Su instalación requiere de permiso previo del Subsecretario de Recursos Pesqueros. Prohíbe a los laboratorios la exportación de larvas. Reformado DEJ 1572 RO 402 18/03/94. Derogado DEJ 3198 RO 690 24/10/02.
Acuerdo Ministerial 14	Registro Oficial 25	18/03/97	Vigente	Los barcos pesqueros industriales y artesanales que se encuentren dedicados a capturar camarón marino con cualquier arte de pesca en el período de veda, serán aprehendidos, decomisados e incinerados. Las artes de pesca utilizadas, decomisadas la pesca y si se trata de organismos vivos serán inmediatamente devueltos al mar, sin perjuicio de aplicar las demás sanciones que contemple la ley.
Acuerdo Ministerial 10	Registro Oficial 60	08/05/97	Derogado	Medidas de control para la exportación de camarón cuyo destino sea los Estados Unidos de Norteamérica. Derogado ACM 27 RO 107 14/07/97.
Acuerdo Ministerial 385	Registro Oficial 317	12/11/99	Reformado	Autoriza importación de colas de camarón congelados, a empresas clasificadas y autorizadas para ejercer la actividad pesquera. Reformado ACM 3 RO 361 14/01/00, ACM 231 RO 13/09/00.
Acuerdo Ministerial 3	Registro Oficial 361	14-Ene-00	Reformado	Reforma plazo para la importación de Colas de langosta y camarón congelado. Reformado ACM 231 RO 13 09/02/00
Acuerdo Ministerial 231	Registro Oficial 13	09/02/00	Vigente	Prorroga hasta el 29 de febrero de 2000 la importación de colas de camarón.
Decreto Ejecutivo 1374	Registro Oficial 309	21/10/94	Derogado	Faculta a productores y explotadores de camarón que tengan autorización de la SRP para su actividad, a importar los mismos necesarios sin otras autorizaciones de terceras entidades públicas. Derogado DEJ 3198 RO 690 24/10/2002.
Decreto Ejecutivo 1374	Registro Oficial 309	21/10/94	Derogado	Faculta a productores y explotadores de camarón que tengan autorización de la SRP para su actividad, a importar los mismos necesarios sin otras autorizaciones de terceras entidades públicas. Derogado DEJ 3198 RO 690 24/10/2002.
Acuerdo Ministerial 252	Registro Oficial 229	21/12/00	Reformado	Autoriza Importación de colas de camarón con el fin de procesarlas y reexportarlas, mediante sistemas de maquila, depósito industrial o internación temporal. Reformado ACM 274 RO236 03/01/00, ACM 84-A RO 358 29/06/01, ACM 184 RO 475 17/12/01.
Acuerdo Ministerial 253	Registro Oficial 232	27/12/00	Reformado	Autoriza temporalmente a personas naturales y jurídicas debidamente autorizadas para el ejercicio de la actividad de cultivo, cría y reproducción de larvas de camarón, la importación de especímenes de reproductores nauplios de camarón de la especie <i>Litopenaeus vannamei</i> . Reformado ACM 84-B RO 358 29/06/01 ACM 185 RO 475 17/12/01
Acuerdo Ministerial 253	Registro Oficial 232	27/12/00	Reformado	Importación de reproductores de camarón. Reforma ACM 185 RO 475 17/12/01

CUADRO 7 (continuación)

Acuerdo Ministerial 84	Registro Oficial 358	29/06/01	Vigente	Prorroga plazo por seis meses más para la importación de colas de camarón
Acuerdo Ministerial 184	Registro Oficial 475	17/12/01	Vigente	Prorroga plazo para importación de colas de camarón a fin de procesarlas y reexportarlas, mediante sistema de maquila, depósito industrial o internación temporal.
Acuerdo Ministerial 185	Registro Oficial 475	17/12/01	Vigente	Prorroga el plazo por un año más para la importación de reproductores de nauplios de camarón.
Acuerdo Ministerial 274	Registro Oficial 236	03/01/01	Reformado	Reforma la autorización de importar colas de camarón para procesamiento. Reforma ACM 84-A RO 358 29/06/2001.

CUADRO 8

Decretos ejecutivos y resoluciones

Resolución N°	Publicado N°	Fecha	Status	Contenido
Decreto Ejecutivo 1336	Registro Oficial 325	29/11/85	Derogado	Reglamento para establecer veda para la captura de semillas, postlarvas, juveniles, adultos y especímenes maduros de las especies de camarón <i>penaeus</i> . Derogado DEJ 3198 RO 690 24/10/02.
Decreto Ejecutivo 1374	Registro Oficial 309	21/10/94	Derogado	Faculta a los productores y explotadores de camarón con autorización de la SRP para su actividad, a importar los mismos necesarios sin otras autorizaciones de terceras entidades públicas. Derogado DEJ 3198 RO 690 24/10/2002.
Decreto Ejecutivo 3056	Registro Oficial 660	11/09/02	Vigente	Deroga las normas de producción, comercialización, transporte y/o procesamiento de camarón.
Decreto Ejecutivo 3056	Registro Oficial 660	11/09/02	Vigente	Deroga la prohibición de comercialización externa de larvas de camarón capturadas en el territorio nacional.
Decreto Ejecutivo 3198	Registro Oficial 690	24/10/02	Vigente	Deroga la facultad de los productores y exportadores de camarón que cuenten con la autorización de la SRP para su actividad, para importar insumos pesqueros sin necesidad de obtener otras autorizaciones de terceros.
Decreto Ejecutivo 3198	Registro Oficial 690	24/10/02	Vigente	Deroga el reglamento para la producción en laboratorios de especies bio-acuáticas.
Resolución de la Marina Mercante 87	Registro Oficial 354	14/01/86	Derogado	Determina como casos especiales que se puedan construir como empresas extranjeras que se dediquen a la actividad pesquera para laboratorios de larvas de camarón, cultivo de camarón de agua dulce, cultivo de peces y crustáceos de agua dulce, peces ornamentales, cultivo de ostras y batracios, de acuerdo con el artículo 19 de la Ley de Pesca y Desarrollo Pesquero, derogado DEJ 3056 RO 660 11/09/02
Resolución 131	Registro Oficial 447	30/05/86	Vigente	Nuevas políticas en torno a la clasificación de empresas pesqueras y exportación del camarón, laboratorios y criaderos de especies bioacuáticas.

El poco o ningún manejo de ciertas actividades antropogénicas; ejemplo. descarga de aguas servidas, agrícolas, acuícolas, dragado de canales de navegación, etc. que han alterado la calidad de agua y del ecosistema en lugares puntuales, aparte de haber afectado los nichos de reproducción y reclutamiento deben haber afectado de alguna forma las características de las postlarvas y reproductores arriba señaladas.

La gestión e intervención han sido sustancialmente desarrollista al menos hasta mediados de los 90 que han traído las típicas consecuencias negativas al medio ambiente y las pesquerías. Los problemas derivados por las actividades directas y conexas sobre la pesquería han determinado que el sector pesquero y acuicultor público y privado señalen la necesidad de regular en términos de desarrollo sustentable. Existe la prohibición de incrementar la flota pesquera industrial y semi-industrial, pero aun la flota artesanal no es regulada debido al enorme peso social y político que conllevaría;

aunque ya se vedó indefinidamente la pesquería de la post-larva de camarón, lo que obviamente será un beneficio no solo para el camarón sino para un sinnúmero de pesquerías en estadios de vida iniciales.

5.2 Desempeño económico

El desarrollo de las actividades pesqueras y acuícolas en el país no ha tenido el fomento económico directo por parte del Estado. Las inversiones han provenido prácticamente todas del propio sector; se han registrado inversiones extranjeras de compañías transnacionales como la International Proteins Corporation of Fairfield, New Jersey (Sutinen *et al.*, 1989). Inclusive las actividades artesanales en el sector pesca no han sido fomentadas directamente, aunque han existido una serie de proyectos de asistencia técnica y económica provenientes de varios países (Alemania, Japón, Comunidad Europea) que han dado cierta infraestructura básica (pequeños muelles, botes fuera de borde, lanchas, bibliotecas, mercados, etc.), y extensión al sector artesanal en lugares muy puntuales (Esmeraldas, Puerto López, etc.).

La capacidad de extracción sin excesiva flota pesquera arrastrera, que según la FAO hubiese sido alrededor de 170 barcos, sería de alrededor de 5 000-6 000 toneladas/año, que es cercano al promedio anual (6 800 toneladas) desde que la pesquería comenzó en 1954 (sección 2). Si 200-214 barcos actuales son sobredimensionados, la captura estaría en el rango 6 470-6 912 toneladas/año a razón de 32,3 toneladas/año/barco. Un incremento de 1 470-912 toneladas/año implicaría 10,3-6,4 millones de dólares EE.UU. que son importantes para una economía pequeña como la ecuatoriana. Con este tipo de sobre-dimensionamiento no habría aparentemente mayor problema y el beneficio en términos económicos sería importante. Si consideramos la flota artesanal, el sobre-dimensionamiento ha traído un perjuicio evidente al caer el volumen de desembarques dramáticamente; de 50 744 toneladas (1994) a 7 540 toneladas (2000) por un lado y por otro al aumentar la población de pescadores artesanales el doble (aproximadamente 30 a 60 000) de 1995 a 1994 (Pita y Montaña, 1995; Solís-Coello y Mendívez, 1999) con un significativo incremento de naves de motor estacionario y embarcaciones (ver capítulo 1). Ventajosamente los pescadores artesanales pueden redirigir sus esfuerzos a otras pesquerías como el dorado (*Coryphaena hippurus*), pez espada (*Xiphias gladius*) o inclusive abandonar la pesca para dedicarse a actividades diversas desde agricultura, acuicultura, comercio, etc. Obviamente las rentas para los pescadores artesanales han disminuido significativamente. El escenario empeora si se considera que los gastos de operación para ambas flotas han subido dramáticamente, especialmente por el incremento de los precios de combustibles, insumos y costos en general debido a la inflación elevada que el Ecuador ha tenido en los últimos años y a la dolarización de la economía.

Si la flota pesquera artesanal se hubiese regulado al menos en su tamaño a partir de los 90 es obvio que la pérdida de las rentas hubiese sido menor y por ende el impacto social tendría menor fuerza.

5.3 Desempeño social

Se estima que la tripulación de la flota arrastrera es más de mil personas, y otro tanto en operaciones de tierra; los trabajos indirectos estaría en el orden de 8 000-10 000 plazas de empleo. Esto implicaría (a cinco miembros por familia) que aproximadamente 50 000 personas dependerían de la flota camaronera industrial, de las cuales mucho más de a mitad habitarían en Guayaquil; esto es, casi 2,5 por ciento de la población. Si a esto añadimos la flota artesanal dedicada a la pesquería de postlarvas y reproductores (90 000 en cierta épocas del año) podemos ver que la pesquería del camarón ha sido socialmente trascendente.

La distribución de los ingresos es desconocida, pero en sociedades latinoamericanas lo típico es que un gran porcentaje de utilidades de un negocio vaya a un menor

porcentaje de personas que hacen ese negocio, lo que implica una injusta distribución de beneficios. La tripulación de los barcos camareros ganan un pequeño sueldo fijo que esta en el orden de \$EE.UU. 3-5/día (660-1 100/año; Pacheco, 2002a) más lo que ganen por la venta de la pesca incidental, lo puede estar en el orden entre 275-1 200 \$EE.UU./año (Little y Herrera, 1992); esto suma \$EE.UU. 935-2 300 per capita año si se pesca todo el año. El salario básico sin beneficios para un trabajador formal está en alrededor \$EE.UU. 1 800/año, pero la canasta básica de alimento para una familia de cinco miembros supera los \$EE.UU. 362/mes (28/feb/03, El Universo, 2003). Esto deriva en que existe un empobrecimiento generalizado en Ecuador, dentro del cual está el pescador. Pero es válido resaltar que el porcentaje de utilidad al armador pesquero estaría entre \$EE.UU. 6 400 a 14 500/año, con lo que debe costear todas las operaciones de tierra. McPadden (1989) sugiere que las rentas se han ubicado alrededor del punto mínimo aceptable.

Los pescadores artesanales de postlarvas y reproductores tenían excelentes ganancias en ciertas épocas del año en periodos muy cortos (semanas o días) que provocaba tiempos de solvencia económica (MacLennan, 1996), pero cuyos beneficios no supieron invertir adecuadamente y que afectó socialmente a este sector de pescadores. Por ejemplo familias enteras se movilizaban a lo largo de la costa ecuatoriana en busca de mejores lugares para la captura de postlarvas, el padre y los hijos mayores generalmente pescaban mientras que los hijos menores y las esposas limpiaban la pesca; así se descuidaba la educación de los hijos; los hijos no aprendían el arte de pescar mar afuera como lo hacían sus padres, entre otros aspectos de su formación y vida familiar.

En términos generales, la industria del camarón no solo ha provocado un impacto económico fuerte sino social donde inclusive se han delineado nuevas características. Según, Ormaza-González (2000) la investigación del recurso, su medio de desarrollo, la tecnología pesquera, el procesamiento del producto capturado obligó a que varios profesionales formados en el área de la veterinaria se dedicaran a la investigación de las ciencias del mar con aporte inicial (técnico y financiero) de la FAO, dando lugar a la creación del Instituto Nacional de Pesca (INP, 1960) y nuevas carreras en la Universidad de Guayaquil, la Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL) y Universidades de otras ciudades de Ecuador.

Desde la arista de manejo de las autoridades de recursos pesqueros no ha existido gestión o intervención directa sobre los aspectos sociales de esta pesquería, sin embargo indirectamente existe un efecto social de las regulaciones de orden pesquero; por ejemplo la prohibición definitiva de la pesquería de postlarva hará que las esposas e hijos no se involucren tan directamente con las actividades del padre pescador y vuelvan a sus casas, escuelas y colegios.

5.4 Desempeño institucional

Las intervenciones y políticas pesqueras se basan en el principio del uso del mejor conocimiento y técnicas disponibles, tanto pesquera como socioeconómicas que las instituciones especializadas faciliten a las autoridades pesqueras. El INP debe proveer el conocimiento y sugerencias al sector público y privado de cómo se debe actuar ante particular situación. Este conocimiento es de orden pesquero y muy poco referido a la parte socio-económica aunque las evaluaciones toman en consideración este aspecto de manera básica. Por otro lado, el conocimiento de orden pesquero puede a veces tener serias deficiencias a causa de la poca inversión que realiza el Estado en la investigación pesquera del país, de allí nace toda la discontinuidad de la obtención de información así como las deficiencias que esta pueda tener; a pesar de que existen profesionales formados a muy alto nivel (M.Sc., y algunos Ph.D.). Sin embargo, se ha obtenido información básica que puede haber servido a las autoridades pesqueras a tomar decisiones consecuentes con esta, pero la influencia política y conflicto de intereses no ha permitido fluidez en la regulación. Por ejemplo la FAO en conjunto con el INP

sugirieron 170 barcos en 1965, pero la flota creció a más de 300 embarcaciones, luego se autorregula a 200 y finalmente se interviene para no permitir el incremento de la flota pesquera; en términos económicos la pérdida en el largo plazo es difícil dimensionarla, pero es claro que existió una pérdida económica. La flota pesquera artesanal creció sin ningún control, especialmente desde 1995 por que a ese tiempo la actividad generaba ganancias (MacLennan, 1996). El INP advirtió la posibilidad de un incontenible incremento del sector pesquero artesanal (MacLennan, 1996), pero no se tomó en cuenta ni tomaron medidas al respecto.

Uno de los problemas fundamentales aparte de la escasa atención financiera que se le da a las instituciones de investigación, gestión y control es la inestabilidad de sus máximas autoridades y principales colaboradores, lo que crea un constante retraso, borra y crea de nuevo nuevas ideas y que lo anterior no es aplicable³. La inestabilidad ha sido y es una de las grandes trabas que sufre el sector pesquero público para que pueda manejar eficazmente las pesquerías. Adicionalmente no existen suficientes fondos para pagar mejor salario a los investigadores y sostener los costos de la investigación.

Los gremios privados también sufren de limitaciones, en particular la de los pescadores artesanales; la FENACOPEC (Federación Nacional de Cooperativas Pesqueras del Ecuador), recién en los últimos cinco años se observa mayor organización que ha permitido llevar adelante ciertas gestiones a favor de este sector, inclusive ya tiene voz y voto en el Consejo Nacional de Desarrollo Pesquero. El gremio de camarones de arrastre está representado por Asearbapesca (Asociación Ecuatoriana de Armadores de Barcos Pesqueros Camarones), el cual es muy activo en todos los foros. En el proceso de zonificación que se viene llevando desde el 2002, esta asociación ha participado vigorosamente en conjunto con la FENACOPEC demostrando una postura proactiva en los procesos de manejo del camarón; sin embargo algunas veces las posiciones beligerantes han sido notorias en lo concernientes a las zonas de pesca.

La gestión ha sido limitada en términos generales, lo que no ha permitido realmente un manejo adecuado; y cuando las medidas de manejo se han dado, el cumplimiento de estas ha sido pobre debido a la incapacidad institucional de la Dirección General de Pesca para poner en práctica aquellas. Las trabas y restricciones han sido diversas desde económicas hasta administrativas pasando por lo político y el uso de influencias de todo tipo que algunas veces se impusieron sobre el conocimiento y la recomendación técnica. También se debe reconocer que no ha existido una postura de parte de los investigadores pesqueros que deben reconocer que los problemas pesqueros son de índole interdisciplinario. Los científicos o los directivos de las instituciones de investigación han carecido de persuasión y propuestas de planes estratégicos comprensivos a corto, mediano y largo plazo, pero en los últimos cuatro años ha existido un acercamiento y las propuestas de manejo han sido basadas en la participación proactiva de cada uno de los actores.

5.5 Principales problemas de gestión e intervención

Se lista a continuación los principales problemas:

- **Investigación:** Cuando los resultados de una investigación no convienen a cierto sector, estos son cuestionados de alguna u otra forma. Para empezar los mismos científicos en su transparencia declaran que siempre existen limitaciones que no está en sus manos resolverlas, las que básicamente son falta de recursos económicos para llevar a buen término los proyectos de investigación, lo que deriva en:

³ Por ejemplo en el INP desde 1986 a 1999 existieron 11 Directores; de acuerdo al orgánico funcional cada director es elegido por cuatro años, los Viceministros de Pesca son elegidos cada vez que cambian Ministros de la cartera a la que Pesca pertenece.

- Discontinuidad
- Falta de precisión y exactitud
- Cuestionamiento
- **Administración científica.** Los administradores de la investigación han carecido de capacidad de persuasión, y al no asumir sus roles de administradores han limitado sus acciones de cabildeo para lograr que las sugerencias de orden científico se concreten en regulaciones, inclusive se ha simplemente entregado la información a las autoridades sin efectuar las recomendaciones a seguir respecto a los hallazgos derivados de la misma. Por otro lado han demostrado deficiencias al no obtener recursos económicos que soporten la investigación de sus colaboradores y colegas.
- **Administración de gestión.** Los administradores de gestión y control han tenido restricciones de todo orden, incluido las políticas, lo que ha dificultado que ellos administren en función de las recomendaciones científica y técnicas, y cuando lo han hecho la aplicación de estas regulaciones no ha sido aplicada ni controlada, antes mas bien ha servido para que florezca la corrupción particularmente a niveles de mando medio.
- **Evaluación comprehensiva.** La información pesquera de parte de los biólogos pesqueros tiene debilidades en lo social y económico. Las entidades que investigan lo social, ambiental y económico no proveen datos e información (y viceversa), para que se pueda realizar una evaluación comprehensiva que sirva para formular recomendaciones integrales.
- **Carencia de extensión.** La falta de entendimiento de la problemática pesquera y las consecuencias de no observar las medidas que se toman, hacen que exista poca voluntad del pescador a acatar las medidas; las cuales generalmente son contra atacadas con el argumento de que lesionan la economía de los pobres. La falta de persuasión es entonces no solo de los investigadores sino de las autoridades pesqueras de regulación y control así como de los gremios representados en las instituciones que toman las medidas.
- **Ausencia de voluntad e incentivo.** La falta de evaluación comprehensiva y carencia de extensión trae como consecuencia poca o ninguna voluntad para aplicar las medidas, e incluso pueden llegar a apelar las medidas mediante la figura de amparo constitucional, lo cual así aplicado generalmente se juzga a favor del demandante.
- **Toma de medidas unilaterales.** Durante varias décadas las autoridades tomaron las medidas de manera unilateral, lo que favorecía a la desobediencia; últimamente se han tratado de tomar las medidas de manera multilateral; por ejemplo, la prohibición de la captura de postlarvas fue decisión unánime en la que participaron los representantes de los pescadores artesanales.

6. SÍNTESIS

La industria del camarón ha sido vital para el desarrollo del Ecuador. Las dolencias del desarrollo han sido iguales o muy parecidas con las otras pesquerías; esto es, una vez que se ha establecido que tal o cual pesquería como un negocio rentable todo ciudadano quiere entrar a la pesquería debido al concepto occidental «acceso abierto».

Las flotas comienzan a crecer, las nuevas tecnologías mejoran la extracción, no se obedecen regulaciones en atención a las necesidades económicas, sociales y políticas de corto plazo ni las sugerencias de científicos que algunas veces caen en la soberbia de simplemente poner las sugerencias sin preocuparse de persuadir a los actores directos e indirectos que estas son necesarias e inminentes de aplicar caso contrario lo que es fuente de subsistencia y negocio desaparecerá en un tiempo más temprano que tarde.

La pesquería de camarón de arrastre del Ecuador es relativamente incipiente (i.e, 1954) comparada a la del Golfo de México (comienzos de 1800; Condrey y Fuller,

1991). En las costas ecuatorianas existen dos sistemas estuarinos donde se concentra la población de camarones penaeidos (ver Anexo 2).

Estas poblaciones de camarones se concentran en el Golfo de Guayaquil y Esmeraldas especialmente, siendo el primero en donde se realiza más del 60 por ciento de las actividades de extracción, sin embargo se pueden hallar prácticamente a todo lo largo del cordón litoral del Ecuador. La biología de esta familia de camarones ha sido ampliamente estudiada (en Ecuador por ejemplo, Cun, 1984, Marin, 1984, etc.); ya que es de distribución regional, determinándose que el hábitat y sus condiciones térmicas, halinas, composición y tipo de sedimento, niveles tróficos inferiores, etc. gobiernan la presencia, distribución, tasas de reproducción y crecimiento; así estas últimas se incrementan con el aumento de temperatura del agua y el aumento de flujo de agua dulce. Las variaciones oceanográficas costeras influyen intensamente, en las costas ecuatorianas se registran variaciones estacionales y no estacionales. Existen dos periodos bien diferenciados, el caliente-húmedo (diciembre-abril) y el temperado-seco (may-noviembre); sin embargo dos eventos que varían en intensidad y frecuencia: El Niño y La Niña. El primer evento se caracteriza por provocar altas temperaturas en la superficie y columna de agua e incrementar las tasa de pluviosidad, lo que beneficia la pesquería en términos de reproducción y crecimiento; el segundo ejerce un efecto contrario. Cuando ocurre El Niño la extracción se incrementa así como el esfuerzo pesquero en alrededor de 20 por ciento; similar efecto se ve reflejado en la acuicultura.

La flota camaronera de arrastre actual es de 214 naves activas que comprende la langostinera (camarón blanco, café, rojo y cebra) y la pomadera (titi, pomada). Gran parte (61 por ciento) de la flota fue construida en los 60, otra parte (20 por ciento) significativa en los 70. Según Pacheco y Mosquera (2000) son estructuras de maderas (tipo florida) de variable eslora (13-33m), manga (3,85-7,42) y calado (1,4-3,2 m), cuyo sistema de refrigeración en la actualidad es de tipo mecánico. Se la ha clasificado en función de potencia (HP) de sus motores en cinco clases; la *langostinera* está comprendida de clase III (250-349HP) y IV(350-449 HP), y la *pomadera* es clase II (150-249 HP) que suman 209 embarcaciones y la clase V (>500 HP) 5 naves, mientras que barcos en clase I (50-149 HP) han prácticamente desaparecido. Las naves langostineras realizan faenas de 15-22 días, 4-7 arrastres diarios, en tanto que las pomaderas zarpan y atracan diariamente; ambas tienen tripulación de 5-6 hombres. La flota tuvo un rápido crecimiento en la década de 1970-1980, llegó a >300 naves que están registrados en la autoridad de la Marina DIGMER, pero según ASEARBAPESCA la flota se autorreguló desde finales de los 80, al 2001 la flota activa fue de 214 embarcaciones (Pacheco y Mosquera, 2002; Asearbapesca, 2002). El tipo de red que utilizan es de confección plana-simple tipo balón; la red de los langostineros tiene un ojo de malla (diamante) de 51 a 44,4 mm y operan entre 11 y 25 m de profundidad; en los pomaderos el ojo de malla es 38 mm en toda la extensión de la red y arrastran en aguas someras de 6-10 m de profundidad (Castro y Rosero, 1993). Desde 1996 es obligatorio que las redes lleven TEDs para excluir principalmente los quelonios; se debe indicar que esta medida provino de Gobierno extranjero caso contrario se embargaba al camarón ecuatoriano (incluido el de acuicultura).

Los datos de desembarques fueron inicialmente tomados por el INP; hasta 1976 existe información consistente, de ahí en adelante una serie de autores (McPadden, 1985 y 1989; Jiménez, 1996; Coello, 1999, Villón *et al.*, 2002; Correa y Gaibor, 2002; Pacheco y Mosquera, 2002, etc.) presentan datos que difieren algunas veces significativamente. Esta variación se debe a la fuente, pues los autores citan a: i) INP, ii) DGP, iii) SRP, iv) BCE (Banco Central del Ecuador), v) Asearbapesca. La DGP y la SRP toman información derivada de varias fuentes que generalmente no se reportan. BCE registra datos de exportación de camarón el cual 1) no discrimina su procedencia, 2) la producción acuícola toma auge en esta década, e inicialmente la producción acuícola

era de camarones de 18-20g, que se podía mezclar fácilmente con el de pesca de arrastre o trasmallo, y 3) no todo el camarón capturado se exporta; el camarón pomada generalmente es para mercado local, pero una fracción del camarón grande se queda en el mercado interno. Asearbapesca puede obtener información de las embarcaciones asociadas, que no comprende toda la flota. El INP ha tenido dificultades en mantener el muestreo *in situ*, de puertos; ha carecido de proyectos comprensivos que involucren la biología, áreas de pesca, estimación de biomasa, eficiencia de pesca, etc. Adicionalmente, la pesquería artesanal pudo haber aportado significativo volúmenes de 1 000-2 000 toneladas por algunos años (1982-1995) con variable porcentaje dependiendo con que datos se relacionan. Esta pesca es captada por el mercado así como por las empacadoras. También se debe considerar la captura de reproductores, por ejemplo en dos puertos pesquero artesanales al norte de Ecuador (Sua y Tonchigue; Mosquera, 1999) se estimó 92,7 toneladas de reproductores hembras en el lapso de 10 meses. Los datos de la flota industrial y artesanal presentados por Coello (1999) se toman para este trabajo, los volúmenes de captura son totalmente diferentes desde 1988 hasta la presente, pero en términos generales muestran el mismo patrón que los otros datos.

La tasa promedio de extracción (hasta 1998) es de 6 831 toneladas, y se han extraído casi 270 000 toneladas desde 1954. Hasta mediados de los 70 mantuvo el típico crecimiento de una pesquería en pleno desarrollo, es decir pasó de 660 toneladas (1954) a 9 700 toneladas (1978), producto del incremento también sostenido de la flota pesquera. Desde 1978 a 1985 mantuvo una relativa estabilidad, para luego incrementarse de manera variable hasta el periodo 1990 - 1995 donde se registran, desembarques >10 000 toneladas/año, pero a partir de 1996 las capturas caen dramáticamente por debajo de las producciones de 1969; los desembarques entre 1999-2002 se estiman fluctúan entre 4 000-6 000 toneladas (Asearbapesca, 2002).

La pesca por unidad de pesca por tiempo (CPUE) ha sido altamente variable, debido no solo a CPUE *per se* sino a datos que alimentan su cálculo. Según Little y Herrera (1992), la flota capturaba en promedio 136 kg. arrastre⁻¹ de pesca incidental, si la razón camarón: pesca incidental varió de 1:4,4 a 1:11,7 con alta variabilidad entre arrastre y arrastre, la captura de camarón debe haber fluctuado en 1991 de 58,2 a 154,5 kg. día⁻¹ (5 arrastres diarios), lo que estaría dentro lo reportado por Klima (1989, 30-160 kg. día⁻¹). En este trabajo se estima 157 ±53 kg. día⁻¹; i.e., ±34 por ciento, asumiendo 220 días de trabajo al año. Turner (1998) estimó en 20 por ciento de variación. Martínez (1986) y, Little y Herrera (1992) reportaron que alrededor del 30 por ciento de la pesca incidental es vendida a pescadores artesanales y el producto de la venta pertenece a la tripulación. El resto generalmente se descarta pero a veces es desembarcada para producir harina de pescado en pamperas (Coello, 1996). Durante 1991, la pesca incidental se la midió *in situ*, arrojando un volumen de 15 700 toneladas, de los cuales se descartó 11 100 toneladas. El uso de TEDs debe haber bajado la captura incidental; no se sabe el impacto en términos económicos que ha causado esto en la tripulación de los barcos.

En el análisis de esta pesquería no se puede soslayar la acuicultura del camarón, cuyo desarrollo se sobrepone a la pesca de arrastre, que partir de los 80 llegó a producir más de 120 000 toneladas en 1988, 1,65 millones de toneladas (1976 - 2002) con un promedio de 61 000 toneladas anual, generando aproximadamente \$EE.UU. 500 millones anuales durante los 90. El desarrollo vertiginoso trajo algunas aristas que debieron y deben afectar la actividad extractiva. Una parte de la gran extensión de piscinas camaroneras (160 000 ha) fueron construidas parcialmente sobre manglares, la tala parcial del hábitat principal de los camarones se la estima en 10,6 por ciento de una total de 203 695 ha, Álvarez *et al.*, 1989). La demanda de postlarvas fue por años de >20 000 millones de larvas anuales, y miles de reproductores por año, solamente en dos localidades al Norte de Ecuador se extrajeron 92 toneladas de hembras para desovar y laboratorios de maduración en 10 meses de seguimiento. La producción de postlarvas se incrementa

notablemente en los eventos Niño y caso contrario en años Niña. El comportamiento de los desembarques de camarón de la flota artesanal es similar a la industrial, cayendo sostenidamente a partir de 1992, mostró un máximo de ca. 2 000 toneladas en 1986. El desarrollo de las plantas de procesamiento mejoró sustancialmente la calidad del proceso de camarones, lo que benefició al camarón de extracción en la calidad e inocuidad del producto final para exportación.

El impacto socio-económico que ha tenido la pesca del camarón es trascendental desde los 50 hasta mediados de los 70; fue uno de los primeros productos pesquero de exportación, proveyó empleo a miles de personas; las plazas de empleo directo e indirectos son >10 000, lo que implica que aproximadamente 50 000 personas dependen de esta actividad; en el periodo inicial de la pesquería el número de plazas de trabajo fue substancial si se considera que la población de dos ciudades Guayaquil y Esmeraldas no superaban 300 000 habitantes. Esta pesquería influyó notablemente el advenimiento del Instituto Nacional de Pesca y Instituto Oceanográfico de la Armada como organismos de investigación, nuevas carreras universitarias como biología marina, ingeniería naval, oceanografía, etc.

Los retornos económicos de la actividad extractiva arrastrera hacen actualmente difícil mantener a una flota que se ha autorregulado precisamente debido a esta situación. Recientemente el INP efectuó un estudio *in situ* del retorno económico, y halló que la venta del camarón menos los costos operativos de viaje dejan una utilidad de 19-28 por ciento (38-96 \$EE.UU./día); esto es utilidad del proceso de captura, a las que se debe restar los gastos de tierra (oficina, permiso, empleados, transporte, muelle, etc.). A finales del 2002, el ingreso diario es proporcional a la potencia de la embarcación, siendo los de menor ingreso los pomaderos, a pesar de que el CPUE es alrededor de 227 kg. día⁻¹, mientras que los langostineros registran aproximadamente 25 kg. día⁻¹; la diferencia en utilidad es que la pesca pomada se paga a \$EE.UU. 0,4 por libra, mientras que los langostinos \$EE.UU. 5 libra⁻¹. No se tiene información alguna de la estructura de costos y utilidades de la flota artesanal. Al inicio del 2003, los precios de los combustibles (gasolina y diesel) fueron incrementados significativamente (30 por ciento y 10 por ciento respectivamente) por el Gobierno Central, lo que obviamente disminuirá las ganancias, ya que los costos por combustibles alcanzan >70 por ciento en embarcaciones de diesel de la flota arrastrera. Para la flota artesanal la situación debe ser agravada por que usan gasolina.

Se ha demostrado que las actividades antropogénicas afectan la pesquería del camarón de diversas formas dependiendo el estrés que se aplique. Un sinnúmero de pesticidas son altamente tóxicos a los crustáceos (y otros organismos) en cualquier estadio; existe una vasta industria bananera, arroceras, manguera, naviera etc. en toda la cuenca y orillas del Golfo de Guayaquil, mientras que en Esmeraldas cultivo de palma africana, industria hidrocarburifera, maderera, turística, etc. Las descargas de aguas servidas e industriales de las ciudades asentadas alrededor del Golfo de Guayaquil y Esmeraldas no son tratadas adecuadamente, Twiley (1989), Solórzano (1998), Ormaza-González *et al.*, (1987, 2001), Trejos *et al.* (2002), etc. han reportado que las aguas domésticas e industriales de Guayaquil son descargadas prácticamente sin tratamiento alguno. Virus (Taura, mancha blanca, IHHNV), bacterias (*Vibrio harebeyii*, rickettsias), antibióticos (cloranfenicol, tetraciclinas, furazilodonas, etc.) introducidas al medio ambiente mediante la descarga de piscinas camaroneras y laboratorios de larvas han afectado las poblaciones naturales (Yoong y Reinoso, 2000), en las cuales se han encontrado estos virus y bacterias, que han traído como consecuencia la disminución de supervivencia de las larvas silvestres y la disminución de la tasa de eclosión, de >200 000 a 120 –1 550 000 nauplios. hembra⁻¹. Probablemente esto también haya afectado en parte a otras especies y géneros.

El descenso de los desembarques casi en caída libre a partir de 1992, la disminución de la talla (longitud), la pérdida de la calidad o resistencia de las postlarvas en las

piscinas camaroneras, así como el descenso en la tasa de desove de los reproductores hacen suponer que el recurso ha sido o está siendo sobre-explotado especialmente en los estadios críticos, postlarvas y reproductores lo que dificulta el reclutamiento y la reproducción respectivamente. En los 70 la FAO sugería que la flota debería estar a alrededor 170 embarcaciones, se mantuvo algunos años en >250, llegando a >300 barcos, para llegar en la actualidad a 214 embarcaciones activas. Si asumimos como correcto el análisis de la FAO, la flota estuvo sobredimensionada por algunos años, si a esto le añadimos el crecimiento espectacular que ha sufrido la flota artesanal es fácil deducir o presumir que existe un sobre-dimensionamiento, el cual se ha agravado por la pesca de postlarvas durante >20 años. Esto lo demuestra la caída de la captura de camarones (artesanal e industrial) y pesca artesanal en general (ver gráficos) y las modificaciones en los cuadros patológicos nos deriva a sugerir que ha existido una acción sinérgica de varios componentes que han llevado a la sobre-explotación y afectación ambiental de este recurso produciendo el sobre-dimensionamiento de la flota industrial y artesanal.

La gestión e intervención de las autoridades públicas y privadas se han dirigido hacia el desarrollo económico de la pesquería por que ella representa fuente de divisas y plazas de trabajo. El Estado Ecuatoriano no ha fomentado la industria del camarón con fondos económicos o créditos significativos directos, pero si ha regulado de tal forma que se incentive la inversión en ese sector. Se han dado más de 50 regulaciones legales para el manejo de esta pesquería, muchas de ellas han sido coercitivas y dictadas de manera unilateral con objetivos a corto plazo lo que no ha asegurado su aplicación aparte de la falta de capacidad de control de la DGP. En los últimos años el trabajo de extensión para lograr consensos ha estado ganando terreno, de esto se deriva la prohibición indefinida de capturar postlarvas silvestres de camarón y lograr re-establece la veda de dos meses para proteger la reproducción.

A Modo de Resumen, se puede decir:

- La pesquería del camarón es una de las primeras organizadas de todas las pesquerías ecuatorianas.
- Existen 12 especies de camarón en el Ecuador, de ellos *L. vannamei*, *L. stylirostris*, *L. occidentales*, *Farfantepenaeus californiensis*, en menor escala; *Farfantepenaeus brevirostris*, *Trachypenaeus byrdi*, *T. faoe*, *T. pacificus*, el camarón pomada (*Protrachypene precipua*) es la especie objetivo de algunas embarcaciones; otras especies son: *Xiphopenaeus riveti*, *Sicyonia disdorsalis*, *Solenocera agassizi*.
- La especie predominante fue *L. occidentalis* hasta 1982, luego *L. vannamei*, actualmente existe una combinación pero *L. vannamei* generalmente predomina.
- La flota es relativamente vieja, la mayoría de los barcos fueron construidos en la década de los 60, actualmente tienen refrigeración mecánica con autonomía de 15 -22 días (langostineros) y pocos días (pomaderos).
- Las redes que utilizan son simples de confección plana y un ojo de malla que varía de 51 a 44,4 mm (langostineros) y 38 mm (pomaderos)
- En el Golfo de Guayaquil se concentra >70 por ciento de la flota, el resto en Esmeraldas y Playas. Existen varios puertos pequeños donde desembarcan la flota pesquera artesanal.
- La flota pesquera se incrementó de manera lineal desde 1954 hasta inicios de los 70, luego se ha mantenido en alrededor 250 barcos por varios años para registrar 214 en el 2002.
- Se ha extraído >260 000 toneladas desde 1954, con un promedio de ca. 6 000 toneladas.año⁻¹. A partir de 1992 se observa una dramática y consistente caída de los desembarques; igual ocurre con la pesquerías artesanales totales y camarón (artesanal). Esto coincide con un incremento desmesurado de los pescadores artesanales, sus naves, demanda de postlarvas y reproductores.
- La pesca incidental vs. camarón se ubica en 4,4:1, la razón es altamente variable y puede llegar a alrededor de 11:1 entre arrastre y arrastre. Alrededor del 30 por

ciento de la pesca incidental es vendida a favor de la tripulación quienes tienen sueldos fijos muy bajos.

- El CPUE es altamente variable entre arrastre y arrastre, existen grandes variaciones 30-200 kg. día⁻¹, dependiendo la embarcación, el caladero, estación, etc.
- Los datos existentes son limitados tanto en precisión como exactitud, lo que dificulta en extremo análisis matemático o estadístico de las pesquerías.
- Los costos y utilidades se acercan cada día más. El costo más elevado es el de combustible (>70 por ciento al 2002), a partir de febrero del 2003 debe ser superior el porcentaje por que los combustibles sufrieron un significativo incremento (10-30 por ciento).
- Existen evidencias de contaminación química y microbiana puntual en el Golfo de Guayaquil y Esmeraldas que ha reducido la calidad de agua del hábitat del camarón.
- Ciertas características como el decrecimiento de la calidad de la postlarvas para el cultivo y la tasa de desovo de los reproductores, aparte de la detección de ciertos virus (mancha blanca, IHHNV) y bacterias sugieren que las poblaciones naturales han estado sometidas a estrés que han afectado patrones naturales de reproducción, reclutamiento, distribución, etc .
- Las variaciones estacionales y no estacionales como el Niño y La Niña influyen categóricamente sobre los procesos de reproducción y reclutamiento.
- El crecimiento exitoso de la acuicultura del camarón obligó la pesca de postlarvas y reproductores; se demuestra la incidencia negativa sobre los stocks de camarón.
- Existe sobre-dimensionamiento de la flota pesquera artesanal en primer lugar luego de la industrial.
- Existen evidencias de la sinergia de la pesca de arrastre, pesca de postlarvas, captura de reproductores, efectos de las acciones antropogénicas así como de las variaciones estacionales y no estacionales (El Niño y La Niña) han producido que exista un sobre-dimensionamiento de las flotas pesqueras.
- El marco legal ha sido desarrollista, no ha existido fomento económico directo de parte del Estado pero si el regulatorio para incentivar la industria.
- Ha faltado capacidad institucional para hacer cumplir las regulaciones de manejo.
- La carencia de recursos económicos suficientes ha derivado en instituciones de control, regulación e investigación relativamente débiles.
- El proceso de zonificación que trata de establecer está detenido al momento, a pesar de existe el consenso de su inminente necesidad.
- La prohibición definitiva de la captura de postlarvas de camarón es un paso significativo con que culmina quizá una de las pesquerías más dañinas que no solo a afectado al camarón sino a una infinidad de especies comerciales y no comerciales.
- Los problemas de manejo son sumamente complejos que requieren unir un sinnúmero de voluntades, muchas de ellas en posiciones diametralmente opuestas.

7. RECOMENDACIONES

Prácticamente todos los investigadores que han trabajado con las pesquerías ecuatorianas han sugerido medidas y acciones a los administradores, investigadores y pesqueros. La mayoría de estas acciones en general siguen validas al 2004.

7.1 Investigación

- Mejorar el sistema de colección de datos para evaluar de manera continua la pesquería y sus medidas de manejo.
- Determinar de manera eficiente la flota activa y establecer que actividades realizan las que no están activas en la captura de camarón.
- Estimar que porcentaje de pescadores artesanales y su flota que se dedican principalmente a la pesca de camarón.

- Determinar cual es la capacidad operativa de pesca de la flota artesanal, por ejemplo cuantos kilómetros de extensión tiene sus trasmallos de fondo, tiempo de sembrado de los trasmallos, profundidad, etc. Existe pesca incidental en este tipo de pesca?
- Estudiar socialmente y económicamente este problema, así como su marco legal y jurídico, para establecer medidas legales que sean eficaces y aplicables.
- Estimación de reclutamiento y distribución espacial y temporal de postlarvas y juveniles.
- Realización de estudios *in situ* en puntos desembarques y barcos en operación diseñados según realidad, problemática y actores.
- Proteger información clasificada y darla a conocer sumariamente.
- Los procesos de clasificación sobre cubierta y almacenamiento a bordo.
- Evaluar y calificar barcos y certificarlos de igual manera que plantas de procesos.
- Estudiar aspectos económicos de la pesca incidental (camarón y pesca artesanal).
- Los barcos pomaderos deben ser sujetos de mayor investigación
- Datos sobre la biología pesquera como; longitud, estadio sexual, etc. deben ser colectados de manera sistemática.
- Determinar las poblaciones de las diferentes especies que existen, mediante estudios genéticos (vía técnica PCR).
- Realizar marcaje de individuos para determinar patrones de migración y fronteras de los stocks.
- Realizar de manera más regular las evaluaciones de la pesca incidental en las faenas de arrastre tanto en volúmenes como en su determinación taxonómica.
- Determinar como influye la pesca incidental en los desembarques de la flota artesanal.
- Investigar impacto de las artes de arrastre sobre suelos y columna de agua aledaña.
- Determinar que pasa con desperdicios de redes, materiales, combustibles y otros.
- Estudiar e implementar estrategias para dar valor agregado al camarón; la búsqueda de un sello verde o certificación ambiental «turtle safe» and «low by-catch» por ejemplo.
- Incentivar que parte de la investigación sea realizada independientemente (e.g. ONGs).
- Investigar las variaciones temporales y espaciales de ciertos parámetros químicos (metales pesados, hidrocarburos totales, aromáticos, pesticidas, etc.) en fases particuladas y disueltas en la columna de agua y sedimento.
- Estudiar los efectos del dragado y la explotación hidrocarburifera en el Golfo de Guayaquil y Esmeraldas. El impacto de las aguas servidas con poco o ningún tratamiento debe ser estudiado también.
- Establecer bio-ensayos para determinar efectos sobre los camarones penaeidos en diferentes estadios.
- La extensión del conocimiento debe ser continua en base a un programa que cubra un amplio espectro de actores.

7.2 Sector pesquero

- Evaluación y calificación de las embarcaciones.
- Mejoramiento de las naves de la flota artesanal.
- Conservación (incluyendo monitoreo) de la pesca a bordo.
- Usar artes de pesca que evite o disminuya la captura de individuos de camarón debajo de cierta longitud, al menos en ciertas temporadas o épocas.
- Desarrollo del concepto «bajo costo de producción» en términos económicos y ecológicos.
- Estudios de eficiencia de las artes de pesca.
- Mantenimiento adecuado de los motores y embarcaciones en general.

- Mantenimiento de las artes de pesca y búsqueda del mejor diseño posible que disminuya el nivel de pesca incidental.
- Mecanismos automáticos de clasificación a bordo.
- Comenzar a usar artes de pesca que disminuyan el by-catch.

7.3 Manejo

- Establecer un marco legal general para administrar la pesquería formalmente.
- Comprometer esfuerzos en el orden legal y de control entre las diferentes instituciones.
- Regular la flota pesquera industrial y artesanal tanto en número como en capacidad motora, pesca y conservación.
- Regular el control de navegación de las naves artesanales.
- Establecer los libros de registros de pesca para embarcaciones industriales, y registros de pesca a los artesanales de manera aleatoria.
- Regular el registro de la pesca incidental.
- Colocar a bordo observadores de manera aleatoria.
- Crear una estructura digital para comunicar datos anteriormente desde la DIGMER, INP y DGP inicialmente, luego integrar a los gremios de pescadores artesanales e industriales en algunos ítem que se establecerán, se deberá excluir información que afecten intereses.
- Conceptuar cada nave como una entidad productiva, calificada en términos de capacidad, tratamiento, conservación de la pesca, así como la interacción con el medio en que realiza su actividad industrial, aparte de los requerimientos de la OMI.
- Capacitar a los pescadores (tripulantes) de su rol en la pesca y lo importante que son para ayudar a la sustentabilidad de la pesquería.
- Mantener la prohibición de la pesca de postlarvas.
- Zonificar, establecer zonas de reclutamiento y reproducción.
- Cerrar ciertos caladeros por un tiempo de manera variable.
- Prohibir la pesca de reproductores por al menos cinco años, incentivando programas de mejoramiento genético. Luego regularizar la obtención de reproductores silvestres.
- Establecer la fechas para la veda, pero mantenerla 45-60 días. La veda debe ser para flota artesanal e industrial.
- Eliminar o disminuir al intensidad de los conflictos entre las flotas pesqueras.
- Lograr un acercamiento entre las flotas en términos de trabajo y de lograr una pesquería sustentable.
- Las medidas deberán tomarse de consenso, las autoridades deberán transparentar los futuros manejos con anticipación para lograr la máxima concientización posible en todos los actores.
- El sector privado también deberá idealmente transparentar las acciones que afecten o tengan relación con la comunidad, medio ambiente y recursos pesqueros.
- Hacer partícipes y co-responsables de la aplicación de las medidas a todos los actores directos e indirectos.
- Buscar mecanismos que incentiven observación de vedas y medidas de manejo.
- Las instituciones e instancias que gobiernen el medio ambiente deberán coordinar esfuerzos de investigación, regulación y control de manera mancomunada con sus contrapartes pesqueras y viceversa.
- Acciones antropogénicas como el dragado de los canales de acceso a puertos, descargo de agua servidas domésticas e industriales sin tratamiento, explotación de recursos hidrocarbúricos, etc. deberán tomar en consideración el posible

impacto en todos los niveles tróficos y pesqueros, así como en los cuerpos de agua naturales sobre los cuales ejercen su actividad directa o indirectamente.

7.4 Institucional

- Las instituciones públicas y privadas pesqueras deben ser fortalecidas en lo financiero, administrativo, formación-capacitación.
- Las instituciones involucradas con el manejo deben mantener un alto grado de profesionalismo.
- Se deben hacer transparentes y publicar o hacer accesible los datos e información que se obtiene, preservando la información sensible o susceptible a afectar intereses particulares.
- Se debe incentivar el acercamiento entre autoridades y demás funcionarios tanto del sector público como privado.
- Las instituciones pesqueras deben interactuar con otras instituciones que estudian aspectos económicos y sociales principalmente.
- Las instituciones regionales (e.g. Comisión Permanente del Pacífico Sur) o mundiales (FAO) deben ayudar a que los estudios, resultados, conclusiones y sobre todo recomendaciones lleguen a las altas instancias de los Gobiernos e incentivarlos a que las observen.

8. AGRADECIMIENTOS

Se agradece la provisión de información aún no publicada de Tlgo. José Luis Pacheco y Biol. Jorge Correa así como sus discusiones y comentarios. Al M.Sc. Nikita Gaibor por la revisión preliminar. La Ing. Shirley Yoong por colaborar en la edición digital, la asistencia de un colega anónimo en la sección legal e igualmente la revisión de dos colegas anónimos cuyos comentarios y sugerencia ayudaron a este documento. La paciencia y apoyo del Dr. Max Agüero.

9. REFERENCIAS

- Álvarez, A., Vásquez, B. y Guerrero, L. 1989. Estudio multi-temporal de las áreas de manglar, piscinas camaroneras y salitrales en la zona costera del Ecuador, mediante información proporcionada por sensores remotos. En: *A sustainable shrimp Mariculture industry for Ecuador*. Edi. por, S. Olsen y L. Arriaga. Technical report series TR-E-6. pp, 141-161.
- Arana, P., Freire, M. y Marín, C. 1978. *Consideraciones sobre la actividad camaronera desarrollada en el Ecuador durante 1976*. Informativo Pesquero. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. 12-23.
- Arriaga, L. 1989. The Daule Peripa dam project, urban development of Guayaquil and their impact on shrimp mariculture. En: *Stablishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador*. Edit. Por S. Olsen y L. Arriaga. Technical report E-6, URI-AID-DIGEMA. 147-162.
- Asearbapesca. 2002. *Caracterización de la flota pesquera arrastrera ecuatoriana y la problemática que implicaría establecer una zonificación pesquera*. Asearbapesca es la Asociación ecuatoriana de armadores de barcos pesqueros camaroneros del Ecuador. Documento interno. 32 pp.
- Bailey, T. 1989. Shrimp mariculture development and coastal resources management: Lessons from Asia and Latin American. En, *A sustainable shrimp Mari culture industry for Ecuador*. Edi. por, S. Olsen y L. Arriaga. Technical report series TR-E-6. pp. 45-67.
- Barber, R.T., Rojas, B. y Jiménez, R. 1980. *Variations in biological productivity in the eastern equatorial Pacific*. The 1976 dinoflagellate bloom. Symposium in coastal upwelling. Book of abstracts. Los Ángeles California.

- Barniol, R.** 1982. Diagnostico y recomendaciones sobre el recurso camarón. Subsecretaria de recursos pesqueros en el Ecuador.
- Barniol, R.** Aqualab. Edificio Finansur (9 Octubre y Esmeraldas). 593-42-421389. Guayaquil-Ecuador.
- BCE (Banco Central del Ecuador).** 1999. Información de estadísticas mensual No. 1763. Dirección General de estudios. Ene. 31, 1999.
- Borbor, M.** 1985. *Calculo de los coeficientes de difusión y dispersión en un tramo del estuario interior del Golfo de Guayaquil.* Tesis de Grado. ESPOL, Guayaquil. Ecuador. 218 pp.
- Boyd, C.** 1992. *Water quality in ponds for aquaculture.* Auburn University. Alabama-USA. 482 pp.
- Burgos, M., Lucas, E. y River, G.** 1999. *Análisis de la pesquería de postlarvas de camarón en Data de Posorja y Olon.* Edit. por J. Rosero y M. Burgos. Pub. por Instituto Nacional de Pesca y el Programa de Manejo de Recursos Pesqueros. 3-22.
- Campbell, R., Follows, J., Scott, I., Ortiz, J., Rodríguez, T. y Mora, Y.** 1991. *Una revisión del sector pesquero artesanal en el Ecuador y los factores de consideración para su desarrollo.* Boletín Científico y Técnico. Vol. XI, Numero 8. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador.
- Castro, R. y Rosero, J.** (1993). *Artes de pesca artesanales en la costa del Ecuador.* Boletín Científico Técnico. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. Vol. XII, 9. 67 pp.
- Chamberlain, G.** 1999. Global Aquaculture Alliance. Shrimp white spot virus confirmed in Central America. 3pp
- Chávez, E.** 1979. *Diagnosis de la pesquería de camarón del Golfo de Tehuamtepec, Pacífico Sur de México.* Centro de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad de Autónoma de México. Vol. 6, No. 2. 7-14.
- Chávez, F.P., Strutton, P.G., Friederich, G.E., Feely, R.A., Feldman, G.C., Foley, D.G. y MacPhaden, M.J.** 1999. Biological and chemical response of the equatorial pacific Ocean to the 1997-1998 El Niño. Science 286. 2126-2131.
- Charles, A.** 2001. Sustainable fishery systems. Fish and aquatic resources series. Edit. por T. Pitcher. Pub. por Blackwell Science. Canadá. 367 pp.
- Chua, T. y Kungvankij, P.** 1996. Una evaluación del cultivo del camarón en el Ecuador y estrategia para el desarrollo de la maricultura. Informe de consultaría. Universidad de Rhode Island/USAID. Programa de Manejo de Recursos Pesqueros.
- CNA.** 1999. Área técnica, coordinación de acuicultura y laboratorios. Guayaquil-Ecuador.
- CNA.** 2003. Información no publicada de la Cámara Nacional de Acuicultura. Guayaquil-Ecuador.
- Cobo, M. y Loesch, H.** 1966. Estudio estadístico de la pesca del camarón en el Ecuador y de algunas características biológicas de las especies explotadas. Boletín Científico y Técnico del Instituto Nacional de Pesca. Vol 1. No. 6.
- Coello, S.** 1996. Pesquerías del Golfo de Guayaquil. En, Sistema biofísicos y pesquerías en el Golfo de Guayaquil. Pub. por Comisión Asesora Ambiental del Ecuador. 227-302 pp.
- Coello, S.** 1999. Evaluación de la pesquería de postlarvas de camarón en Data de Posorja (1994-1998). Informe técnico. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. 37pp.
- Coello, D. y Prado, M.** 1999. Variabilidad de fitoplancton y microzooplancton frente a la costa ecuatoriana durante 1995-1999. En, Características oceanográficas y pesqueras durante 1994-1999. Edit. por N. Gaibor, L. Arriaga y F. Ormaza-González. Boletín Especial del Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. 72-108.
- Coello-Solís, P. y Mendivez, W.** 1999. Puertos pesqueros artesanales de la costa ecuatoriana. Edit. por F.I. Ormaza-González y L. Arriaga. Pub. por Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. 346 pp.

- Condrey, R. y Fuller, D.** 1992. The US Gulf shrimp fishery. En, Climate variability, climate change and fisheries. Edit. por M.H. Glantz. Pub. por Cambridge University. 89-120.
- Correa, J.** 2002. Costos operativos de la flota arrastrera en Esmeraldas. Reporte interno del Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador.
- Correa, J. y Gaibor, N.** 2002. Análisis de la aplicación de la veda al recurso camarón. Informe interno, Instituto Nacional de Pesca (25/oct/02). 15pp.
- Cucalón, E.** 1996. Oceanografía y sistemas físicos: En, Sistema biofísicos y pesquerías en el Golfo de Guayaquil. Publicado por la CAAM, Presidencia del Ecuador. Quito-Ecuador. 1-109.
- Cucalón, E. y Chavarria, J.** 2001. Estudio del monitoreo físico, químico y biológico del estuario del ríos Esmeraldas y aguas aledañas, para determinar el impacto de la refinería estatal de Esmeraldas: Física. Reporte interno.
- Cun, M.** 1984. Épocas de desove y longitud de cola o abdomen de primera madurez sexual de *Penaeus vannamei* y *Penaeus stylirostris* del Golfo de Guayaquil (Centr-Sur). 1966-1977. Boletín Científico y Técnico. Instituto Nacional de Pesca. Vol III, 8. 52-62.
- De la Cuadra, T.** 1998. Condiciones oceanográficas asociadas con el debilitamiento y finalización del evento El Niño 97-98: Crucero T98/05/02. Boletín Científico y Técnico. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. Vol. XV. No. 3.
- De la Cuadra, T.** 1999. Condiciones oceanográficas y meteorológicas en el océano Pacífico frente al Ecuador en el periodo 1994-1999. En, Características oceanográficas y pesqueras durante 1994-1999. Edit. por N. Gaibor, L. Arriaga y F. Ormaza-González. Boletín Especial del Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. Pp. 1-38.
- De la Cuadra T., Macias, P.** 2001. Estudio del monitoreo físico, químico y biológico del estuario del ríos Esmeraldas y aguas aledañas, para determinar el impacto de la refinería estatal de Esmeraldas: Física. Reporte interno Instituto Nacional de Pesca.
- De la Cuadra, T., Macias, P., Solano, F., y Buchelli, R.** 2001. Condiciones oceanográficas registradas durante septiembre del 2001 frente al Ecuador. Informe ejecutivo. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador.
- Enfield, D.** 1976. *Oceanografía de la región norte del frente ecuatorial: Aspectos físicos.* Reunión sobre el Fenómeno conocido como El Niño . Guayaquil-Ecuador. 4-12 diciembre de 1974. 299-334.
- FAO.** 1997. *El Estado Actual de la Pesca y Acuicultura.* Roma, Italia. 126 pp.
- FAO.** 1999. *El Estado Actual de la Pesca y Acuicultura.* Roma, Italia. 112 pp
- FAO.** 2003. Review of the State of World Aquaculture. FAO Fisheries Circular N°886, Rev. 2.
- Fisher, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E. y Niem, V.H.,**1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen I. Plantas e invertebrados. Roma. Publicado por la FAO. 646 pp.
- Flegel, T.W.** 1999. Advances in shrimp biotechnology. Proceedings to the special session on shrimp biotechnology. 5th Asian fisheries forum. Chiangmai, Thailand 11-14 Nov. 1998. Biotec. The national center for genetic engineering and biotechnology. Thailand. 296 pp.
- Fox, W.W. Jr.** 1970. An exponential surplus-yield model for optimising exploited fish populations. Trans. American Fishery Society. 99. 80-88.
- Gaibor, N., Arriaga, L. y Ormaza-González, F.I.** 1999. Características oceanográficas y pesqueras en el Ecuador durante 1994-1995. Boletín Especial. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador 156 pp.
- Gaibor, N., García, R., Cruz, M., Massay S., Ortega, D., Villamar, F., Mora, E., Basantes A. y Vicuña, H.** 1992. Evaluación de la pesquería de postlarvas de camarón peneido y su fauna acompañante. Informe interno inp/PMRC. Guayaquil-Ecuador.
- Glantz, M.H.** 1992. Climate variability, climate change and fisheries. Pub. por University Press, Cambridge. 450 pp.

- Glantz, M.H.** 2001. Currents of changes: Impacts of El Niño and La Niña on climate and society. 2da. Edición Cambridge. 252 pp
- Glantz, M.H. y Feingold, L.E.** 1992. Climate variability, climate change and fisheries: a summary. En, Climate variability, climate change and fisheries. Edit. por M.H. Glantz. Pub. por University Press, Cambridge. 417-438.
- Gross, M.G.** 1986. Oceanography. 5ta. Edición. Charles Merry Publishing Company. USA. 168 pp.
- INP.** 2002. Informe de resultados de la veda de camarón del 2001. Presentado ante El Consejo Nacional de desarrollo Pesquero. Nov/2002
- INP.** 2003. La situación de la acuicultura del camarón. Informe interno División de Acuicultura. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador
- International Ocean Institute.** 1998. The Halifax Declaration. International Ocean Institute. Halifax-Canada.
- Intriago, P.** Empagran. Tel: 593-99-428915. Guayaquil-Ecuador.
- Jiménez, R.** 1992. Síndrome de Taura (resumen). Acuicultura del Ecuador. En, Jiménez R. (Edit). Revista especializada de la CNA. Guayaquil, 1. 1-16.
- Jiménez, R.** 1996. Biología, ecología y acuicultura. En, Sistema biofísicos y pesquerías en el Golfo de Guayaquil. Pub. por Comisión Asesora Ambiental del Ecuador. 111-201 pp.
- Jennings, S., Kaiser M. y Reynolds, J.D.** 2001. Marine Fisheries ecology. Pub. por Blackwell Science. Great Britain. 417 pp.
- Klima, E.F.** 1989. Review of Ecuadorian offshore shrimp fisheries and suggestions for management and research. En, A sustainable shrimp Mari culture industry for Ecuador. Edi. Por, S. Olsen y L. Arriaga. Technical report series TR-E-6. pp, 221-232.
- Lightner, D.V., Redman, R.M., Hasson, K.W. y Montoya, C.R.** 1995. Taura syndrome in *Penaeus vannamei* (Crustacea Decapoda). Gross signs, hystopathology and ultraestructure. Disease of aquatic organisms. 21, 53-59.
- Lightner, D.V.** 1996. A handbook of shrimp pathology and diagnosis procedures for diseases of cultured Penaeid shrimp world. Aquaculture Society. Baton Rouge. Louisiana. USA.
- Lightner, D.V.** 1999. The penaeid shrimp virus TSV, IHHNV, WSSV and YHV current status in the Americas, available diagnostic methods and management strategy. Journal of Applied Aquaculture, 9, 27-52.
- Little, M. y Herrera, M.** 1992. The By-catch of the Ecuadorian shrimp fleet, 1991. Reporte interno INP. Guayaquil-Ecuador.
- Loesch, H. y Cobo, M.** 1966. Estudios sobre poblaciones de camarón blanco en el Ecuador. Boletín Científico y Técnico del Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. Vol. 1. No. 7. 47 pp.
- Luzuriaga de Cruz, M. y Méndez, E.E.** 1999. Variaciones de poblaciones de ictioplancton y zooplancton en el mar ecuatoriano. En, Características oceanográficas y pesqueras durante 1994-1999. Edit. por N. Gaibor, L. Arriaga y F. Ormaza-González. Boletín Especial del Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. 109-132.
- MacLennan, D.** 1996. Development of an information system on effort, catches and characteristics of artisanal fisheries in Ecuador. Reporte Interno Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. 27 pp.
- McPadden, C.** 1984. A brief review of. the Ecuadorian shrimp industry. Boletín Científico y Técnico. Instituto Nacional de Pesca Guayaquil-Ecuador. Vol. I No. 8. 1-68.
- McPadden, C.** 1986. The Ecuadorian trawl fishery. 1974-1985. Boletín Científico y Técnico. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. Vol. IX. 2. 1-25.
- McPadden, C.** 1989. The Ecuadorian trawl fishery. 1974-1985. En, A sustainable shrimp Mariculture industry for Ecuador. Edi. por, S. Olsen y L. Arriaga. Technical report series TR-E-6. pp, 197-220.

- Marín, C.** 1984. Aspectos del ciclo biológico del camarón *Penaeus occidentalis*, Streets del Golfo de Guayaquil. Boletín Científico y Técnico. Instituto Nacional de Pesca. Vol III, 8. 39-51.
- Martin, J.A., Power, M. y Thomas, R.M.** 1999. Modeling estuarine Crustacean population fluctuations in response to physical-chemical trends. Marine Ecology Progress Series. 178, 89-99.
- Martínez, J.** 1986. Una nota sobre la importancia de la pesca acompañante del camaron en el Golfo de Guayaquil, Ecuador. Boletín Científico Técnico. Gauayquil-Ecuador. IX. 2. 26-31.
- Mialhe, E.** 2001. Comunicación personal. Lab. Concepto Azul. Guayaquil-Ecuador.
- Montaño, R.** Com. personal. ESPOL. 593-99-7194947. Guayaquil-Ecuador.
- Mosquera, G.; M. Burgos; M. Santos; W. Mendivez, 1998. Aspectos técnicos que sustentan la implementación de la veda al recurso camarón durante 1998-1999. Reporte interno. División de Biología y Evaluación de Recursos Pesqueros. Instituto Nacional de Pesca Guayaquil-Ecuador.
- Mosquera, G.** 1999. La pesquería artesanal de reproductores de camarón: Estado actual y sus perspectivas. Edit. J. Rosero y M. Burgos. Públ. por Instituto Nacional de Pesca y el Programa de Manejo de Recursos Pesqueros. 3-24.
- Ochoa, Y., Villón, C., Soriano, D. y Mansur, N.** 1998. La pesquería de reproductores de camarón en el ZEM Atacames-Sua-Muisne: Lineamiento generales para su manejo sustentable. Instituto Nacional de Pesca. Programa de Manejo de Recursos Costeros. Guayaquil-Ecuador.
- Ormaza-González, F.I.** 1966. Comportamiento temporal y espacial de las características física, químicas y biológicas del Golfo de Guayaquil durante 1994-1996. Editor. Pub. especial. INP.
- Ormaza-González, F.I.** 2000. La Oceanografía y desarrollo pesquero del Ecuador. Conferencia en Seminario sobre desarrollo pesquero del Ecuador. Guayaquil-Ecuador
- Ormaza-González F.I., Andrade, L. y Mora, M.** 1997. Behavior of Some Chemical Parameters of Affluents and Effluents of Shrimp Farms Located in Taura and Balao (Gulf of Guayaquil). Resumen. IV Congreso Ecuatoriano de Acuicultura. Guayaquil-Ecuador. Oct/1997. pp. 24-24.
- Ormaza-González F.I., Andrade, L. y Mora, M.** 1998a. Main impacts of El Niño 1997-1998 on physical-chemical-biological characteristics of water and soil from aquaculture facilities. El Fenómeno de El Niño 1997-1998: Evaluación y proyecciones. 9-13 noviembre, Guayaquil-Ecuador. Libro de resúmenes. pp.29-30.
- Ormaza-González, F., Andrade, L. y Mora, M.** 1998b. El uso material calcáreo en acuicultura del camarón. Series de charlas. En preparación.
- Ormaza-González, F.I., Molina, L., Quiroz, R., Lucas, E., Paredes, M. y Aguayo, A.** 2001. Production of *Litopenaeus vannamei* in captivity under WSSV conditions and La Niña event in the Gulf of Guayaquil: Integrated management protocols. Congreso Ecuatoriano de Acuicultura. 24-27 oct. 2001. Guayaquil-Ecuador. Libro de resúmenes.
- Ormaza-González, F.I., Molina, L., Quiroz, R., Lucas, E., Paredes, M. y Aguayo, A.** 2002. Production of *Litopenaeus vannamei* in captivity under WSSV conditions and La Nina Event in the Gulf of Guayaquil: Integrated Managements protocols. Presentacion oral en: World Aquaculture Society 2002. May/2002. Peking-China. En prensa y libro de resúmenes.
- Ormaza-González, F.I. y Pesantez, F.** 2000. La constancia de las propiedades físico-químicas promedios en el Golfo de Guayaquil en el periodo 1962-1996. Boletín Especial. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. 1-22.
- Osorio, V.** 1984. Característica de la variación de la salinidad del estuario interior del Río Guayas en relación a la descarga de los ríos Daule y Babahoyo a la acción de mareas. Tesis de Grado. ESPOL, Guayaquil-Ecuador. 150 pp.

- Pacheco, J.L.** 2002a. La Flota camaronera ecuatoriana: Costos de operación. Reporte interno. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador.
- Pacheco, J.L.** 2002b. Capturas de camarón marino en el Ecuador. En preparación. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. 6 pp.
- Pacheco, J.L. y Mosquera, W.** 2002. Flota arrastrera camaronera ecuatoriana. En preparación. Informe interno Instituto Nacional de Pesca (10/sep/02). 8 pp.
- Pesantez F.** 2000. Comunicación personal. Instituto Nacional de Pesca. www.inp.gov.ec. Guayaquil-Ecuador
- Pita, E. y Montaña, R.** 1996. Manual de pesca artesanal. Publicado por la Comisión Asesora Ambiental (CAAM) y la Comisión Permanente para las islas Galápagos. 11-12.
- Prado, M., Coello, D., Cajas, J. Cajas, L. de.** 2001. Estudio del monitoreo físico, químico y biológico del estuario del ríos Esmeraldas y aguas aledañas, para determinar el impacto de la refinería estatal de Esmeraldas: Biología. Reporte interno Instituto Nacional de Pesca.
- Rothchild, B. y Brunenmeister, S.** 1984. The dynamics and management of shrimp in the northern Gulf of México. En, Penaeid shrimps, their biology and management. Edit. por J.A. Gulland y B.J. Rothchild. 145-172.
- Sparre, P. y Venema, S.C.** 1998. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Doc. FAO 306/1. 420 pp.
- Schaefer, M.B.** 1954. Some considerations of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission. 1, 27-56.
- Solís-Coello, P. y Mendivez, W.** 1999. Puertos pesqueros artesanales de la costa ecuatoriana. Edit. por: F.I. Ormaza-González y L. Arriaga Ochoa. Púb. por Instituto Nacional de Pesca, auspiciado por VECEP. Guayaquil-Ecuador. 346 pp
- Solórzano, L.** 1998. Status of coastal water quality in Ecuador. En, A sustainable shrimp Mari culture industry for Ecuador. Edi. Por, S. Olsen y L. Arriaga. Technical report series TR-E-6. 163-177 pp.
- Staples, D., Dall, W. y Vance, D.** 1984. Catch prediction of the banana prawn *Penaeus merguensis*, in the south-eastern Gulf of Carpentaria. En, Penaeid shrimps, their biology and management. Edit. por J.A. Gulland y B.J. Rothchild. Pub. por Fishing News Books Ltd. Great Britain. 259-267.
- Steele, J. H., y Schumacher, M.** 1999. On the history of marine fisheries: Report on the Woods Hole Workshop. Oceanography, 12, 3. 28-29.
- Stevenson, M.** 1981. Variaciones estacionales del Golfo de Guayaquil, un estuario tropical. Boletín Científico y técnico. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. Vol. IV N°1.
- Sutinen, J.G., Broadus, J. y Spurrier, W.** 1989. An economic analysis on trends in the shrimp cultivation industry in Ecuador. En, A sustainable shrimp Mariculture industry for Ecuador. Edi. Por, S. Olsen y L. Arriaga. Technical report series TR-E-6. pp, 19-44.
- Trejos R., Mariduena, A., Castro, R., Estrella, R. y Ormaza-González, F.** 2002. Control of the Physical and Chemical Water Conditions of the Shrimp Earthen Ponds Located in Ecuador Associated to the «White Spot» Virus July-October 1999. World Aquaculture Society 2002. May/2002. Peking-China.
- Twilley, R.** 1989. Impacts of shrimp Mariculture practices on the ecology of coastal ecosystems in Ecuador. En, A sustainable shrimp Mari culture .
- Turner, R.E.** 1999. Factors affecting the relative abundance of shrimp in Ecuador. En, A sustainable shrimp Mariculture industry for Ecuador. Edi. Por, S. Olsen y L. Arriaga. Technical report series TR-E-6. pp, 121-139.
- Universo, El.** 2003. Datos sobre la inflación mensual. Feb. 28, 2003. Pág. 1.
- Villón, C., Correa, J. y Mendivez, W.** 2002. Análisis de las capturas y zonas de pesca de la flota arrastrera camaronera. Informe interno. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador (19/nov/02). pp. 11.

- Weber, A.P.** 1994. Net losses: Fish, Jobs and the Marine Environment. World Watch Paper 120. World Watch Institute, Washington DC, 76 pp.
- Whitaker, J.D.** 2002. Shrimp in South Carolina. Pub. por South Carolina Department of Natural Resources. 12 pp.
- Yoong, F. y Reinoso, B.** 1997. Evaluación de la captura de postlarvas de camarones peneido y su pesca acompañante en el litoral ecuatoriano. Boletín Científico Técnico. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. Vol XXI 11.
- Yoong, F. y Reinoso, B.** 2000. Situation of the problematic of white spot virus (WSSV) in the culture of shrimp in Ecuador (November 1996). En, Situación de la problemática por la presencia del virus «mancha blanca (WSSV)» en el cultivo de camarón en el litoral ecuatoriano durante 1999. Edit. por F. Ormaza-González. Boletín Especial. Instituto Nacional de Pesca. 139 pp.

Anexo 1

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y DISPONIBILIDAD DE PESCA DE LOS CAMARONES EN ECUADOR

Camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*): Esmeraldas: Orilla - 37 m. Abundante: 3 y 10 m. Manabí: 4 y 23 m. G. Guayaquil: Orilla - 27 m. Abundante: 3 y 12 m. Mar afuera: 27 y 46 m. Temporada: todo el año.



Camarón rosado (*Litopenaeus occidentalis*): Esmeraldas: 46 y 55 m. Abundante: 3 y 10 m. Manabí: 4 y 23 m. G. Guayaquil: Orilla/ 27 m. Abundante: 3 y 12 m. Temporada: marzo a octubre. Mar afuera: 27 y 46 m. Abundante: 12 y 30 m.



Camarón blanco (*Litopenaeus stylirostris*): Esmeraldas: Orilla - 37 m. Manabí: 4 y 23 m. G. Guayaquil: Orilla - 27 m. Abundante: 3 y 12 m. Temporada: todo el año. Mar afuera: 27 y 46 m. Abundante: 3 y 12 m.



Camarón café (*Farfantepenaeus californiensis*): Esmeraldas: 46 y 55 m. Temporada: abril a octubre. Golfo de Guayaquil. Aguas frías: 18 y 27m. Aguas cálidas: 27 y 73 m. Abundante: 10 y 38 m.



Camarón cebra (*Trachypenaeus byrdi*). Esmeraldas: Orilla. Temporada: todo el año (orilla). G. Guayaquil: 5 y 20 m. Es pesca acompañante de *L. vannamei*.



Camarón cebra (*Trachypenaeus faoe*): Temporada: todo el año (orilla). G. Guayaquil: 5 y 20 m.



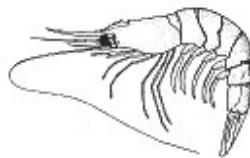
Camarón cebra (*Trachypenaeus pacificus*): Temporada: todo el año. Pesca acompañante *L. vannamei*. G. Guayaquil: 5 y 20 m.



Camarón rojo (*Farfantepenaeus brevirostris*): Esmeraldas: 64 y 110 m. Abundante: 15 y 60 m. Temporada: abril a noviembre. Manabí: 25 y 42 m. Puerto López: 50 y 60 m. G. Guayaquil: 23 y 70 m.



Camarón pomada (*Protrachypene precipua*): Esmeraldas: 2 y 4 m. G. Guayaquil: 3 y 7 m. Chanduy a Playas: 4 hasta 7 m. (Cauchiche-Pta. Salinas). Temporada: todo el año (orilla)



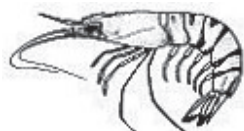
Carapachudo fidel (*Solenocera agassizi*): Esmeraldas: 198 y 216 m. Manabí: 54 y 306 m.



Pomada carapachudo (*Sicyonia disdorsalis*): Temporada: Todo el año (orilla). Manabí (Jaramijó) y Guayas (Chanduy): 36 y 67 m



Camarón tití (*Xiphopenaenus riveti*): Aguas poco profundas. Abundante: 2 y 27 m. Fondos: blandos, limosos o arenosos



Anexo 2

CAMARONES PENEIDOS EN EL ECUADOR

Familia: PENAEIDAE

- Camarón blanco: *Litopenaeus vannamei*, *L. occidentalis*,
- Camarón verde-azul: *L. stylirostris*,
- Camarón café: *Farfantepenaeus californiensis*,
- Camarón rojo: *Farfantepenaeus brevisrostris*,
- Camarón cebra: *Trachypenaeus byrdi*, *T. faoe*, *T. pacificus*,
- Camarón pomada: *Protrachypene precipua*,
- Camarón titi: *Xiphopenaeus riveti*.

Familia: SICYONIIDAE,

- Pomada carapachudo: *Sicyonia disdorsalis*.

Familia: SOLENOCERIDAE

- Carapachudo fidel: *Solenocera agassizi*.

8. Estimación de riesgo de exceder puntos de referencia límite por sobrecapacidad del esfuerzo en pesquerías secuenciales: la pesquería de mero (*Epinephelus morio*) de la plataforma continental de Yucatán

J.C. Seijo

Universidad Marista de Mérida

Periférico Norte Cuadroje 13941 Carretera Mérida-Progreso

Mérida 97300, Yucatán, México

(jseijo@cemaes.marista.edu.mx)

RESUMEN

En la pesquería secuencial de mero *Epinephelus morio* de la plataforma continental de Yucatán ejercen su esfuerzo pesquero con licencia 1 862 embarcaciones artesanales (barcos de fibra de vidrio de ocho m de eslora con motor fuera de borda de 40 a 70 caballos de fuerza (CF) y capacidad de bodega de 120 kg) y 524 embarcaciones industriales (barcos, en su mayoría de madera, de 12 a 22 m de eslora). Los barcos artesanales realizan viajes de un día de operación utilizando palangres de 50 anzuelos que son recuperados una hora después de cada lance. Estas embarcaciones llevan consigo de 1 a 3 alijos (pangas de 3,5 m de eslora) que son depositados con un pescador cada uno en los sitios de pesca y recuperados al final del día de pesca. Los barcos industriales (denominados localmente flota mayor) realizan viajes de pesca de 10 a 15 días transportando de 8 a 12 alijos que utilizan palangres de 100 a 150 anzuelos cada uno. Su capacidad de bodega con enfriamiento es de 12 t. Estas embarcaciones utilizan instrumentos de navegación por satélite y equipo de ecodetección. Adicionalmente a estas flotas mexicanas, por convenio binacional, también opera una flota cubana compuesta de 16 embarcaciones nodrizas tipo Lambda con seis lanchas chernereras cada una y una cuota de captura revisable bi-anualmente de 3 900 toneladas. En la última década las capturas anuales totales de mero (*Epinephelus morio*) han estado en el rango de 7 500 toneladas y 13 800 toneladas. En esta pesquería multiespecífica se capturan 24 especies incidentales las cuales también generan ingresos a la embarcación. La especie objetivo el mero (*E. morio*) representa el 79,6 por ciento de la captura, mientras que los componentes principales de la captura incidental lo constituyen el canané (*Ocyurus crisurus*) con el 11,3 por ciento, huachinango (*Lutjanus campechanus*) con el 1,6 por ciento y el pulpo (*Octopus maya* y *Octopus vulgaris*) el 1,1 por ciento.

Actualmente, la ordenación de la pesquería incluye: (i) control del esfuerzo a través de cuota de licencias que no permite acceso de nuevas embarcaciones a la pesquería, (ii) talla mínima de captura de 30 cm de longitud total, y (iii) reducción de cuotas de captura a flotas externas. Evaluaciones recientes de la pesquería reportan tasas de explotación que para el manejo óptimo de la pesquería deberían reducirse en un 40

por ciento. Lo anterior indica que existe sobrecapacidad del esfuerzo de pesca en esta pesquería tropical. Sin embargo, no se reportan las probabilidades de exceder puntos de referencias límite biológicos y económicos resultantes de diferentes capacidades de pesca de las flotas alternativas que inciden secuencialmente en el stock de *Epinephelus morio*. Por lo anterior, en este trabajo se estima el efecto bioeconómico secuencial de considerar diferentes capacidades de pesca por tipo de flota. Se estimará además, los riesgos correspondientes a diferentes estrategias de ordenación de la pesquería.

1. INTRODUCCIÓN

El manejo de un recurso pesquero, es un proceso complejo que requiere la integración de su biología y ecología con factores socio-económicos e institucionales que afectan el comportamiento de los usuarios (pescadores) y de los responsables de su administración. Aún cuando los planes de manejo han mejorado ostensiblemente a través del tiempo, gracias a la obtención de series de tiempo prolongadas y a la elaboración de modelos sofisticados, muchos recursos pesqueros críticos han sido inevitablemente sobre explotados, llegando incluso a niveles cercanos a su colapso (Ludwing *et al.*, 1993).

¿Cómo podría explicarse este síndrome de sobreexplotación y no sostenibilidad, tanto en las pesquerías artesanales como industriales? García (2000) enfatiza que en términos de las definiciones de la FAO, «los factores de no sostenibilidad incluyen la no conservación de la base del recurso y la orientación inadecuada de los cambios tecnológicos e institucionales». En este sentido, en la reunión de Bangkok de febrero de 2002, se identifica que la no sostenibilidad de pesquerías pudiera deberse a seis factores fundamentales: (Greboval, 2002):

- Incentivos inadecuados (e.g. subsidios que estimulan la sobre capacidad de pesca)
- Creciente demanda de recursos pesqueros limitados
- Pobreza y falta de alternativas de desarrollo costero
- Complejidad de las pesquerías, conocimiento incompleto y la incertidumbre asociada
- Interacciones de las pesquerías con el ambiente natural y otros sectores costeros
- Carencia de estructuras de ordenación sólidas

Este último factor, es entendido como la falta de un proceso continuo a través del cual los gobiernos, las instituciones de ordenación pesquera, los pescadores y otros usuarios de los recursos pesqueros, elaboran, adoptan e implementan políticas apropiadas, planes y estrategias de manejo para asegurar que los recursos sean utilizados en una forma responsable y sostenible.

Debe mencionarse que en la reunión antes citada, se reconoció también que los stocks pueden fluctuar por causas naturales por lo que un recurso puede sufrir amenazas aún en la ausencia de explotación. Esto es especialmente evidente en recursos pelágicos menores. Hay indicaciones de que han ocurrido grandes fluctuaciones en los tamaños de los stocks, previamente a que existiera una tasa explotación humana significativa (Baumgartner *et al.* 1992). Estas fluctuaciones pueden deberse a ciclos naturales, a través de cambios climáticos como los identificados por Klyashtorin (2001), que identifica ciclos de 50 - 60 años en la abundancia de recursos pesqueros y en los índices climáticos.

Los recursos pesqueros son también vulnerables a amenazas externas a la pesca que son el resultado de actividad humana en la zona costera en donde se afectan importantes procesos ecológicos que influyen en las tasas de reclutamiento de nuevos individuos a las poblaciones marinas.

Recientemente, en el Taller sobre Instrumentos Internacionales para Pesquerías y Factores de No Sostenibilidad y Sobre Explotación, realizado en Mauritius en febrero de 2003 con el auspicio de la FAO y del Gobierno de Japón, se reconoce que en el caso de pesquerías costeras, como la de mero (*Epinephelus morio*), «los instrumentos existentes de ordenación son inadecuados para enfrentar la diversidad y complejidad

de las pesquerías costeras». Sus características de pequeña escala, estructura espacial e interdependencias entre flotas, causan considerables dificultades a la ordenación de estas pesquerías, incluyendo la evaluación del recurso y el esfuerzo que se ejerce sobre él, el monitoreo, la vigilancia y el desarrollo de estrategias efectivas de extracción sustentable del recurso.

En este trabajo describiremos las características inherentes a la pesquería del mero (*Epinephelus morio*) y las interdependencias humanas que pudieran condicionar los niveles de sobrecapacidad y sobreexplotación (*sensu* Cunningham y Greboval, 2001) de esta pesquería costera demersal.

Para que pueda existir una óptima asignación de recursos naturales en una economía específica, se requiere contar con **derechos de propiedad no atenuados**. Esto implica que dichos derechos sean (Randall, 1981; Schmid, 1987): (i) **Completamente especificados** en términos de los derechos que acompañan la propiedad sobre el recurso, las restricciones sobre esos derechos y las penalizaciones correspondientes a su violación, (ii) **Exclusivos**, de tal forma que el individuo que posee dichos derechos reciba las retribuciones y las penalizaciones correspondientes al uso del recurso natural en cuestión, (iii) **Transferibles**, a efecto de que los derechos sobre el uso de los recursos naturales estén en manos de quienes tienen la capacidad de conducirlos a su más alto valor de uso, (iv) **Efectivamente vigilables**, ya que un derecho no vigilable es un derecho vacío. En el caso de la pesquería de mero como en la mayoría de las pesquerías del mundo, se violan los supuestos básicos del modelo neoclásico de mercados mencionados anteriormente, lo cual ha conducido inevitablemente a la sobreexplotación de este importante de recurso.

Hasta 1999, la pesquería de mero de la plataforma continental de Yucatán había sido manejada bajo condiciones de acceso abierto (*res nullius*). Bajo esta condición no existe propiedad sobre el recurso, por lo que cualquier miembro de la sociedad (e.g. cualquier pescador) puede obtener el recurso por apropiación directa. El síndrome de sobreexplotación de recursos pesqueros indica que este régimen conduce al fracaso en su óptima asignación. En otras palabras, el libre acceso constituye una condición necesaria y suficiente, cuando el esfuerzo en equilibrio bioeconómico es superior al esfuerzo correspondiente al máximo rendimiento sostenible, para la sobreexplotación de un recurso pesquero. Se suscitan dos situaciones básicas: (1) **acceso irrestricto** al recurso a aquellos que deseen hacer uso de él; y (2) generación de **externalidades** (negativas en este caso) entre los usuarios de esta importante especie demersal.

2. PESQUERÍA SECUENCIAL DE MERO (*Epinephelus morio*)

La pesquería de mero de la plataforma marina de Yucatán se caracteriza por la presencia de externalidades de naturaleza secuencial, altos costos de exclusión, presencia de usuarios no contribuyentes y posibles condiciones de trampa social. Asimismo, común a la mayoría de las pesquerías del mundo, ésta enfrenta también altos costos de información y vigilancia.

Una externalidad es definida como **todo efecto externo no contabilizado** por el pescador que lo genera, pero que sí afecta a otros usuarios del recurso. En pesquerías las externalidades son generalmente negativas, y ocurren cuando los pescadores pueden entrar libremente a capturar un recurso pesquero y además no existe un acuerdo de cooperación voluntaria; en tales casos los usuarios del recurso no toman en consideración los efectos externos que se imponen entre sí. Tal es el caso de la pesquería de mero en la que inciden flotas artesanal e industrial sobre diferentes componentes de la estructura poblacional.

Adicionalmente a las externalidades del stock, de aglomeración y del arte de pesca identificadas por Agnello & Donnelley (1976), pueden mencionarse tipos adicionales de externalidades originadas por interdependencias tecnológicas y ecológicas entre las que se encuentra la externalidad tecnológica secuencial (Seijo *et al.*, 1998).

Las externalidades tecnológicas se producen por ejemplo, cuando el arte de pesca utilizado cambia la estructura dinámica de las poblaciones objetivo y de aquellas que constituyen la captura incidental asociada, imponiéndole efectos externos negativos a otros pescadores dentro de la misma pesquería y afectando la abundancia de las especies incidentales que constituyen especies objetivo en otras pesquerías de la región. Relacionadas con este tipo de externalidades se encuentran las externalidades secuenciales y las incidentales. Las primeras son de vital importancia para efectos de entender la dinámica de la pesquería de mero de la plataforma yucateca.

2.1 Externalidades secuenciales

En pesquerías costeras como la de mero donde existen flotas artesanales o de pequeña escala y flotas industriales o mecanizadas que inciden sobre diferentes componentes de la estructura de la población de la misma especie objetivo, se generan interdependencias tecnológicas entre los dos tipos de flotas. Usualmente las embarcaciones artesanales, por su autonomía y características físicas, ejercen su esfuerzo pesquero en zonas cercanas a la costa donde habitan juveniles o adultos jóvenes de especies de peces, crustáceos y moluscos, mientras que la flota mecanizada por su mayor autonomía y tamaño opera generalmente en aguas profundas, a mayor distancia de la costa, en zonas de ocurrencia de adultos. A modo de ejemplo, incrementos sustantivos en el esfuerzo pesquero efectivo de la flota artesanal causarán una disminución en la abundancia de adultos en periodos subsiguientes, generando externalidades negativas a pescadores de la flota mecanizada. Análogamente, el aumento del esfuerzo pesquero por parte de la flota mecanizada tenderá a disminuir el stock desovante, pudiendo afectar en periodos subsiguientes el reclutamiento de juveniles y adultos jóvenes en zonas donde opera la flota artesanal.

2.2 Altos costos de exclusión

La naturaleza de los recursos pesqueros hace que se viole el supuesto de exclusividad en propiedad, generándose **altos costos de exclusión**. En efecto, el régimen de libre acceso, combinado con la heterogeneidad en la distribución espacio-temporal del recurso mero en la plataforma, hace que un pescador ribereño no se beneficie en posponer la captura con la esperanza de obtener peces mayores y más valiosos en el futuro debido a que otro pescador puede capturarlos en ese mismo lapso. En otras palabras, un pescador, aunque lo deseara, no puede incrementar el tamaño del stock a través de la reducción de su tasa de captura, a menos que los restantes participantes de la pesquería acuerden restringir proporcionalmente su esfuerzo pesquero (Eckerd, 1979). Lo anterior genera un aumento en la competencia de los pescadores por capturar la mayor cantidad en el menor tiempo posible, ocasionando altos costos de exclusión.

Los esquemas tradicionales destinados a evitar estos altos costos de exclusión involucran al menos cinco aproximaciones básicas: (i) privatización del recurso a través de la asignación de cuotas individuales; (ii) intervención estatal a través de la regulación del tamaño y composición de las capturas y de la intensidad del esfuerzo de pesca, (iii) la adopción de sistemas de manejo de recursos regulados por la comunidad (Berkes, 1989; Smith & Berkes, 1991), (iv) la combinación de los anteriores (Seijo, 1993), y (v) los recientes esfuerzos de co-manejo de las pesquerías costeras.

2.3 ¿Existen condiciones de *trampa social* en la pesquería de mero?

Sin un acuerdo para limitar las capturas de mero, la reducción de la tasa de captura de un pescador artesanal disminuirá los costos de extracción de los pescadores industriales del mismo recurso, sin necesariamente incrementar sus propios beneficios en el futuro. Consecuentemente, cada pescador tanto de la flota artesanal como industrial de mero, tenderá a incrementar su tasa de captura y por tanto contribuirán al colapso de la pesquería, resultado de largo plazo no deseado por la mayoría de los pescadores involucrados. Esto indicaría la existencia de una *trampa social* en pesquerías ya que,

utilizando la terminología de Schelling (1978), los micro-motivos de un pescador en el corto plazo son inconsistentes e incompatibles con los macro-resultados que él y los demás pescadores desean en el largo plazo. Los micro-motivos de corto plazo consisten en explotar la mayor cantidad de recurso posible a efectos de incrementar los beneficios marginales de los pescadores, mientras que el macro-resultado deseado en el largo plazo es la sostenibilidad de la pesquería. La incertidumbre sobre la disponibilidad futura del recurso determina que la consecución de mayores beneficios marginales (micro-motivos) como resultado de un incremento del esfuerzo pesquero, predomine sobre los macro-resultados deseados en el largo plazo. La *trampa social* radica en la inconsistencia de la actuación marginal de corto plazo con los propósitos deseados en el largo plazo.

El rendimiento sostenible de una pesquería, será una alternativa viable únicamente cuando el número de pescadores que asigne su esfuerzo pesquero esté limitado por regulaciones que restrinjan la entrada de embarcaciones tanto artesanales como industriales a la pesquería. Una vez establecidas las normas de explotación del recurso (legal o comunitariamente), se observa con frecuencia la presencia de **usuarios no contribuyentes** al logro de un rendimiento sostenible en una pesquería. Pueden distinguirse dos tipos de usuarios no contribuyentes en la pesquería de mero: involuntarios e intencionales.

La cantidad de pescadores es un factor relevante en la ocurrencia de la trampa social mencionada anteriormente y tiene directa relación con la presencia de usuarios no contribuyentes en pesquerías. Cuando el grupo de pescadores es grande, un pescador puede constituirse en **usuario no contribuyente involuntario**, al no percibir como evitar el macro-resultado no deseado (destrucción e la pesquería) cuando no puede estar seguro que otros pescadores actuarán en concierto para sostener el rendimiento del recurso. La carencia de información en cuanto a la ejecución de actividades coordinadas con otros pescadores, así como en lo referente a la situación del recurso, es relevante para que se produzca la presencia de este tipo de usuario.

Los **usuarios no contribuyentes intencionales** toman la decisión de infringir alguna norma legal existente sobre el régimen de explotación de un recurso, aún a pesar de percibir cierta probabilidad de ser sorprendidos.

Cuando el grupo es pequeño, los costos de exclusión no son necesariamente menores, pero el usuario no contribuyente podría ser más fácilmente identificado (Schmid, 1987), por lo cual su presencia pudiera tender a disminuir. Dadas las implicaciones en vigilancia y cumplimiento de la normas de explotación, éstos son aspectos fundamentales en el posible comportamiento de los pescadores que requieren mayores esfuerzos de investigación para evitar la sobrecapacidad y sobre explotación de pesquerías.

2.4 Altos costos de transacción

Las pesquerías marinas involucran altos costos de transacción, lo cual genera otra fuente de atenuación de derechos de propiedad que impide la eficiente asignación temporal de los recursos pesqueros. Los costos de transacción involucran un grupo de costos discutidos en la literatura como: costos de información, costos de vigilancia y costos contractuales (Schmid, 1987; Randall, 1981).

2.4.1 Costos de información

El manejo de recursos pesqueros involucra altos costos de información resultantes de esfuerzos de investigación multidisciplinaria sobre aspectos biológicos, ecológicos, estadísticos y socio-económicos. Dichas investigaciones están dirigidas a mantener actualizada la información sobre la magnitud, dinámica poblacional y distribución espacio-temporal del recurso y de aquellas variables físicas y químicas del ecosistema, conjuntamente con la evolución histórica y dinámica espacial de las capturas y del esfuerzo aplicado. La incertidumbre existente en muchos de estos tópicos incide

a la hora de ejecutar planes de ordenación, lo cual introduce una nueva fuente de inseguridad a los usuarios del recurso, aumentando la probabilidad de ocurrencia de usuarios no contribuyentes y de disipación de rentas económica.

2.4.2 Costos de vigilancia

A diferencia de los recursos donde existen derechos de propiedad no atenuados, el manejo de recursos pesquero supone altos costos de vigilancia que resultan de la implementación y puesta en práctica de esquemas regulatorios de manejo (e.g. vigilancia en áreas de veda), así como de la asignación de derechos de propiedad.

En muchos casos las áreas de vigilancia son tan extensas (pesquerías oceánicas) o bien tan accesibles a terceros (pesquerías en litorales arenosos y rocosos someros) que los esfuerzos de vigilancia son costosos e inefectivos. Cuando esto sucede, el derecho no vigilable se convierte en un derecho vacío.

2.4.3 Costos contractuales

Se dan en países que poseen una legislación tendiente a promover cierto tipo de organización (e.g. cooperativas) otorgándoles el derecho de propiedad sobre la explotación de un determinado recurso. En tal situación, los costos derivados de promover dicho tipo de organización y derechos se vuelven importantes, por lo cual se debe identificar a aquel (e.g. pescadores o estado) que se hace cargo de los costos involucrados a tales fines.

Algo similar sucede cuando el estado está interesado en promover cierta estrategia de manejo, como pudiera ser la implementación de Cuotas Individuales Transferibles (CIT; ver Geen & Nayar, 1988) o bien Zonas Individuales Transferibles (ZIT) entre los miembros de una comunidad pesquera (Seijo, 1993) a efecto de maximizar la renta del recurso en el tiempo.

Como en la mayoría de las pesquerías del mundo, existen factores que pueden estar causando la sobrecapacidad y la sobreexplotación de la pesquería de mero, entre ellas (Munro, 1999; Seijo, 2001):

- Complejidad en el análisis y la ordenación de pesquerías secuenciales
- Regímenes de derechos de propiedad inadecuados
- Monitoreo, control, vigilancia y cumplimiento carentes de efectividad
- Avances tecnológicos en la industria pesquera
- Transferencias financieras de Gobiernos a la industria pesquera (subsidios)

Respecto a este último factor, algunos subsidios que promueven incrementos en la capacidad pesquera en las pesquerías de mero de la región COPACO incluyen:

- apoyos financieros para la construcción de nuevas embarcaciones y motores y adquisición de palangres y equipo para realizar los lances;
- apoyos financieros para la modernización de la flota actual;
- créditos preferenciales y tratamientos impositivos especiales para (a) y (b);
- reducción de precios o eliminación de impuestos para la adquisición de insumos pesqueros (e.g. combustible, aceite, carnada y hielo);
- apoyos en los precios de mercado de productos pesqueros.

El impacto de los subsidios en la sustentabilidad de la pesquería de mero es fundamentalmente a través de los efectos de las utilidades en la dinámica del esfuerzo pesquero y consecuentemente en la capacidad de pesca. Parece ser por lo tanto esencial determinar los efectos que tienen los subsidios en las utilidades de las embarcaciones a través reducción de costos o el incremento de ingresos.

2.5. Características de la pesquería de mero

En la pesquería secuencial de mero de la plataforma continental de Yucatán, ejercen su esfuerzo pesquero con licencia 1862 embarcaciones artesanales (barcos de fibra de vidrio de 8 m de eslora con motor fuera de borda de 40 a 70 caballos de fuerza (CF)

y capacidad de bodega de 120 kg) y 524 embarcaciones industriales (barcos, en su mayoría de madera, de 12 a 22 m de eslora). Los barcos artesanales realizan viajes de un día de operación utilizando palangres de 50 anzuelos que son recuperados una hora después de cada lance. Estas embarcaciones llevan consigo de 1 a 3 alijos (pangas de 3,5 m de eslora) que son depositados con un pescador cada uno en los sitios de pesca y recuperados al final del día de pesca. Los barcos industriales (denominados localmente flota mayor) realizan viajes de pesca de 10 a 15 días transportando de 8 a 12 alijos que utilizan palangres de 100 a 150 anzuelos cada uno. Su capacidad de bodega con enfriamiento es de 12 t. Estas embarcaciones utilizan instrumentos de navegación por satélite y equipo de ecodetección.

Adicionalmente a estas flotas mexicanas, por convenio binacional, también opera una flota cubana compuesta de 16 embarcaciones nodrizas tipo Lambda con seis lanchas chernereras cada y una cuota de captura revisable bi-anualmente de 3 900 t. En la última década las capturas anuales totales de mero han estado en el rango de 7 500 t y 13 800 t. En esta pesquería multiespecífica se capturan 24 especies incidentales las cuales también generan ingresos a la embarcación. La especie objetivo el mero (*E. morio*) representa el 79,6 por ciento de la captura, mientras que los componentes principales de la captura incidental lo constituyen el canané (*Ocyurus crissurus*) con el 11,3 por ciento, huachinango (*Lutjanus campechanus*) con el 1,65 por ciento y el pulpo (*Octopus maya* y *Octopus vulgaris*) el 1,1 por ciento.

2.6 Características inherentes a la especie

En relación a características específicas del mero del Golfo de México, Solís (1969), Rivas (1970) y Seijo (1986) han publicado que dicha especie es probablemente la más importante en cuanto a abundancia y comercio de mero en el Golfo de México. El mero, el cual es conocido como «mero» en México, «cherna americana» en Cuba y «red grouper» en Estados Unidos y en los países de habla inglesa en el Caribe, vive principalmente en el fondo rocoso y coralino de la plataforma continental. Sus centros de abundancia se encuentran en las plataformas continentales de Florida y Yucatán (Moe 1969).

2.6.1 Hábitat

El mero, es un importante miembro de la comunidad bentónica sublitoral del este del Golfo de México. Se puede encontrar únicamente en fondos rocosos y coralinos a profundidades de 10 a 400 pies. Frecuentemente, ocupa cavidades, bordes cavernas formadas por arrecifes de piedra caliza porosa. Dichos arrecifes, se extienden normalmente dos a tres pies sobre el fondo de arena y conchas (Moe, op. cit.). La dependencia de localización del mero a fondos duros o sustratos, ha sido también señalado por Smith (1961).

2.6.2 Distribución espacial y temporal

Para el propósito de un análisis de recursos, la distribución en el espacio y en el tiempo del mero es un importante insumo para la delimitación de la región de estudio así como para el proceso de modelación. Se ha reportado, que la distribución estacional de meros en la plataforma continental de Yucatán, expresa un patrón de migración local de Este a Oeste durante verano y otoño, y de Oeste a Este en invierno y primavera. Dicha distribución estacional puede ser causada por el influjo de corrientes frías provenientes del Canal de Yucatán. El análisis de la composición de la captura, muestra dos gradientes distribucionales: una, de Oeste a Este, donde grupos más grandes de meros son encontrados en la parte este del borde, otra, muestra juveniles en aguas de poca profundidad y adultos en aguas más profundas. (Valdez y Padrón, 1980; Rivas, 1970).

2.6.3 Abundancia estacional

Como en la mayoría de las pesquerías, fluctuaciones estacionales de la temperatura del agua, causa una ocurrencia estacional en el mero en Golfo de México. Los estudios mencionados anteriormente, expresan que las fluctuaciones de temperatura en el Golfo no reflejan cuatro estaciones marcadas, sino básicamente dos grandes: la temporada fría (noviembre-abril) y la temporada caliente (mayo-octubre).

Respecto al sur del Golfo de México, Jarvis (1935) estableció que en el Banco de Campeche, la máxima captura de mero, se da entre los meses de Octubre y Abril. Asimismo, Carranza (1959) ha mencionado que aparte de la costa de Quintana Roo (en la Península de Yucatán), la máxima captura se ha observado en los meses de Diciembre y Enero. Esta abundancia estacional parece expresar relaciones entre la temperatura y la ocurrencia de mero en la plataforma continental de Yucatán.

2.6.4 Temperatura

Los peces se encuentran a diferentes temperaturas de acuerdo a la estación. En el norte del Golfo, durante la temporada fría la temperatura del fondo, a una profundidad promedio de 22 brazas se encuentra en un rango de 61 a 65 °F. Durante la temporada caliente, la temperatura se observa en un rango de 63 a 84 °F con una media de 67 °F. En el sur del Golfo durante la temporada fría, a una profundidad promedio de 29 brazas, la temperatura del fondo oscila entre 73 °F a 78 °F con una media de 76° F. Durante la temporada caliente, las temperaturas oscilan entre 68° F a 82° F con una media de 77° F (Rivas, 1970).

2.6.5 Reproducción, reclutamiento y crecimiento

De acuerdo a un estudio sobre la biología del mero, Moe (1969) encontró que esta especie de pez es un hermafrodita protozínus. Información concerniente al sexo, edad y crecimiento del mero presentado en el documento de Moe, proporcionaron datos relevantes sobre el subsistema de la dinámica poblacional desarrollada en este estudio.

Asimismo, se encontró que el *reclutamiento* en el norte del Golfo, ocurre cuando los meros jóvenes dejan el ambiente arrecifal cercano a la costa de unos 30 cm de largo a los tres años de edad correspondiente al período de madurez sexual. El largo observado en la distribución de frecuencias de la pesquería en el Banco de Campeche, fue de 30 cm, alcanzando apenas los 42 cm. Esto nos indica, que la pesquería mexicana artesanal está compuesta principalmente por peces de uno a tres años de edad, y peces más grandes en aguas más profundas alejadas de la costa (Solís, 1969) que son capturados por la flota industrial.

Chávez y Arreguín (1986) estimaron un reclutamiento promedio (R) del stock desovante en la edad tres y propusieron intervalos de confianza de las estimaciones. Dicho intervalo de reclutamiento se presenta a continuación:

$$R = 33,09 \times 10^6 \pm 7,67 \times 10^3$$

En cuanto al crecimiento, los parámetros se estimaron en base a la ecuación de crecimiento de Von Bertalanfy que ha sido estimada por varios autores en diferentes años. Las ecuaciones estimadas se presentan a continuación (Seijo, 1986): Doi *et al.* (1981):

$$L=80.2 \quad 1 - e^{-0,159(t+1,21)} \quad (\text{cm}) \quad W= 0.0000138L^3 \quad (\text{kg})$$

Moe (1969):

$$L=67.2 \quad (1 - e^{-0,179(t+0,499)}) \quad (\text{cm}) \quad W= 0.0000366L^{2,9294} \quad (\text{kg})$$

Muhlia (1976):

$$L=928.04 \quad (1 - e^{-0,112(t-0,09)}) \quad (\text{mm}) \quad W= 0.00014791L^3 \quad (\text{gr})$$

Donde:

L= largo

W= peso

2.6.6 Mortalidad natural y por pesca

Doi *et al.* (1981) estimaron una mortalidad total del 48% para mero en el Banco de Campeche. No se encontró información relacionada a mortalidad por depredación.

En cuanto a la mortalidad por pesca, los factores que determinan los niveles de esfuerzo de pesca y su correspondiente captura, se discuten en secciones donde se trata acceso abierto y pesquerías reguladas. En ambos de los reportes mencionados anteriormente, la mortalidad por pesca se estimó en un intervalo de (.15 a .24 año⁻¹). La información disponible concerniente a las mortalidades tanto natural como por pesca, sugiere la necesidad de estimar ambas mortalidades para cada cohorte de la estructura poblacional, en orden de conducir significativos análisis de supervivencia de cohortes.

2.6.7 Cantidad del stock

Existe una serie de estimaciones de la biomasa total disponible para el Banco de Campeche (Klima, 1976; Doi *et al.* 1981). Este último proporcionó una estimación de 138 000 toneladas métricas. Dicha estimación, también fue mencionada en la reunión de la Comisión de Pesca para el Atlántico Centro-Occidental (COPACO, 1981:41). La distribución espacial de la biomasa de este recurso es reportada en Hernández y Seijo (2003).

Ya que en este trabajo se pretende estimar el efecto bioeconómico secuencial de considerar diferentes capacidades de pesca por tipo de flota y estimar los riesgos correspondientes a diferentes estrategias de ordenación de la pesquería, se requiere modelar la dinámica de la pesquería.

3. DINÁMICA DE LA PESQUERÍA

3.1. Dinámica de la estructura poblacional

Para estimar la dinámica de la estructura de la población es fundamental seguir a través del tiempo los cambios en el número de individuos de cada cohorte de la población. Esto se realiza través de la ecuación siguiente:

$$\frac{dN_i}{dt} = -(F_{i,t} + M) \cdot N_{i,t} \quad (1)$$

donde $N_{i,t}$ es el número de individuos de la edad i en el tiempo t . $F_{i,t}$ y M representa las tasas instantáneas de mortalidad por pesca dinámica por edad y mortalidad natural constante respectivamente.

Resolviendo ecuación (1) para calcular el número de individuos sobreviviendo en el cohorte $i+1$ en el tiempo $t+1$, se tiene que:

$$N_{i+1,t+1} = N_{i,t} e^{-(M_i + \sum_m F_{i,m,t})} \quad (2)$$

donde $F_{i,m,t}$ es la mortalidad por pesca por edad para cada tipo de flota m .

Ahora bien, para estimar la biomasa de mero por edad a lo largo del tiempo, $X_{i,t}$, se multiplica el número de individuos sobrevivientes durante el periodo ($N_{i,t}$) por el peso promedio por edad de dichos individuos, W_i

$$X_{i,t} = N_{i,t} \cdot W_i \quad (3)$$

La longitud a diferentes edades del mero (*E. morio*), L_i es calculada utilizando la conocida expresión de crecimiento de von Bertalanffy, donde L_∞ es la longitud máxima de la especie, k es el parámetro de curvatura y i_0 el

$$L_i = L_\infty \cdot (1 - e^{-k \cdot (i - i_0)}) \quad (4)$$

parámetro de ajuste de la ecuación de crecimiento. El peso específico por edad, W_i , es estimado por la siguiente relación peso-longitud, donde a y b son constantes estimadas a partir de los muestreos de frecuencia de tallas de la captura:

$$W_i = aL_i^b \quad (5)$$

La biomasa total del mero *E. morio* al final del periodo se determina al sumar para todas las edades las biomazas correspondientes estimadas en la ecuación (3):

$$X_t = \sum_{i=1}^{i=n} X_{i,t} \quad (6)$$

El reclutamiento promedio de nuevos individuos a la población utilizado en el análisis es el reportado por Chávez y Arreguín (1986). Se empleó el intervalo de confianza reportado por estos autores como amplitud en una función senoidal cuyo ciclo ambiental estimado con el algoritmo de optimización «solver» de Excel fue de 25 años.

3.2 Submodelo tecnológico de la pesquería secuencial de mero

Una vez representado el submodelo biológico con la correspondiente dinámica de la población del mero *E. morio*, el siguiente paso es incorporar la dinámica de los pescadores artesanales e industriales que explotan el recurso para poder explorar el efecto de estrategias alternativas de control de la capacidad de pesca y los riesgos correspondientes. Para lo anterior se calcula la mortalidad por pesca dinámica por flota de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$F_{i,m,t} = V_{m,t} \cdot f_{m,t} \cdot SEL_{i,m} \cdot q_{i,m} \quad (7)$$

donde $f_{m,t}$ es el número de unidades de esfuerzo estandarizadas por tipo de barco m en el año t (e.g. número de días de pesca por barco tipo m por año); $SEL_{i,m}$ representa el patrón de selectividad por edad tanto de los barcos artesanales como industriales. $V_{m,t}$ es el número de embarcaciones tipo m en el tiempo t . Bajo condiciones de acceso abierto el número de días de pesca por tipo de barco en años subsecuentes es estimado endógenamente por el modelo como se explicará más adelante. El coeficiente de capturabilidad por edad por cada tipo de flota m , $q_{i,m}$ es estimado en el modelo por el método de área barrida de Baranov (1918).

$$q_{i,m} = -(\ln(1 - (\frac{\alpha_m \cdot SEL_{i,m} \cdot c}{Area}))) \quad (8)$$

donde:

α_m = área barrida por día por tipo de flota m (km²)

$Area$ = área de distribución del stock (km²)

c = probabilidad de captura

La selectividad por edades del arte de pesca utilizada por cada tipo de flota es expresada por la siguiente ecuación (Sparre *et al.*, 1989):

$$SEL_{i,m} = \frac{1}{1 + e^{s_1 - s_2 \cdot L_i}} \quad (9)$$

donde:

$$s_1 = L_{50\%} \cdot \ln\left(\frac{3}{L_{75\%} - L_{50\%}}\right)$$

$$s_2 = \frac{s_1}{L_{50\%}}$$

$L_{50\%}$ = longitud al 50 por ciento de retención del arte

$L_{75\%}$ = longitud al 75 por ciento de retención del arte

3.3. Función de captura por edades

La captura de individuos del cohorte i en el tiempo t es igual a la pérdida total de individuos durante el periodo de tiempo, calculada como $X_{i,t} (1 - e^{-\sum M_i})$, multiplicado por la proporción de la mortalidad total que es debida a la pesca tanto de la flota artesanal como industrial, $F_{i,m,t} / (\sum F_{i,m,t} + M_i)$

Por lo tanto, para estimar la captura por edades de los diferentes tipos de flotas, se utilizó la siguiente ecuación:

$$C_{i,m,t} = \left[\frac{F_{i,m,t}}{\sum_m F_{i,m,t} + M_i} \right] \cdot \left[1 - e^{-\sum_m F_{i,m,t} + M_i} \right] \cdot X_{i,t} \quad (10)$$

La captura de mero por tipo de flota a través del año se calcula con la expresión (11):

$$C_{m,t} = \left[\sum_{i=1}^{i=n} C_{i,m,t} \right] \quad (11)$$

El número de barcos es calculado a través de dividir el esfuerzo total aplicado sobre el recurso mero (E. morio) por tipo de flota ($V_{m,t}$) entre el número promedio de días de pesca por año asignado a la pesquería de mero (DP_m).

$$V_{m,t} = \left(\frac{f_{m,t}}{DP_m} \right)$$

3.4. Submodelo económico

La dinámica del esfuerzo es modelada aplicando la ecuación diferencial de Vernon Smith (Smith, 1969) a la pesquería secuencial:

$$\frac{df_m}{dt} = \phi_m \cdot \pi_{m,t} \quad (13)$$

Para estimar el esfuerzo asignado a la pesquería de mero por tipo de flota bajo condiciones de acceso abierto, se integra la ecuación (13) para obtener lo siguiente:

$$f_{m,t+DT} = f_{m,t} \cdot e^{\phi_m \cdot \pi_{m,t}} \quad (14)$$

donde ϕ_m es una constante positiva denominada parámetro de dinámica de la flota, y $\pi_{m,t}$ son las utilidades obtenidas por las flota tipo m a lo largo del tiempo. DT es el incremento de tiempo. Cuando se cierra el acceso de embarcaciones de uno o ambos tipos de flota a la pesquería, el parámetro ϕ se hace igual a cero.

Las utilidades por barco durante la temporada de mero son calculadas con la expresión $\pi_{m,t} = TR_{m,t} - TC_{m,t}$

Los ingresos por tipo de flota (TR_{mt}) son calculados por la ecuación siguiente: donde p_i es el vector de precios de playa por edad (talla). ϕ_m es el precio ponderado de la captura incidental y Y_m es la captura incidental promedio. En esta pesquería

$$TR_{m,t} = \sum_i C_{i,m,t} \cdot p_i + \phi_m \cdot Y_m \quad (15)$$

multiespecífica se capturan 24 especies incidentales las cuales también generan ingresos a la embarcación (ver II.5).

Los costos totales por tipo de flota TC_{mt} son calculados al multiplicar el costo unitario del esfuerzo por tipo de flota por el esfuerzo ejercido durante el año.

En el Cuadro 1 se presentan los parámetros utilizados para realizar el análisis dinámico de la pesquería. En este Cuadro se incluyen la descripción y las unidades de medida correspondientes.

CUADRO 1

Parámetros utilizados en el análisis dinámico de la pesquería de mero (*Epinephelus morio*)

Símbolo	Descripción	Valor	Fuente
λ	Longevidad	20 años	Moe (1969)
M	Mortalidad natural	.24 año ⁻¹	Monroy et al. (2001)
k	Parámetro de curvatura de la ecuación de crecimiento	.194 año ⁻¹	Arreguín (1987)
t_0	parámetro t_0 de la ecuación de crecimiento	-.038 years	Arreguín (1987)
L_∞	Longitud máxima de la especie	85.1 cm	Arreguín (1987)
a	Parámetro de la relación peso-longitud	.000013	Hernández et al. (1999)
b	Parámetro de la relación eso-longitud	3,0546	Hernández et al. (1999)
W_∞	Peso máximo de la especie	11 500 g	Monroy et al. (2001)
$L_{50\% \text{ ind}}$	Longitud al 50% de retención del arte de la flota industrial	36,5 cm	Monroy et al. (2001)
$L_{75\% \text{ ind}}$	Longitud al 75% de retención del arte de la flota industrial	41,2 cm	Monroy et al. (2001)
$L_{50\% \text{ art}}$	Longitud al 50% de retención del arte de la flota artesanal	24,4 cm	Monroy et al. (2001)
$L_{75\% \text{ art}}$	Longitud al 75% de retención del arte de la flota artesanal	28,3 cm	Monroy et al. (2001)
a_{ind}	Area barrida por día flota industrial	2,3 km ² día ⁻¹ barco ⁻¹	Este estudio
a_{art}	Area barrida por día flota artesanal	0,34	Este estudio
Area	Area total ocupada por el stock	7 600 Km ²	Monroy et al. (2001)
p_i	Precio de mero por tallas	[2 000, 3 000] \$EE.UU./ton	Este estudio
ϕ_p	Precio ponderado de la captura incidental	[2 000, 3 000] \$EE.UU./ton	Este estudio
C_{ind}	Costo unitario del esfuerzo flota industrial	45 500 \$EE.UU./año/barco	Monroy et al. (2001)
C_{art}	Costo unitario del esfuerzo flota artesanal	4265 \$EE.UU./año/barco	Monroy et al. (2001)
ϕ_{ind}	Parámetro de dinámica de la flota industrial	.00000135	Este estudio
ϕ_{art}	Parámetro de dinámica de la flota artesanal	.00004	Este estudio

3.5. Ordenación de la pesquería

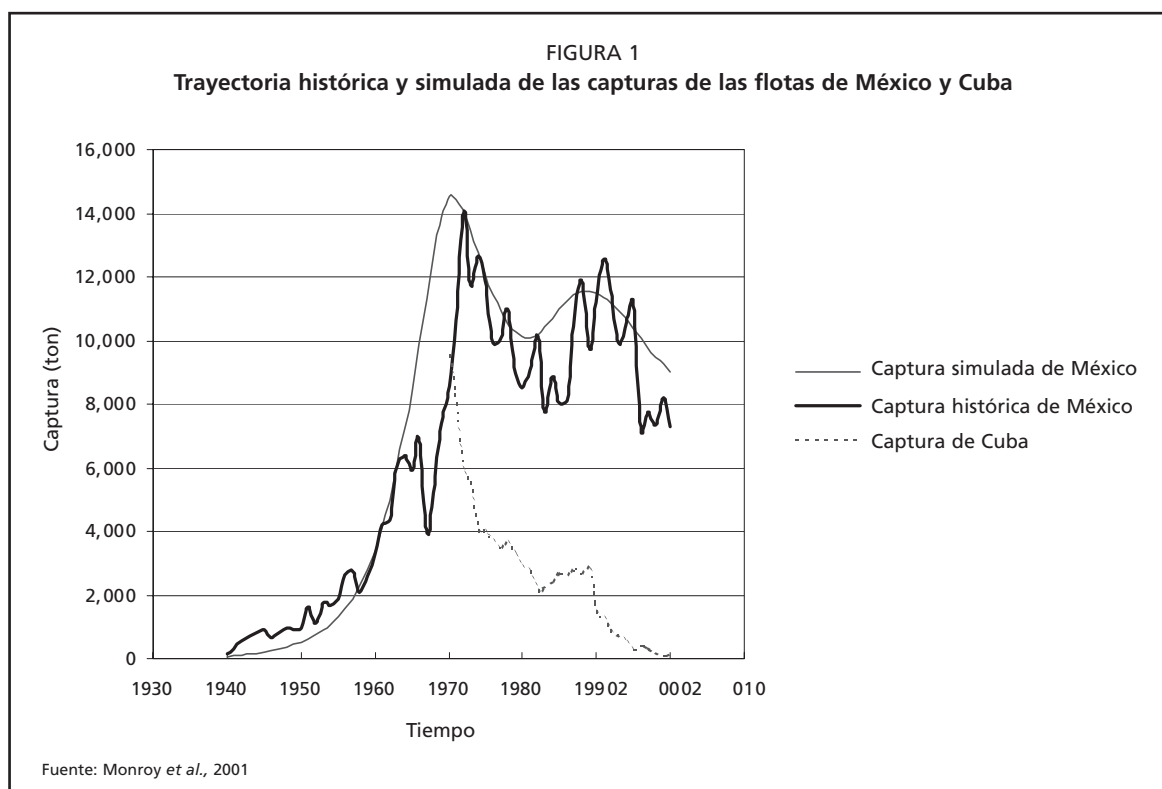
Actualmente la ordenación de la pesquería incluye: (i) control del esfuerzo a través de cuotas de licencias que no permite acceso de nuevas embarcaciones a la pesquería, (ii) talla mínima de captura de 30 cm de longitud total, y (iii) reducción de cuotas de captura a flotas externas. Evaluaciones recientes de la pesquería reportan tasas de explotación que para el manejo óptimo de la pesquería deberían reducirse en un 40 por ciento. Lo anterior indica que existe sobrecapacidad del esfuerzo de pesca en esta pesquería tropical. Sin embargo, no se reportan las probabilidades de exceder puntos de referencias límite biológicos y económicos resultantes de diferentes capacidades de pesca de las flotas alternativas que inciden secuencialmente en el stock de *Epinephelus morio*. Por lo anterior, en este trabajo se pretende estimar el efecto bioeconómico secuencial de considerar diferentes capacidades de pesca por tipo de flota. Se estimarán los riesgos correspondientes a diferentes estrategias de ordenación de la pesquería. Para la estimación de los riesgos de exceder puntos de referencia límite (PRL) de la pesquería se utilizarán como punto de referencia límite biológico un tercio de la biomasa máxima estimada para esta especie en el banco de Campeche, es decir:

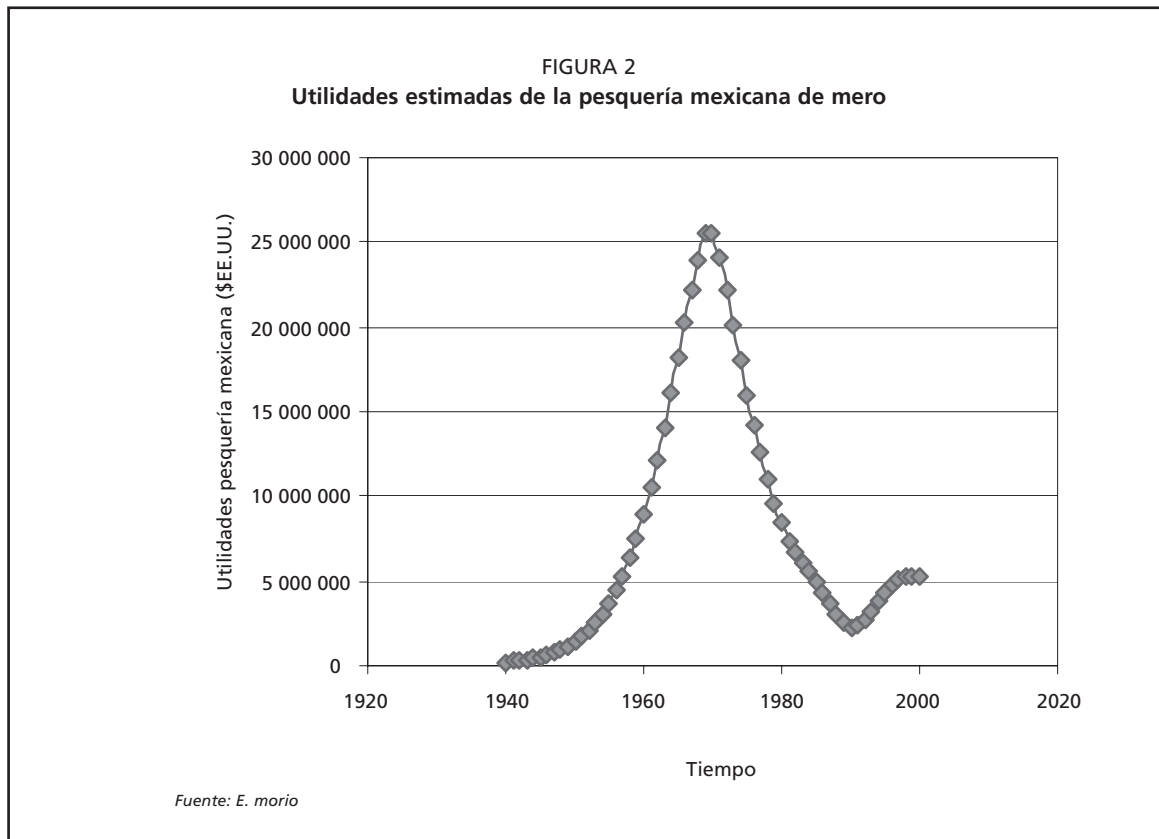
$PRLB (0,3 \text{ de } B_{\max}) = 75\,000 \text{ toneladas}$. De manera análoga se utilizará como punto de referencia límite económico un tercio de las utilidades máximas que puede generarle el recurso a ambas flotas, es decir:

$PRLE (0,3 \text{ de } \pi_{\max}) = \$EE.UU. 7\,500\,000 \text{ por año}$.

3.6 Análisis de riesgo

En la reunión de Bangkok de 2002 citada anteriormente, los grupos de trabajo identificaron que «la no-sostenibilidad ocurre en un sistema pesquero cuando se está de acuerdo de que existe un alto riesgo de que la pesquería se encuentra actualmente o estará en el corto plazo en un estado no deseable». Se reconoce también que el riesgo puede ser agravado por la variabilidad natural. Riesgo, es entendido como la probabilidad de ocurrencia de un evento no deseado. Los estados deseables en la pesquerías como la de mero, tanto en términos del bienestar humano como del ecosistema, son definidos por la sociedad y pueden cambiar en el tiempo.





Para estimar los riesgos asociados a diversas estrategias de control de la capacidad de pesca en esta pesquería, que reporta ya sobrecapacidad y sobreexplotación, se realizó un análisis de Monte Carlo, empleando el software Cristal Ball © que se inserta en la hoja de cálculo conteniendo el modelo de la pesquería para generar las variables aleatorias que representan las principales fuentes de incertidumbre. En este análisis la variable que se generó aleatoriamente fue el reclutamiento anual de nuevos individuos a la población. Un análisis de riesgo más exhaustivo deberá considerar la incertidumbre en otros parámetros tanto biológicos (e.g. mortalidad natural), como tecnológicos (e.g. coeficiente de capturabilidad) y económicos (e.g. precio de la especie, costo unitario del esfuerzo). Dados los puntos de referencia límite especificados para esta pesquería (Monroy *et al.*, 2001), se estimaron las probabilidades de excederlos con diferentes estrategias de control de la sobre capacidad de pesca (Seijo y Caddy, 2000).

En la Figura 1 se presenta la trayectoria de las capturas observadas históricamente y la trayectoria de las capturas estimadas por el modelo dinámico construido para realizar el análisis de esta pesquería secuencial. Como puede observarse en la Figura 1, el máximo de capturas ocurrió en 1972.

La máxima renta generada por el recurso a la sociedad se estima que ocurrió en 1970. Como puede observarse en la Figura 2, la renta de las flotas mexicanas comienza a crecer a partir de los años ochentas como resultado de la salida paulatina de la flota de Cuba de la pesquería (ver Figura 1). Se estimó un nuevo decrecimiento de utilidades a partir de los años noventa como resultado de los ciclos ambientales que afectan el reclutamiento de esta especie y de las tasas de explotación de las flotas artesanal e industrial mexicanas. En 1989 la flota cubana capturó 2 700 toneladas y a partir de esa fecha su captura decreció a 168 toneladas en un lapso de 10 años (Monroy *et al.*, 2001). Los costos de combustible y el decrecimiento en la abundancia de esta especie ha motivado una reducción substantiva en las capturas cubanas de este recurso demersal.

Para la ordenación de esta pesquería que evidentemente da muestras de sobreexplotación y sobre capacidad se consideraron los siguientes escenarios de

CUADRO 2

Probabilidades de exceder puntos de referencia límite biológico (PRLB) y económico (PRLE)

Estrategia de ordenación	Probabilidad de exceder PRLB (0,3 de B_{max}) = 75000 ton	Probabilidad de exceder PRLE (0,3 de π_{max}) = US\$ 7'500,000
Acceso abierto	40,1	60,2
Acceso limitado a nivel de esfuerzo actual $f_{art}=1862$ $f_{ind}=524$	37,7	59,2
Reducir 20% esfuerzo actual	11,5	37,8
Reducir esfuerzo a nivel f_{mre}	0,0	0,0

ordenación, que desde luego no excluyen otras posibilidades de ordenación más específica tales como tallas mínimas y máximas de captura (Caddy y Seijo, 2002) y vedas en periodos de reproducción que podrían también contribuir a la recuperación y aprovechamiento sostenible de la pesquería.

- Acceso abierto, condición existente hasta el año 2000.
- Acceso limitado al esfuerzo actual: 524 licencias a barcos industriales y 1862 a embarcaciones artesanales.
- Reducción en un 20 por ciento el número de licencias actuales.
- Reducción del esfuerzo a nivel de esfuerzo en máximo rendimiento económico.

El análisis de riesgo se realizó a través de estimar la biomasa, las capturas por flota y las rentas y compararlos con los puntos de referencia biológico y económicos respectivos al final de 10 años de simulación Monte Carlo, de la pesquería. Los principales resultados del análisis de riesgo se presentan en el Cuadro 2.

Como puede observarse en el Cuadro 2, de continuarse las condiciones de acceso abierto que prevalecían hasta el año 2000, se tendría un riesgo del 40,1 por ciento de exceder el punto de referencia límite biológico (PRLB) y 60,2 de exceder el punto de referencia límite económico (PRLE). Debe mencionarse que el haber limitado el acceso a la pesquería al nivel de esfuerzo actual, solamente generará una reducción pequeña en el riesgo de exceder los puntos de referencia límite ya que al cerrarse la pesquería, ésta se encontraba cercana al esfuerzo en equilibrio bioeconómico, dando como resultado estimaciones de 37,7 por ciento y 59,2 por ciento de riesgo de exceder los puntos de referencia respectivos, con niveles de renta esencialmente disipados con pequeños signos de recuperación generados por la salida de la flota Cubana de la pesquería. Una reducción del 20 por ciento en el número de licencias, es decir, otorgando 419 licencias a embarcaciones industriales y 1 490 a las artesanales generaría una importante reducción en los riesgos (11,5 por ciento y 37,8 por ciento respectivamente). Si el costo de oportunidad político y social lo permitiera, el operar la pesquería con 220 embarcaciones industriales y 620 artesanales maximizaría la renta que el recurso es capaz de generar y las probabilidades de exceder los puntos de referencia límite biológico y económico serían cero.

4. CONCLUSIONES

El período de análisis para este trabajo involucró una serie de 61 años (de 1940 a 2001) de capturas y 43 años de esfuerzo (1958 a 2001). Se comparó la trayectoria histórica con una simulación de la dinámica de la pesquería bajo las condiciones de acceso abierto que prevalecieron durante el periodo 1940 a 2001. Se incluyó una posterior predicción de 10 años de la dinámica de la pesquerías con el propósito de realizar el análisis de riesgo correspondiente a estrategias alternativas de ordenación de la capacidad de pesca.

El análisis realizado indica que el haber limitado el acceso de nuevas embarcaciones tanto artesanales como industriales a la pesquería debe tomarse solamente como un primer paso para su ordenamiento responsable ya que los riesgos de exceder puntos de referencia biológico (37,7 por ciento) y económico (59,2 por ciento) siguen siendo

relativamente altos ya que la pesquería se encuentra operando en niveles cercanos al equilibrio bioeconómico. La reducción de riesgo implicaría la disminución paulatina de la capacidad de pesca de ambas flotas.

En estudios futuros de esta pesquería se sugiere llevar a cabo análisis de riesgo más exhaustivo que considere la incertidumbre en otros parámetros tanto biológicos (e.g. mortalidad natural), como tecnológicos (e.g. coeficiente de capturabilidad) y económicos (e.g. precio de la especie, costo unitario del esfuerzo). En el caso específico de la capturabilidad por tipo de flota, que puede variar en el tiempo como resultado de cambios en la tecnología de captura y de las habilidades de los pescadores, se sugiere variar el área cubierta o barrida por día por el arte de pesca de cada tipo de flota. Esto puede hacerse a través de análisis de sensibilidad del parámetro, o bien, a través de generar variables aleatorias con la función de densidad probabilística que mejor describa la distribución de los residuos de este importante estimador. Un tratamiento similar se le puede dar a otros parámetros biológicos y económicos que se consideren inciertos en el tiempo.

5. REFERENCIAS

- Agnello, R.J. y Donnelley, L.P.** 1976. Externalities and property rights in fisheries. *Land Econ.* 52:518-529.
- Arreguín, F.** 1987. Present status of the red grouper fishery in the Campeche Bank. *Proc. Gulf and Caribb. Fish. Inst.* 38:498-509.
- Baranov, F.I.** 1918. On the question of biological basis of fisheries. *Nauchn. Issled. Ikhtologicheskii Inst. Izv.* 1:81-128.
- Baumgartner, T., Soutar, A. y Ferreira-Bartrina, V.** 1992. Reconstruction of the history of Pacific sardine and northern anchovy populations over the past two millennia from sediments of the Santa Barbara Basin, California. *CalCOFI Reports*, 33:24-40.
- Berkes F.** (Ed.). 1989. *Common Property Resources: Ecology and Community-Based Sustainable Development*. Belhaven Press, London.
- Caddy, J.F. y Seijo, J.C.,** 2002. Reproductive contributions forgone with harvesting: a conceptual framework. *Fisheries Research* (Elsevier Science, The Netherlands) 1378:1-14
- Carranza, J.** 1959. Pesca y recursos pesqueros. En Beltran E. (Ed.) 1959. *Los Recursos Naturales del Sureste y su Aprovechamiento*. Inst. Mex. Rec. Nat. Renov., 3(5):151-238.
- Chávez, E. y Arreguín, F.** 1986. Un método alternativo para la evaluación de poblaciones pesqueras. IOC/FAO Workshop on Tropical Demersal Fisheries, Cd. Carmen, Mexico. 12p.
- COPACO.** 1981. Informe de la segunda reunión conjunta sobre evaluación de recursos pesqueros. *FAO Info. Pesca* 235: 43p.
- Cunningham, S. y Grévoal, D.** 2001. Managing fishing capacity: a review of policy and technical issues. *FAO Fish. Tech. Pap.* 409: 60p.
- Doi, T., Mendizabal, D. y Contreras, M.** 1981. Análisi preliminary del esatdo de la población de mero (*Epinephelus morio*) frente al Banco de Campeche. Ciencia Pesquera, Instituto Nacional de la Pesca, México 1(1):1-15.
- Eckerd, R.** 1979. *The Enclosure of Ocean Resources*. Hoover Institution Press, Stanford, California.
- García, S.** 2000. The FAO definition of sustainable development and the Code of Conduct for Responsible Fisheries: An analysis of related principles, criteria and indicators. *Mar. Freshwater Res.* 51:535-541.
- Geen, G. and Nayar, M.** 1988. Individual transferable quotas in the Southern blue fin tuna fishery: an economic appraisal. *Mar. Res. Econ.* 5:365-287.
- Grévoal, D.** 2002. (ed.). Report and documentation of the international workshop on factors contributing to unsustainability and overexploitation in fisheries. Bangkok, Thailand, 4-8 February 2002. *FAO Fisheries Report No. 672*, Rome, FAO, 173p.

- Hernández, A., Monroy, C., Moreno, V. y Jiménez, E. 1999. Informe de investigaciones conjuntas México-Cuba sobre el mero (*Epinephelus morio*, Valenciennes, 1828) en el Banco de Campeche. CRIP Yucalpetén, INP-SEPESCA-Mexico, CIP-Cuba.
- Hernández, A. y Seijo, J.C. 2003. Spatial distribution análisis of red grouper (*Epinephelus morio*) fishery in Yucatan, Mexico. Fisheries Research (Elsevier) 1504:1-7.
- Jarvis, N.D. 1935. Fishery for red snappers and groupers in the Gulf of México. *Invest. U.S. Fish.*, 26:29p.
- Klima, E.F. 1976. Snappers and grouper resources of the Western Central Atlantic Ocean. *En: H.R. Bullis, Jr. y A.C. Jones (editors), Proc. Colloquium on snapper-grouper fishery resources of the Western Central Atlantic, Florida Sea Grant Report 17:5-40.*
- Klyashtorin, L.B. 2001. Climate change and long-term fluctuations of commercial catches. *FAO Tech. Pap.* 410:86p.
- Ludwig, D., Hilborn, R. y Walters, C. 1993. *Uncertainty, resource exploitation and conservation: lessons from history.* *Science* 260:17-36.
- Moe, M.A. 1969. Biology of the red grouper *Epinephelus morio* (Valenciennes) from the Eastern Gulf of Mexico. *Florida Dept. Nat. Res. Prof. Pap. Series.* 10:95p.
- Monroy, C., Giménez, E., Burgos, R. y Moreno, V. 2001. Informe de investigaciones conjuntas México-Cuba sobre el mero (*Epinephelus morio*, Valenciennes, 1828) en el Banco de Campeche. Ministerio de la Industria pesquera, Cuba. 43p.
- Muhlia, A.F.M. 1976. Aspectos biológico pesqueros de *Epinephelus morio* Valenciennes. INP/SIC, pp. Klima, 223-264
- Munro, G. 1999. The economics of overcapitalization and fishery resource management: A review. Pp 7-26 *In: Hatcher A., and K. Robinson (eds). Overcapacity, Overcapitalization and Subsidies in European Fisheries.* Portsmouth, UK, CEMARE 44:282p.
- Randall, A. 1981. *Resource Economics: An Economic Approach to Natural Resources and Environmental Policy.* Grid Publishing Inc. Columbus Ohio.
- Rivas, L.R. 1970. The red grouper of the Gulf of Mexico. *Com. Fish. Rev.* 32(10).
- Schmid, A.A. 1987. *Property, Power and Public Choice.* Praeger, New York.
- Seijo, J.C. 1986. Comprehensive simulation model of a tropical demersal fishery: red grouper (*Epinephelus morio*) of the Yucatán continental shelf. Ph.D. Dissertation, Michigan State University. 210p.
- Seijo, J.C. 1993. Individual Transferable grounds in a community managed artisanal fishery. *Marine Resource Economics*, 8:78-81.
- Seijo, J.C. 2001. Estimating fisheries subsidies and their impact on sustainability of fish resources: dealing with dynamics, risk and uncertainty. Paper presented in the Expert Consultation on Economic Incentives and Responsible Fisheries, Rome, Italy, Nov. 28-Dec. 1. 2000. *FAO/FI: EIRF*, 4: 21p.
- Seijo, J.C. y J.F. Caddy. 2000. Uncertainty in bio-economic reference points and indicators of marine fisheries. *Mar. and Freshwater Res.* (Australia) 51: 477-83.
- Seijo, J.C., Defeo, O. & Salas, S. 1998. *Fisheries bioeconomics: theory, modelling and management.* FAO Fish. Tech. Pap. 368:108p.
- Schelling, T.C. 1978. *Micromotives and Macrobehavior.* W.W. Norton and Company, New York.
- Smith, C.L. 1961. Synopsis of biological data on groupers (*Epinephelus* and allied Genera) of the Western North Atlantic. *FAO Fish. Biol. Synopsis* 23(1):1-62.
- Smith, A.H. and Berkes, F.B. 1991. Solutions to the «tragedy of the commons»: sea-urchin management in St. Lucia, West Indies. *Environ. Conserv.* 18:131-136.
- Smith, V. 1969. On models of commercial fisheries. *J. Polit. Econ.* 77:131-136.
- Solís, M. 1969. Th red grouper fishery of the Yucatán Peninsula, México. *Gulf and Carib. Fish. Inst.* Pp 122-129.
- Sparre, P., Ursin, E. y Venema, S. 1989. Introduction to fish stock assessment. FAO Fish. Tech. Pap. 306/1:337p.
- Valdez, E. y Padrón, G. 1980. Pesquerías de Palangre. *Rev. Inv. Pesq. Cuba*, 5(2).

9. Capacidad excesiva del esfuerzo pesquero en el sistema estuarino-costero del sur de Brasil: efectos y perspectivas para su gestión

Marcelo Vasconcellos

*Centro de Estudos de Economia e Meio Ambiente
Fundação Universidade Federal do Rio Grande
Caixa Postal 474, Rio Grande
RS, Brasil, 96201-900
marcelo.vasconcellos@vetorial.net*

Daniela C. Kalikoski

*Departamento de Geociencias
Fundação Universidade Federal do Rio Grande
Caixa Postal 474, Rio Grande
RS, Brasil 96201-900*

Manuel Haimovici

*Departamento de Oceanografia
Fundação Universidade Federal do Rio Grande
Caixa Postal 474, Rio Grande
RS, Brasil 96201-900
docmcvas@furg.br*

Patrizia R. Abdallah

*Centro de Estudos de Economia e Meio Ambiente
Fundação Universidade Federal do Rio Grande
Caixa Postal 474, Rio Grande
RS, Brasil, 96201-900*

RESUMEN

Este trabajo caracteriza el problema de la capacidad excesiva de pesca en el sistema estuarino-costero del sur de Brasil y analiza como los esquemas institucionales, formalizados a través de políticas públicas y sistemas de gestión, afectan el desarrollo y el manejo de la capacidad de la pesca. Para caracterizar la evolución de la capacidad de pesca, se compiló información sobre las tecnologías, prácticas y esfuerzo de la pesca artesanal e industrial desde mediados del siglo XX hasta el presente. Información sobre las políticas públicas de incentivo a la pesca y las medidas de reglamentación de la actividad pesquera fue utilizada en el análisis de la influencia y la adecuación de las instituciones. Durante las últimas décadas, la actividad pesquera en el sur de Brasil pasó por cambios tecnológicos relevantes y un aumento del esfuerzo de pesca que culminaron con la sobreexplotación y el colapso de importantes pesquerías. Éstos cambios demostraron la ineficiencia de los sistemas de gestión existentes para mantener una pesca sustentable. Fueron factores decisivos para el crecimiento excesivo de la capacidad de pesca, la falta de mecanismos de control de acceso a los recursos, la introducción de nuevas tecnologías y elementos de pesca, las políticas

públicas de incentivo a la industrialización y la modernización de las pesquerías y la centralización del manejo de la pesca por el gobierno federal. Cambios recientes en el orden institucional llevaron a la creación de un sistema de cogestión (Forum da Lagoa dos Patos) que representa una iniciativa local para el manejo de la pesca en el estuario de la Laguna de los Patos. Importantes barreras para el éxito de la cogestión en atenuar el problema de la capacidad excesiva de pesca en la región son discutidos, incluidas las incongruencias entre la reglamentación y las características de los recursos y de las pesquerías, la falta de compromiso del sector industrial y la ineficiencia de la fiscalización.

1. INTRODUCCIÓN

La capacidad excesiva del esfuerzo de pesca ha sido reconocida como uno de los principales problemas contemporáneos del manejo pesquero (FAO, 2000a; Cochrane, 2000; Hennessey y Healey, 2000; Pauly *et al.*, 2002). El problema se manifiesta en diversos lugares por el crecimiento excesivo del número de pescadores/embarcaciones y del poder de pesca de una flota por encima del nivel considerado sustentable. La literatura define de diferentes formas la capacidad de pesca de una pesquería o de una flota. De manera general dos puntos de vista pueden ser utilizados: el primero hace referencia a los insumos («*input*») o esfuerzo de pesca potencial de la flota; el segundo hace referencia a los productos («*output*») o captura potencial de una flota. Cunningham y Gréboval (2001) definen capacidad de pesca como «la cantidad de pescado que puede ser producido o esfuerzo de pesca que puede ser ejercido durante un determinado período de tiempo por una embarcación o una flota autorizada a pescar sin restricciones». De esta forma los mismos autores definen capacidad excesiva de pesca como la situación en la que «la capacidad de la flota es mayor que la necesaria para alcanzar un nivel sustentable de explotación». La definición de capacidad excesiva de pesca está por lo tanto íntimamente relacionada con la sustentabilidad de la actividad pesquera.

El problema de la capacidad excesiva del esfuerzo de pesca presenta distintas dimensiones que deben ser analizadas antes de la implementación de un plan de acción para su regulación. El problema es primeramente una consecuencia directa del tipo de régimen de acceso predominante en el manejo pesquero (Cunningham y Gréboval, 2001) y de la naturaleza de los recursos pesqueros, llamados recursos de bien común, que se caracterizan por la dificultad de exclusión de usuarios y por la sustracción (el uso por un usuario disminuye la disponibilidad de recursos para otros usuarios) (McCay y Achenson, 1987; Berkes, 1989; Ostrom, 1990). En muchas situaciones en que el esfuerzo de pesca creció más allá de la capacidad de sustentación de los ecosistemas el régimen de libre acceso fue asumido o adoptado como regla (Hardin, 1998; Ostrom, 1990; Hanna y Munasinghe, 1995). Un examen detallado de los regímenes de acceso existentes y de los métodos institucionales alternativos es necesario para programas de control de la capacidad de la pesca, pues involucra decisiones relacionadas a como manejar la actividad pesquera, quién puede pescar y como los recursos deben ser distribuidos.

Una segunda dimensión del problema se relaciona con las políticas públicas dirigidas al sector pesquero, ya que controlan subsidios, incentivos fiscales y otros medios de soporte financiero e inversiones tecnológicas que afectan directamente la capacidad de la pesca y su regulación (FAO, 1997). Es fundamental por lo tanto, evaluar los distintos tipos de incentivos económicos dirigidos a los diferentes sectores de la industria pesquera y evaluar los impactos de éstos incentivos para la sustentabilidad de los recursos. Cunningham y Gréboval (2001) identifican además como factores que influyen la capacidad de pesca en diferentes países, el rápido perfeccionamiento de las tecnologías pesqueras que son responsables del abastecimiento de pescado para una demanda de mercado en creciente expansión. Ambas características, perfeccionamiento tecnológico y expansión del mercado concedieron a la industria pesquera, de un modo



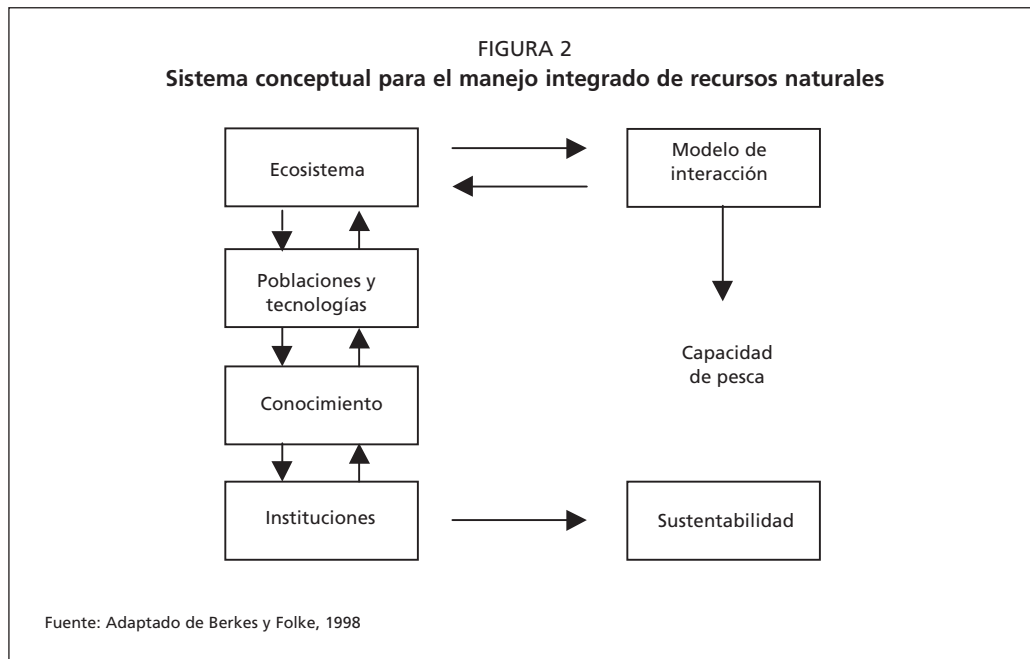
general, una resiliencia económica que enmascaró la necesidad de una regulación del esfuerzo de pesca. También, el éxito de un determinado plan de acción para el manejo de la capacidad de la pesca depende no solamente de sus intenciones, políticas y medidas de manejo, sino de una manera fundamental de la eficiencia con la que éstas medidas son implementadas. El monitoreo y fiscalización de la actividad pesquera constituyen mecanismos importantes de regulación y retroalimentación, vitales para el proceso de manejo (Pinkerton, 1989; Ostrom, 1990).

En la región sur de Brasil, la actividad pesquera pasa por un momento de crisis con consecuencias importantes sobre el ecosistema y la socio-economía de la región. Muchos de los principales recursos tradicionalmente explotados se encuentran sobreexplotados, colapsados o explotados en su máximo potencial (Haimovici, 1998). La crisis en el sector señala un patrón de uso insustentable de los recursos y la necesidad urgente de programas de manejo de la capacidad de pesca.

La primera parte de este trabajo, caracteriza el problema de la capacidad excesiva de pesca describiendo la evolución de las pesquerías y su impacto sobre los recursos y el ecosistema estuarino-costero del sur de Brasil, limitado aquí principalmente por el estuario de la Laguna de los Patos y áreas sobre la plataforma continental interna (<100 m de profundidad) del estado de Rio Grande do Sul (Figura 1). En la segunda parte del trabajo analizamos las políticas públicas y las estrategias de gestión de la pesca en la región, en relación a su influencia sobre el desarrollo de las pesquerías. En este sentido, buscamos discutir las principales incongruencias, dificultades y oportunidades encontradas con la atenuación del problema de la capacidad excesiva del esfuerzo de pesca en el sistema estuarino-costero del sur de Brasil.

2. PROCEDIMIENTOS Y METODOLOGÍA

Este análisis parte de un abordaje conceptual derivado de la literatura referente al manejo integrado de los recursos naturales (Berkes y Folke, 1998; Kalikoski, 2002; Figura 2). Esta estructura conceptual diferencia cuatro elementos que pueden ser utilizados



para describir las características e interacciones entre sistemas ecológicos y sociales: el ecosistema, poblaciones y tecnologías, conocimiento y las instituciones que definen los derechos de propiedad. Los recursos son reconocidos como partes integrantes de los ecosistemas cuya dinámica y resiliencia al impacto de la pesca son determinados por atributos físicos y biológicos. El sistema social se describe por las comunidades de usuarios y las tecnologías empleadas. El tipo de tecnología utilizada ayuda a definir las tipologías de pescadores y también la sustentabilidad de sus prácticas de pesca. Las prácticas de pesca muestran, a la vez, el conocimiento ambiental local de los pescadores, el cual se ha mostrado importante para la formulación e implementación de sistemas de manejo sustentables (Berkes, 1999; Neis y Felt, 2000; Kalikoski y Vasconcellos, 2003). El papel de las instituciones es resaltado por su importancia en la coordinación de las interrelaciones entre la sociedad y el ambiente, en la definición de los derechos de propiedad sobre los recursos y por proporcionar los medios con los cuales la sociedad aplica el conocimiento para el uso sustentable de los recursos. Finalmente se considera que las interacciones entre las cuatro dimensiones (ecosistemas, poblaciones, conocimiento e instituciones) producen determinados resultados que pueden o no ser sustentables, en el sentido de garantizar la resiliencia de los ecosistemas y una división más justa y equitativa de los beneficios sociales y económicos promovidos por el manejo. La capacidad excesiva de pesca es en este contexto interpretada como el resultado de métodos institucionales que llevan a un uso no sustentable del ecosistema. La sustentabilidad del sistema socio-ambiental es también influido por procesos ambientales y socioeconómicos nacionales, regionales y globales. En este trabajo destacamos como influencias externas el papel de políticas públicas federales y estatales (regionales) de incentivo al sector pesquero.

Para caracterizar la evolución de la capacidad de pesca, fueron recogidas información sobre las tecnologías, prácticas y esfuerzo de la pesca artesanal e industrial desde mediados del siglo XX hasta el presente (Reis *et al.*, 1994; Kalikoski, 2002; Haimovici, 1997). En la descripción del poder de pesca de las pesquerías artesanales, se dio énfasis a los cambios en las artes y en la práctica de pesca. Ésta información fue obtenida a partir de documentos y entrevistas con pescadores artesanales del estuario de la Laguna de los Patos, realizadas entre abril del 2000 y agosto del 2001 (Kalikoski, 2002). Datos sobre el esfuerzo de pesca de las flotas industriales que desembarcan en el puerto de Río Grande fueron obtenidos a partir de publicaciones editadas por el

IBAMA (Instituto Brasileiro del Medio Ambiente) y de los resultados del programa de muestreo realizado por el Departamento de Oceanografía de la Fundación Universidad Federal de Río Grande (Haimovici, 1987). Datos de los desembarques de las flotas artesanales e industriales (IBAMA), evaluaciones del estado de explotación de los recursos pesqueros y de la capacidad de sustentación del ecosistema estuarino-costero (Haimovici *et al.*, 1989; Haimovici, 1997; 1998; Vasconcellos y Gasalla, 2001) complementaron la caracterización y diagnóstico de la capacidad de pesca.

Para analizar la influencia y adopción de los métodos institucionales en el manejo de la pesca, se recogió información sobre las políticas públicas de créditos e incentivos fiscales para la pesca (Abdallah, 1998; Souza, 2001), las políticas de arrendamiento de embarcaciones extranjeras (Perez *et al.*, 2001; Perez *et al.*, 2002) y las medidas de reglamentación de la actividad pesquera (IBAMA; Kalikoski *et al.*, 2002). El análisis de la adaptación de la reglamentación utilizó como criterios, la existencia de mecanismos de control de acceso y de prevención de entrada de nuevas personas en la pesca, la transferencia de los derechos para la explotación de los recursos entre usuarios y su nivel de participación en las decisiones relacionadas con el manejo de la capacidad de pesca, los mecanismos de restricción de la explotación a través del control de las artes de pesca, períodos y áreas de veda, la adaptación de las reglas de acuerdo con los cambios en las condiciones del ecosistema y la existencia de monitoreo y fiscalización de la actividad pesquera.

3. LOS RECURSOS PESQUEROS DEL ECOSISTEMA ESTUARINO-COSTERO DEL SUR DE BRASIL

Con una superficie de aproximadamente 11.000 km², la Laguna de los Patos se extiende desde la latitud 30° 30' S hasta 32° 12' S, próximo a la ciudad de Río Grande donde la laguna se comunica con el Océano Atlántico Sudoccidental. La región estuarina comprende aproximadamente 9 por ciento de la laguna, siendo habitada por fauna y flora bastante diversa y abundante. La gran disponibilidad de recursos alimenticios y la protección contra la depredación ofrecida por las ensenadas estuarinas poco profundas hacen que esta región sea particularmente apropiada como área de cría y alimentación para importantes recursos pesqueros comercialmente explotados en la región. El estuario se caracteriza por profundidades relativamente bajas en las ensenadas (60 a 70 cm) y por un promedio de 4 metros en el canal, con regímenes de temperatura y salinidad variables de acuerdo con las condiciones hidrológicas y climáticas (Castello, 1985). La temperatura superficial del agua varía de 10 a 28°C. La dinámica de las aguas estuarinas es principalmente influida por los regímenes de vientos y lluvias con muy poca influencia de las mareas (García, 1998). Vientos del cuadrante norte predominan durante la primavera y el verano, favoreciendo el aumento de la descarga de agua dulce y la disminución de la salinidad en el estuario. Por otro lado, durante los meses de invierno, los vientos predominantes son del cuadrante sur que favorecen la entrada de agua salada y crean condiciones marinas en el estuario (Möller *et al.*, 1991). La precipitación media mensual es más alta durante el invierno y la primavera. Variaciones interanuales de la precipitación están aparentemente vinculadas al efecto del fenómeno de oscilación meridional El Niño (ENSO-El Niño Southern Oscillation) en el clima de la región (Ciotti *et al.*, 1995; Seeliger *et al.*, 1997), lo cual se manifiesta normalmente por períodos de crecidas en los años de El Niño.

La Laguna de los Patos se conecta con el océano por un estrecho canal mantenido abierto por dos escolleras de piedra que penetran mar adentro cerca de 4 000 m y se encuentran distantes 740 m entre sí. Todos los organismos marinos que dependen del estuario de la Laguna de los Patos, en alguna etapa de su ciclo de vida migran a través de este canal. Basados en la abundancia estacional y los padrones migratorios de los peces, Chao *et al.*, (1985) identificaron cinco grupos bioecológicos en el estuario: i) especies que residen en el estuario y que completan su ciclo de vida en el mismo;

ii) especies marinas que dependen del estuario como área de cría y crecimiento de los juveniles pero que desovan en el mar; iii) especies anádromas que entran en el estuario para reproducirse y iv y v) dos grupos de especies marinas y límnicas que frecuentan el estuario ocasionalmente. De las 110 especies marinas y límnicas que existen en el estuario, cinco son recursos pesqueros importantes para la actividad pesquera artesanal desde hace más de un siglo: camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis*, corvina *Micropogonias furnieri*, bagre *Netuma barba*, tainha *Mugil platanus* y miragaia *Pogonias cromis*. Estos recursos habitan el estuario de la Laguna de los Patos durante una parte de su ciclo de vida. Prácticamente todas las especies habitan en áreas sobre la plataforma continental de Río Grande do Sul, siendo que algunas aparecen en la región costera de otros estados brasileños y también en la ZEE de Uruguay y Argentina. Los cuadros 1 y 2 describen las principales características del ciclo de vida y del área donde habitan estas especies, y también de las especies de peces y camarones marinos explotados comercialmente sobre la plataforma continental de Río Grande do Sul.

La plataforma continental entre el Cabo de Santa Marta Grande (29°S) y el Chui (34°S), representa una zona de transición biogeográfica entre las zonas neríticas de la Patagonia y zonas tropicales de Brasil (Castello *et al.*, 1997). La característica oceanográfica más relevante de la región es la variación estacional de las temperaturas debida a la Convergencia Subtropical formada por la confluencia de masas de agua de origen tropical provenientes de la corriente de Brasil y de masas de agua de origen subantártica, provenientes de la Corriente de las Malvinas. Durante el invierno, aguas del brazo interno de la Corriente de las Malvinas mezcladas con aguas frías de baja salinidad del Río de la Plata se dirigen al norte sobre la plataforma interna, formando núcleos cuya temperatura inferior llega a 10°C en el Chui y a 14°C en la latitud de Solidão; en el verano, aguas costeras con influencia de la corriente de Brasil con temperaturas de hasta 24°C cubren la plataforma (Castro y Miranda, 1998; Piola *et al.*, 2000). En la plataforma interna, el aporte continental del Río de la Plata y de la Laguna de los Patos favorecen una alta productividad biológica, particularmente en la sección al sur de Río Grande. Además de condicionar la distribución, la abundancia y las relaciones tróficas entre los componentes del ecosistema, la alta productividad biológica y la amplia plataforma continental favorecen la abundancia de los recursos demersales, principalmente peces de la familia Sciaenidae (Vazzoler, 1975; Haimovici *et al.*, 1996), anchoíta y otros pequeños peces pelágicos (Mello *et al.*, 1992). Haimovici *et al.* (1997) estiman que alrededor del 75 por ciento de la producción pesquera de la región está constituida por peces demersales.

Las características ambientales del extremo sur de Brasil y los ciclos de vida de las especies explotadas crean variaciones estacionales e interanuales bien definidas en la abundancia y captura de estos recursos. Por ejemplo, la influencia alternada de aguas subantárticas frías y de aguas tropicales calientes sobre la plataforma provoca cambios estacionales notorios en la composición específica y en la abundancia de los recursos pesqueros (Haimovici *et al.*, 1998; Martins, 2000). La pesca sobre la plataforma continental es más intensa en el invierno cuando varias especies de importancia comercial como el pargo blanco, la pescardilla real, el pargo, la anchova y el *cazon*, *Galeorhinus galeus* emigran de regiones más al sur (Haimovici *et al.*, 1998). Por otro lado, la variabilidad de los desembarques muestra la existencia de un ciclo en la producción pesquera con una periodicidad aproximada de seis años (Figura 3), lo cual a su vez sugiere la influencia de los regímenes climático-oceanográficos sobre la pesca de la región. Entre los procesos que ocasionan variaciones interanuales en la producción pesquera se destacan el régimen de lluvias en las cuencas hidrográficas y la intensidad de la penetración de aguas frías del sur sobre la plataforma continental de Río Grande do Sul. La influencia de estos procesos sobre la pesca en el sur de Brasil se manifiesta de diferentes formas: el aumento de lluvias afecta negativamente la producción del camarón rosado en el estuario de la Laguna de los Patos (Castello y Möller, 1978), mientras que la intensidad de la penetración de aguas frías del sur afecta la inmigración,

CUADRO 1

Principales especies explotadas en el sistema estuarino-costero del sur de Brasil (representan más del 90 por ciento de los desembarques artesanales e industriales entre 1995 y 2000; IBAMA). Áreas en gris más claro son ambientes donde la especie se encuentra pero no es explotada. * < 1 por ciento de los desembarques totales

Especies	Nombres locales (portugués, español)	Ambientes			% desembarques		
		Lagunar	Estuarino	Marino < 100m	Oceánico > 100 m	Artisanal	Industrial
Peces							
<i>Brevoortia pectinata</i>	Savelha, Saraca					1,5	*
<i>Cynoscion guatucupa</i>	Pescada olhuda, Pescadilla de red				Raro	12,4	22,9
<i>Galeorhinus galeus</i>	Cação bico-doce, Cazón					*	4,6
<i>Macrodon ancylodon</i>	Pescadinha, Pescadilla real					*	9,3
<i>Menticirrhus spp</i>	Papa-terra, Roncadera					*	*
<i>Micropogonias furnieri</i>	Corvina, Corvina					28,1	16,7
<i>Mugil platanus</i>	Tainha, Lisa					7,7	1,0
<i>Mustelus schmitti</i>	Caçonete, Gatuço					*	*
<i>Netuma barba</i>	Bagre, Bagre de mar					1,4	1,0
<i>Odontesthes spp</i>	Peixe-rei, Corno					2,5	-
<i>Pagrus pagrus</i>	Pargo rosa, Besugo					*	*
<i>Paralichthys orbignyana</i>	Linguado, Linguado					*	-
<i>Paralichthys patagonicus</i>	Linguado, Linguado					-	1,9
<i>Pogonias cromis</i>	Miragaia, Corvina negra					*	*
<i>Pomatomus saltatrix</i>	Anchoa, Anchoa de banco					8,9	5,4
<i>Rinobathos horkelii</i>	Viola, Pez guitarra					*	*
<i>Squatina guggenheim</i>	Cação anjo, Pez ángel					*	2,2
<i>Squatina occulta</i>	Cação anjo, Pez ángel					*	*
<i>Trichiurus lepturus</i>	Espada, Pez sable					*	*
<i>Umbrina canosai</i>	Castanha, Pargo blanco					1,6	14,4
<i>Urophycis brasiliensis</i>	Abrótea, Brótola					*	2,6
Crustáceos							
<i>Artemesia longinaris</i>	Camarão-ferrinho, Camarón					1,3	4,3
<i>Callinectes sapidus</i>	Siri					2,0	-
<i>Farfantepenaeus paulensis</i>	Camarão-rosa, Camarón					25,5	-
<i>Pleoticus muelleri</i>	Camarão santana, Lagostino					-	3,7

Fuente: Fuentes diversas

CUADRO 2
Longevidad y características reproductivas de las principales especies explotadas en el sur de Brasil

Peces óseos	Edad (años)		Longitud total (cm)		Fecundidad anual	Época de desove	Habitat juvenis
	1º mat	max	1º mat	max			
<i>Micropogonias furnieri</i>	2 a 3	>35	35	70	>10 ⁶	primavera y verano	estuarino y costero
<i>Cynoscion guatucupa</i>	3 a 4	>15	32	55	>10 ⁵	otoño y primavera	plataforma (25 - 100 m)
<i>Macrodon ancylodon</i>	1 a 2	>10	23	45	>10 ⁵	primavera - verano	costero (<25 m)
<i>Umbrina canosai</i>	1 a 2	>20	18	40	>10 ⁵	invierno - primavera	plataforma (40 - 180 m)
<i>Netuma barba</i>	>7	>30	45	80	<10 ²	primavera	estuarino
<i>Pogonias cromis</i>	>5	>50	80	140	>10 ⁷	primavera - verano	estuarino
<i>Paralychtyx patagonicus</i>	3	>12	35	65	>10 ⁵	primavera - verano	costero
<i>Pagrus pagrus</i>	>3	>15	25	50	>10 ⁵	primavera	plataforma
<i>Pomatomus saltatrix</i>	2	>7	35	120	>10 ⁵	primavera y verano	plataforma
<i>Mugil platanus</i>		>5	>33	70	>10 ⁵	otoño e invierno	estuarino y costero
<i>Trichiurus lepturus</i>		>7	70	130	>10 ⁴	todo el año	plataforma
Peces cartilagosos							
<i>Galeorhinus galeus</i>	>15	>26	120	150	<10	verano	Lat. >35°S
<i>Mustelus schmitti</i>	>6	>11	60	>90	<10	verano	Lat. >35°S
<i>Squatina occulta</i>		>20	110	129	<10	verano	desconocido
<i>Squatina guggenheim</i>		>20	75	87	<10	verano	costero (>40m)
<i>Rhinobatus horkelli</i>	>7	>11	110	127	<10	verano	costero (>40m)
Camarones							
<i>Farfantepenaeus paulensis</i>	<1	>2	9	22		primavera	estuarino
<i>Pleoticus muelleri</i>	<1	>2		21			costeiro (>40m)
<i>Artemesia longinaris</i>	<1	>2		16			costeiro (>40m)
<i>Callinectes sapidus</i>							estuarino

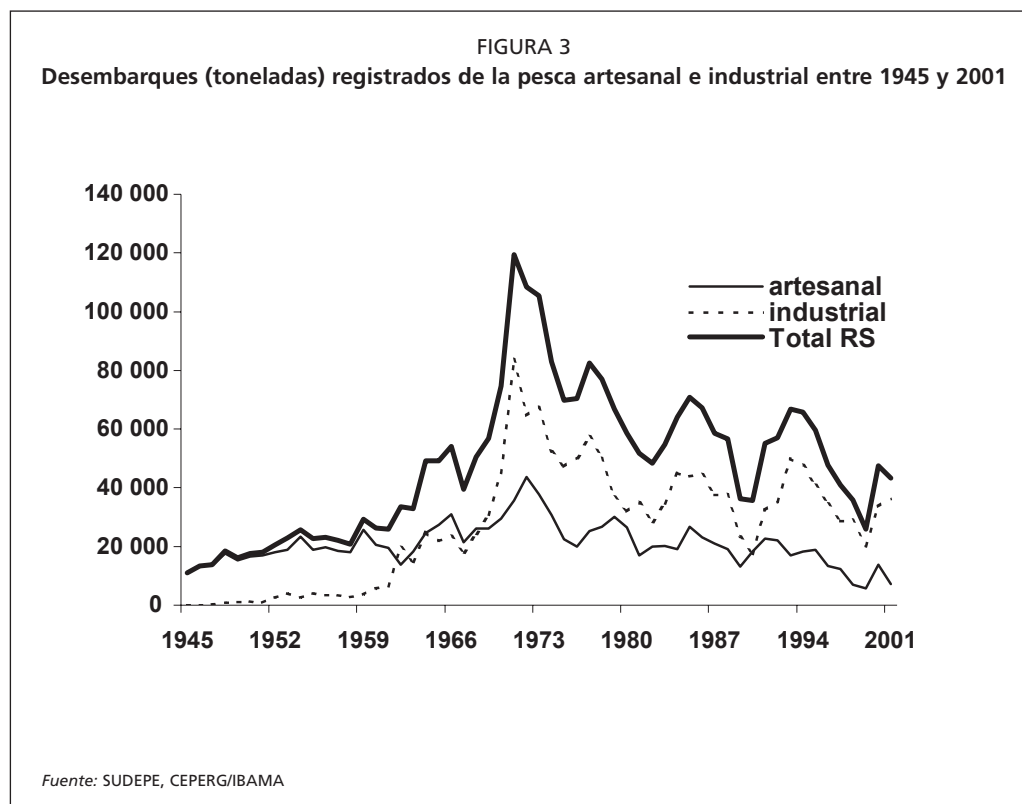
Fuente: Haimovici, 1998 y fuentes diversas.

entre otros, de los adultos de pescadilla de calada y su disponibilidad para la pesca de arrastre sobre la plataforma continental del sur de Brasil (Haimovici, 1997).

4. LAS PESQUERÍAS

4.1 Visión panorámica regional

La pesca en la región puede ser clasificada en dos categorías: artesanal e industrial. Se considera pesca artesanal, toda la pesca desarrollada en aguas interiores, estuarinas y costeras con embarcaciones de cubierta abierta y de menos de 20 toneladas de registro bruto (TRB) (IBAMA). La pesca industrial, es desarrollada en aguas marinas, costeras y oceánicas con embarcaciones de más de 20 TRB. Fueron excluidos de este análisis, la pesca industrial pelágica dirigida al bonito listado *Katsuwonus pelamis* y la pesca de atunes que se desarrollan principalmente en la plataforma continental externa y talud (Castello, 1998). Los desembarques de la pesca artesanal se realizan principalmente en los municipios de Río Grande, San José do Norte, Pelotas y São Lourenço do Sul. Los desembarques de la pesca industrial se realizan en Río Grande, y en menor proporción, en São José do Norte. Hasta la declaración de las zonas económicas exclusivas (ZEE) de 200 mn por parte de Uruguay y Argentina, la flota industrial brasileña que desembarcaba en Río Grande, también pescaba en las aguas de estos países. Los registros de desembarques de 1945 en adelante muestran un gradual aumento hasta inicios de la década de 1970, para después presentar una tendencia decreciente, aunque



con oscilaciones plurianuales considerables (Figura 3). La pesca artesanal presentó un máximo de 43 075 toneladas en 1972 y el promedio de los últimos tres años (1999-2001) fue de 8 837 toneladas. La pesca industrial alcanzó 83 698 toneladas en 1971 y el promedio de los últimos tres años fue de 35 581 toneladas. Los mayores registros totales fueron de 119 375 toneladas en 1971 y el promedio de los últimos tres años fue de 48 173 toneladas.

La pesca artesanal se caracteriza por el uso de tecnologías de pesca poco sofisticadas, embarcaciones de pequeño porte de baja autonomía, la mayoría con menos de 10 m de largo, menos de 10 toneladas de registro bruto y sin cubierta. Las tripulaciones son de dos o tres pescadores, normalmente incluyendo el propietario de la embarcación y familiares o miembros de la misma comunidad. En las principales pesquerías artesanales se emplean redes de enmalle para corvina, tainha, bagre y lenguado; el «saquinho» y el «aviãozinho», artes de pesca fijas utilizadas en la pesca del camarão-rosa; y el arrastre de puertas, que es dirigido al camarão-rosa en el estuario y también al camarão-sete-barbas en la zona costera marina (Reis *et al.*, 1994; D'Incao, 1991; Kalikoski, 2002). Existen dos categorías de pescadores artesanales, los que viven exclusivamente de la pesca y los que pescan como fuente alternativa de ingresos. Entre estos últimos, algunos son agricultores y otros trabajadores en las ciudades que rodean el estuario de la Laguna de los Patos (Madureira y Habiaga, 1989). Los que son exclusivamente pescadores se distribuyen en pequeñas comunidades a lo largo de la Laguna de los Patos, organizadas espacialmente en Colonias de Pescadores. Las Colonias son organizaciones profesionales de pescadores de un determinado municipio, legitimadas por la Constitución Federal como una forma de sindicato. La información sobre el número de embarcaciones y el esfuerzo de pesca es escasa. El número total de pescadores artesanales actualmente registrados en Colonias de Pescadores del estuario de la Laguna de los Patos es de aproximadamente quince mil (Colonias de pescadores Z1, Z 2, Z 3 y Z 8). No obstante, este número no es confiable pues los registros en las colonias no están actualizados por diversas razones. Pescadores que ya no están en actividad continúan registrados,

muchos de los que se registran, lo hacen para tener acceso a los beneficios sociales y, además, existe una gran cantidad de pescadores ilegales.

Las embarcaciones industriales son definidas por los ambientes en que actúan, las artes que utilizan y los detalles en el armado de los aparejos. La pesca de especies demersales en plataforma es realizada por arrastreros de portones, arrastres de parejas, arrastreros dobles o de tangones y barcos de pesca de enmalle de fondo. Las principales especies demersales son corvina, castanha, pescadinha, pescada olhuda y en menor proporción, camarão-sete-barbas, camarão santana, lenguado, abrótea, cabrinha, y diversos elasmobranquios (Haimovici, 1997). La pesca de especies pelágicas como anchova y tainha, es realizada con cerco por barcos llamados de «traîneiras» y redes de enmalle de superficie (Haimovici y Krug, 1996; Lucena y Reis, 1998). La pesca con líneas de mano o espinel de fondo se restringe a la plataforma externa y el talud superior, dirigida principalmente al cherne *Polyprion americanus* (Peres y Haimovici, 1998; Haimovici y Velasco, 2001).

Los barcos que actúan en el litoral de Río Grande del Sur tienen como base los puertos de Itajaí, Navegantes y Laguna, en Santa Catarina y el puerto de Río Grande en Río Grande del Sur. Según los registros del IBAMA; entre 1991 y 2001 desembarcaron anualmente en Río Grande entre 201 y 380 barcos, promediando 290 por año, que realizaron entre 986 y 1842 viajes, promediando 1332 por año (Cuadro 3). Cada embarcación realizó un promedio de siete desembarques por año en Río Grande. Este bajo número se explica porque parte de los viajes tuvieron como destino los puertos de Santa Catarina o bien los barcos se trasladaron a pescar más al norte (Perez *et al.* 2001).

Las características de los barcos de la flota industrial, incluyendo los barcos de pesca costera o semi-industrial (sensu Reis *et al.*, 1994), fue determinada a partir de informaciones sobre alrededor de 200 embarcaciones muestreadas entre 1999 y 2002 (Haimovici *et al.*, en preparación). Los barcos muestreados midieron de 13 a 27 m. Los menores pescaron usando arrastre doble de tangones y de enmalle, y los mayores usando arrastre de puertas y cerco (traîneiras). Las tripulaciones variaron entre tres y 17 hombres, las menores tripulaciones fueron las de los camaroneros de arrastre de tangones y las mayores en la pesca de cerco, seguidas por los barcos de pesca de enmalle que exige mucha mano de obra en el lanzamiento e izado de las redes (Cuadro 4). Del total de barcos, 71 por ciento eran de casco de madera, predominando los barcos de malla y espinel, y 29 por ciento de acero, mas frecuentes entre las traîneiras, arrastreros simples y de tangones. La flota industrial es relativamente homogénea en relación a tamaños y características técnicas, siendo relativamente fácil la adaptación de las embarcaciones para pescar con redes de arrastre con portones, de pareja, de malla o de espinel de fondo. La adaptación para cerco o arrastre doble exige cambios estructurales

CUADRO 3
Número total de barcos y viajes de pesca de las principales pesquerías industriales de la plataforma de Río Grande do Sul

Pesquerías	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Arrastre pareja	332	415	444	639	600	368	590	564	288	406	444
Arrastre portones	95	40	44	95	105	34	31	33	36	35	71
Arrastre tangones	219	278	265	259	402	326	307	228	158	379	316
Cerco	179	133	93	32	64	51	102	46	34	104	69
Enmalle costero	–	–	167	133	153	120	111	269	299	482	584
Enmalle oceánico	67	305	488	226	186	176	139	103	90	163	262
Otras artes*	97	114	68	110	53	31	73	87	51	59	78
Total barcos	267	310	326	310	315	240	297	262	201	380	331
Total viajes	989	1 285	1 569	1 494	1 563	1 106	1 353	1 330	956	1 628	1 824

Fuente: CEPERG/IBAMA

* trampa (covo), palangre y carnada viva, espinel de fondo

CUADRO 4

Número de tripulantes, eslora de los barcos (m) y potencia de los motores (HP) mínimos, medios y máximos de los barcos utilizados en las diferentes pesquerías industriales que desembarcaron en Río Grande entre 1999 y 2001

Pesquerías	N° tripulantes			Eslora barcos			Potencia motores		
	min	med	máx	min	med	máx	min	med	máx
Cerco	15	15,8	17	18	23,9	27	230	337,2	450
Espinel de fondo	6	7,5	9	20	22,9	26	250	303,4	370
Espinel de superficie	10	10,0	10	22	23,0	24	250	337,5	425
Arrastre de pareja	12	13,9	16	16	22,3	26	190	320,9	425
Arrastre de puertas	6	6,7	9	20	24,5	36	225	354,7	480
Arrastre doble o de tangones	3	5,4	7	14	20,2	26	115	275,0	476
Enmalle industrial	6	8,8	11	17	20,2	26	160	271,2	375
Enmalle semi-industrial	6	7,7	10	13,6	16,0	18	100	148,7	260
Pesca artesanal	2	2,5	3		< 10		10		34

Fuente: Haimovici et al. (en prep.) y artesanales (Reis et al., 1994; Kalikoski et al. (en prep.).

mayores. En relación a los equipos para posicionamiento y auxilio en la localización, 97 por ciento de los barcos tenía GPS y radio VHS, 96 por ciento ecosonda, 89 por ciento radio SSB, 78 por ciento radar, 23 por ciento telefonía global y 85 por ciento de los barcos de cerco contaban con sonar.

La flota costera o semi-industrial es predominantemente de armadores y tripulaciones locales. La flota industrial y su tripulación están predominantemente asentados en Santa Catarina. Tomando como base el número de barcos que trabajan en la región y el promedio de tripulantes por barco se estima que participen aproximadamente 3 000 pescadores en la flota industrial.

La pesca de cerco de anchova se realiza hasta profundidades de 100 m entre el Chui y Mostardas en los meses de invierno e inicios de la primavera (Krug y Haimovici, 1991; Lucena y Reis, 1998). El enmalle costero en el invierno puede ser pelágico dirigido a la anchova o demersal dirigido a pescada olhuda y castanha; en el verano el principal objetivo es la corvina. La pesca con redes de enmalle es realizada por la flota costera y la industrial, en general los primeros actúan en aguas menos profundas que los segundos, siendo dirigida a scienídeos y cazonas demersales y pelágicos. La pesca de arrastre de parejas es realizada principalmente al sur de Río Grande en profundidades inferiores a 80-100 m teniendo como principal objetivo scienídeos costeros: corvina y pescadinha desde la primavera al otoño en aguas de menor profundidad y pescada olhuda y castanha en el invierno y la primavera en aguas un poco más profundas. El arrastre de portones se realiza principalmente en invierno y exclusivamente al sur de Río Grande en profundidades de 30 a 120 m para especies costeras y hasta 400 m para merluza, abrótea de profundidad *Urophycis cirrata* y abadejo *Genypterus brasiliensis* (Haimovici, 1997). El arrastre de tangones se realiza en el verano y el otoño a profundidades inferiores a 20 m, teniendo como objetivo los camarones santana y barba-ruça, pero capturando también pescadinha, abrótea y pequeños scienídeos; en el invierno y la primavera se pescan hasta aproximadamente 80 m principalmente lenguado, abrótea y el testolin *Prionotus punctatus* (Haimovici y Mendonça, 1996 a, b).

4.2 Desarrollo de las pesquerías en el Sur de Brasil

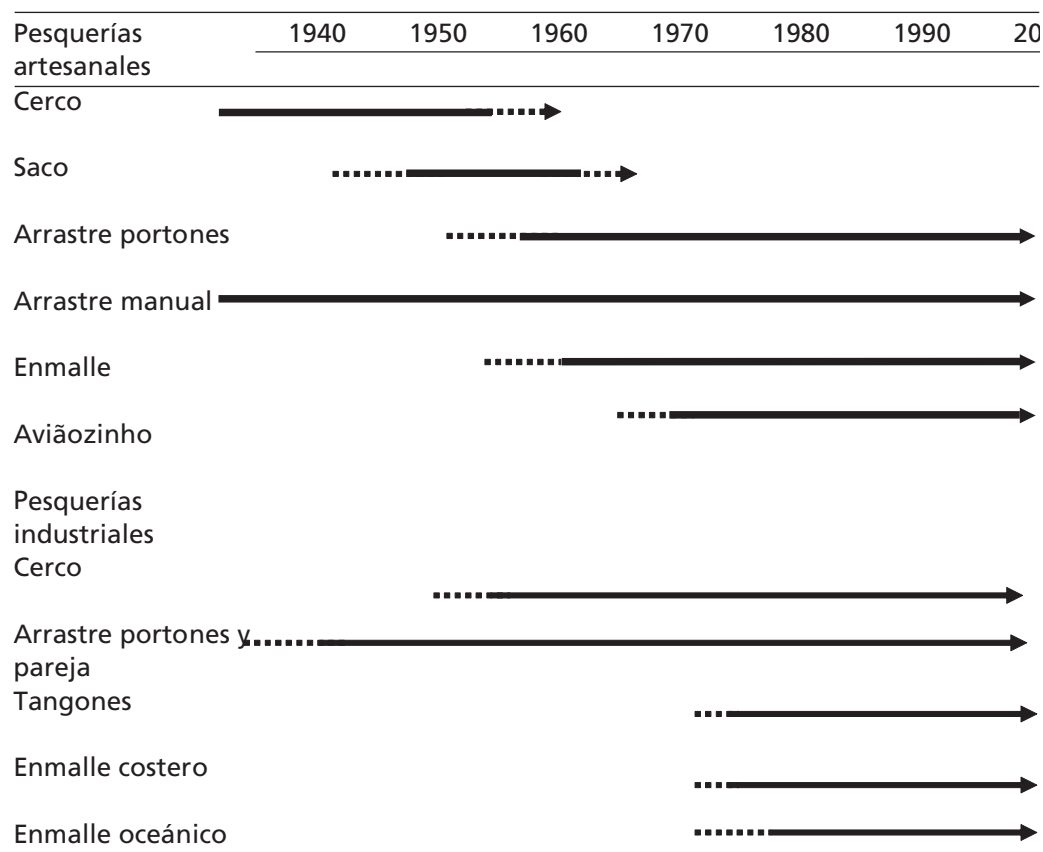
Desde hace más de un siglo, el estuario de la Laguna de los Patos y la región costera de Río Grande del Sur soportan una importante actividad pesquera. Esta actividad experimentó notables transformaciones tecnológicas y en el poder de pesca, particularmente durante los últimos 50 años, que transformaron significativamente el nivel de explotación de los recursos y su sustentabilidad. El Cuadro 5 ilustra la evolución de las principales pesquerías artesanales e industriales en el sistema estuarino-costero del sur de Brasil.

4.2.1 Pesca artesanal

Hasta el fin de los años 40, la pesca en la región era exclusivamente artesanal (Barcellos, 1966; Yesaki y Bager, 1975). La actividad artesanal estuvo inicialmente basada en las «parejas» de pesca, formadas por una canoa de tamaño entre seis y 12 metros, capacidad de dos a nueve toneladas, con la cual pescaban entre 20 y 30 hombres, divididos entre el patrón de pesca, cinco tripulantes y los ayudantes de tierra. Las canoas eran movidas a remo o a vela, pero pasaron a usar motores de combustión a gasolina (8-9HP) a partir de 1941. Las redes eran hechas de algodón o de fibras naturales y exigían un cuidado especial pues se deterioraban con mucha facilidad. Las primeras redes de nylon fueron introducidas en 1957 lo que posibilitó mantener las redes por un período más largo dentro del agua sin que se deteriorasen, y por ser más fuertes exigían un tiempo mucho menor de manutención y reparación. Estos efectos fueron aún más pronunciados con la introducción del nylon monofilamento entre 1968 y 1970.

La principal actividad de las parejas era la pesca de cerco de playa realizado en las márgenes del estuario y la zona costera, y también a lo largo de la ruta migratoria de los recursos hacia el interior de la laguna (Barcellos, 1966; Costa, 2001). Las redes tenían aproximadamente 300 metros de largo y eran utilizadas para cercar cardúmenes de tainha, corvina, miragaia, bagre y hasta concentraciones de camarão-rosa cercanas a las márgenes del estuario. La pesca de tainha, por ejemplo, era realizada en dos lugares específicos de la boca del estuario y controlada por un sistema de sorteo que determinaba el día y la hora para que cada pareja realice su lance sobre los grandes cardúmenes de tainhas adultas que se dirigían hacia el mar en los meses de abril y mayo. Capturas del orden de 60 000 tainhas (aprox. 90 toneladas) eran obtenidas en un único

CUADRO 5
Evolución de las principales pesquerías artesanales e industriales en el sistema estuarino-costero del sur de Brasil



lance de pesca y para manipular esa gran cantidad de peces era necesaria la ayuda de hasta 30 pescadores (Barcellos, 1966).

La pesca de cerco con parejas continuó siendo importante hasta 1964, cuando la pesca artesanal de enmalle se intensificó en la región. Aún cuando el enmalle ya fuese utilizado con cierta frecuencia antes de los años 60 en la pesca de cazón y bagre, su uso en el estuario se intensificó cuando los pescadores anteriormente empleados en las parejas pasaron a pescar en barcos pequeños de su propiedad. Estos barcos eran motorizados (6 a 8 HP), tenían tamaño de 4 a 11 metros, capacidad máxima de tres toneladas, siendo construidos con el fondo plano para permitir la actividad de los pescadores en las aguas de menor profundidad del estuario (Barcellos, 1966). El enmalle posibilitó la expansión del área de pesca artesanal, permitiendo al pescador pescar en grandes áreas de la laguna donde los peces se encuentran más dispersos que en las áreas próximas a la boca del estuario. De acuerdo con los pescadores locales, la intensificación de la pesca de enmalle y el crecimiento de la flota industrial observado durante los años 60, provocó la disminución de los grandes cardúmenes de peces, lo que a su vez hizo inviable la pesca de cerco tradicional. Además de hacer posible el aumento del área y del tiempo de pesca, y al contrario de la pesca de cerco que era dirigida principalmente a cardúmenes de peces adultos, la pesca de enmalle convirtió también en vulnerable una mayor proporción de peces inmaduros que utiliza la laguna como área de crecimiento (Kalikoski y Vasconcellos, 2003).

El enmalle es en la actualidad el principal arte de pesca utilizada por los pescadores artesanales para la captura de peces. El tamaño de las redes de enmalle fue aumentando con el transcurso del tiempo en respuesta a la disminución de los rendimientos de la pesca artesanal. Por ejemplo, un pescador que usaba una red de 300 metros hace 20 años hoy necesita de 1 400 a 2 000 metros de red para capturar una cantidad igual o inferior de tainhas (la legislación actual permite un máximo de 1 800 metros de red por embarcación). Otros cambios importantes en el poder de pesca fueron provocados por el aumento de la potencia de los motores (en tanto motores de popa de 6 a 8 HP eran utilizados en el inicio de los años 60, actualmente son utilizados motores de centro de 10 a 24 HP), y el uso cada vez más frecuente de ecosondas para la localización de los cardúmenes. La creciente escasez de los recursos en el estuario de la Laguna de los Patos y el desarrollo en las tecnologías de locomoción y localización de cardúmenes provocó una intensificación del uso de aguas costeras menos profundas como área de pesca por los pescadores artesanales. La pesca en la región marina costera intercepta las especies estuarino-dependientes antes de su migración hacia el interior del estuario, así como especies marinas antes poco utilizadas por los pescadores artesanales, como la pescadinha, anchova y los camarones marinos (*P. muelleri* y *A. longinaris*).

Otra importante pesquería artesanal dirigida al camarão-rosa, sufrió cambios significativos en las prácticas y tecnologías de pesca durante las últimas décadas. El camarão-rosa era inicialmente capturado a lo largo de las playas y ensenadas de poca profundidad del estuario utilizando redes de arrastre manual y también redes de cerco (Barcellos, 1966). La pesca de arrastre era realizada durante el amanecer cuando, de acuerdo con los pescadores, el camarón migra en dirección a las aguas de menor profundidad y más protegidas del estuario. La introducción de redes fijas («redes de saco») ocurrió en los años 50 por influencia de pescadores del estado vecino, Santa Catarina. Las «redes de saco» tenían cerca de 10 metros de largo, eran fijas en aguas poco profundas con corrientes fuertes, y capturaban los camarones en las corrientes de salida del estuario. Con la introducción de los motores a combustión al iniciar la década del 60, el arrastre de portones se volvió común en la pesca del camarão-rosa en el estuario de la Laguna de los Patos. La pesca de arrastre de portones era realizada principalmente en las zonas más profundas del estuario o en áreas con fondo arenoso, aunque sea conocido el hecho de que muchos pescadores también arrastran sobre las

ensenadas de aguas poco profundas (Kalikoski y Vasconcellos, 2003). A pesar de ser prohibido por ley (IBAMA) el arrastre de portones es aún ampliamente empleado por los pescadores artesanales. En los años 70, los pescadores de Santa Catarina también introdujeron la pesca con «aviãozinho», siendo hoy el principal arte empleado en la captura del camarão-rosa y el único permitido por ley. Las redes son colocadas en las ensenadas de aguas poco profundas del estuario y capturan el camarón a través de atracción luminosa producida por faroles alimentados a gas (D'Incao, 1985).

La pesca con «aviãozinho» evolucionó a lo largo del tiempo y como las «redes de saco», eran colocados próximos a los canales del estuario y la corriente contribuía para la captura de los camarones. Posteriormente, para garantizar la seguridad de la navegación, la Capitanía de Puertos prohibió la colocación de redes próximas al canal principal de navegación del estuario. Actualmente las redes fijas son colocadas principalmente en aguas poco profundas donde frecuentemente capturan además juveniles antes de su migración al océano. De acuerdo con los pescadores locales, la colocación de las redes en las aguas poco profundas provoca la captura de camarones de un tamaño por debajo del ideal (Kalikoski, 2002). Cuando las redes son colocadas con la boca paralela a la playa, son capturados camarones mayores que están migrando para el mar. Por otro lado, al colocar las redes de boca perpendicular a la playa son capturados camarones juveniles que migran entre las zonas profundas y poco profundas del estuario. La posición de las redes y el uso de atracción luminosa son factores importantes que determinan el mayor poder de pesca del «aviãozinho» comparado con otros tipos de artes de pesca utilizados para el camarón en el estuario.

De acuerdo con los pescadores, la introducción y amplia diseminación del «aviãozinho» impactó negativamente otras pesquerías dirigidas al camarón («redes de saco» y arrastre) porque una gran proporción del efectivo es capturado antes de su migración a las zonas del canal y también para el bajo estuario. Para compensar la disminución del rendimiento de estas pesquerías hubo una intensificación de la pesca de arrastre lo cual contribuyó al aumento del esfuerzo de pesca dirigido al camarão-rosa en la Laguna de los Patos (Kalikoski y Vasconcellos, 2003). Por ejemplo, el número de redes por pescador aumentó entre los años 70 y 90 de cuatro para no menos de 15 redes/pescador. Muchos pescadores reclaman que el uso de 10 redes por pescador (autorizado por el IBAMA) no es hoy rentable y por lo tanto, muchos utilizan un número de redes mayor. Se estima que en la actualidad más de 15 000 redes son utilizadas en todo el estuario durante la zafra del camarón (Vieira *et al.*, 1996). D'Incao (1985; 1991) estima que la pesca del camarón en el estuario es tan intensa que una cantidad muy pequeña de camarones consigue migrar hacia el mar y completar su ciclo de vida.

Uno de los efectos de los cambios en las tecnologías y en las prácticas de la pesca artesanal es observado en el calendario de pesca. Desde el tiempo en que no existían reglas formales para el manejo de la pesca en la región (hasta los años 60), los pescadores artesanales seguían un calendario de actividades adaptado al ciclo de vida y abundancia de los diferentes recursos del estuario y también influido por las características de las tecnologías y las prácticas de pesca (Reis *et al.*, 1994; Kalikoski y Vasconcellos, 2003). La Figura 4 muestra la variación del calendario de pesca artesanal entre los años 60 y 90. De enero a mayo la pesca era dirigida al camarão-rosa y a la tainha. La pesca de tainha ocurría en dos momentos, en enero, cuando los adultos regresaban de las áreas de desove en el mar y durante la «corrida da tainha», que sucedía normalmente entre los meses de abril a junio. La pesca del bagre se iniciaba en el mes de agosto y terminaba a inicios de noviembre, cuando la llegada de grandes cardúmenes de corvina y miragaia daba inicio a una nueva safra.

En el área costera, alrededor de la boca del estuario, la pesca artesanal también sigue un calendario bien definido. Durante los meses fríos la pesca es dirigida a la anchova, pescadinha, cazones y camarones marinos, en tanto que durante la primavera y el verano se pesca corvina y tainha. El calendario permitía a los pescadores beneficiarse

de los recursos más abundantes a lo largo del año, al mismo tiempo que limitaba la presión de la pesca sobre una única especie y/o período crítico del ciclo de vida. Por ejemplo, la pesca de bagres durante los meses de verano, cuando los machos adultos están incubando a los juveniles (Reis, 1986), era normalmente desalentada e innecesaria considerando la abundancia de otros recursos en ese período, como la corvina y el camarão-rosa. Hasta la reciente formulación de reglas formales estableciendo el calendario de actividades de la pesca artesanal (Decreto IBAMA 1271/98 y 144/01; ver ítem 6.3) aún existía un calendario de pesca, pero de mucho menor significación que en el pasado. Especies como la tainha, que eran capturadas principalmente durante la corrida da tainha en los meses de abril y mayo, pasaron durante los años 90 a ser objetivos de la pesca artesanal prácticamente todo el año (Figura 4). Para otros recursos como el bagre, el colapso del recurso ocasionó un cambio del calendario durante la primavera hacia el invierno, cuando ocurre una pequeña pesquería en el alto-estuario. Transformaciones tecnológicas (de la pesca de cerco a la pesca de enmalle) también propiciaron la captura de tainhas y corvinas en el mismo período, pues ambas especies están presentes en el estuario prácticamente todo el año y son vulnerables al mismo arte de pesca. Estos cambios observados en el calendario de la pesca artesanal representan un importante indicador de los cambios en la resiliencia del sistema ambiental de la pesca.

La pesca artesanal fue responsable de cerca del 80 por ciento del total de los desembarques en el sur de Brasil en 1966 que, después de alcanzar el máximo histórico de 43 600 toneladas en 1972 fue disminuyendo a menos de 5 000 toneladas al final de los años 90 (Figura 3). Actualmente, los principales recursos pesqueros artesanales están sobre-explotados o colapsados, y los rendimientos muy próximos al nivel de subsistencia, con excepción del camarão-rosa, que esporádicamente garantiza buenos recursos económicos a los pescadores en los años en que las condiciones ambientales son propicias para la producción del camarón (IBAMA 1995; Reis y D'Incao, 2000). Cuando la safra de mayor valor económico (camarão-rosa) es buena (más de 5 000 toneladas/año), la renta mensual del pescador llega a \$EE.UU. 100, y cuando la captura es baja (máximo de 2 000 toneladas/año), la renta disminuye a menos de la mitad de ese valor por mes (H.Rodrigues, IBAMA, com. pess).

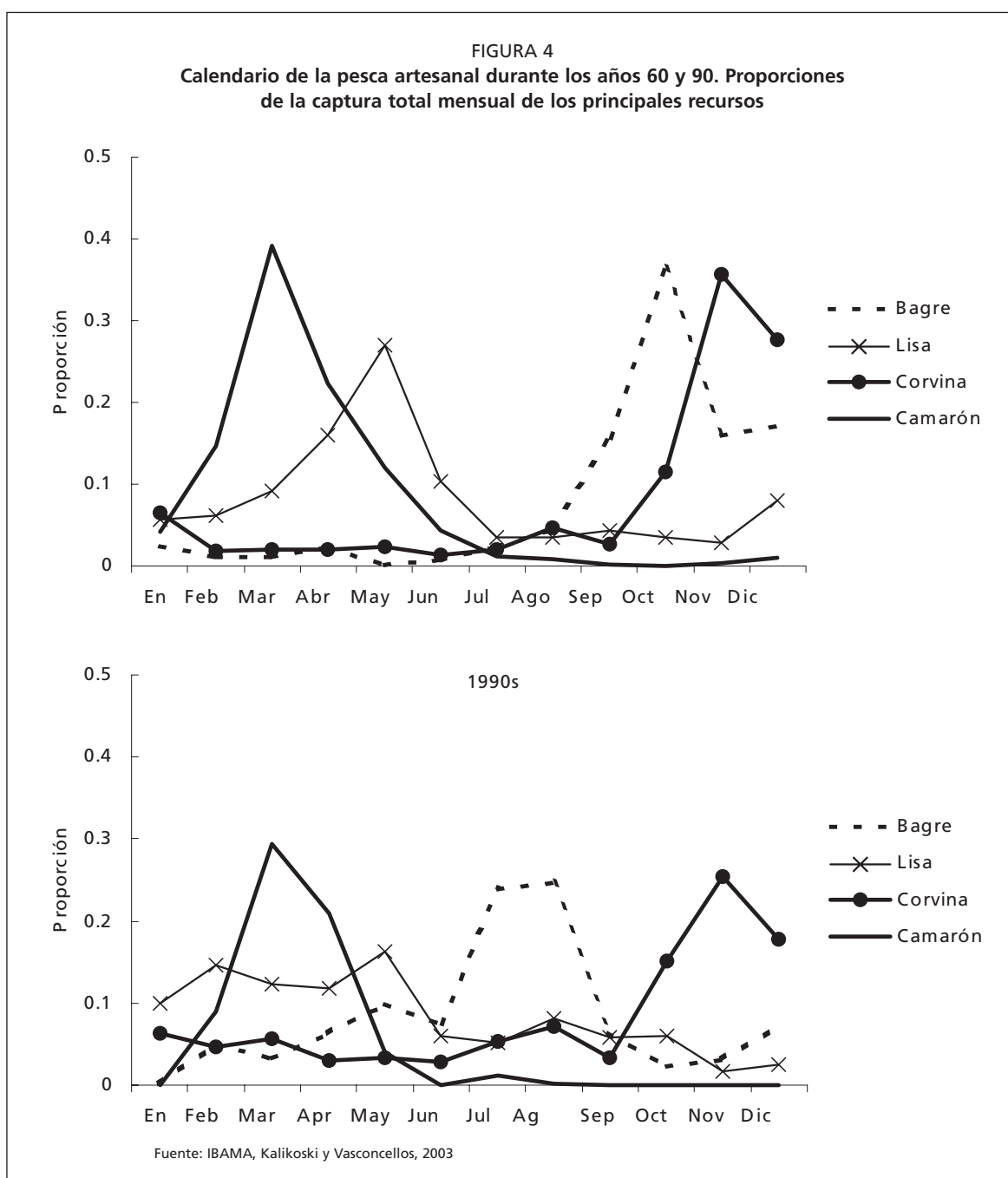
A pesar de no existir estadísticas oficiales sobre la evolución del esfuerzo de la pesca artesanal, pescadores, técnicos y científicos están de acuerdo de que durante las últimas décadas ha habido un aumento significativo del número de pescadores y embarcaciones artesanales actuando en el estuario de la Laguna de los Patos. De acuerdo con Rodrigues (1989) la población de pescadores artesanales aumentó mucho después de la segunda mitad del siglo XX debido a un conjunto de factores que incluyen el crecimiento poblacional de las comunidades de pescadores, la migración de agricultores hacia la pesca y también la migración estacional de pescadores de otras regiones, principalmente del estado de Santa Catarina. Éstos migraron inicialmente hacia el estuario de la Laguna de los Patos para participar de la pesca de la tainha (Rodrigues, 1989), pero con el tiempo pasaron a participar de la pesca del camarão-rosa (D'Incao, 1985). El aumento del esfuerzo de la pesca artesanal y las transformaciones tecnológicas han tenido un papel importante en el aumento de la intensidad de pesca en el estuario de la Laguna de los Patos. Sin embargo, como se discute a continuación, el acentuado crecimiento de las pesquerías industriales a partir de los años 70, fue un factor decisivo que llevó a la sobre-explotación de los principales recursos estuarino-costeros.

4.2.2 Pesca industrial

La pesca industrial de arrastre comenzó en la costa de Río Grande do Sul en 1947, extendiéndose en las décadas siguientes hacia las áreas de pesca de Uruguay y Argentina, teniendo como objetivo la corvina, la pescada olhuda y la merluza. Fue solamente en los años 1970 que esa actividad se intensificó en el sur de Brasil en respuesta a la limitación

del acceso de barcos brasileños en aguas territoriales uruguayas y argentinas, y también, debido a incentivos fiscales del gobierno federal para la industrialización de la pesca (Yesaki y Bager, 1975; Diegues, 1995; Souza, 2001). Hasta principios de la década de 1980, los arrastreros eran de 22 a 35 m de largo y 250 a 650 HP de potencia y era común el arrastre de puertas en el invierno, cuando la abundancia es mayor y de pareja el resto del año (Haimovici *et al.* 1989). Las pesquerías de arrastre de portones y parejas tuvieron pocas modificaciones tecnológicas con el transcurso del tiempo, aunque el poder de pesca haya aumentado debido a la incorporación de navegadores por satélite y al uso de ecosondas. El uso de mallas pequeñas (50 a 70 mm) y de un forro en el saco convierten a ambas pesquerías en muy poco selectivas (Vooren, 1983). El arrastre de parejas es dirigido a castanha y la pescada olhuda en los meses fríos y a la pescadinha y la corvina en los meses calurosos. Mas recientemente, la pesca de arrastre de portones se limitó a los meses de invierno, dirigida principalmente a castanha, pescada olhuda

FIGURA 4
 Calendario de la pesca artesanal durante los años 60 y 90. Proporciones de la captura total mensual de los principales recursos



y en menor proporción a la corvina y cazones (Haimovici, 1997; Haimovici *et al.*, en preparación).

La pesca de cerco se realiza en la región sur desde 1962 por traineras, la mayoría de Santa Catarina que se traslada hacia el sur durante el otoño y el invierno para capturar principalmente tainhas y anchovas, y algunas veces, xixarro *Trachurus lathami*, cavalinha *Scomber japonicus* y hasta especies demersales como corvina y castanha (Yesaki y Bager, 1975). Hasta la década de 1980, en la mayor parte de los barcos las redes eran recogidas manualmente por más de 25 tripulantes y la pesca se realizaba principalmente entre la costa y los 50 m de profundidad (Krug y Haimovici, 1991). Actualmente, las embarcaciones son de 18 a 27 m de largo, con motores de 230 a 450 HP de potencia. Las redes tienen de 600 a 800 m de largo, 70 a 80 m de altura y malla de 13 mm entre nudos opuestos. Todas las traineiras utilizan huiches hidráulicos (power block) y pangas con motores poderosos, 85 por ciento tienen sonar y las tripulaciones son de 15 a 17 hombres. El área de pesca fue ampliada hasta la isóbata de 100 m. Esta flota fue la que experimentó el mayor grado de evolución tecnológica y aumento individual de poder de pesca. Arrastreros de tangones provenientes de la región sudeste comenzaron a trabajar en la pesca de camarones marinos, peces demersales y bentónicos en la región sur alrededor de 1985. Los barcos son de madera o hierro, de 20 a 24 m de largo y motores de 250 a 350 HP. La pesca de camarones se realiza en aguas poco profundas en los meses de primavera y verano. Entre el otoño y la primavera, la pesca dirigida a peces se dirige inicialmente al pez ángel (*Squatina* spp) en la plataforma externa hasta los 140 m de profundidad y posteriormente al lenguado, principalmente *Paralichthys patagonicus* en profundidades de 20 a 80 m. En tanto la pesca de camarones fue altamente variable de año en año; la pesca de peces muestra una disminución en los desembarques de lenguado y de pez ángel (Haimovici y Mendonça 1996 a).

Dos tipos de pesquerías de enmalle se desarrollaron en la costa de Río Grande do Sul, teniendo origen diferente. A partir de 1980 tuvo inicio la pesca de enmalle semi-industrial en aguas poco profundas (< 40 m), con embarcaciones de madera de 12 a 15 m de largo, 90 a 120 HP de potencia y hasta 20 toneladas de registro bruto (Reis *et al.* 1994). Estas embarcaciones son de armadores locales de Río Grande y están tripuladas por seis a ocho pescadores que trabajan principalmente con redes de enmalle pero, en ocasiones, realizan la pesca con anzuelos. En 1991 participaban de esta pesquería 150 barcos que actuaban con una estacionalidad bien definida: tainha en otoño, anchova, castanha, y pescada olhuda en invierno, y corvina en primavera. La pesca de enmalle en plataforma que opera principalmente en profundidades superiores a 50 m se inició en 1989, desarrollándose rápidamente en los años siguientes por barcos que operan en los puertos de Río Grande, Itajaí y Navegantes (Santa Catarina). Los barcos utilizados son camaroneros y arrastreros adaptados de 17 a 26 m de largo, 160 a 375 HP de potencia y redes de enmalle de profundidad de varias millas de longitud. Inicialmente este tipo de pesquería se realizaba en los meses de invierno dirigida principalmente a cazones pero a partir de 1992 se extendió a todo el año. Actualmente son capturados cazones, corvina, pargo blanco y pescadilla de red.

De un modo general hubo pocos cambios en el tamaño y potencia de los barcos. Tampoco hubo cambios en el método de conservación del pescado a bordo. En todos los barcos de la flota industrial de plataforma el pescado es conservado en la bodega entre capas de hielo en escamas. Por esta causa los viajes pueden durar hasta un poco más de dos semanas pero, salvo capturas excepcionales, duran entre 10 y 14 días para evitar la pérdida de calidad de la captura.

5. ESTADO DE EXPLOTACIÓN DE LOS PRINCIPALES RECURSOS E IMPACTOS DE LA PESCA EN LOS ECOSISTEMAS

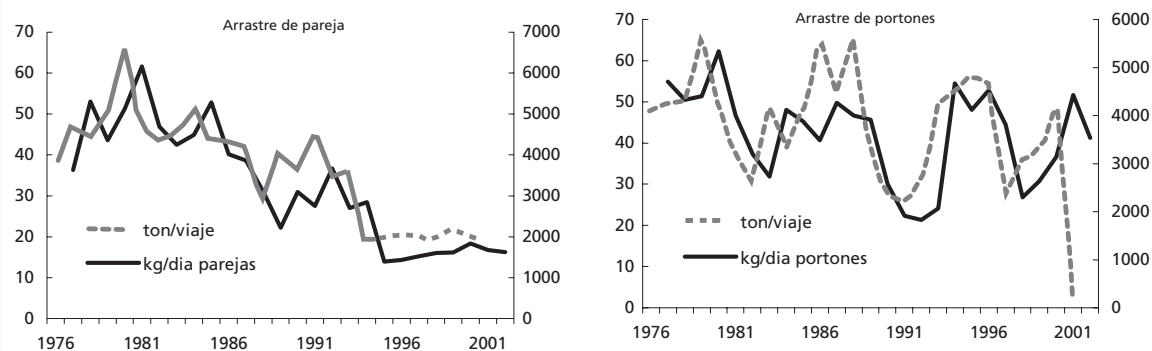
La pesca industrial de arrastre de pareja y portones es la que presenta la serie de datos de captura y esfuerzo más extensa y consistente, pues los barcos sufrieron menos

modificaciones en su poder de pesca además de capturar las especies más abundantes en la plataforma. Por eso se constituye en la mejor serie disponible de datos de captura y esfuerzo para evaluar los cambios de abundancia relativa. La Figura 5 muestra las series de toneladas por viaje y kg por día en el mar para el conjunto de las especies desembarcadas anualmente por la pesca de arrastre en el período 1975-2001. Se observa una tendencia de disminución de la CPUE de las parejas de más del 60 por ciento, mostrando que es un indicador de cambios en la abundancia. La CPUE de la pesca de portones presenta ciclos plurianuales correlacionados con ciclos en las capturas. Esto se debe a que la pesca de portones sólo es rentable cuando la disponibilidad de peces es mayor y muestra que los rendimientos de los arrastreros de portones no son un buen estimador de la abundancia. Se observa que a partir de inicios de la década de 1980 la CPUE en kg/día en el mar disminuye en relación a ton/viaje como consecuencia del aumento en la duración de los viajes. A partir de la década de 1990, esta tendencia se invierte para los arrastreros de portones, que pasan a trabajar en el invierno cuando la disponibilidad de peces es mayor. De forma general, los arrastreros de portones y las parejas cambian poco desde inicios de la década de 1980 en relación al tamaño y a la potencia (Haimovici *et al.*, 1989) aunque hubieron cambios importantes en los equipos de posicionamiento y en las ecosondas que aumentaron el poder de pesca de las embarcaciones. Por lo tanto, los cambios en la CPUE probablemente subestimen la disminución de la abundancia mostrada.

Varios padrones fueron observados en las series de desembarques por día en el mar de diversas especies o conjuntos de especies en la pesca de parejas (Figura 6). Éstos pueden reflejar cambios en la abundancia como también en el direccionamiento de la pesca. La corvina, castanha, pescada olhuda, y pescadinha muestran tendencias de disminución, aunque con muchas oscilaciones, particularmente la pescadilla de calada. Para los elasmobranchios en conjunto, la corvina negra, el pargo rosado y el bagre, la disminución es tan importante que indica claramente al agotamiento de los stocks.

Los desembarques de anchova, principal especie pelágica de plataforma, tuvieron su máximo en la década de 1970 y posteriormente mostraron varios ciclos plurianuales de mayor o menor abundancia. Los cambios en los rendimientos de las especies pelágicas son más difíciles de evaluar debido al comportamiento contagioso de la flota que utilizan cerco y a las unidades de esfuerzo disponibles: N° de barcos y viajes. Por otro lado la

FIGURA 5
Desembarques promedio en Rio Grande en kilos por día de mar y toneladas por viaje de arrastreros de portones y parejas entre 1975-2001



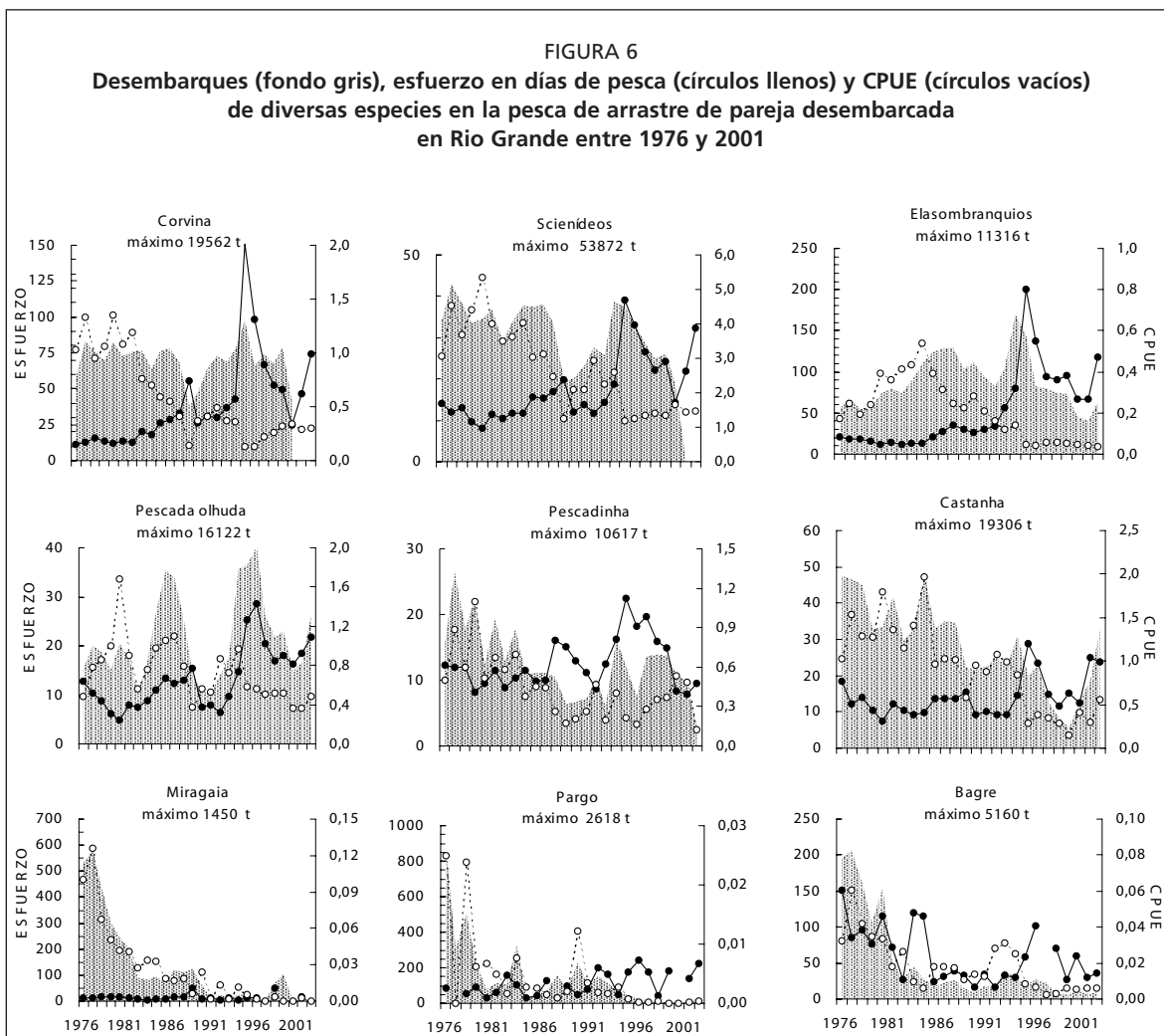
Fuente: SUDEPE; CEPERG/IBAMA; Haimovici *et al.*, en preparación

incorporación de equipos como power-block y el aumento de potencia de las pangas, además de los equipos acústicos y de posicionamiento, alteraron el poder de pesca de forma importante en las últimas décadas y también dificultan la caracterización del esfuerzo.

Las informaciones recogidas demuestran que la gran mayoría de los recursos pesqueros explotados en el sistema estuarino-costero del sur de Brasil se encuentran sobre-explotados. La abundancia de corvina, uno de los recursos más resilientes de este sistema, ha disminuido continuamente durante las últimas dos décadas, siendo las actuales intensidades de la pesca de arrastre y de enmalle consideradas insustentables (Haimovici, 1998; Reis y D'Incao, 2000). La biomasa del efectivo de castanha disminuyó aprox. 50 por ciento entre 1976 y 1983 (Haimovici, 1988) y los desembarques de la especie disminuyeron de 19 000 toneladas a fines de los años 70 a menos de 10 000 en años recientes. La pesca sobre el efectivo de pescadinha, también sobre-explotado, muestra actualmente rendimientos promedio (aprox. 3.800 toneladas) 50 por ciento inferiores al rendimiento máximo sostenible estimado para la especie (Haimovici, 1997). Recursos menos resilientes como la miragaia y el bagre, fueron sobre-explotados durante los años 70, y sus pesquerías en el estuario de la Laguna de los Patos colapsaron en el inicio de los años 80 (Reis *et al.*, 1994). Los principales efectivos de elasmobranquios muestran una disminución de la abundancia de más de 75 por ciento desde 1985. El pez guitarra (*Rhinobatos* sp.) fue intensivamente explotado por la pesca artesanal de arrastre de playa hasta la década de 1970 y por la pesca de arrastre de portones y de parejas en la década siguiente. Los efectivos de pez angel (*Squatina* spp.) vienen siendo explotados por la pesca industrial de arrastre desde la década del 70, volviéndose posteriormente en la década de 1980 objetivo de la pesca de tangones y más recientemente de la pesca de enmalle de profundidad. El recurso de camarão-rosa también muestra señales de disminución de rendimientos (D'Incao, 1991). Aún cuando las capturas presentan una alta variabilidad natural, los desembarques promedio disminuyeron de 4 016 toneladas en los años 70 a 2 152 toneladas en los años 90 (Reis y D'Incao, 2000). Sobre el recurso de tainha no existe mucha información, en tanto, la disminución de los desembarques de la especie, de 4 291 toneladas en 1975 a 500 toneladas en 1998, muestran señales de que el recurso está bajo una fuerte presión pesquera.

Según Haimovici (1998) los rendimientos totales de la pesca de especies demersales hasta 1994, se sustentaron debido a la intensificación de pesca de recursos poco explotados en cuanto la abundancia de los más explotados disminuyó y también debido a la incorporación de nuevos métodos de pesca (tangones, enmalle industrial). El desarrollo histórico de la pesca dirigida a recursos demersales de plataforma en la región resultó, por ejemplo, en el colapso de bagres, pargo y miragaia en los años 70, disminución abrupta de los stocks de castanha, pescadinha y viola en el inicio de la década del 80 y la sobrepesca de elasmobranquios. La incorporación de datos recientes confirma estas tendencias (Figura 5). Es probable que los rendimientos totales de la pesca demersal en la región disminuyan aún más en los próximos años con el agotamiento de los stocks de corvina y la reducción de los rendimientos de otras especies.

La sobrepesca de éstos recursos toma una dimensión ecosistémica cuando se evalúa cuanto de la capacidad de sustento del ecosistema es apropiado por la pesca. Analizando la productividad y la estructura trófica de la plataforma continental sur de Brasil, Vasconcellos y Gasalla (2001) estimaron que la pesca en la región utiliza, desde los años 70, cerca del 30 por ciento de la capacidad de sustento del ecosistema y ocupa un nivel trófico constante (3.6) debido a una alternancia de especies de nivel trófico elevado como objetivo de las pesquerías industriales. Comparando estos resultados con los obtenidos en otros ecosistemas intensivamente explotados (Pauly y Christensen, 1995), los autores llegan a la conclusión de que la magnitud de la extracción de biomasa por la pesca se aproxima a la capacidad productiva de este ecosistema y que el aumento de la producción pesquera depende en gran parte de la recuperación de los

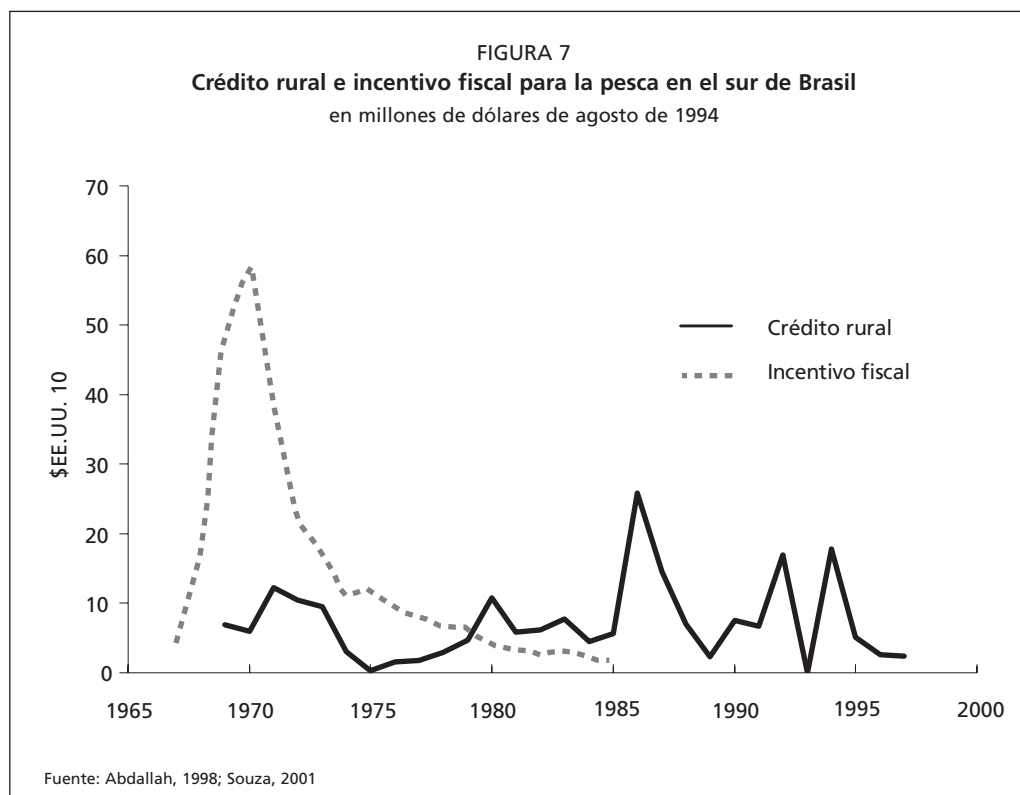


stocks actualmente sobre-explotados o colapsados. El impacto de esta intensa presión pesquera sobre la estructura y el funcionamiento del ecosistema aún no ha sido evaluado.

El «bycatch» o pesca y el descarte incidental de pequeños peces juveniles son uno de los impactos ecosistémicos de la pesca más comunes, siendo observados en ambas pesquerías, artesanales e industriales. Vieira *et al.*, (1996) estimaron, por ejemplo, que la pesca artesanal de camarão-rosa en el estuario de la Laguna de los Patos con el «aviãozinho» captura anualmente cerca de 600 toneladas de peces juveniles (principalmente de corvina y bagre) que son normalmente descartados. La magnitud del «bycatch» y del descarte en la pesca de arrastre artesanal es desconocida. El «captura accesoria» es particularmente importante en las pesquerías de arrastre industriales. Haimovici (1997) estima por ejemplo que, durante el inicio de los años 80, el volumen del «bycatch» descartado por la flota de arrastreros de portones y parejas llegaba a cerca de 46 por ciento de la captura total, siendo constituido principalmente de juveniles de pescada olhuda, pescadinha y castanha. El autor también estima que el descarte en la pesca de arrastre de tangones llega al 50 por ciento de la captura total en peso, constituido por pequeños peces teleósteos y elasmobranchios. De alguna forma, el manejo de la capacidad de pesca debe considerar estos impactos ecosistémicos causados por la pesca.

6. POLÍTICAS Y MEDIDAS DE GESTIÓN DE LA CAPACIDAD DE PESCA

La capacidad de pesca en la región fue influida por políticas públicas de incentivo económico al sector pesquero y más recientemente por medidas de reglamentación de la actividad pesquera. Las próximas secciones revisan las principales líneas de apoyo al sector pesquero, las medidas de reglamentación de la pesca y evalúan cualitativamente sus impactos potenciales sobre la capacidad de pesca y la sustentabilidad desde la década del 60.



6.1 Políticas de incentivo económico

Entre las políticas públicas federales de incentivo al sector pesquero se destacan el beneficio fiscal, el crédito rural, el Programa Nacional de Fortalecimiento de la Agricultura Familiar (PRONAF) y la política de subsidio al gasoil (Abdallah, 1998; Souza, 2001). Con relación a las políticas públicas estatales se destacan el Fondo de Apoyo al Desarrollo de los Pequeños Establecimientos Rurales (FEAPER) y el Programa RS-Rural.

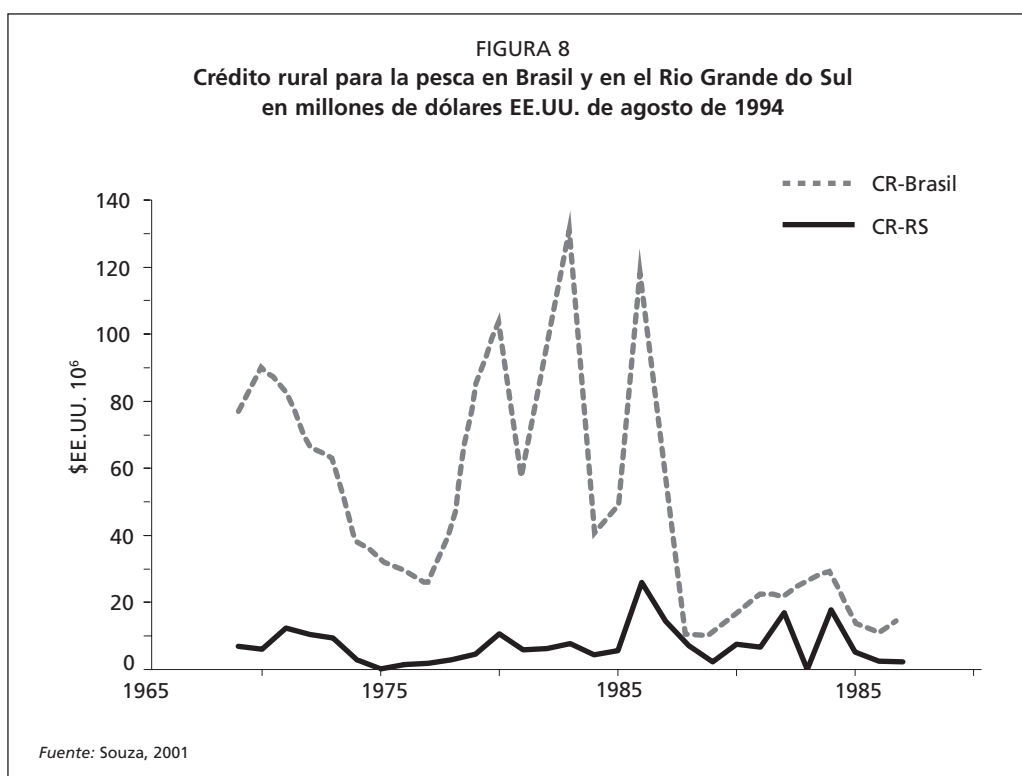
Las principales líneas de apoyo utilizadas para la promoción de la actividad pesquera en el Brasil, fueron el incentivo fiscal y el crédito rural (Figura 7). Ambas políticas tuvieron un papel fundamental en el aumento de la producción de pescado durante la década del 70, pues destinaron recursos para financiar la pesca y la adquisición y transformación reforma de barcos de pesca (Abdallah, 1998; Souza, 2001).

Los incentivos fiscales, que constituyen una forma de beneficio fiscal, fueron ampliamente utilizados por el gobierno federal después de los años 50, como política orientada para el desarrollo regional y sectorial. El incentivo fiscal a través del Decretoley 221/1967, permitió que las empresas hicieran deducciones tributarias del valor debido del impuesto a la renta para inversiones en la actividad pesquera. De acuerdo con Abdallah y Bacha, (1999), los recursos captados por el sector pesquero como incentivos fiscales, entre 1967 y 1986, fue de aproximadamente \$EE.UU. 1 130 millones¹, de los cuales 24,5 por ciento fueron invertidos en el sur de Brasil. Del total nacional recaudado en el período citado, 51 por ciento fue invertido en la industria de procesamiento, 20 por ciento en el sector de captura y el resto en la comercialización de pescado y en gastos administrativos (Abdallah y Bacha, 1999). Esta política de incentivos fiscales fue dirigida exclusivamente para el desarrollo y la modernización del sector industrial. Poca atención fue dada en este período a la conservación y el manejo de los stocks pesqueros, a la obtención de datos y el monitoreo de la actividad pesquera y del sector

¹ Los valores monetarios citados en este estudio están en dólares, a precios de agosto de 1994.

artesanal (Diegues, 1995; Abdallah, 1998). Abdallah (1998) concluye que la falta de un plan de desarrollo para lograr un mejor destino de los recursos fiscales y la falta de estudios sobre los stocks pesqueros, generó distorsiones entre la capacidad instalada de las industrias y el potencial de los recursos pesqueros, haciendo posible el desvío de recursos y la exclusión de los pescadores menos capitalizados de las políticas de incentivo económico.

El crédito rural concedido a la actividad pesquera consiste en préstamos a tasas de interés nominales inferiores a las tasas existentes en el mercado. La política de crédito rural (iniciada con la aprobación de la Ley n° 4 289 de 1965) fue orientada para tres segmentos principales: costeo, utilizada para la captura y procesamiento de pescado; inversiones, utilizado para la compra de embarcaciones; y comercialización de pescado. El sector que más se benefició con los recursos del crédito rural fue el de la pesca industrial. De acuerdo con Souza (2001), el crédito rural no llegó en forma adecuada a la pesca artesanal debido a un conjunto de factores, incluyendo la falta de capitalización del sector artesanal y consecuentemente, la falta de condiciones del pescador para poder cumplir las exigencias del préstamo bancario, además del paradigma vigente en la época de que el pescador artesanal era poco calificado para trabajar con técnicas de pesca modernas. La Figura 8 muestra que hubo una significativa reducción en el volumen de los recursos captados vía crédito rural por el sector pesquero de Brasil en el final de la década del 80. En tanto, el estado de Río Grande do Sul mantuvo, después de 1986, el promedio anual de volúmenes de recursos captados por el sector pesquero a lo largo de los años analizados, llegando a captar cerca del 69 por ciento de todo el crédito a la pesca de Brasil en el año 1988. Souza (2001) resalta en tanto que el sector pesquero no llegó a utilizar el 1 por ciento de los recursos del crédito rural en el Estado de Río Grande del Sur. Durante las últimas tres décadas y, particularmente a partir de la década del 80, gran parte del crédito rural para la pesca en el estado de Rio Grande do Sul fue destinado a costeo. Esa modalidad de crédito tiene por finalidad la captura, la conservación, el procesamiento y/o la industrialización del pescado. Durante el mismo período, el



crédito rural captado para la comercialización e inversiones en la pesca absorbió cerca del 16 por ciento y 8 por ciento de los recursos para la pesca, respectivamente.

Conjuntamente con las políticas de incentivo fiscal y crédito al sector pesquero industrial, el gobierno federal instituyó el Plan de Asistencia a la Pesca Artesanal (PESCART). Este plan se basó en la idea de que el modo de producción y el soporte tecnológico de la pesca artesanal era atrasado y constituía uno de los motivos de la pobreza del pescador artesanal (Marrul Filho, 2001). Se instituyó entonces en este período una asistencia técnica rural con el objetivo de enseñar nuevas técnicas de producción, modernizar las embarcaciones de los pescadores artesanales, principalmente por la sustitución de la propulsión a vela por la motorizada, y también organizarlos en cooperativas de comercialización. Según Marrul Filho (2001) los resultados de este plan mostraron que «no teniendo el poder de accionar políticas sociales necesarias para la creación de bases para romper con la pobreza que dominaba el medio pesquero artesanal- como educación, salud, saneamiento básico, electrificación y habitación- o PESCART puede ser entendido como promotor, de la misma forma que los incentivos fiscales, de una *modernización conservadora* e insustentable de las pesquerías de pequeña escala». La motorización de la flota artesanal llevó a un aumento de la presión pesquera sobre los recursos tradicionalmente explotados e introdujo nuevas prácticas de pesca, como el arrastre de portones, cuyos impactos potenciales sobre los ecosistemas costeros eran superiores a aquellos practicados hasta entonces por los pescadores artesanales.

El Programa Nacional de Fortalecimiento de la Agricultura Familiar (PRONAF) fue creado en 1996 teniendo como objetivo principal el financiamiento de la producción y renta familiar de pequeños productores rurales a través de dos líneas de acción: costeo e inversión. Los pescadores artesanales se convirtieron en los beneficiarios de los recursos del PRONAF a partir de la resolución del BANCEN N° 2 409 de 1977. Del crédito total nacional disponible entre 1977 y 1999, el sector pesquero recibió menos del 0,5 por ciento, siendo el restante destinado principalmente al sector agrícola (Souza, 2001). En Rio Grande do Sul, en 1997, a través del PRONAF, fueron efectuados apenas tres contratos, uno para adquirir pequeñas embarcaciones y dos para piscicultura, beneficiando a dos municipios. Después de 1998, el PRONAF aplicado a la pesca en el estado de Rio Grande do Sul fue destinado básicamente para costeo de pescadores artesanales con valor promedio de \$EE.UU. 890 por contrato. El número de contratos firmados, a lo largo de los cuatro años descriptos en el Cuadro 6, benefició a cerca de 1 000 pescadores. La mayor parte de estos recursos fue aplicada en la pesca extractiva, destacándose como beneficiarios los municipios del estuario de la Laguna de los Patos (Río Grande, San José del Norte, Pelotas y San Lorenzo del Sur).

Una política de promoción de la actividad pesquera adoptada repetidamente por el gobierno federal fue la del subsidio al gasoil para reducir costos y, consecuentemente aumentar la rentabilidad, visto que el combustible representa entre 40 y 60 por

CUADRO 6

Municipios del estado Rio Grande do Sul que recibieron recursos del Programa Nacional de Agricultura Familiar (PRONAF) para la pesca (valores en miles de dólares)

Municipios	1998		1999		2000		2001	
	Pesca	%	Pesca	%	Pesca	%	Pesca	%
Pelotas	74,2	12,8	158,4	24,8	168,2	26,9	151,8	26,
Rio Grande	244,3	42,2	158,4	24,8	194,5	31,1	347,1	60,1
São José do Norte	256,6	44,3	180,8	28,3	188,2	30,1	78,8	13,6
São Lourenço Sul	3,6	0,6	13,7	2,1	19,7	3,1	0,0	0,0
Otros	0,0	0,0	127,8	20,0	54,7	8,7	0,0	0,0
Total	578,8	100	639,2	100	624,9	100	577,9	100

Fuente: Banco Central do Brasil *apud* BRASIL, Ministério do Desenvolvimento Agrário, 2002.

ciento del costo total de la actividad pesquera (Souza, 2001). Esta forma artificial de incrementar la renta de las pesquerías tiende a incrementar la capacidad de pesca y por consiguiente, a agravar el estado de los recursos pesqueros. Souza (2001) resalta tres períodos en los que esta forma de subsidio fue ampliamente utilizado en el Brasil. La primera forma de subsidio al gasoil en 30 por ciento del valor de mercado fue paralela a la política de incentivo fiscal (1967 a 1986) y apuntaba a los productos de la pesca destinados a la exportación. La segunda política fue adoptada en 1996 por el gobierno federal a través de la concesión de una subvención económica en el precio del gasoil para las embarcaciones pesqueras nacionales. Con el objetivo de igualar el precio del gasoil nacional e internacional, el gobierno inicia en 1997 la política de subsidios al combustible para estados que dejasen de cobrar el Impuesto sobre Circulación de Mercaderías y Servicios (ICMS).

En contraste con las políticas federales de incentivos a la pesca, las políticas estatales (Rio Grande do Sul) tuvieron como objetivo mejorar las condiciones de vida del pescador artesanal. A través del Fondo Estadual de Apoyo al Desarrollo de los Pequeños Establecimientos Rurales (FEAPER), creado en 1988, el gobierno estadual pretendía elevar los índices de producción, productividad y mejorar las condiciones de vida de los pescadores artesanales y sus familias. Desde 1988 a 1998 el volumen total de recursos liberados para la pesca y la acuicultura sumaron \$EE.UU. 525 250, representando cerca del 1 por ciento del total de los recursos liberados por el FEAPER. En 2001, a través de un acuerdo de préstamo entre el estado de Río Grande del Sur y el Banco Mundial, fue creado el Programa RS-Rural. Los objetivos del RS-Rural fueron combatir la pobreza, la degradación de los recursos naturales y el éxodo de la población rural en el estado, mejorando su calidad de vida y su capacidad productiva. Para ser beneficiarios del RS-Rural los pescadores deben presentar propuestas en grupos de por lo menos cinco familias que comprueben depender de la pesca como principal fuente de subsistencia, poseer embarcaciones con un máximo de 10 toneladas de registro bruto y comprobar estar en actividad en la pesca en los últimos tres años por lo menos. A través de este programa fueron presupuestados para el año 2002, un total de \$EE.UU. 638 844 (Secretaria de Agricultura do RS) para ser gastados por los pescadores artesanales del estuario de la Laguna de los Patos. Entre los instrumentos utilizados por el programa se destacan la promoción de acciones integradas de infraestructura familiar y comunitaria, generación de renta y de manejo y conservación de los recursos naturales, junto con proyectos de soporte y desarrollo institucional.

6.2 Política de arrendamiento de embarcaciones extranjeras

La política de arrendamiento de embarcaciones extranjeras de pesca por empresas brasileras ha sido utilizada, desde su creación por el Decreto Ley N° 68 459 de 1971, como un instrumento importante para el desarrollo del sector pesquero industrial. A través de este decreto se estableció por ejemplo, una flota industrial de camareros provenientes del Golfo de México en el litoral norte y sudeste de Brasil y se expandió la pesca de túnidos oceánicos en las regiones nordeste, sudeste y sur con el arrendamiento de embarcaciones japonesas, chinas y españolas adaptadas a la pesca con sistema palangre y carnada viva (Perez *et al.*, 2001; Neiva, 2002). Desde 1998, con la creación del Departamento de Pesca y Acuicultura (DPA, Ministerio de Agricultura), el arrendamiento de flotas industriales extranjeras ha sido utilizado como una de las políticas de desarrollo del sector (The Brazilian Trade Magazine, 1999). Un nuevo instrumento legal fue establecido en 1998 (Decreto 2 840) con la finalidad de perfeccionar el decreto anterior volviéndolo más flexible y con menos restricciones. El nuevo decreto permitió que Brasil implementase una política de expansión de la pesca de atunes y afines y de esta forma, luchar por una mayor participación en la cuota determinada para el Brasil por el ICCAT. Además, en 1998, el DPA promovió un programa de expansión de la pesca en aguas profundas basado en el arrendamiento

de embarcaciones extranjeras por empresas brasileras. Los objetivos del programa son mejorar el conocimiento sobre recursos potenciales, evaluar la rentabilidad de la pesca de mar profundo y absorber tecnologías adecuadas para la captura y el procesamiento de especies hasta entonces no explotadas. La expansión de la pesca para regiones de mayor profundidad ha sido considerada por el DPA también como una alternativa para la reducción de la capacidad excesiva de la flota nacional sobre la plataforma continental (The Brazilian Trade Magazine, 1999; Perez *et al.*, 2001). Este programa fue implementado en el sur de Brasil en el 2000, cuando barcos con capacidad congelar a bordo de España, Reino Unido, Portugal, Corea y Japón comenzaron a actuar en áreas entre 200 y 900 m de profundidad utilizando arrastre de puertas, redes de enmalle, espinel y trampas (Perez *et al.*, 2001). La evaluación preliminar del resultado de este programa mostró la existencia de recursos potenciales sobre la plataforma externa y el talud (peixe sapo *Lophius gastrophysus*, são pedro *Zenopsis conchifer*, lula *Illex argentinus*), muchos de los cuales no soportarían por mucho tiempo la elevada intensidad de pesca de la flota arrendada (Perez *et al.*, 2001). Por otro lado, el efecto de esta política en la reducción del esfuerzo de pesca sobre los recursos explotados por la flota nacional es poco probable considerando que las embarcaciones industriales nacionales no cuentan con tecnología adecuada para operar en mar profundo y que la transferencia de tecnología propuesta por el gobierno ha sucedido normalmente a través de la nacionalización de las flotas extranjeras, lo que causaría un aumento aún mayor de la capacidad de pesca en el sur de Brasil.

6.3 El manejo y la reglamentación de la pesca

El manejo de la pesca en el Brasil es principalmente responsabilidad del gobierno federal, que se encarga de coordinar la evaluación del estado de los efectivos, elaborar e implementar la reglamentación del uso de los recursos acuáticos. Los métodos institucionales para la reglamentación de la pesca cambiaron a lo largo del tiempo (Kalikoski, 2002). El papel del gobierno en el manejo de la pesca se volvió particularmente predominante durante la década del 60 con la creación de la Superintendencia para el Desarrollo de la Pesca (SUDEPE) en el Ministerio de Agricultura, y el acuerdo con la FAO a través del Proyecto de Desarrollo Pesquero (PDP/SUDEPE). En 1989 la pesca pasó a formar parte de la agenda política del IBAMA en el Ministerio del Medio Ambiente. Los métodos institucionales para el manejo pesquero fueron alterados nuevamente en 1998, cuando la responsabilidad sobre el sector pasó a ser dividida entre el Ministerio del Medio Ambiente (IBAMA y el DPA) del Ministerio de Agricultura, Pecuaria y Abastecimiento. De acuerdo con Dias Neto (1999) este cambio representó uno de los momentos más anárquicos de la historia del manejo de la pesca en el Brasil. De una forma general, las dos agencias representan intereses en conflicto: el principal objetivo del DPA es promover y ejecutar programas para el desarrollo del sector pesquero (e.g. como el alquiler de embarcaciones extranjeras) y sus políticas se han caracterizado por la falta de consulta con los sectores menos capitalizados de la pesca. Por otro lado, el IBAMA quedó como responsable por la ejecución de la política nacional para el medio ambiente, principalmente a través del manejo sustentable y la conservación de los recursos naturales, incentivando la descentralización, la división de responsabilidades en la toma de decisiones mediante el estímulo a los procesos de cogestión y el manejo comunitario a lo largo del litoral. En 2003 se extingue el DPA y se crea la Secretaría Especial de Acuicultura y Pesca (SEAP), que actualmente divide con el IBAMA la responsabilidad por el manejo de la pesca,

El manejo de la pesca en el sistema estuarino-costero del sur de Brasil fue tradicionalmente realizado como un proceso de «arriba hacia abajo», donde el gobierno decide, establece e implementa unilateralmente las reglas (Reis y D'Incao, 2000). Tal administración pesquera fue conducida sin consulta con las comunidades pesqueras y el resultado que se observó a lo largo de las últimas décadas ha evidenciado una

falla en producir resultados satisfactorios. Frente a la grave situación enfrentada por los pescadores artesanales con el colapso de los recursos pesqueros tradicionales en la Laguna de los Patos (Reis *et al.*, 1994), y beneficiándose de la actual política de descentralización adoptada por el IBAMA, fue establecido en julio de 1996, en la ciudad de Río Grande, el Forum de la Laguna de los Patos para organizar al sector pesquero en relación a la política de desarrollo y administración de la pesca artesanal (Reis y D'Incao, 2000). El Forum es un órgano colegiado que funciona cooperando con el sector pesquero en el ámbito político, económico y jurídico, compuesto por entidades y representantes de la sociedad civil organizada y los poderes públicos de los municipios del entorno del estuario de la Laguna de los Patos. Está compuesto por 21 instituciones: cuatro colonias de pescadores (Z1, Z2, Z3, Z8), Pastoral de los Pescadores (órgano de la Iglesia Católica), Sindicato de pescadores de Río Grande, Sindicato de las Industrias de pesca de Río Grande, IBAMA, Patrulla ambiental, tres universidades de la región (FURG, UCPel, UFPel), Gobierno del estado de Rio Grande do Sul, Promotoria público, Capitanía de Puertos, Organizaciones no gubernamentales (ONG) ambientalistas, EMATER y las intendencias municipales de Río Grande, São José do Norte, Pelotas y São Lorenço do Sul. Son competencias del Forum, entre otras, promover acciones en el sentido de proponer y apreciar, en carácter cooperativo, directrices de la política de administración pesquera, procurando crear instrumentos imprescindibles para su ejecución, colaborar, integrar y sugerir acciones del sector público y de la iniciativa privada, con el objetivo de controlar el esfuerzo de pesca y recuperar la capacidad productiva de la Laguna de los Patos; incentivar la organización y el desarrollo sustentable de las comunidades pesqueras; explicar y concientizar a la sociedad sobre el uso adecuado de los recursos naturales (Decreto 171/98- IBAMA). El Forum representa un ejemplo de institución creada a partir de los propios actores del sector pesquero, haciendo posible una relación directa entre las entidades gubernamentales y el agente a quién son destinadas las decisiones. Representa entonces el establecimiento y la implementación de un nuevo orden institucional para el manejo de la pesca artesanal. El nuevo arreglo institucional establecido con el Forum de la Laguna de los Patos representa una iniciativa local para la gestión compartida (cogestión) de los recursos pesqueros (Pinkerton, 1989).

Desde el establecimiento del Forum, la reglamentación de la pesca en el estuario de la Laguna de los Patos ha sido ampliamente debatida, redefiniendo reglas y derechos de uso de los recursos pesqueros. Una de las primeras iniciativas de este proceso de cogestión fue la discusión y establecimiento de medidas de reglamentación, como tamaño de malla, períodos de veda y otras restricciones (Decreto IBAMA 1712/98; 144/01). De acuerdo con Reis y D'Incao (2000) el Foro alcanzó los siguientes resultados para la pesca artesanal en el estuario de la Laguna de los Patos:

- 1) El establecimiento de un período de veda de cuatro meses (junio a septiembre) dentro del estuario, posibilitó el pago del seguro de desempleo a los pescadores artesanales que comprobaron estar registrados en el IBAMA y ejercer la actividad pesquera desde por lo menos 3 años atrás. Por primera vez los pescadores locales están en condiciones legales de recibir este tipo de beneficio creado en 1991 por el gobierno federal y relacionado, en el caso de los pescadores, a los períodos de veda en las pesquerías.
- 2) La pesca en el estuario de la Laguna de los Patos fue restringida a los pescadores artesanales que comprueben depender de la pesca como única fuente de subsistencia. Por primera vez se prohibió ejercer la pesca en la región a los pescadores del estado vecino (Santa Catarina) que acostumbran a desplazarse hacia el estuario de la Laguna de los Patos durante la pesca del camarón.
- 3) Por primera vez la reglamentación de la pesca y la tentativa de limitar la explotación de los recursos fue realizada localmente a través de un proceso de «abajo para arriba» (Cuadro 7).

CUADRO 7
Normas que controlan el uso de los recursos pesqueros en los distintos ambientes del sistema estuarino-costero del sur de Brasil

	Lagunas costeras	Estuario	Costa	Oceánico
Limita las áreas	- convergencia entre ríos y lagunas	No	- arrastre dentro de las 3 millas - pesca de siri a 6 Km de la desembocadura de la Laguna dos Patos - pesca de anchoa dentro de las 3 millas	-flota extranjera arrendada: arrastre de fondo y media agua a menos de 200 m de profundidad, malla de fondo a menos de 100 m, palangre de fondo a menos de 600 m
Limita el acceso	- limita la pesca (licencias) en la Laguna Mirim a pescadores que viven en la área	- limita la pesca (licencias) en el estuario de la Laguna dos Patos a pescadores que pescan por subsistencia 3 años por lo menos	- limita el número de licencias para la pesca industrial de arrastre de peces y camarones	
Periodos de veda	- durante las migraciones reproductivas de las especies	- camarón rosado: 1/06- 31/01 - lisa: 1/06 - 30/09 - corvina: 1/03 - 30/09 - bagre: 1/05-30/09; 1/12 -28/02	- camarones: 1/03 - 31/05 - anchoa: 1/11 - 31/03 (o 1/12- 31/03 para barcos <10 m dentro de las 10 millas) - bagre: 1/01 - 31/03	
Tamaño mínimo	- camarón rosado (90 mm); lisa (35 cm); corvina (35 cm); bagre (40 cm); pejerrei (20 cm); lenguado (35 cm); siri (12 cm)		- anchoa (40 cm)	
Limita artes de pesca	- enmalle de fondo - arrastre, cerco y artes con electricidad - mallas entre 50 y 70 mm - < 1,830 m red por pescador en la Laguna Mirim	- arrastre de todo tipo - < 10 aviãozinho/pescador - red de enmalle < 1,830 m y <100 mallas de altura por pescador - tamaño mínimo mallas (24 - 140 mm) - tamaño máximo aviãozinho (15 m)	- malla arrastre > 90 mm - malla arrastre camarones > 24 mm - red arrastre camarones <12 m	- malla arrastre > 90 mm - uso de mecanismos de reducción de bycatch de tortugas en arrastreros de camarones > 11 m
Cota	No	No	No	- max. 5 % captura accidental de peces de fondo por arrastreros arrendados
Protección de habitats costeros	- protección de ríos y lagos, normas para calidad del agua - protección de hábitat ribereños	- protección y normas para cualidad de la agua en áreas rasas del estuario - protección de las marismas	Normas federales de prevención de contaminación por aceites y otros contaminantes	Normas federales de prevención de contaminación por aceites y otros contaminantes

Fuente: IBAMA; DPA Kalikoski et al., 2002.

El Forum también ha articulado diversos acuerdos interinstitucionales para: crear un fondo de emergencia para los pescadores artesanales, financiado por el gobierno estadual y federal, con el objetivo de aliviar la situación económica de los pescadores durante años muy desfavorables. También estableció un acuerdo entre el IBAMA, la Marina y la Policía Ambiental para la fiscalización de la región costera (hasta 3 millas de la costa) para evitar la pesca ilegal de arrastreros de la flota industrial.

El Cuadro 7 muestra un sumario de las leyes y decretos que controlan el uso de recursos pesqueros en el sistema estuarino-costero del sur de Brasil. Las medidas fueron agrupadas por ambientes y de acuerdo con las distintas formas de restricción, incluyendo el licenciamiento, período y áreas de veda, tamaño mínimo de las especies, restricciones relacionadas al tipo de aparejos de pesca, así como normas para la protección de hábitats costeros y preservación de la calidad del agua. Este conjunto de reglas representa acciones de manejo (*sensu* Pinkerton, 1989), reesponsables por la prevención de la sobrepesca de los recursos.

En el cuadro se evidencia que diversas modalidades de pesca son actualmente controladas por sistemas de licencias que en la pesca artesanal de aguas estuarinas y lacustres está sujeto al local de residencia y a la fuente de renta de los pescadores. En la pesca industrial las únicas pesquerías controladas por permisos son las de arrastre. En las demás modalidades de pesca industrial (como cerco y enmalle) el acceso permanece aún sin restricciones. Las reglas más comunes que se adoptan son las que definen períodos de veda, talla mínima de las especies y las características de las artes de pesca (número de redes, tamaño de malla, etc.). El número de restricciones varía con los ambientes; tamaños mínimos y períodos de veda son establecidos para prácticamente todas las especies comercialmente explotadas en el sistema lacunar-estuarino pero, existen pocas restricciones aplicadas a éstas y otras especies capturadas en la zona costera. También es evidente la gran cantidad de reglas que controlan las características de los aparejos de pesca utilizados en el estuario, en tanto que en la zona costera las únicas reglas son las aplicadas a la pesca de arrastre. Las cuotas no son utilizadas como instrumento de control de la pesca en ningún ambiente, con excepción de la pesca industrial arrendada, para la cual fue establecida una cuota de «bycatch» de especies amenazadas de sobrepesca, como el cherne (*Polyprion americanus*). También se destaca en el cuadro el reducido número de áreas de protección marina donde la pesca está vedada. Por ejemplo, en la zona de las tres millas está prohibida cualquier tipo de pesquería de arrastre, sin embargo en el sur de Brasil dicha área es intensivamente utilizada por la pesca de cerco industrial y por pesquerías de enmalle artesanales y semi-industriales. El arrastre, a pesar de estar prohibido, se realiza en forma ilegal en esta zona. La protección de hábitats costeros es por otro lado garantizada por leyes estatales y federales de prevención de la polución de ambientes acuáticos y preservación de marismas y otros ecosistemas litorales de importancia para el mantenimiento de los recursos pesqueros. Sin embargo, el no cumplimiento de las leyes afecta profundamente la sustentabilidad de los recursos pesqueros, e indica la fragilidad institucional para reglamentar la capacidad excesiva del esfuerzo, tomando en cuenta las características de los recursos pesqueros, *i.e.*, la dificultad de exclusión de los usuarios, el problema de la sustracción, la movilidad de los recursos que están sujetos a extracción por diferentes usuarios en distintas jurisdicciones y además sufren el impacto de otras actividades costeras (e.g. puerto, agricultura, turismo) (Kalikoski *et al.*, 2002).

7. COHERENCIA ENTRE EL ORDEN INSTITUCIONAL Y EL MANEJO DE LA CAPACIDAD DE PESCA

Este trabajo evidenció que el manejo de la capacidad de pesca en el sistema estuarino-costero del sur de Brasil no es sustentable, testimoniado por el estado de sobre-explotación de los principales stocks pesqueros y por la capacidad excesiva de las flotas artesanal e industrial. Considerando la estructura conceptual propuesta como hipótesis

de trabajo en la figura 1, es oportuno discutir como las instituciones incidieron en los resultados de las interacciones entre los usuarios y los recursos, así como de que manera se pueden estructurar a las instituciones de forma tal que mejoren su eficiencia en la atenuación del problema de la capacidad excesiva de pesca.

Es posible identificar factores internos y externos al sistema que fueron responsables de la falla en controlar la capacidad de pesca y que, por lo tanto, deben ser considerados en su manejo. En el sector artesanal se observa que la falta de una estructura institucional adecuada para recursos de propiedad común (*sensu* Ostrom, 1990) y resistente a las influencias externas, fue una de las condiciones que llevaron el sistema de la pesca artesanal al colapso (Kalikoski, 2002). Una influencia externa importante fue la introducción de nuevas tecnologías y elementos de pesca inducidos por planes de desarrollo instituidos por el gobierno federal y también introducidos por pescadores del estado vecino de Santa Catarina. Estos cambios tecnológicos, muchos de los cuales fueron institucionalizados por el gobierno, favorecieron la sobrepesca de los recursos y la redistribución de los derechos de acceso a los mismos. Un ejemplo contundente de este proceso fue el efecto de la introducción y legitimación del «aviãozinho» en la pesca del camarón rosado, que posibilitó la captura de camarones de menor tamaño en las áreas de cría, alteró el acceso de otras pesquerías tradicionales al recurso y posibilitó la entrada de nuevos participantes en la pesca. La falta de mecanismos institucionales de exclusión del uso de los recursos fue también factor determinante para el aumento exagerado del número de pescadores de pequeña escala. Como fue observado por Pauly (1994) en otros sistemas de manejo de pesquerías artesanales, con ausencia de mecanismos de exclusión y control de quién puede pescar, existe la tendencia (llamada por el autor de sobrepesca Malthusiana) de la pesca a convertirse en fuente de renta alternativa de personas desempleadas y agricultores descapitalizados. El aumento de la competición por los recursos inicia una corrida devastadora en busca de artes más eficientes que frecuentemente llevan a la sobrepesca de los recursos y a la destrucción de importantes ecosistemas costeros. De la misma forma, estudiando sistemas de manejo comunitario, fue demostrado que el derecho de exclusión y la delimitación de los recursos representan factores claves para limitar la capacidad excesiva de la pesca (Ostrom, 1990).

Un factor que afectó considerablemente la reestructuración de la pesca local fue la expansión de los mercados y la industrialización de las pesquerías. Esta reestructuración fue particularmente importante después de la década del 50, cuando la lógica del desarrollo adoptada por el gobierno fue marcada por la propuesta de industrialización en escala nacional (Barbosa, 2000). Como fue visto anteriormente, diversas políticas públicas fueron utilizadas como instrumento para la industrialización de la pesca, como los incentivos fiscales, el crédito rural, el subsidio al gasoil y el arrendamiento de embarcaciones industriales extranjeras. Con el objetivo de aumentar la producción de pescado fueron creadas condiciones para el establecimiento de grandes industrias de procesamiento en el sur de Brasil, llegando en la década del 60 a un total de 14 industrias de producción de pescado congelado, enlatado y otros subproductos como aceites y harina de pescado (Rodrigues, 1989; Barbosa, 2000). En este período nuevas formas de explotación de los recursos fueron introducidas con la operación de arrastreros industriales con poder de pesca muchas veces superior al de la pesca artesanal. Este cambio en la forma y en la escala de las capturas volvió a la industria de procesamiento independiente de la estacionalidad de la pesca artesanal, garantizando un abastecimiento más estable de materia prima. El pico de la actividad pesquera industrial en la región fue alcanzado entre el final de los años 70 y el inicio de los años 80 cuando existían 27 industrias de procesamiento, las cuales empleaban aproximadamente 20 000 trabajadores (Barbosa, 2000). Actualmente solo 5 industrias de procesamiento de pescado funcionan en la región.

El análisis de las políticas públicas demuestra que hasta la década del 90, las políticas de incentivo fiscal y crédito rural tuvieron como finalidad principal el aumento de la producción pesquera industrial, no existiendo preocupación en adecuar la capacidad de la flota a la productividad de los estoques pesqueros. Durante la década del 90 existió una mayor preocupación por los aspectos sociales, ya que un mayor número de políticas sociales federales y estatales fueron direccionadas a los pescadores artesanales, que habían quedado marginados del proceso de desarrollo de la pesca iniciado desde la década del 60 (Diegues, 1995). Existe, sin embargo, la preocupación de que al proporcionar al pescador artesanal con nuevos medios de producción, las políticas del PRONAF, FEAPER y RS-Rural aumenten, principalmente a corto plazo, el problema de la capacidad excesiva de la pesca en la región. No obstante, como se discutió en el Forum de la Laguna de los Patos, se debe considerar que al proporcionar los medios de producción a los pescadores actualmente marginados, las políticas redistribuyan los derechos de acceso y uso de los recursos, apoderan a los pescadores restituidos de sus medios de producción y pueden hacer disminuir el esfuerzo de pesca colectivo en el estuario a través de diferentes mecanismos: la preparación del pescador para utilizar otras áreas de pesca, como el área costera adyacente al estuario donde actualmente se intensifica la pesca artesanal; el estímulo al desarrollo de prácticas de pesca más sustentables; y el estímulo para la formación de cooperativas donde se pueda agregar valor al producto de la pesca artesanal, y de ésta forma aumentar la rentabilidad sin aumentar el esfuerzo de pesca. Por último, al instrumentar estas políticas pueden volverse independientes muchos pescadores que para garantizar su subsistencia son hoy forzados a trabajar además de para sí mismos, para aquellos que poseen los medios de producción, llevando eventualmente a una reducción del esfuerzo de pesca. El resultado de la implementación de estas políticas sobre el manejo de la capacidad excesiva de pesca, necesita ser analizado en el futuro.

Un factor determinante para los cambios en la capacidad de pesca en la región fue la centralización del manejo de la pesca por el gobierno federal. Como fue sugerido por Marrul Filho (2001), la casi ausencia de un Estado regulador de la actividad pesquera hasta mediados de los años 60 fue uno de los puntos fundamentales para mantener un equilibrio entre el esfuerzo de pesca y la capacidad productiva de los recursos. Desde la década del 60, el modelo que ha predominado es el de una agencia federal (SUDEPE, IBAMA. DPA) responsable por la formulación de políticas de desarrollo y reglamentación de toda la actividad pesquera en Brasil. Partiendo del referencial ideológico de la grandeza de los mares brasileños y de su potencial «ilimitado» (Marrul Filho, 2001), y teniendo como objetivo principal el desarrollo económico del sector pesquero, la centralización del manejo trajo como consecuencia las políticas de industrialización de la pesca y la elaboración de medidas de manejo construidas «de arriba para abajo» que, salvo algunas excepciones, no consideraron las condiciones locales de los recursos ni las prácticas de pesca de los pescadores (Kalikoski, 2002). La modernización tecnológica de las flotas pesqueras fue uno de los principales instrumentos utilizados para incrementar la producción de pescado, elevando excesivamente la capacidad de pesca en la región. La centralización de la reglamentación ocasionó además abundantes conflictos. Por ejemplo, uno de los principales conflictos existentes en el sistema estuarino es el relacionado a la definición del calendario de pesca del camarão-rosa. Desde los primeros intentos de reglamentación por el IBAMA se ha adoptado un calendario fijo entre febrero y mayo (Cuadro 7). Reconociendo la variabilidad del sistema estuarino y la imposibilidad de fijar una fecha de inicio para la pesca, los pescadores artesanales exigen la adopción de una reglamentación flexible que se adapte a la dinámica de los recursos a ser manejados. Otro motivo de conflicto entre pesca artesanal e industrial es la legalización de la pesca de cerco industrial dentro de las 3 millas. Como fue mostrado en secciones anteriores, desde la década del 60 varias traineras de Santa Catarina se trasladan anualmente hacia la región costera adyacente al

estuario de la Laguna de los Patos para pescar recursos como la lisa, anchoa y corvina, compitiendo con los pescadores artesanales locales. Estos conflictos aún se mantienen en la región, incluso después de la descentralización del manejo realizada en el Foro de la Laguna de los Patos. Como fue sugerido por Berkes (2000) uno de los principales cambios provocados por la centralización de la reglamentación sucede en la forma en que el conocimiento es utilizado para el manejo de la pesca. De acuerdo con el autor, las agencias gubernamentales tienden normalmente a utilizar prácticas científicas reconocidas internacionalmente y no consideran la validez y utilidad del conocimiento local y la práctica de pesca de los pescadores. Se pierde a través de este proceso la capacidad de respuesta rápida y adaptabilidad características de las instituciones locales y que son imprescindibles dada la gran incertidumbre presente en el manejo de la pesca.

El fortalecimiento de las instituciones locales a través de la cogestión (Foro de la Laguna de los Patos) se ha mostrado como un instrumento importante para controlar el acceso a la pesca en el estuario y para la reglamentación de la actividad pesquera artesanal. Una de las primeras acciones del Forum de la Laguna de los Patos fue limitar el acceso de pescadores provenientes de zonas ubicadas fuera del área del estuario (Cuadro 7). La definición de los derechos de acceso a los recursos representa un paso importante para la organización colectiva en sistemas de producción basados en recursos de propiedad común (Ostrom, 1990). De hecho, el origen fundamental de la capacidad excesiva de pesca ha sido el régimen de libre acceso instituido en diversas pesquerías (Cunningham y Gréboval, 2001). Por lo tanto la solución para el problema pasa también por la definición de los mecanismos de exclusión de los usuarios. Aunque la reglamentación propuesta por el Foro haya prestado atención especial a la definición de los derechos de acceso dentro del estuario, no fue aún posible definir reglas aplicables para la zona marina costera donde los recursos pesqueros son intensivamente explotados por las pesquerías industriales. Existe aún una incongruencia muy grande entre los límites del sistema de manejo y los límites de distribución de los recursos (Kalikoski *et al.*, 2002). Aunque existan reglas establecidas por el gobierno federal que limitan la explotación de los recursos dentro de la zona de tres millas de la costa (pesca de arrastre), éstas no contemplan la actividad de otras pesquerías industriales con elevado poder de pesca (cerco y enmalle). De esta forma los beneficios provenientes del control del acceso a la pesca en el estuario, y la consecuente limitación de la capacidad excesiva de pesca, pueden ser perjudicados pues los recursos migran y son pescados de forma ilimitada en la costa y en el mar abierto. O sea, se corre el riesgo de que los esfuerzos de los pescadores artesanales de romper con la trampa inherente al dilema de los recursos de bien común, no sea efectivo, en la medida en que los beneficios de estos esfuerzos son aprovechados por los sectores de la industria que no representan necesariamente los mismos intereses y cuyas prácticas de pesca perpetúan la destrucción de los recursos básicos. Cualquier tentativa de reducir la capacidad de pesca y recuperar la productividad de los stocks no será exitosa si ese problema no es abordado por las instituciones locales y legitimado por las instituciones federales. Reconociendo esta situación, el Foro de la Laguna de los Patos está elaborando una propuesta para crear un área de protección marina en la zona costera adyacente al estuario con el objetivo principal de proteger áreas importantes para los stocks migratorios contra la pesca realizada por embarcaciones industriales.

De hecho, muy poco ha sido realizado para reglamentar la pesca industrial sobre la plataforma continental y para manejar el conflicto entre las pesquerías artesanales e industriales. Las pocas normas aplicadas fuera del estuario de la Laguna de los Patos (Cuadro 7) son prácticamente ineficientes para reducir el esfuerzo de la pesca industrial. El control por licenciamiento instituido para congelar el tamaño de la flota de arrastreros es claramente insuficiente para permitir la recuperación de los stocks, considerando que el número de embarcaciones licenciadas está por encima de las estimaciones más

optimistas del potencial pesquero de los recursos demersales (IBAMA, 1995; Castro *et al.*, 2001). La alta movilidad de la flota industrial en la región Sudeste-Sul de Brasil complica aún más su control, pues, como fue mostrado en las secciones anteriores, el sur de Brasil representa una importante área de pesca de arrastreros provenientes de otros estados, principalmente Santa Catarina. Otro factor que dificulta el control del esfuerzo de la pesca industrial a través del licenciamiento específico de arrastreros es que ésta flota puede ser fácilmente convertida para otras modalidades de pesca, como el enmalle de fondo, también dirigidas a recursos demersales y con poder de pesca igualmente elevado.

Un aspecto importante del manejo de la capacidad de la pesca frecuentemente ignorado se relaciona con la atenuación del impacto esossistémico de las tecnologías y prácticas de pesca. Se distinguen desde impactos directos causados por la captura accidental y el descarte de especies no atractivas comercialmente impactos sobre el hábitat causado por artes de pesca destructivas (arrastre de portones, explosivos, etc.), hasta impactos indirectos interpuestos por las interacciones tróficas entre las especies capturadas y los demás componentes del ecosistema (Hall, 1999). Estos impactos afectan directamente la capacidad productiva de los ecosistemas y consecuentemente los rendimientos sustentables de las pesquerías (Pauly *et al.*, 1998). En el sistema estuarino costero del sur de Brasil, tanto las pesquerías artesanales como las pesquerías industriales utilizan tecnologías que causan impactos considerables sobre el ecosistema. Entre esos impactos esossistémicos de la pesca se resalta la «captura accesoría». La reglamentación de la pesca en este sistema se refiere al problema de la atenuación del «by-catch» de diferentes formas. El caso de la pesca del camarón con el «aviãozinho» representa una situación de incongruencia entre las reglas establecidas por el Foro de la Laguna de los Patos y las características de la pesca y del ecosistema. Como fue demostrado anteriormente, esta pesquería puede capturar niveles alarmantes de juveniles de especies ya sobre-explotadas, como bagre marino. El caso de la pesca de arrastre artesanal representa una situación en la que las reglamentaciones (prohibición de arrastre en el estuario) aparentemente acordes con la conservación de los recursos no son seguidas por los pescadores artesanales. Una combinación de factores parece contribuir para el comportamiento de los pescadores (Kalikoski, 2002). Primero, porque una proporción significativa de los mismos cree que la pesca de arrastre en los canales del estuario causa menos impacto que la pesca del «aviãozinho» en las ensenadas de poca profundidad. Segundo, como las áreas de poca profundidad ya están ocupadas por millares de redes «aviãozinho», para muchos pescadores no queda otro tipo de arte de pesca sino el arrastre para capturar el camarón rosado. Tercero, a lo largo del período en el que el manejo era centralizado, los pescadores nunca fueron consultados en el proceso de reglamentación de la pesca y por lo tanto nunca tuvieron la oportunidad de adecuar las reglamentaciones a sus prácticas de pesca y viceversa. Finalmente, los pescadores parece que están presos en el razonamiento de que «si yo no lo hago, otros lo harán», que si es asociado a una falta de fiscalización generalizada, lleva al uso indiscriminado de aparejos prohibidos. Por otro lado, el caso de la pesca de arrastre industrial demuestra el ejemplo de una tecnología de pesca que es incongruente con la sustentabilidad de los recursos. Reglamentaciones fueron establecidas para disminuir el efecto de ésta pesquería, como la prohibición de pescar dentro de las tres millas y el límite al tamaño de malla (Cuadro 7), pero en la realidad éstas reglamentaciones han sido ineficaces debido a la imposibilidad de controlar la selectividad de la pesca de arrastre y también a la ineficiente fiscalización dentro de las tres millas.

El monitoreo y la fiscalización de la actividad pesquera son consideradas retroalimentaciones fundamentales para el éxito de la implementación de planes de manejo de pesca (Pinkerton, 1989; Ostrom, 1990). La situación de ambos procesos ha sido precaria tanto para la pesca artesanal como para la pesca industrial. El IBAMA, y anteriormente la SUDEPE, mantiene un sistema de registro de los desembarques

de la pesca industrial y artesanal basado en la recolección de formularios que son completados por las industrias de procesamiento de pescado. Aunque sea reconocido que una parte significativa de las capturas no son registradas pues son desembarcadas directamente en Santa Catarina o comercializadas para otros intermediarios, se cree que los datos colectados por el IBAMA proporcionan una estimación relativamente confiable de las tendencias de las capturas (V.A.G. da Silva, IBAMA, com. pers.). Por otro lado el número exacto de pescadores y de embarcaciones artesanales que actúan es desconocido. En el caso de la pesca industrial el IBAMA colecta informaciones sobre el número de embarcaciones que desembarcan en el puerto de Río Grande. Estos datos han sido complementados por programas de muestreo en los puertos de desembarque realizados por la universidad local (FURG). Con todo, se escapan también de estas estadísticas las embarcaciones que pescan en el sur de Brasil y desembarcan en puertos ubicados más al norte. La fiscalización ha sido particularmente ineficaz debido a un conjunto de factores. Primero, debido a la centralización del manejo de la pesca, la fiscalización recae en una agencia federal (SUDEPE y posteriormente IBAMA) que nunca contó con una estructura logística y recursos humanos suficientes. Es también reconocido que las contravenciones son normalmente toleradas por los fiscales que raramente actúan imparcialmente (Kalikoski, 2002). Pescadores y armadores que desean eludir la fiscalización tienen las oportunidades y los medios para obtener ayuda de los fiscales. Este tipo de conducta corroe cualquier esfuerzo de control de la pesca. La eficiencia de la fiscalización puede ser mejorada con la inclusión de los pescadores y la división de responsabilidades (Pinkerton, 1989; Ostrom, 1990). En el sur de Brasil esta división de responsabilidades aún no fue considerada por las instituciones locales, aunque sea aceptada por los pescadores artesanales (Kalikoski, 2002). El mecanismo adoptado localmente por intermedio del Foro de la Laguna de los Patos fue el de establecer acuerdos interinstitucionales entre el IBAMA y la Marina para fiscalizar la pesca ilegal dentro de las tres millas, lo que ha llegado a algunos resultados positivos.

Las lecciones aprendidas con este análisis demuestran que el manejo de la capacidad excesiva de pesca pasa por un cambio en el orden institucional. La implementación de un sistema de cogestión en el estuario de la Laguna de los Patos se encuentra en una fase inicial, si se lo compara con experiencias en otros lugares del mundo, que ponen énfasis en que el cambio en el orden institucional responsable por la gestión es un proceso lento y puede llevar hasta 15 años (Pomeroy y Berkes, 1997). La creación de este nuevo orden institucional establecido con el Foro de la Laguna de los Patos indica que el primer paso en dirección a la quiebra de los factores causantes del dilema de la «tragedia de los recursos comunes» ya fue dado en el estuario de la Laguna de los Patos. O sea, los usuarios del sistema fueron capaces de reconocer la problemática de la crisis de la pesca y cambiar el padrón de gestión históricamente implementado. El aspecto principal de éste nuevo proceso fue el de dar voz y derecho a los usuarios del recurso para intervenir en las reglas de control y adecuarlas mejor a las condiciones locales y a los objetivos de mantenimiento de la sustentabilidad de los recursos. Los usuarios, en asociación con el gobierno, fueron capaces de organizarse y romper con el padrón centralizador de la gestión, abriendo espacios para una forma más participativa de toma de decisiones. En tanto, existen importantes barreras para el proceso de cogestión que requieren la debida atención para manejar la capacidad excesiva de pesca, tales como la mayor participación de las instituciones y los usuarios, y un mayor compromiso de las instituciones involucradas con la sustentabilidad de los recursos (Kalikoski, 2002; Kalikoski *et al.*, 2002). Aunque el proceso de creación de una institución local no sea una solución suficiente para manejar el problema de la capacidad excesiva de pesca en el sistema estuarino-costero del sur de Brasil, es parte fundamental de un sistema de administración que, para ser efectivo, deberá en el futuro involucrar al sector industrial

y adecuar el orden institucional en diferentes niveles de toma de decisiones para un uso más prudente de los recursos.

8. REFERENCIAS

- Abdallah, P. R. y Bacha, C.J. C.** 1999. A benefit/cost analysis of the brazilian fishery fiscal incentive policy. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, Brasília, 37 (3):151-200.
- Abdallah, P. R.** 1998. *Atividade pesqueira no Brasil: Política e Evolução*. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura «Luiz de Queiroz», Universidade de São Paulo. 130 p.
- Barbosa, P.S.** 2000. O parque industrial pesqueiro do Rio Grande, RS: contribuição para o estudo da geografia das indústrias. Tese de Conclusão Graduação em Geografia.. Universidade Federal do Rio Grande(FURG), 54 pp.
- Barcellos, B.N.** 1966. Informe geral sobre a pesca no Rio Grande do Sul. BRDE - CODESUL, Porto Alegre, RS, Brasil. 130 p.
- Berkes, F.** 1989. *Common property resources. Ecology and community-based sustainable development*. Belhaven Press, London, 302 pp.
- Berkes, F.** 1999. *Sacred ecology. Traditional ecological knowledge and resource management*. Taylor y Francis, Philadelphia, PA, USA and London, UK
- Berkes, F.** 2000. *Cross-Scale Institutional Linkages: Perspectives from the Bottom Up*. Papers of the International Association for the Study of Common Property, June 2000, Bloomington, Indiana, USA. <http://www.indiana.edu/~iascp2000.htm>
- Berkes, F. y Folke, C.** 1998. *Linking Social and Ecological Systems. Management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, UK, 459 pp.
- Castello, J.P.** 1985. The ecology of consumers from dos Patos Lagoon estuary, Brasil. Chap.17:383-406 In A. Yañez-Arancibia (Ed.) *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: Towards an ecosystem integration*. 654 p.
- Castello, J.P.** 1998. Teleósteos pelágicos. P. 137-142 In U. Seeliger; C. Odebrecht y J.P. Castello (Eds.). *Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil*. Editora Ecocientia. 326 p.
- Castello, J. P., Haimovici, M., Odebrecht, C. y Vooren, C. M.** 1997. The continental shelf and slope. p. 171-178 In Seeliger, U.; Odebrecht, C. and J. P. Castello (eds). *Subtropical Convergence Environments. The coast and sea in the Southwestern Atlantic*. Springer. 308 p.
- Castello, J.P. y Moller, O.O.** 1978. On the relationship between rainfall and shrimp production in the estuary of the Patos Lagoon (Rio Grande do Sul, Brazil). *Atlântica (Rio Grande)* 3, 67-74.
- Castro, B.M. y Miranda, L.B.** 1998. Physical oceanography of the western Atlantic Continental shelf located between 4° N and 34° S, coastal segment (4 W). *The Sea*, 11209-251.
- Castro, L.A.B.; Petrere Jr., M. y Comune, A.E.** 2001. A bio-economic appraisal of pair trawl fisheries off southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Oceanografia* 49(1/2):39-48.
- Chao, L.N.; Pereira, L.E. y Vieira, J.P.** 1985. Estuarine fish community of the Patos lagoon, Brazil. A baseline study. Chap. 20, 429-450 In A. Yañez-Arancibia (Ed.) *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: Towards an ecosystem integration*. 654 p.
- Ciotti, A.M., Odebrecht, C., Fillman, G. y Moller, O.O. Jr.** 1995. Freshwater outflow and subtropical convergence influence on phytoplankton biomass on the southern Brazilian continental shelf. *Cont. Shel Res.* 15 (14):1737-56.
- Cochrane, K.L.** 2000. Reconciling sustainability, economic efficiency and equity in fisheries: the one that got away? *Fish and Fisheries* 1(1):3-21.
- Costa, J.S.** 2001. *Navegadores da Lagoa dos Patos. A saga náutica de São Lourenço do Sul*. Hofstatter. 212 p.
- Cunningham, S. y Gréboval, D.** 2001. *Managing fishing capacity. A review of policy and technical issues*. FAO Fisheries Technical Paper 409, 60 p.

- Dias Neto, J.** 1999. Pesca nacional: Anarquia oficializada. Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia, N° 55, 9-10.
- Diegues, A.C.S.** 1995. Povos e Mares: Leituras em sócio-anthropologia marítima. NUPAUB, University of São Paulo, Brazil, 260 p.
- D’Incao, F.** 1985. Camarões de alto valor comercial do Rio Grande do Sul. Cadernos da Pesca. Porto Alegre 5, 10 p.
- D’Incao, F.** 1991. Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS. Atlântica (Rio Grande) 13(1), 159-169.
- FAO.** 1999. La ordenación pesquera. FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. No. 4. Roma, 81p.
- FAO.** 2000a. Informe de la Consulta Técnica sobre la Medición de la Capacidad Pesquera. Ciudad de México, México, 29 de noviembre – 3 de diciembre de 1999. FAO Informe de Pesca No. 615, Roma, 59 p.
- FAO.** 2000b. Indicadores para el desarrollo sostenible de la pesca de captura marina. FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. No. 8. Roma, 68 p.
- Garcia, C.A.E.** 1998. Oceanografía física. P. 104-107 In: Seeliger, U.; Odebrecht, C. y J.P. Castello (eds.). Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Ecoscientia.
- Haimovici, M.** 1987. Estrategia de amostragens de comprimentos de teleosteos demersais nos desembarques da pesca de arrasto no litoral sul do Brasil. Atlântica, 9 (1):65-82, Rio Grande.
- Haimovici, M.** 1988. Análisis de cohortes del stock de pargo blanco *Umbrina canosai* explotado en el sur de Brasil, Uruguay y Argentina. Publicación Científica de la Comisión Mixta del Frente Marítimo, Vol 4:33-40, Montevideo.
- Haimovici, M.** 1997. Recursos pesqueiros demersais da região sul. Programa REVIZEE. Ministério do Meio Ambiente, Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. FEMAR. 80 p.
- Haimovici, M.** 1998. Present state and perspectives for the southern Brazil shelf demersal fisheries. Fisheries Management and Ecology 5:277-289.
- Haimovici, M., Castello, J.P. y Vooren, C.M.** 1998. Pescarias. em Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil.) eds Seeliger, U.; Oderbretch, C. y Castello, J.P. tradução Editora Ecoscientia 205-219.
- Haimovici, M., Martins, A.S y P.C. Vieira.** 1996. Distribuição e abundância de teleosteos demersais sobre a plataforma continental do sul do Brasil. Revista Brasileira de Biologia 56(1):27-50.
- Haimovici M. y Mendonça, J.T.** 1996a. Análise da pesca de arrasto de tangones de peixes e camarões no sul do Brasil. Atlântica, 18:143-160.
- Haimovici M. y Mendonça, J.T.** 1996b. Descartes da fauna acompanhante na pesca de arrasto de tangones dirigida a linguados e camarões na plataforma continental do sul do Brasil. Atlântica, 18:161-177.
- Haimovici, M., Pereira, S.D. y Vieira, P.C.** 1989. La pesca demersal en el sur de Brasil en el período 1975-1985. Frente Marítimo (Montevideo) 5:151-163.
- Haimovici M. y Velasco, G.R.** 2001 A pesca de espinhel de fundo na região sul do Brasil em 1997 e 1998. aceite para publicação, Documentos Técnicos Departamento de Oceanografia N°11, 26 p.
- Hall, S.J.** 1999. The effects of fishing on marine ecosystems and communities. Blackwell Science. 274 p.
- Hanna, S. y Munasinghe, M. (eds).** 1995. Property rights and the environment. Social and ecological issues. Washington DC: Beijer International Institute of Ecological Economics and the World Bank.
- Hardin, G.** 1998. Extensions of «The Tragedy of the Commons». Science; 280: 682-683.
- Hennessey, T. y M. Healey.** 2000. Ludwig’s ratchet and the collapse of New England groundfish stocks. Coastal Management 28 (3):187-213.

- IBAMA.** 1995. Peixes demersais. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Coleção Meio Ambiente. Séries Estudos de Pesca 16 p.
- Kalikoski, D.C.** 2002. The Forum of the Patos Lagoon: an analysis of comanagement arrangement for conservation of coastal resources in southern Brazil. Ph.D. Dissertation. University of British Columbia, Canada. 270 p.
- Kalikoski, D.C. y Vasconcellos, M.** 2003. Fishers knowledge role in the management of artisanal fisheries in the estuary of Patos lagoon, southern Brazil. Proceedings of the International Conference on Putting Fishers' Knowledge to Work. Vancouver, Canada, August 27-30, 2001. Fisheries Centre Research Report 11 (1): 445 – 455.
- Kalikoski, D.C., Vasconcellos, M. y Lavikulich, L.** 2002. Fitting institutions to ecosystems: the case of artisanal fisheries management in the Patos lagoon. *Journal of Marine Policy* 23(3): 179-196.
- Krug, L.C. y M. Haimovici.** 1991. Análise da pesca da anchova *Pomatomus saltatrix* no sul do Brasil. *Atlantica* 13(1): 119-130. Rio Grande.
- Lucena, F.M. y Reis, E.G.** 1998. Estrutura e estratégia da pesca da anchova *Pomatomus saltatrix* (Pisces: Pomatomidae) na costa do Rio Grande do Sul. *Revista Atlântica, FURG.*, 2087-103.
- Madureira, M.S.P. y Habiaga, L.** 1989. Organização do Habitat dos pescadores. In: Asmus, H. E. (ed.). Estrutura e dinâmica do Sistema Lagoa dos Patos. Secretaria da Comissão Interministerial para Recursos do Mar. Comunicado Técnico (in Portuguese).
- Marrul, S.** 2001. Crise e sustentabilidade no uso de recursos pesqueiros. Tese de Mestrado. Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, 108 p.
- Martins, A.S.** 2000. As assembléias e as guildas tróficas de peixes ósseos e cefalópodes demersais da plataforma continental e talude superior do extremo sul do Brasil. Tese de Doutorado. Fundação Universidade Federal do Rio Grande. Rio Grande, Brasil, 169 p.
- McCay, B.J.; Acheson, J.M., ed.** 1987. The question of the commons. University of Arizona Press, Tucson, AZ, USA.
- Mello, R.M., Castello, J.P. y Freire, K.M.** 1992. Asociación de especies pelágicas marinas en el sur de Brasil durante invierno y primavera. *Frente Marítimo (Montevideo)* 11: 63-69.
- Moller, O.O.Jr, Paim, P.S.G. and Soares, I.D.** 1991. Facteurs et mecanismes de la circulation des eaux dans l'estuaire de la Lagune dos Patos (RS, Bresil). *Bull. Inst. Geol. Basin Aquitaine (Bordeaux)* 49:15-21.
- Neis, B. y Felt, L.** 2000. Finding our sea legs: linking fishery people and their knowledge with science and management. Institute of Social and Economic Research. 318 p.
- Neiva, G.S.** 2002. Arrendamento de embarcações estrangeiras para a pesca nas águas internacionais: instrumento efetivo para o desenvolvimento da pesca nacional. Setor Pesqueiro. www.setorpesqueiro.com.br.
- Ostrom, E.** 1990. Governing the commons. The evolution of institutions for collective action. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Pauly, D.** 1994. On the Sex of the fish and the gender of scientists. Chapman y Hall, London.
- Pauly, D. y Christensen, V.** 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374:255-257.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Forese, R. y Torres, F.** 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279, 860-863.
- Pauly, D.; Christensen, V., Guenette, S., Pitcher, T. J., Sumaila, U. R., Walters, C. J., Watson, R. y Zeller, D.** 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418:689-695.
- Peres, M.B. y Haimovici, M.** 1998. A pesca dirigida ao cherne-poveiro, *Polyprion americanus* (Polyprionidae, Teleostei) no sul do Brasil. *Atlântica, Rio Grande* 20:141-161
- Perez, J.A.A. (coord).** 2002. Análise da Pescaria do Peixe-sapo no Sudeste e Sul do Brasil: Ano 2002. Relatório Parcial. Convênio UNIVALI/ MAPA (MAPA/SARC/DPA 03/2001).

- Perez, J.A.A. y Pezzuto, P.R. 2001 Análise da dinâmica da pesca de arrasto no sudeste e sul do Brasil entre 1997 e 1999, a partir dos desembarques realizados no porto de Itajai. Notas Técnicas da FACIMAR, Vol 5, 61-64.
- Perez, J.A.A., Wahrlich, R., Pezzuto, P.R., Schwingel, P.R., Lopes, F.R.A. y Rodrigues-Ribeiro, M. 2001. Deep-sea fishery off southern Brazil: Recent trends of the Brazilian Fishing Industry. NAFO Science Council Research Document 01/117:1-21.
- Pinkerton, E., ed. 1989. Co-operative management of local fisheries: new directions for improved management and community development. Vancouver: University of British Columbia.
- Piola, A.R., E.J.D. Campos, O.O. Möller Jr, M. Charo y C. Martinez. 2000. Subtropical shelf front off eastern South America. Journal of Geophysical Research, 105(c3):6565-6578.
- Pomeroy, R.S. y Berkes, F. 1997. Two to tango: the role of government in fisheries co-management. Marine policy, 21: 465-480.
- Reis, E.G. 1986. Reproduction and feeding habits of the marine catfish *Netuma barba* (Siluriformes, Ariidae) in the estuary of Lagoa dos Patos, Brazil. Atlântica, Rio Grande, 8:35-55.
- Reis, E.G. y D'Incao, F. 2000. The present status of artisanal fisheries of extreme southern Brazil: an effort towards community based management. Ocean y Coastal Management, 43 (7), 18 p.
- Reis, E.G.; Vieira, P.C. y Duarte, V.S. 1994. Pesca artesanal de teleosteos no estuário da Lagoa dos Patos e costa do Rio Grande do Sul. Atlantica, Rio Grande, 16, 69-86.
- Rodrigues, G. 1989. A atividade pesqueira no estuário da Lagoa dos Patos. Subprojeto A pesca artesanal na Lagoa dos Patos. Relatório Técnico Projeto Lagoa dos Patos. Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 27 p.
- Seeliger, U., Odebrecht, C. y Castello, J.P. (eds). 1997. Subtropical Convergence Environments. The coast and sea in the Southwestern Atlantic. Springer. 308 p.
- Souza, M.A.A. 2001. Política e evolução da atividade pesqueira no Rio Grande do Sul: 1960 a 1997. Tese de Mestrado. Curso de Pós-Graduação em Economia Rural. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 87 p.
- Souza, M.A.A. 2001. Política e evolução da atividade pesqueira no Rio Grande do Sul: 1960 a 1997. Tese de Mestrado. Curso de Pós-Graduação em Economia Rural. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 87 p.
- The Brazilian Foreign Trade Magazine. 1999. Brazil weighs anchor searching for the sea's wealth . Brazilian Foreign Trade Association, AEB.
- Vasconcellos, M. y Gasalla, M.A. 2001. Fisheries catches and the carrying capacity of marine ecosystems in southern Brazil. Fisheries Research, Vol. 50 (3):279-295.
- Vazzoler, G. 1975. Distribuição da fauna de peixes demersais e ecologia dos Scianidae na plataforma continental brasileira entre as latitudes 29° 21'S (Torres) e 34° 44'S (Chui). Bolm. Inst. Oceanogr., São Paulo, 24:85-169.
- Vieira, J.P., Vasconcellos, M.C., Silva, R.E. y Fisher, L. G.F. 1996. A rejeicao da pesca do camarao-rosa (*Penaeus paulensis*) no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Atlantica, Rio Grande, 18, 123-142.
- Vooren, C.M. 1983 Seletividade pela malha na pesca de arrasto de castanha, pescada e pescadinha no Rio Grande do Sul. Ser. Doc. Tc N° 4. FURG
- Yesaki, M. y Bager, K.J. 1975. Histórico da evolução da pesca industrial em Rio Grande. Programa de pesquisa e desenvolvimento pesqueiro do Brasil PNUD/FAO: Ministério da Agricultura SUDEPE. Ser. Doc. Técnicos, Rio de Janeiro, no. 11:1-15.

10. Evolución de la capacidad de pesca de las flotas que operan sobre la merluza (*Merluccius hubbsi*) en el caladero argentino: causas, intentos de regulación y principales consecuencias

Carlos Alberto Verona

Centro de Estudios Mar del Plata

Universidad Tecnológica Nacional

Calle F y Avenida A (7600) Mar del Plata, Argentina

consultor@telefax.com.ar

«Al no estar preparados,
nuestro deseo se convirtió en esclavo de la improvisación...»

Macbeth. Acto II, Escena primera.

Shakespeare, 1623

RESUMEN

En el presente trabajo se revisan los antecedentes de la pesquería de merluza común en el Mar Argentino, a fin de analizar las causas y consecuencias del exceso de la capacidad de pesca que opera sobre el recurso.

La elección de la especie obedece a que la merluza común constituye el factor clave de la actividad pesquera en el Mar Argentino. De allí que analizar la evolución de su aprovechamiento industrial, resulta imprescindible para entender los conflictos y controversias que enfrenta la administración pesquera Argentina, en sus intentos por gestionar la capacidad de pesca aplicada a la explotación de este recurso en particular, y a la del resto del caladero en su conjunto.

En este trabajo, tras analizar los cambios experimentados por la flota pesquera que opera sobre el recurso, en el trabajo se proponen diversos índices de capacidad de pesca que se calculan a partir de la información estadística oficial, con miras a describir el aumento de capacidad de pesca y los intentos de regulación. Al comparar los cambios experimentados a nivel de las distintas flotas y de sus correspondientes estratos, los índices evidencian la fuerte sobrecapitalización del caladero.

A modo de sugerencia general, puede señalarse que Argentina necesita formular y poner en práctica una política de desarrollo pesquero sustentable, dentro de cuyo marco puede ser correcta la decisión de gestionar la pesquería de merluza común mediante un régimen de cuotas de captura, si esta decisión se la acompaña de todos los ingredientes necesarios y suficientes para conducir a una administración responsable. A estos fines, en términos de administración de capacidad de pesca, se impone recomendar la inmediata adopción del IPOA, a objeto contar, antes de 2005, con un modelo de administración de la capacidad de pesca eficiente, equitativa, participativa y transparente.

1. INTRODUCCIÓN

La cita de Shakespeare que encabeza este trabajo encuentra su justificación si se pone en perspectiva el significado moderno del concepto de administración pesquera. Precisamente, la administración efectiva de un caladero depende no sólo de la decisión que supone intentarlo, sino también del nivel de comprensión y preparación requerido para llevarlo a cabo. La importancia de estos dos elementos se manifiesta en toda su magnitud si se analiza la experiencia de administración pesquera Argentina, teniendo en cuenta las advertencias que formula la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO,1999a), cuando señala:

«Es ampliamente aceptado que la presencia de un exceso de capacidad de pesca en una pesquería incrementa la presión sobre las autoridades de la administración pesquera para exceder el óptimo de mortalidad por pesca sobre un efectivo, y torna más difícil hacer cumplir las regulaciones que restringen el esfuerzo de pesca. Esto ocurre a través de presiones sociales y políticas que promueven un uso completo de los excesos de capacidad de captura y procesamiento, y mantener los puestos de trabajo de las personas asociadas a ese excedente de capacidad. Sin embargo, este proceder constituirá claramente una solución de corto plazo que habrá de conducir a problemas mayores a largo plazo. El exceso de capacidad también, inevitablemente, involucra ineficiencias económicas. Por lo tanto, es de interés de los usuarios y del recurso mantener la capacidad de pesca potencial a un nivel acorde con la productividad a largo plazo del recurso.»

El resultado de haber ignorado sistemáticamente estas consideraciones, a pesar de advertencias oportunas que datan de 1982 (*vide* Bezzi y Tringali, 2002), se tradujo en el acentuado deterioro que presentan algunos de los principales recursos del caladero argentino, como así también, en la profunda crisis por la que atraviesa la administración pesquera del país.

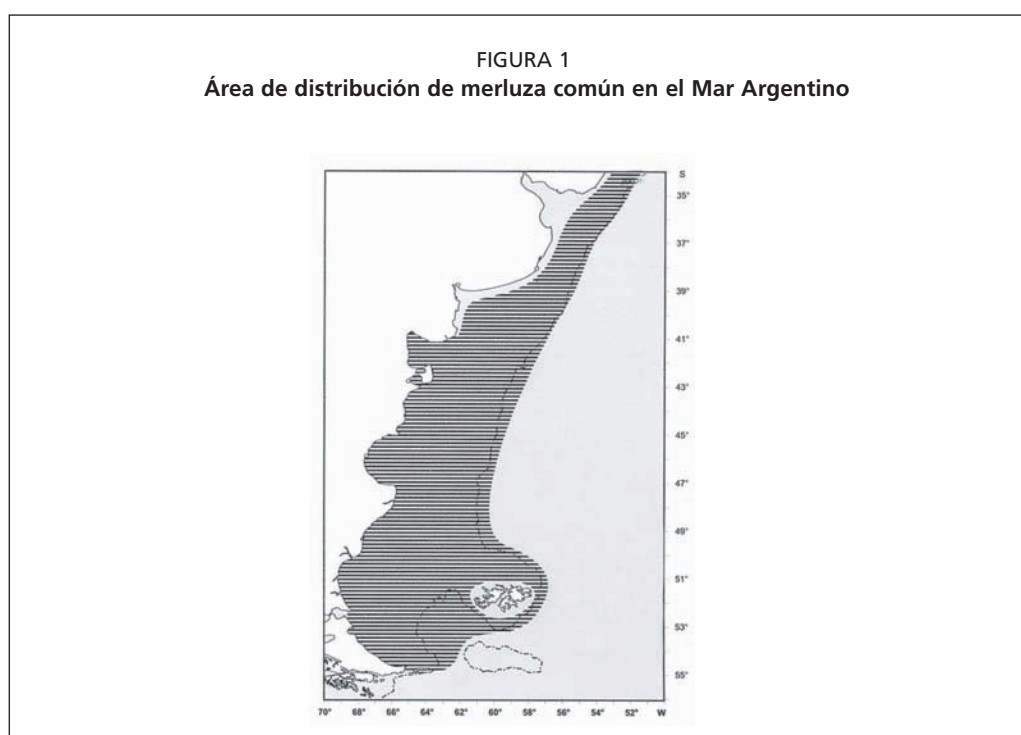
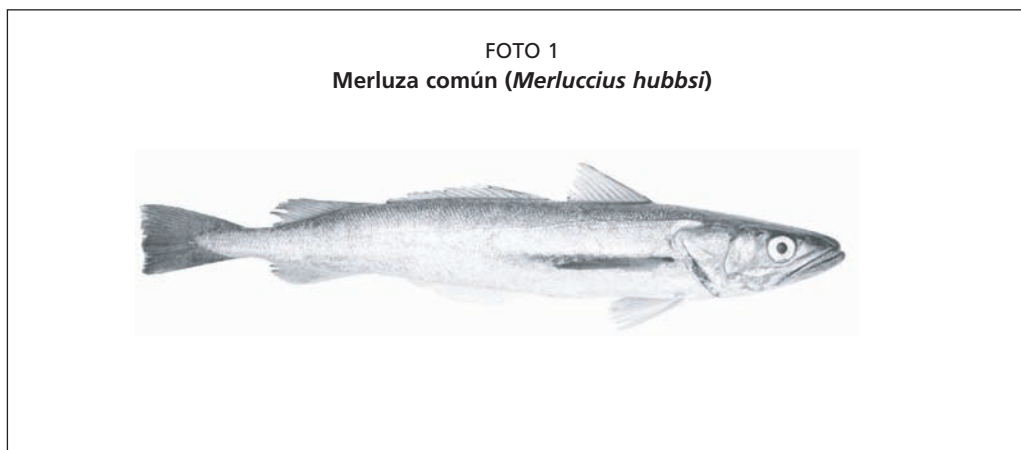
En este trabajo se revisan los antecedentes de la pesquería de merluza común en el Mar Argentino, a fin de analizar las causas y consecuencias del exceso de la capacidad de pesca que opera sobre el recurso, dentro del marco conceptual contenido en el «Código de conducta para la pesca responsable» (FAO, 1995) y el IPOA (International Plan of Action for the Management of Fishing Capacity; FAO, 1999b), y en los lineamientos generales para abordar el tema del exceso de capacidad de pesca, propuestos por Cunningham y Gréboval (2001).

2. LA PESQUERÍA DE MERLUZA COMÚN EN EL MAR ARGENTINO

La Merluza común (*Merluccius hubbsi*), es una especie de pez óseo (*Osteichthyes*) del género *Merluccius*, perteneciente a la familia Merluccidae, dentro del orden Gadiformes. Según Cousseau y Perrota (2000) los individuos de la especie llegan a vivir 14 años, alcanzando los machos unos 60 cm de longitud, mientras que las hembras pueden medir hasta 90 cm de largo. La talla de primera madurez sexual se encuentra en 33 cm para los machos y en 36 cm para las hembras, tamaño que en ambos casos corresponde a individuos entre tres y cuatro años de edad (ver Foto 1).

Los hábitos tróficos (Del Río y Palacios, 1983; Angelescu y Prenski, 1987; Prenski y Angelescu, 1993) varían entre una primera fase eminentemente zooplantófaga (hasta 30 a 35 cm de largo), pasando a una conducta de depredador oportunista en la fase adulta, donde se observa canibalismo cuando los adultos conviven con ejemplares juveniles.

La merluza, habita entre los 50 y 500 m de profundidad y las migraciones tróficas ocurren en el sentido vertical y son de ritmo diario. En cambio, las migraciones reproductivas, aunque las hembras pueden desovar a lo largo de todo el año, son estacionales, e implican importantes desplazamientos geográficos desde aguas profundas (> 150 m) hacia aguas más someras (entre 70 y 100 m).

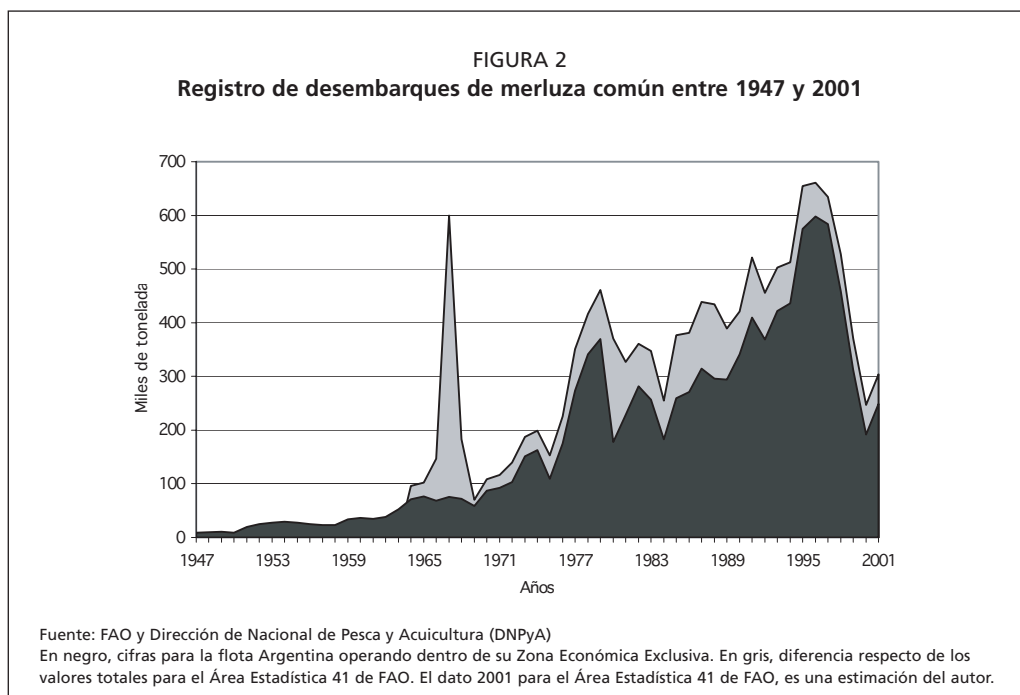


Fuente: Tomado de Cousseau y Perrotta, 2000.

Una síntesis del conocimiento sobre la biología de la merluza, de interés para su explotación pesquera, puede consultarse en Bezzi y Dato (1995), donde las autoras reconocen la existencia de diversos efectivos, delimitando su ubicación dentro del área de distribución geográfica de la especie.

Por su abundancia, distribución (Figura 1) y el volumen de sus capturas (Figura 2), el recurso merluza constituye el factor clave de la actividad pesquera en el Mar Argentino. De allí que analizar la evolución de su aprovechamiento industrial, resulte imprescindible para entender los conflictos y controversias que enfrenta la administración pesquera argentina, en sus intentos por gestionar la capacidad de pesca aplicada a la explotación de este recurso en particular, y la del resto del caladero en su conjunto.

Los primeros datos ciertos de desembarque que discriminan capturas de merluza datan de 1936 (*vide* Rojo y Silvosa, 1970), y llegan hasta 1946 sin superar, aparentemente, las 10 000 toneladas, según lo ilustran Irusta *et al.* (2001; página 13, Figura 1) en un trabajo que recopila la historia de los desembarques, la estructura y evolución de la flota y las variaciones del esfuerzo nominal aplicado, para el período 1987-1997.



La Figura 2 muestra el crecimiento de los desembarques argentinos a partir de 1947 (fecha en que comienza una serie continua de datos en los registros de la FAO) hasta que se estabilizan, entre 1964 y 1969, alrededor de 70 000 toneladas.

Figura 2 - En 1970 se inicia otra fase de crecimiento de la pesquería, que llega a superar las 160 000 toneladas en 1974, donde casi no se registran operaciones de flotas extranjeras. En 1979 los desembarques argentinos de merluza se ubican alrededor de las 350 000 toneladas, las que sumadas a las flotas de terceros países (con predominio de la flota uruguaya) superan las 450 000 toneladas. A partir de 1979 se produce un descenso en los desembarques argentinos hasta 1984, donde se ubican por debajo de las 200 000 toneladas. Desde esa fecha, con oscilaciones menores, los registros de desembarques argentinos vuelven a crecer hasta totalizar un máximo cercano a las 600 000 toneladas en 1996 (lo que correspondió a más del 90 por ciento de las capturas declaradas por el conjunto de países que operan sobre la especie), momento para el que Aubone *et al.* (1997 y 1998) diagnostican la sobrepesca del recurso y advierten sobre los riesgos de colapso de sus efectivos.

La Figura 2 también muestra que históricamente las capturas argentinas dominaron sobre las del resto de los países que pescan merluza común en el Área Estadística 41 de la FAO (Figura 3), salvo en 1967, año en que se advierte un máximo de 600 000 toneladas, debido a la operación de flotas de países distantes, especialmente de la ex Unión Soviética, que produjeron el primer impacto sobre la sustentabilidad del recurso, el que experimentó una reducción puntual de un 30 por ciento en la abundancia de sus efectivos (Castello *et al.*, 1975).

Para el caladero argentino la importancia relativa de la merluza se puede apreciar en la Figura 4, donde se comparan los volúmenes de desembarque de esta especie respecto del total de los peces marinos y del total general, que incluye moluscos (como el calamar, *Illex argentinus*, o la vieira, *Zigochlamys patagonica*) y crustáceos (como el langostino, *Pleoticus muelleri*).

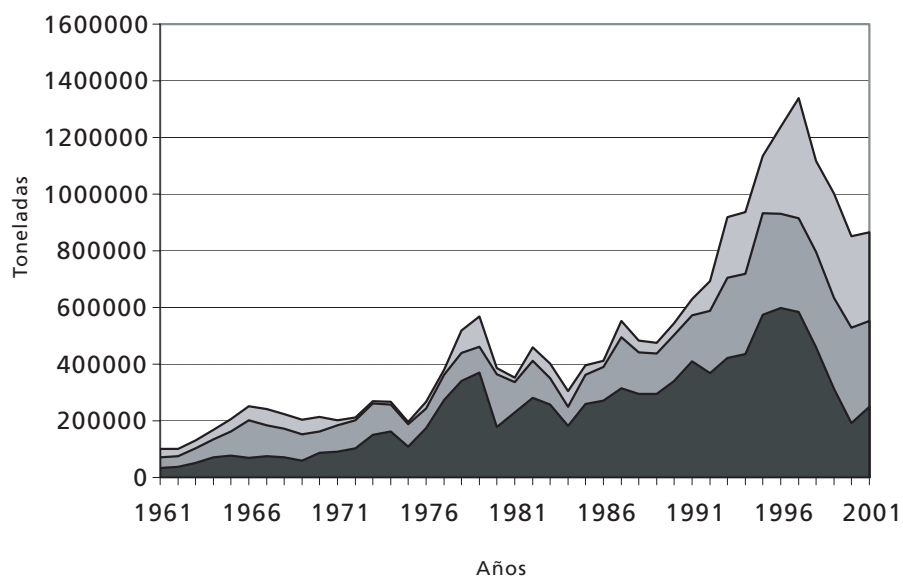
Mientras en 1984 las declaraciones de desembarque de merluza común representaron el 60 por ciento del total argentino y un 73 por ciento de los correspondientes al conjunto de los peces, en 2001, con el peor registro de captura de los 15 años precedentes, los desembarques declarados de merluza representaron el 22,5 por ciento del total general y un 36 por ciento del total de peces. Estas cifras muestran el desplazamiento de la actividad de la flota hacia otras especies objetivo, como calamar y merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), principalmente.

FIGURA 3
Área Estadística 41 de la FAO



Fuente: Reproducido a partir de FAO, 1997b

FIGURA 4
Evolución temporal, entre 1961 y 2001, de la participación relativa de los desembarques la pesca marítima Argentina



Desembarques de merluza común (en negro).
Diferencias con el total de peces (gris oscuro), y diferencia con el total general (gris claro)
Fuentes: FAO y de la DNPYA

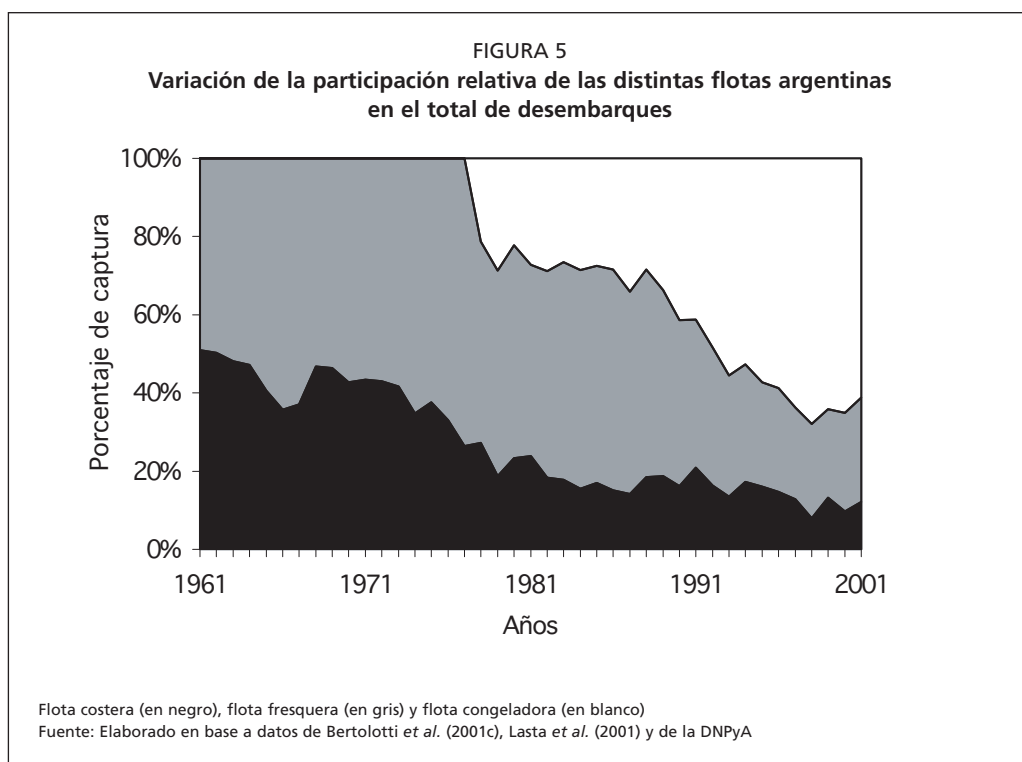
3. EVOLUCIÓN DE LA FLOTA PESQUERA ARGENTINA

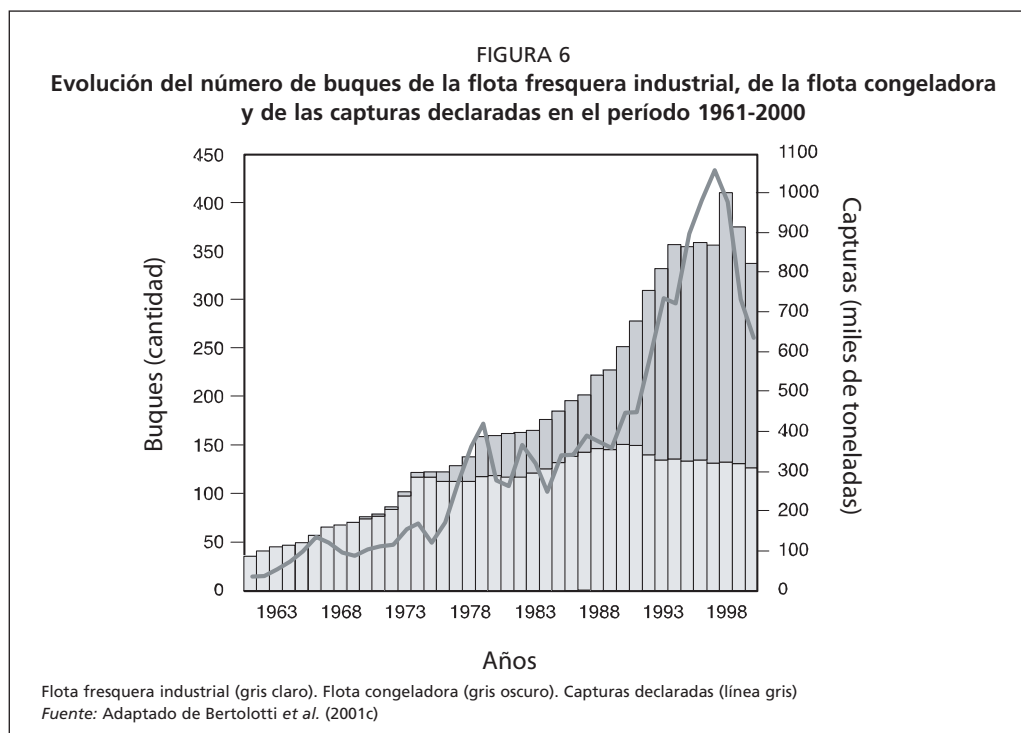
Los buques arrastreros de bandera argentina que operan sobre merluza común pueden ser agrupados en dos flotas principales: i) la flota fresquera (que admite ser subdividida en «costera» e «industrial»); y ii) la flota de buques «procesadores-congeladores».

Los antecedentes y la situación de la flota costera Argentina en 1997 se analizan en detalle en Lasta *et al.* (2001). Estos autores subdividen la flota costera en dos estratos: uno que incluye embarcaciones menores (entre 8 m y 18 m de eslora y un TRB < 40 toneladas); y el otro con embarcaciones mayores (de 18 m a 28 m de eslora y un TRB en el rango que va de 40 a 100 toneladas).

En términos globales, hasta 1960 la flota costera desembarcaba más del 50 por ciento de las capturas totales. A partir de entonces fue perdiendo terreno frente al avance de la flota fresquera industrial, y después de 1978 por el de la flota congeladora, ubicándose, desde entonces, por debajo del 20 por ciento de los desembarques totales (Figura 5).

Como lo señalan Lasta *et al.* (2001), las capturas de cada estrato de la flota costera están influidas por la zona de pesca. Así, por ejemplo, en la región bonaerense, que en 1997 registró más del 70 por ciento de los desembarques totales de esta flota, las embarcaciones menores capturaron especies integrantes de lo que se conoce como «variado costero» y sólo en forma incidental registraron capturas de merluza (< 1 por ciento del total). La flota costera de mayor porte, cuyos desembarques totales duplicaron a los del estrato inferior, registraron capturas de merluza del orden del 40 por ciento. A diferencia de la región bonaerense, la flota costera de la provincia de Chubut (cuyos desembarques representan otro 20 por ciento del total y el 78 por ciento del de las provincias patagónicas) está centrada en la captura de merluza, llegando a capturar un 99 por ciento del total. El principal competidor de la merluza, como especie objetivo de la flota costera de Chubut es el langostino, especie que presenta una marcada variabilidad anual en la abundancia de sus efectivos, a pesar de lo cual, cuando abunda, se transforma en la especie objetivo excluyente, determinando altos niveles de descarte, especialmente en merluza.





La estructura, desarrollo y productividad de las flotas industriales (fresquera y congeladora) se analiza en detalle en Bertolotti, *et al.* (2001c), donde se puede constatar la expansión de la flota congeladora (que además de los procesadores arrastreros tradicionales incluye tangoneros, surimeros, palangreros, poteros y vieireros) durante la última década del siglo pasado, relegando a la flota fresca industrial que se había desarrollado entre 1961 y 1975 (Figura 6).

Tras una variación errática de las capturas en el período 1975-1988, el posterior incremento de las mismas, y su disminución a partir de 1997, estuvo acompañado por cambios en el número de unidades de la flota congeladora (Figura 6).

Siempre según Bertolotti *et al.* (2001c), entre 1990 y 1999 los congeladores arrastreros incrementaron un 189 por ciento sus capturas (Cuadro 1), en estrecha correspondencia con las variaciones de un conjunto de características estructurales de los buques, que concurren a definir, al menos parcialmente, la capacidad de pesca de esta flota.

Por otra parte, la Cuadro 1 muestran que a pesar de un retroceso generalizado en la tendencia de todas las variables estructurales de la flota fresca industrial y del deterioro del recurso, el volumen de sus capturas presentó una evolución positiva

CUADRO 1

Variación porcentual de variables estructurales de la flota arrastrera (congeladora y fresca) entre 1989 y 1998

Variables estructurales	Congeladores	Fresqueros
	%	%
TRB	56	-16
Capacidad de bodega	75	-15
Potencia del motor principal	66	-10
Tripulación	82	-8
Número de buques	68	-9
Volumen de capturas	189	21

Fuente: Datos tomados de Bertolotti *et al.* (2001)

CUADRO 2

Comparación de la potencia del motor principal (expresada en HP) de los buques que integran las flotas industriales

Tipo de buques	1989	1998
Fresqueros industriales	43%	18%
Congeladores arrastreros	44%	34%
Otros congeladores *	14%	48%

Fuente: Datos de Bertolotti *et al.* (2001)

* «otros congeladores» incluye buques tangoneros, palangreros, poteros, surimeros y vieireros.

(21 por ciento), lo que debe asociarse a las mejoras tecnológicas ocurridas en el período analizado (comunicaciones, navegación y pesca) que también beneficiaron a la flota congeladora.

Los buques de la flota fresquera industrial y congeladores arrastreros son los que tuvieron incidencia más directa en las capturas de merluza y sus especies acompañantes. Los congeladores arrastreros, incrementaron un 177 por ciento sus capturas totales entre 1990 y 1997, pasando de 153 723 t a 425 926 t. La evolución reciente de la capacidad relativa de los congeladores arrastreros (expresada en potencia de su motor principal), dentro del conjunto de buques que integran las flotas industriales, puede observarse en la Cuadro 2.

En suma, los cambios cualitativos y cuantitativos ocurridos en estas flotas, significaron un aumento en su capacidad de pesca y afectaron el recurso de diversas formas. Según Renzi y Pérez (2002), entre los efectos más notables puestos de manifiesto por el efectivo patagónico —que se encuentra en mejores condiciones relativas que el bonaerense— se pueden mencionar: el 57,3 por ciento de reducción en la biomasa total y el 72,4 por ciento de pérdida de biomasa reproductiva; ambos ocurridos entre 1986 y 2001 (Cuadro 3). Los mismos autores, sugieren que la «biomasa reproductiva límite» ($BR_{Lim.}$) debería establecerse en 400 000 toneladas, mientras que la «biomasa reproductiva objetivo» ($BR_{Obj.}$), para ser considerada un punto de referencia precautorio, debería resultar de multiplicar la cifra anterior por un factor de «amortiguación». Dada la incertidumbre de los datos, un «factor de amortiguación» como el propuesto por la Comisión Internacional para la Exploración del Mar (ICES) para situaciones equivalentes, llevaría a la BR_O a un valor de 660 000 toneladas (1,65 veces la BR_L). Según estos cálculos el efectivo de la pesquería de merluza común que se encuentra al sur del paralelo 41°S, habría estado por debajo de límites precautorios desde 1990 aunque con una leve recuperación en el periodo 1993–1998 (Cuadro 3).

Una forma complementaria de apreciar el impacto del exceso de capacidad de pesca sobre los efectivos de merluza común es a través de los cambios que experimentó la estructura de edad de la población. La Cuadro 4 presenta dos estimaciones independientes de la evolución de la estructura de edad del efectivo patagónico, realizadas por un grupo de evaluación del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) asistido por consultores internacionales, empleando el XSA (Extended Survivors Analysis; Shepherd, 1999), en la versión estándar empleada por el ICES (Darby y Flatman, 1994), y el CAGEAN (Deriso *et al.* 1985), usando el programa PSEP, implementado por Cook y Reeves, 1993).

Con independencia de las diferencias que presentan las estimaciones, lo que deja en claro la Cuadro 4 es la marcada pérdida de ejemplares de clases adultas, con el consiguiente riesgo para la sustentabilidad del efectivo (Aubone, 2002).

CUADRO 3
Evolución de la biomasa total y la biomasa reproductiva, para el efectivo sur de merluza común, en el período 1986 – 2001

Años	Biomasa total (t)	Biomasa reproductiva (t)
1986	1 257 101	1 084 420
1987	1 231 756	1 071 466
1988	1 064 789	894 532
1989	833 927	654 793
1990	584 507	383 735
1991	586 982	386 087
1992	590 493	385 014
1993	630 692	391 154
1994	685 833	402 056
1995	725 252	399 160
1996	746 372	420 116
1997	736 419	440 886
1998	629 654	396 431
1999	557 237	388 869
2000	443 005	319 546
2001	536 186	299 165

Fuente: Datos tomados de Renzi y Pérez, 2002.

CUADRO 4
Comparación de la estructura de edades del efectivo patagónico de merluza (expresada en millones de individuos), entre los años 1986 y 2000

Edad (en años)	XSA			CAGEAN		
	Año 1986	Año 2000	Diferencia % 1986-2000	Año 1986	Año 2000	Diferencia % 1986-2000
1	943	890	-6	845	868	+10
2	678	388	-75	615	366	-68
3	705	450	-57	452	437	-4
4	525	188	-80	336	181	-86
5	271	62	-336	156	76	-106
6	175	25	-593	88	22	-294
≥ 7	124	22	-471	64	12	-417

Fuente: INIDEP (2001). Para referencias sobre los métodos, consultar el texto principal.
Cifras redondeadas.

4. CAPACIDAD DE PESCA, ESFUERZO DE PESCA Y MORTALIDAD POR PESCA

La Autoridad encargada de la normativa pesquera argentina no siguió, hasta el presente, las recomendaciones del IPOA (FAO, 1999b) y tampoco propuso una definición oficial sobre capacidad de pesca. A pesar de lo anterior, en fecha reciente el INIDEP publicó dos trabajos (Bertolotti y col, 2001a y b), que pueden ser considerados una aproximación al tema, al modelizar las relaciones entre los niveles de captura de distintos estratos de las flotas arrastreras industriales y diversas variables estructurales de sus buques.

El modelo correspondiente a la flota industrial fresquera establece que:

$$C = a + b \ln (TRB) + \tilde{\varepsilon} \quad [1]$$

En la ecuación [1] C puede expresar, indistintamente, la captura anual máxima dentro de una serie de años, la captura de un año determinado o la captura diaria máxima de un año determinado; a y b son parámetros del modelo que se estiman según el significado de C; y $\tilde{\varepsilon}$ representa la medida del error aleatorio del modelo.

Por su parte, el modelo correspondiente a la flota congeladora establece que:

$$C = C_{\infty} (1 - e^{-a(TRB)}) + \tilde{\varepsilon} \quad [2]$$

En la ecuación [2] C_{∞} corresponde al valor asintótico de C en el modelo, mientras $e = 2,71828 \dots$ (número de Euler, base de los logaritmos naturales).

En ambos modelos la variable independiente escogida por los autores fue TRB , aduciendo distintas razones entre las que incluyen los resultados de análisis de componentes principales realizados para explorar las variaciones de capturas y su dependencia con variables estructurales de la flota. Los dos modelos fueron aplicados a estratos uniformes dentro de cada flota, definidos por rango de eslora, generando distintos valores promedio de captura anual máxima para cada estrato.

Como lo establecen Cunningham y Gréboval (2001), la capacidad de pesca puede expresarse en términos de variables de entrada, como el esfuerzo (E), y en ese caso podría asimilarse al esfuerzo potencial (E_t), pero también podría expresarse en términos de variables de salida, como las capturas potenciales (C_t). Desde esta perspectiva los trabajos del INIDEP tienen el interés de aportar modelos útiles para calcular valores de capacidad de pesca, aunque con limitaciones objetivas, como las que resultan de no haber considerado la evolución tecnológica dentro del período analizado.

De todas formas los autores de los modelos comentados, concluyen que en 1998 la flota fresquera industrial contaba con una capacidad promedio máxima de captura de 460 000 toneladas, mientras que para la flota congeladora (excluidos los surimeros) dicho valor alcanzó las 720 000 toneladas. Aunque en la evaluaciones de recursos pesqueros el INIDEP emplea datos de mortalidad por pesca (F) y calcula índices de eficiencia como el de captura por unidad de esfuerzo (CPUE), no hay estudios específicos sobre la capacidad de pesca en la pesquería de merluza común, a pesar de lo cual, frente al deterioro del recurso, las cifras consignadas en los trabajos comentados son un claro indicio del exceso de capacidad de pesca.

5. METODOLOGÍA

5.1 Datos

Los datos utilizados en este trabajo, corresponden a información proveniente de los partes de pesca de la flota argentina, y fueron suministrados integralmente por el Departamento de Estadística de la Dirección Nacional de Pesca y Acuicultura (DNPYA). A partir de la base oficial se seleccionaron los registros de capturas totales anuales y capturas de merluza anuales, para un total de 639 buques, que en el período comprendido entre enero de 1989-diciembre de 2001, registraron alguna captura de merluza. Luego –tras descartar los registros correspondientes a buques surimeros, poteros, palangreros, tangoneros y vieireros– se agrupó al resto de los 571 buques arrastreros en dos flotas principales: a) la flota de buques fresqueros (464 buques; incluyendo las embarcaciones costeras) y b) la flota de buques congeladores (108 buques).

Antes de estratificar las flotas dentro de cada grupo arrastrero –fresquero o congelador– se descartaron los registros correspondientes a buques para los que no se dispuso de datos seguros de eslora y/o de TRB , o cuando la eslora era inferior a los 7,90 m. Este procedimiento dejó fuera del análisis a 44 fresqueros y 20 congeladores; luego se dividió cada flota en los estratos que se indican en la Cuadro 5.

En la Cuadro 6 se presenta una síntesis de las capturas totales y de merluza, acumuladas durante el período 1989-2001, discriminadas por flotas y estratos, donde se observa que en este trabajo se analiza más del 90 por ciento de la información de capturas disponible para merluza y más del 80 por ciento de la correspondiente al

CUADRO 5
Características estructurales de los buques de las flotas fresquera y congeladora analizados en este trabajo

Fresqueros				
Fresqueros A (146 buques)				
Eslora (m)	Rango	Media	DS*	CV* %
	8 - 19	15	2	16
TRB (t)	4 - 121	25	13	49
Fresqueros B (137 buques)				
Eslora (m)	19 - 28	24	3	12
TRB (t)	42 - 270	94	35	37
Fresqueros C (60 buques)				
Eslora (m)	29 - 39	33	2	7
TRB (t)	77 - 533	198	79	40
Fresqueros D (57)				
Eslora (m)	39 - 65	51	7	14
TRB (t)	226 - 891	467	167	49
Congeladores				
Congeladores A (21 buques)				
Eslora (m)	27 - 59	45	19	19
TRB (t)	140 - 755	438	41	41
Congeladores B (53 buques)				
Eslora (m)	58 - 84	70	7	10
TRB (t)	331 - 2001	438	180	41
Congeladores C (14 buques)				
Eslora (m)	84 - 111	95	8	8
TRB (t)	1 445 - 3 278	2 264	584	26

Fuente: Datos de la DNPYA.

* DS = Diferencia significativa. CV = Coeficiente de variación.

Cifras redondeadas.

CUADRO 6
Capturas acumuladas de merluza y totales para el período 1989-2001, discriminadas por flota y por estrato, consignando el porcentaje de capturas no analizado por inconsistencia entre los datos y los criterios utilizados en el trabajo

	MERLUZA (ton)		TOTALES (ton)
Total	5 424 851	Total	9 096 775
Total arrastreros	5 210 589	Total arrastreros	8 065 627
Otras flotas	214 262	Otras flotas	1 031 148
No analizado del total	3,95%	No analizado del total	11,33%
Total fresqueros	3 169 043	Total fresqueros	4 920 400
Fresqueros A	95 153	Fresqueros A	325 592
Fresqueros B	7 849 952	Fresqueros B	1 562 766
Fresqueros C	611 707	Fresqueros C	855 130
Fresqueros D	1 446 910	Fresqueros D	1 604 707
Otros fresqueros	230 323	Otros fresqueros	572 207
No analizado de fresqueros	7,27%	No analizado de fresqueros	11,63 %
Total congeladores	2 041 547	Total congeladores	3 145 227
Congeladores A	251 800	Congeladores A	370 275
Congeladores B	1 539 432	Congeladores B	2 138 726
Congeladores C	164 273	Congeladores C	530 747
Otros congeladores	86 043	Otros congeladores	105 482
No analizado de congeladores	4,21%	No analizado de congeladores	3,35%
Capturas analizadas	90,22%	Capturas analizadas	81,21%

Fuente: Cálculos a partir de datos cedidos por la DNPYA.

conjunto de las especies, tomando en cuenta los buques que declararon alguna captura de merluza en el período considerado.

5.2 Observaciones sobre la calidad de los datos

Al no estar corregidas por sub-declaraciones ni por descartes, las cifras de desembarque que se utilizan en este trabajo podrían considerarse, en principio, mínimos teóricos de las capturas reales efectuadas (si bien existe la posibilidad de que hayan habido casos de sobre-declaraciones, las mismas estarían lejos de compensar los defectos anteriores). Por otra parte, los datos utilizados no discriminan el *status* legal de los buques que efectuaron las capturas, pudiendo haber estado habilitados, o no, para la pesca de merluza.

En cuanto a la calidad de la información, el jefe del Departamento de Estadística de la DNPYA manifestó que la misma está en función inversa a su antigüedad (Monsalvo, comunicación personal); apreciación que coincide con evaluaciones independientes realizadas por el autor (Verona, 1998). Esto se debe entre otras causas a que el sistema de información pesquera recién comenzó a conformarse a partir de 1990 (en 1992 el Grupo de Estadística llegó a grabar 6 347 partes de pesca, lo que se estima correspondió a poco más del 20 por ciento del total, cifra que ascendió a 27 259 registros en 1996, representando aproximadamente el 90 por ciento de los partes de pesca de la flota nacional).

Las circunstancias señaladas motivaron que las autoridades solicitaran a los particulares la presentación de información sobre las capturas realizadas, con carácter de declaración jurada, como una alternativa para reconstruir la base de datos requeridos, a partir de 1989, para instrumentar la asignación inicial de cuotas de captura (ver 7.3 Política pesquera). Tras una primera publicación de esos datos (Resolución 23/2001 del Consejo Federal Pesquero) se habilitó un proceso de observaciones y revisiones, los que después de ser evaluados dieron lugar a la publicación de datos rectificadas (Resolución 2/2002 del Consejo Federal Pesquero), que arrojaron un 10,1 por ciento de diferencias absolutas respecto del primer cómputo y un 2,3 por ciento de disminución en términos de capturas totales para el período «enero de 1989-diciembre de 1996». Tras la publicación de este segundo listado también se habilitó un plazo para que los particulares hicieran observaciones al mismo.

Finalmente, cabe consignar que en 2000, la Autoridad de Aplicación contrató a la Universidad de Buenos Aires para realizar sendos trabajos de consultoría externa, uno para auditar la legitimidad de los permisos de pesca y otro para auditar la calidad de los partes de pesca. En ambos casos se detectaron severas irregularidades (SIGEN, 2003), de difícil solución técnica en sede administrativa, lo que hace prever que cualquier decisión basada en la información disponible podrá ser recurrida por vía judicial. Luego, por Resolución 23/2001, modificada por la Resolución 1/2002, el Consejo Federal Pesquero definió las capturas legales de merluza para el período 1989-1996, sobre las que se procederá a ponderar la participación de cada buque a los fines de la asignación inicial de cuotas.

Con todas las deficiencias que encierra la información oficial, de momento es la única disponible y en lo que sigue este trabajo la asume como tal. Por lo tanto, la validez de los análisis, conclusiones y recomendaciones a los que se arriba están condicionados por las circunstancias apuntadas.

5.3 Procedimiento de análisis

5.3.1 Índices de capacidad de pesca

Teniendo presente las limitaciones de los datos disponibles, la obtención de un índice de la capacidad de pesca es una solución de compromiso entre aquellas deficiencias y la complejidad intrínseca que encierra el concepto.

Según Lindebo (1999) las dificultades de definir capacidad de pesca radican en que se la puede expresar en términos de insumos (número de buques, eslora, TRB, capacidad de bodega, potencia del motor principal, costo del buque) o de productos (captura, esfuerzo, costo de operación), donde además, algunas de estas variables son estáticas (como el TRB o la capacidad de bodega) y otras dinámicas (como la experiencia de la tripulación o el esfuerzo de pesca, cuando varía el tiempo dedicado a la actividad).

Por su parte, Gréboval y Munro (1998) establecen dos enfoques principales para definir el tema: uno desde una perspectiva tecnológica y otro desde una perspectiva económica. A estas dos perspectivas Cunnigham y Gréboval (2001) añaden la perspectiva social.

De acuerdo con Kirkley y Squires (1999) la capacidad de pesca puede ser definida como «*la captura potencial que podría ser obtenida utilizando toda la tecnología y el capital disponible con la máxima eficiencia*». Los mismos autores proponen una definición alternativa cuando dicen que capacidad de pesca «*es el máximo nivel de capital disponible en una pesquería que es totalmente utilizado con la máxima eficiencia técnica en un período de tiempo determinado, bajo determinadas condiciones de mercado y de estado de los recursos*».

Después de haber organizado y conducido una serie de talleres técnicos sobre el tema desde 1997, la FAO define capacidad de pesca como «*la captura máxima obtenida por una flota, en un período de tiempo determinado, si está siendo totalmente utilizada, dadas las condiciones del recurso en términos de biomasa y estructura de edades y la tecnología empleada*».

En base a los comentarios y definiciones anteriores a continuación se describe el procedimiento seguido en este trabajo para obtener estimadores de capacidad de pesca, basados en datos de captura (C) y tonelaje de registro bruto (TRB), para analizar la actividad de la flota que operó sobre merluza en el período 1989-2001. Si bien la elección de estas variables no necesita mayor justificación, las mismas coinciden con las empleadas en los trabajos del INIDEP comentados más arriba (*vide supra*, apartado 2).

A los fines mencionados, primero se calcularon las sumatorias de las capturas anuales de merluza, a las que se designó mediante la expresión $\sum C_i$ (merluza) (donde i representa un año cualquiera dentro de la serie que va desde $i = 1$ hasta $i = n$) y por otro, la sumatoria de las capturas anuales totales, $\sum C_i$ (total) (como suma de merluza + resto; donde «resto» representa las capturas de especies distintas a merluza, obtenida por todos los buques que hubieran declarado capturas de merluza en al menos uno de los n años del período analizado).

Por separado se calcularon las sumatorias de los TRB de los buques para los años en que hubiesen declarado desembarques de merluza. A este valor se lo denominó $\sum TRB_i$ (merluza). En forma equivalente se calcularon los valores de $\sum TRB_i$ (total), pero ahora incluyendo en la suma los TRB de todos los buques que hubieran declarado capturas de merluza en al menos uno de los n años del período analizado.

A continuación se calcularon los cocientes $\sum C_i / \sum TRB_i$, para cada uno de los n años de la serie y se identificó el máximo valor de $\sum C_i / \sum TRB_i$ (= Máx $\sum C_i / \sum TRB_i$), tanto para merluza como para el total.

De los valores calculados se derivaron dos índices de capacidad de pesca (Q). Uno, designado Q_i (merluza), resultó de dividir:

$$\frac{\sum C_i \text{ (merluza)}}{\sum TRB_i \text{ (merluza)}} \div \text{Máx (merluza)} \sum C_i / \sum TRB_i \quad [3]$$

Procediendo de un modo similar se obtuvieron los Q_i (total), para cada uno de los años del período analizado, empleando una variante de la ecuación [3]:

$$\frac{\sum C_i \text{ (total)}}{\sum TRB_i \text{ (total)}} \div \text{Máx (total)} \sum C_i / \sum TRB_i \quad [3']$$

Tanto para merluza como para el total, los valores de Q_i están comprendidos en el rango $0 \leq Q_i \leq 1$.

5.3.2 Eficiencia operativa

Mientras Q_i (merluza) y Q_i (total) son índices de la eficiencia de captura por unidad de TRB, relativos a una capacidad máxima de captura obtenida por esa flota en el período considerado, para merluza y para el total, respectivamente, todavía cabe expresar la eficiencia operativa de la flota sobre una especie objetivo (como merluza) a través del siguiente procedimiento:

$$Q_i \text{ (merluza|total)} = \Sigma C_i \text{ (merluza)} / \Sigma TRB_i \text{ (merluza)} \div \text{Máx}_{\text{(total)}} \Sigma C / \Sigma TRB \quad [4]$$

De esta manera, la ecuación [4] permite calcular la eficiencia de captura de merluza por unidad de TRB con relación a la capacidad máxima de captura de esa flota, expresada en términos del conjunto de las especies que la integran. A partir de aquí se puede obtener una medida de la eficiencia de utilización de la capacidad de pesca total sobre la especie objetivo a través de la siguiente expresión:

$$E_{\text{Objetivo}} = Q_i \text{ (merluza)} \div Q_i \text{ (merluza|total)} \quad [5]$$

Por último, se puede calcular los Q_i promedios para el período de n años considerado mediante:

$$\Sigma Q_i / n, \quad [6]$$

Los valores obtenidos mediante la expresión [6] son una medida de la «utilización de la capacidad» (UC), para el período considerado. Mediante la relación entre la utilización de la capacidad de pesca sobre la especie objetivo y la total se calculó un índice de Eficiencia Relativa:

$$ER = UC_{\text{Objetivo}} \div UC_{\text{total}} \quad [7]$$

Por último, dado el interés por contar con una expresión que pondere el exceso de capacidad de pesca se calculó el índice (ECP) a través de la expresión:

$$ECP = 1 - UC_{\text{Objetivo}}, \quad [8]$$

La ecuación [8] es válida bajo un supuesto de preferencia que asume la existencia de una única especie objetivo para el buque, estrato o flota en consideración, durante todo el período considerado. Este último índice combina las expresiones de exceso de capacidad de pesca propuestas por Cunningham y Gréboval (2001) empleando variables de entrada y de salida. Según [8] existe exceso de capacidad de pesca sobre una especie objetivo toda vez que $ECP > 0$. Como los valores de ECP también son relativos, se ubican en el rango $0 < ECP < 1$, de allí que toda vez que interese conocer magnitud absoluta del exceso de capacidad de pesca habrá que referir el valor de ECP al $\text{Máx} \Sigma C / \Sigma TRB$ del período de tiempo sobre el que fueron calculados.

Resumiendo:

- los Q_i , son índices de eficiencia de captura por unidad capacidad de pesca;
- los índices E_{Objetivo} , son una medida de la eficiencia de utilización de la capacidad de pesca, o eficiencia operativa de un buque o flota, sobre una especie objetivo;
- los valores UC , estiman la utilización de la capacidad de un buque o flota determinada;
- ER mide la utilización relativa de la capacidad de pesca aplicada sobre la especie objetivo; y,
- ECP estima el exceso de capacidad de pesca bajo el supuesto de una única especie objetivo.
- Para todos los índices, su dependencia respecto de las condiciones del recurso y la tecnología empleada, está ponderada por el valor que toman ΣC_i (merluza) y ΣC_i (total).

Los índices presentados reúnen las características referidas por Lindebo (1999) para ser empleados como estimadores de la capacidad de pesca (Q_i), de la eficiencia operativa (E_{Objetivo}) o de la utilización de la capacidad (UC). Estos índices resultan de cuocientes entre variables de salida (capturas) y variables de entrada (TRB), donde la primera es una variable dinámica y la segunda una variable estática. Finalmente, los índices propuestos son congruentes con las definiciones de capacidad de pesca más usuales, ya que se basan en medidas de *captura obtenida por un buque, estrato o flota, en un*

período de tiempo determinado... [con relación a una situación de aprovechamiento máximo]..., dadas las condiciones del recurso y la tecnología empleada».

6. INTERVENCIONES, REGULACIONES Y POLÍTICA PESQUERA

6.1 Intervenciones

A partir de 1960 la expansión de la flota industrial pesquera estuvo ligada al inicio del desarrollo de la pesquería de merluza. El Estado Nacional acompañó ese proceso a través de distintas intervenciones, que incluyeron facilidades para la importación de buques pesqueros libre de gravámenes (Decreto 10032/96) o el otorgamiento de subsidios para la construcción de buques pesqueros en astilleros nacionales (Decreto 10033/60).

Un segundo período expansivo de la pesquería de merluza se operó entre 1970 y 1975, debido en parte a una coyuntura favorable de los mercados internacionales de productos pesqueros y a la adopción del régimen de promoción pesquera consagrado en la Ley 19 000.

En 1977, mediante el Decreto 2 729, el Poder Ejecutivo autorizó una nueva importación de buques pesqueros bajo un régimen de licencia arancelaria. Este hecho significó el ingreso masivo de buques congeladores (Figura 6), lo que unido a una nueva legislación en materia de inversiones extranjeras (Ley 21 382) y promoción industrial (Ley 21 608), consolidaron una nueva etapa de desarrollo pesquero, que culminaría a fines de la década de 1970.

Entre 1979 y 1988, según Bertolotti y Cabut (1994), a pesar de una continua incorporación de unidades a las distintas flotas pesqueras, un 40 por ciento de la capacidad de pesca, en promedio, estuvo ociosa, ya sea por inactividad absoluta de los buques, o por niveles operativos inferiores al 25 por ciento. A pesar de ello durante este período ocurrió un hecho significativo para el desarrollo pesquero argentino, como lo fue el comienzo de experiencias de pesca de calamar mediante buques poteros, autorizada por la SAGyP a través de la Resolución 204 de 1987.

A partir de 1989, y en el marco de una apertura indiscriminada de la economía argentina, el país experimentó un crecimiento acelerado de sus exportaciones, duplicando el valor de sus exportaciones totales y triplicando el de sus exportaciones pesqueras (las que pasaron de 324 millones de dólares en 1990 a poco menos de 1 000 millones en 1996).

En este mismo período ocurrieron otros dos hechos significativos en términos de modificar la capacidad de pesca del caladero argentino. Por un lado, la iniciativa española de exportar excedentes de su flota, acompañada por ayudas financieras y la integración de sociedades mixtas con armadores de terceros países, y, por otro la sanción del Decreto 2236 de 1991, que permitió crear los instrumentos de política pesquera que posibilitaron el acceso al caladero argentino. Adicionalmente, se instrumentó un régimen de «charteo» para la explotación de calamar mediante buques poteros de flotas asiáticas.

A lo anterior se sumó, en 1994, la aprobación de la Ley 24 315 que consagró el Acuerdo sobre Relaciones en Materia de Pesca Marítima entre Argentina y la Comunidad Económica Europea, que tuvo por objeto «proveer un acceso estable a nuevas posibilidades de pesca para la flota europea» y que en los hechos significó un importante aumento de unidades y la modernización de la flota al caladero argentino, con el consecuente incremento en la capacidad de pesca. Precisamente, Bertolotti *et al.* (2001c) señalan que entre 1989 y 1998 el número de buques de la flota industrial creció un 80 por ciento y también lo hicieron distintos atributos ligados a su capacidad de pesca y, por ende, las capturas (Cuadro 1).

6.2 Regulaciones

Según Tringali y Bezzi (2001) entre 1970 y 1992 las estimaciones de captura máxima de merluza se efectuaban mediante modelos globales generalizados. Desde 1993, en

cambio, se aplicaron modelos analíticos, que toman en cuenta la estructura en clases de edad de la población (Bezzi *et al.* 1994) y se utilizaron diferentes puntos de referencia (límites y objetivos), incluyéndose distintas modalidades de análisis de riesgo, lo que dio como resultado que, con el transcurso del tiempo, el INIDEP pasara de ofrecer un valor de captura máxima a ofrecer un rango de valores de capturas recomendadas a la Autoridad de Aplicación.

Las primeras estimaciones de captura máxima no se plasmaron en decisiones administrativas, y sólo en 1978, la Secretaría de Estado de Intereses Marítimos, a través de la Resolución 194, hizo referencia a que el «Rendimiento Máximo Sostenible (RMS)» de merluza se encontraría alrededor de las 750 000 toneladas.

Aunque en 1982, por el Decreto 1 533, se estableció la obligatoriedad de determinar anualmente la Captura Máxima Permisible (CMP) de las distintas especies, con intervención del INIDEP, la primera definición taxativa de CMP recién apareció en la Resolución 16, dictada en 1984 por la Secretaría de Recursos Marítimos, que la fijó en 387 200 toneladas.

A través del Decreto 945 de 1986 el Poder Ejecutivo reiteró la obligación de determinar anualmente la CMP de las distintas especies, y anticipó la suspensión de las actividades de pesca cuando se alcanzare ese volumen de capturas, mientras que la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (SAGyP), mediante la Resolución 864, dictada ese mismo año, consideraba que la captura de merluza estaba lejos de los valores máximos permisibles, a pesar de que la flota operaba sin restricciones. Esta postura se mantuvo en distintos documentos oficiales hasta 1990.

Con todo, el aspecto más relevante del Decreto 945/86 fue que estableció el carácter definitivo de los permisos de pesca vigentes, lo que junto a la Resolución 947, dictada por la SAGyP en 1988, que puso fin al otorgamiento de nuevos permisos para la captura de merluza, marcaron un cambio de tendencia en la actitud oficial respecto a la explotación de este recurso.

En 1991, tras dictarse el Decreto 2236, que reguló el régimen de asignación de permisos de pesca, estableciendo como condición para la aprobación de nuevos proyectos de pesca la de no exceder los límites de captura permisible, la SAGyP, por Resolución 48, reconoció por primera vez la «existencia de síntomas negativos» en la pesquería de merluza común, lo que coincide con la información recopilada por Tringalli y Bezzi (2001; Cuadro 7).

Entre 1993 y 1997, la SAGyP adoptó el temperamento de fijar la CMP anual, reservándose la potestad de modificarla a la luz de evaluaciones complementarias que surgieran durante el año.

A partir de 1998 tanto las recomendaciones del INIDEP como las CMP comenzaron a desglosarse entre los dos principales efectivos de plataforma: el efectivo norte (ubicado al norte del paralelo 41°S) y el efectivo sur (al sur de límite indicado). En 1999 el Poder Ejecutivo dictó el Decreto de Necesidad y Urgencia 193, mediante el cual dejó en manos del secretario del ramo la administración de la pesquería de merluza, responsabilidad que según la Ley 24922 recae sobre el Consejo Federal Pesquero.

El año 2000, y bajo la administración directa por parte del Poder Ejecutivo, además de discontinuarse la práctica de establecer la CMP, se habilitó la pesca de merluza mediante el otorgamiento de cupos de captura proporcionales a la capacidad de bodega de los buques fresqueros, impidiéndose la faena de merluza a los buques congeladores, los que desde entonces quedaron confinados al sur del paralelo 48°S. Frente a esta discriminación de la Autoridad de Aplicación, algunos armadores interpusieron recursos de amparo ante los tribunales, consiguiendo una resolución favorable que determinó que 12 de dichos buques siguieran activos (más tarde se sumarían otros buques congeladores, también por vía judicial; luego, la faena de buques que operaban bajo amparo judicial fue encontrando límites en los tribunales de alzada).

Por separado, Bezzi y Tringalli (2001) también recopilaron los antecedentes sobre las recomendaciones científicas y el marco regulatorio sobre el tamaño mínimo de desembarque y la selectividad de las redes en la pesquería de merluza.

6.3 Política pesquera

La primera gran decisión política en materia pesquera surge como una reacción frente al avance de la explotación pesquera de flotas de países distantes. Así fue como en 1967 la República Argentina extendió su soberanía marítima hasta el límite de las 200 millas, medidas a partir de su línea de base (Ley 17 094).

Otra decisión trascendental data de 1973, año en que Argentina firma con Uruguay el Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo, por el cual se crea una Zona Común de Pesca en la que ambos países se comprometen a realizar una gestión conjunta de la administración pesquera, en un área de 223 189 km² (110 433 km² correspondientes a la República Argentina y 112 756 km² correspondientes a la República Oriental del Uruguay).

Finalmente, entre fines de 1997 y comienzos de 1998 se sancionó y promulgó la Ley 24 922, que establece el actual Régimen Federal de Pesca. Entre sus disposiciones más importantes figura la creación del Consejo Federal Pesquero (CFP; cuerpo al que le confiere la atribución de fijar la política pesquera nacional) y la adopción de un sistema de administración pesquera basado en la concesión de cuotas individuales de captura, para el que se establecen los criterios a ser tenidos en cuenta en la asignación inicial de cuotas, entre los que figuran el volumen de las capturas legales declaradas entre 1989 y 1996.

Aunque el CFP no adoptó ninguna medida para administrar la capacidad de pesca, en consonancia con lo dispuesto por el IPOA (FAO, 1999b), se dio en cambio una estrategia para implementar un régimen de administración por cuotas, el que entre otras razones, al tropezar con los mismos inconvenientes que se mencionaron al discutir la calidad de los datos que se emplean en este trabajo (*vide supra*, apartado 3), sigue pendiente de instrumentación.

7. ANÁLISIS DEL DESEMPEÑO DE LAS INTERVENCIONES

7.1 Evolución de las capturas

La historia de intervenciones, regulaciones y decisiones de política pesquera que se reseñaron en el apartado anterior, definen los escenarios por los que transitó el desarrollo pesquero argentino en general y la pesquería de merluza en particular. La capacidad de pesca del caladero argentino estuvo ligada, como se vio, a los vaivenes del mercado internacional de productos pesqueros y a las variaciones de costos que experimentaron los bienes de capital (buques), particularmente después de adoptarse la CONVEMAR (Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar) en 1982. Los excedentes de flota de algunos países, o los de su capacidad para construir buques, fueron dejando su impronta en el caladero argentino a medida que se iba descubriendo su real potencial pesquero.

La firma del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo con Uruguay, potenció el desarrollo pesquero de ese país, que pasó a ser un protagonista de peso en las capturas de merluza en la ZCP.

En el análisis previo se subrayó la importancia de la merluza dentro del desarrollo pesquero argentino. No obstante, cuando a fines de la década de los años 80 se alcanzó su plena explotación, más allá de la sobrepesca a la que condujo ignorar sistemáticamente las capturas recomendadas (Cuadro 7), se produjo un estímulo concreto para migrar hacia otras especies objetivo, tales como el calamar, a principios de los 90, y la merluza de cola, cuando se prohibió la faena de buques congeladores al norte del paralelo 48°S.

Estos procesos determinaron profundos cambios en la estructura de la flota que operaba sobre la merluza común desde los comienzos de la pesquería. No obstante,

CUADRO 7

Evolución del valor anual de Captura Recomendada (CR), Captura Máxima Permitida (CMP) y desembarques, en el período 1970 – 2001*

Año	Capturas recomendadas (t) ¹	CMP (t)	Desembarques (t)	
			Argentinos	Totales
1970	750 000-1 000 000	—	87 400	108 100
1971	1 500 000	—	92 000	116 400
1972	700 000	—	102 800	139 300
1973	700 000	—	151 400	183 700
1974	460 000 - 690 000 ²	—	162 200	172 600
1975	—	—	109 000	125 646
1976	—	—	174 906	225 745
1977	392 000	—	281 848	359 149
1978	—	750 000	341 161	413 777
1979	—	—	370 905	462 039
1980	593 780	—	277 350	354 708
1981	363 086 - 437 260	—	228 729	326 521
1982	437 600	—	281 909	360 385
1983	348 000 - 382 000	—	257 100	347 688
1984	344 000 - 380 000	387 200	183 224	254 851
1985	354 000 - 394 000	—	259 334	376 496
1986	347 610 - 381 810	—	570 558	381 238
1987	—	—	309 911	434 612
1988	342 000 - 351 000	387 200	283 434	421 751
1989	—	355 000	294 588	398 937
1990	358 000	351 500	340 661	419 750
1991	350 000	350 000	408 787	518 902
1992	387 200	387 200	374 840	451 778
1993	470 000	390 000	422 195	502 701
1994	465 000	390 000	435 788	512 618
1995	398 000	398 000	574 317	654 335
1996	335 133	398 000	597 557	661 105
1997	395 000	395 000	584 048	634 148
1998 ³	82 000 (N) + 207 500 (S)	82 000 (N) + 207 500 (S)	458 433	527 226
1999	3 900 (N) + 129 000 (S)	188 200	311 953	372 039
2000	Cierre del caladero	102 500 ⁴	191 900	247 139
2001 ⁵	210 000	210 000	248 084	303 735

Fuente: Información elaborada a partir de Tringali y Bezzi (2001) y datos complementarios de la DNPYA

* Las cifras de desembarques totales corresponden a las capturas que se efectúan sobre los tres efectivos (Norte, Sur y del golfo San Matías). Las cifras de CR y CMP no incluyen al efectivo del golfo San Matías y, a partir de 1998, la CMP está referida al efectivo Sur, salvo parcialmente en 2000⁴. Con independencia de lo anterior la COFREMAR (Comisión Argentino-Uruguaya para la Administración del Frente Marítimo) estableció una CMP de 200.000 toneladas de merluza para la Zona Común de Pesca (que abarca la mayor parte del efectivo Norte) entre 1974 y 2000, la que redujo a 100 000 toneladas a partir de 2001.

¹ CR: equivale a estimaciones de Rendimiento Potencial, Rendimiento Máximo Sostenible o Captura Máxima, según Tringali y Bezzi (op. cit.).

² Estimaciones basadas en distintos supuestos de mortalidad natural.

³ A partir de este año las CR y CMP se desglosan en un valor correspondiente al efectivo norte (N) y otro correspondiente al efectivo sur (S).

⁴ En el año 2000 no se fijó una CMP sino que mediante tres Resoluciones sucesivas, la Autoridad de Aplicación habilitó la pesca por 36 500 toneladas (sobre ambos efectivos), entre enero y marzo. Luego agregó otras 35 000 toneladas del efectivo sur, para ser pescadas entre mayo y diciembre. Con posterioridad se añadieron otras 34 000 toneladas del efectivo sur, para el período comprendido entre septiembre y diciembre.

⁵ Datos correspondientes al efectivo sur.

de cara al futuro, y atendiendo a lo que ordena la Ley 24 922, al establecer que entre los criterios que deben ponderarse para la asignación inicial de cuotas de captura se encuentra el volumen de capturas legales del período 1989-1996, se hace necesario comparar aquella flota con la que faena merluza en la actualidad. El interés de hacerlo es doble: primero por los problemas legales asociados a supuestos «derechos adquiridos», que pueden esgrimir los particulares, entorpeciendo la migración hacia el nuevo esquema de administración; y segundo, para anticipar las dificultades intrínsecas

que representará reducir el exceso de capacidad de pesca por vía de una administración por cuotas.

El impacto de las tendencias analizadas sobre la pesquería de merluza se manifiesta al comparar la evolución de la participación de cada flota en el período 1989-2001 (Cuadro 8). Como puede observarse, tras un crecimiento en la participación de los arrastreros congeladores, la tendencia se revierte en los últimos años del período analizado.

Una comparación equivalente puede hacerse sobre la Figura 7, donde se emplean datos seleccionados según los criterios expuestos en la metodología (apartado 3.1), cotejando la actividad de ambas flotas, en términos absolutos y relativos respecto, de las capturas de merluza y las capturas totales. Los gráficos indican que las dos flotas experimentan una fuerte disminución de sus capturas totales y de la proporción

CUADRO 8

Participación de las flotas congeladora y fresca en los desembarques de merluza en el período 1989-2001 (miles de toneladas)

Flota	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
C	68	89	140	128	182	214	282	279	269	211	112	268	43
F	213	261	294	253	257	238	285	306	272	229	197	164	203

Fuente: DNPYA sin discriminar ningún dato de las flotas consideradas

* La primera columna indica el tipo de flota, C = Congeladora y F = fresca. La flota fresca incluye los estratos de buques industriales y de pesca costera

* Cifras redondeadas

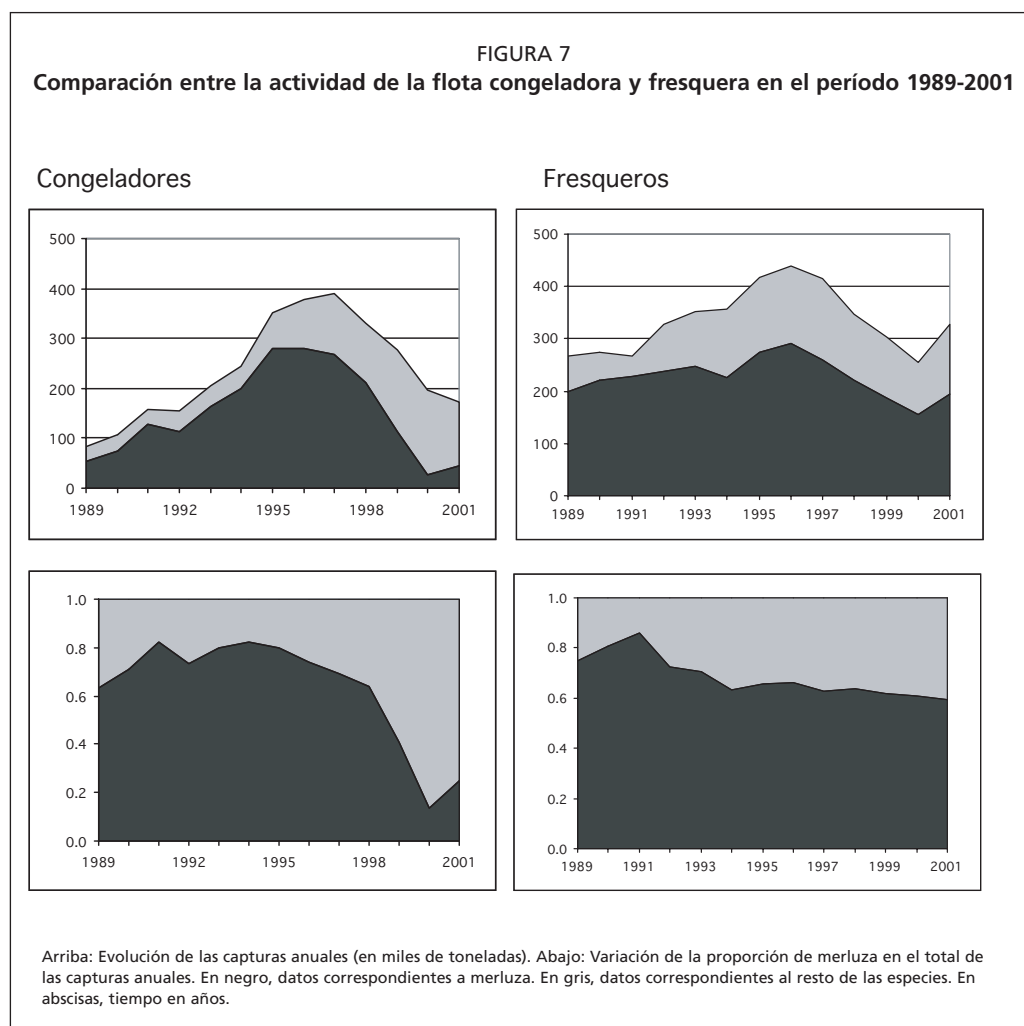
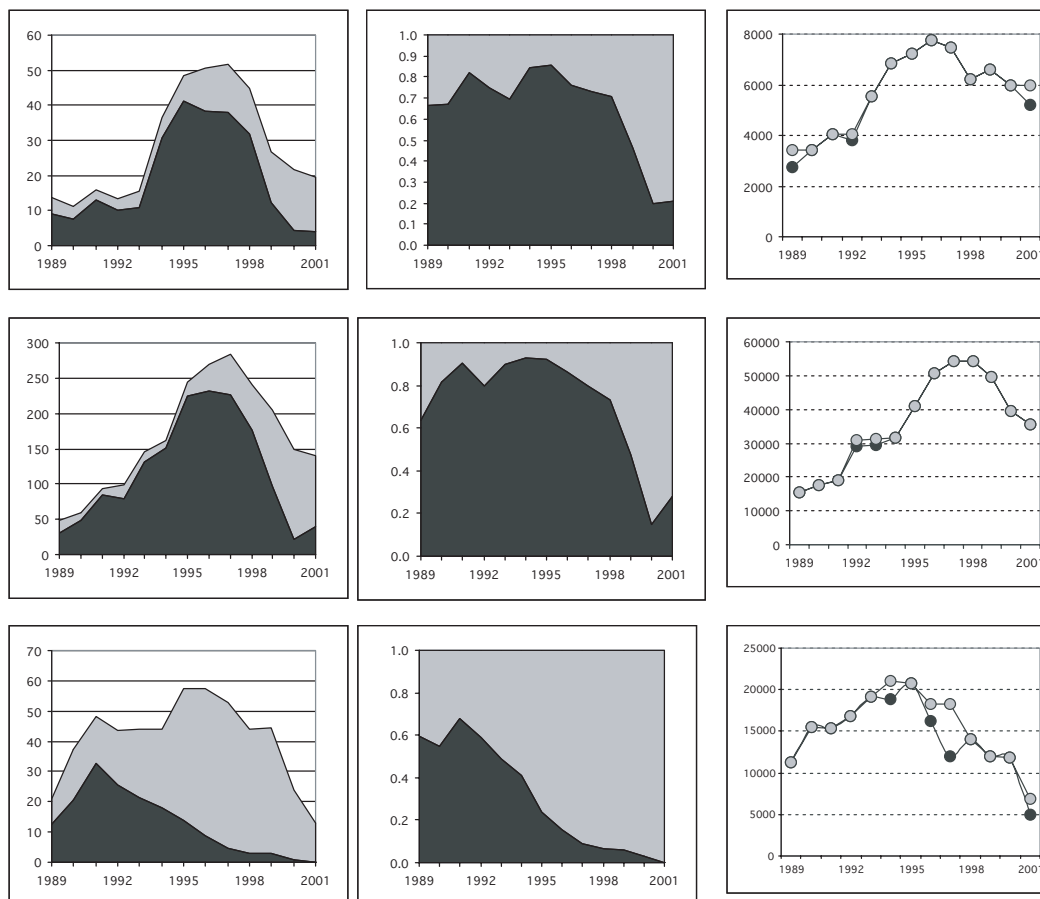


FIGURA 8
Análisis comparativo de la actividad de los distintos estratos* de la flota congeladora
en el período 1989-2001 (miles toneladas)



* Estratos A, B, y C (según rangos de eslora como se indica en la Cuadro 5), ordenados de arriba hacia abajo.

Izquierda: Evolución de las capturas anuales, totales y de merluza (en miles de toneladas desembarcadas). Centro: Variación de la proporción de merluza en las capturas anuales.

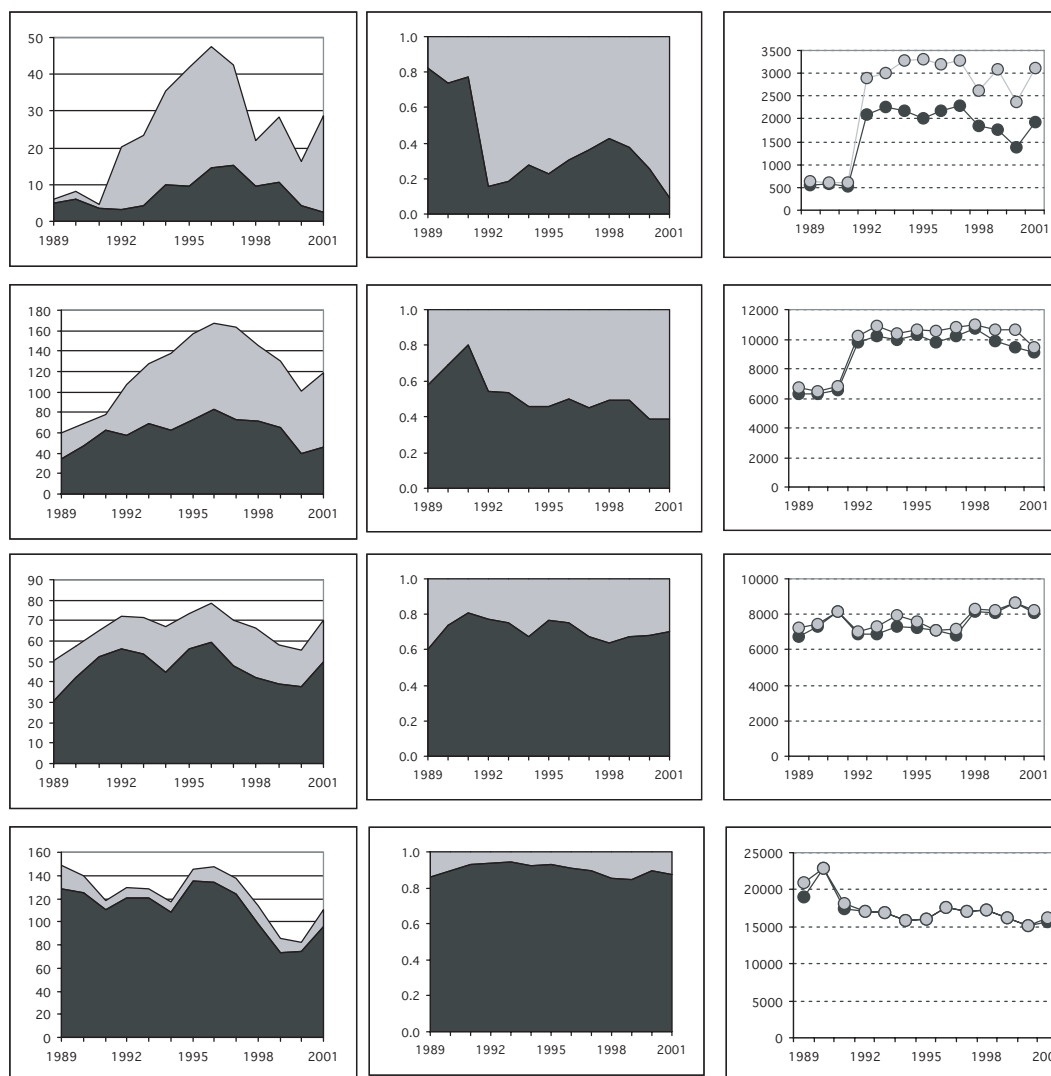
Derecha: Cambios en el tamaño de la flota empleada en la faena de merluza (expresado como TRB, en toneladas). Superficies en negro, datos correspondientes a merluza. Superficies en gris, datos correspondientes al resto de las especies. Puntos negros: Σ TRB de los buques que registran capturas de merluza en el año considerado. Puntos grises: Σ TRB del conjunto de buques que registran capturas de merluza en uno o más años del período 1989-2001. En las fechas en que sólo se ven puntos grises es porque ambos valores son iguales. En abscisas, tiempo en años

de merluza en las mismas, aunque ese comportamiento es más marcado en la flota congeladora, cuyos registros de desembarque de merluza durante los años 2000 y 2001 se deben exclusivamente a buques que operaron bajo amparo judicial.

Visto en su conjunto, el proceso de transición que reflejan los datos contenidos en la Cuadro 8 y la Figura 7, se caracteriza por una fuerte disminución de la participación de ambas flotas en las capturas de merluza, cuya interpretación requiere ahondar el análisis, estratificando la información dentro de cada tipo de flota, como se hace en las Figuras 8 y 9.

La Figura 8, referida a la flota congeladora, muestra que en todos los estratos el aumento inicial de la capacidad de pesca (expresado como TRB) estuvo asociado a la captura de merluza. La diferencia entre estratos aparece en términos del corrimiento que muestra la máxima captura de merluza en cada caso. Mientras el estrato C (eslora > 84 m) el máximo ocurre en 1991, fecha a partir de la cual declina en forma constante hasta desaparecer, el estrato B (57 m < eslora < 84 m) presenta su máximo en 1996 y el estrato A (eslora < 57 m) en 1994. Además, el estrato de menor eslora fue el que más

FIGURA 9
Análisis comparativo de la actividad de los distintos estratos* de la flota fresca en el período 1989-2001



Izquierda: Evolución de las capturas anuales (en miles de toneladas desembarcadas), totales y de merluza. Centro: Variación de la proporción de merluza en las capturas anuales.

Derecha: Cambios en el tamaño de la flota (expresado como TRB, en toneladas) empleada en la faena de merluza. Superficies en negro, datos correspondientes a merluza. Superficies en gris, datos correspondientes al resto de las especies. Puntos negros: ΣTRB_i de los buques que registran capturas de merluza en el año considerado. Puntos grises: ΣTRB del conjunto de buques que registran capturas de merluza en uno o más años del período analizado. En las fechas en que sólo se ven puntos grises es porque ambos valores son iguales. En abscisas, tiempo en años.

* Estratos A, B, C y D (según rangos de eslora como se indica en la Cuadro 5), ordenados de arriba hacia abajo.

tarde inició su proceso de expansión y, junto con el estrato intermedio, mantuvo una alta proporción de merluza en sus capturas hasta 1998. La evolución de los valores de la ΣTRB_i (merluza) también muestra diferencias entre estratos. Si bien la ΣTRB_i cae después de alcanzar valores máximos, dicha disminución es más temprana y pronunciada en el estrato C. El estrato A es el que presenta la menor disminución, mientras que el B la experimenta en fecha más tardía. Precisamente el estrato B es el que muestra volúmenes de captura más importantes y casi todos sus buques registran capturas de merluza durante todos los años del período considerado.

Los estratos de la flota fresca muestran un comportamiento muy disímil entre sí (Figura 9). El menor (estrato A; embarcaciones de pesca costera de eslora < 19 m),

muestra un brusco salto en sus estadísticas entre 1991 y 1992, debidos probablemente a defectos de registro en los partes de pesca. A partir de ese año la $\Sigma TRBi$ se estabiliza, mostrando que en forma permanente un tercio de los buques no declara capturas de merluza a lo largo del período considerado. Además, siguiendo la pauta general, este estrato presenta un máximo de capturas totales y de merluza en 1996 y 1998, respectivamente, desde el que cae en forma notoria hacia el fin del período, si bien en 2001 las capturas totales muestran un repunte interesante.

Los estratos B (19 m < eslora < 28,5 m) y C (28,5 m < eslora < 39 m) presentan un comportamiento ligeramente similar, ya que en ambos casos las capturas oscilan entre 30 mil y 80 mil toneladas anuales, aunque en el estrato B estos valores rara vez superan el 60 por ciento del total capturado, mientras que en el estrato C nunca son inferiores a esa cifra. Por otra parte, las $\Sigma TRBi$ del estrato B para los años 1989 - 1991 vuelve a mostrar la inconsistencia observada para las embarcaciones costeras, que fueron atribuidas a defectos de registración. Finalmente, mientras en el estrato B la $\Sigma TRBi_{(merluza)}$ se aparta ligeramente de la $\Sigma TRBi_{(total)}$, y ambas se mantienen en valores constantes (al menos a partir de 1992), en el estrato C (único caso en que se experimenta un leve aumento a lo largo del período estudiado) casi no presentan diferencias entre sí.

El estrato de mayor tamaño (estrato D: eslora > 84 m) es también el que se encuentra históricamente más ligado a la pesquería de merluza, tanto por el volumen de sus capturas como por su proporción relativa en los desembarques totales. Aunque en 1999 y 2000 el volumen desembarcado cayó significativamente respecto al promedio, los registros relativos de merluza nunca fueron inferiores al 80 por ciento. Además, este es el único estrato de la flota fresca donde la $\Sigma TRBi$ muestra una tendencia declinante durante todo el período estudiado, aunque con pendientes menores a las que mostraban los diferentes estratos de la flota congeladora después de alcanzar sus máximos relativos.

Resumiendo las observaciones realizadas sobre ambas flotas, se puede concluir que mientras los buques congeladores hicieron un aprovechamiento oportunista del recurso entre 1989 y 2001, los fresqueros, en especial los de la flota industrial, mantuvieron su posición a lo largo de dicho período. Esta apreciación se puede constatar tanto en términos de capturas como mediante la evolución de la $\Sigma TRBi$ de cada estrato. Esta última variable muestra un importante retraimiento de la flota congeladora, que refleja entre otras cosas la salida del caladero o un cambio de especie objetivo (esto último debido a razones administrativas a partir de 2000).

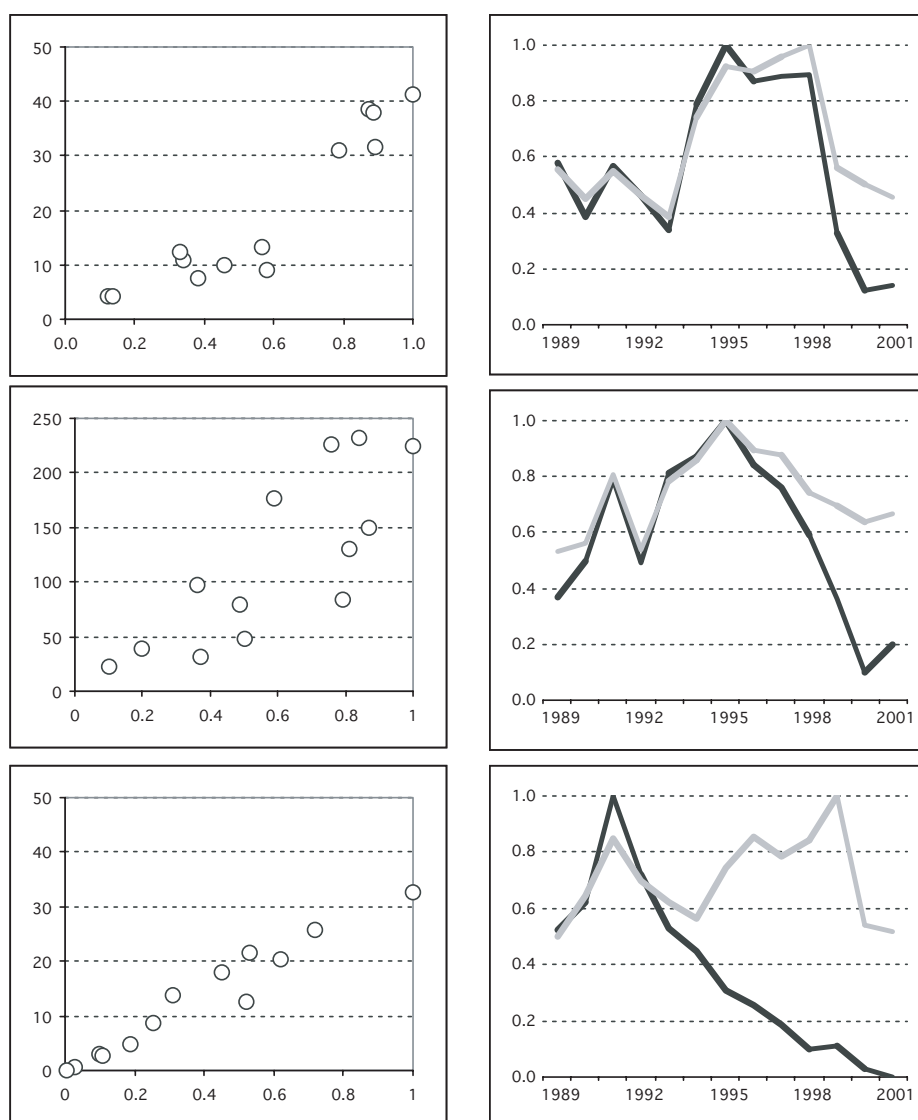
7.2 Evolución de la capacidad de pesca

En las Figuras 10 y 11 se presenta la evolución de los índices de capacidad de pesca $Q_{(merluza)}$ y $Q_{(total)}$ y la relación funcional entre las capturas de merluza C y $Q_{(merluza)}$, comparando su comportamiento entre los distintos estratos en que se subdividieron las flotas congeladora y fresca.

En la Figura 10 se observa la gran variación que presentan los valores de Qi como consecuencia del desplazamiento de la flota congeladora hacia otras especies objetivo o zonas de pesca. También se muestra el distanciamiento entre los valores de $Q_{(merluza)}$ y $Q_{(total)}$ a medida que avanza el deterioro del recurso. Finalmente, al examinar el momento en que se producen los valores máximos de Qi , la falta de coincidencia entre estratos, y entre los máximos de $Q_{(merluza)}$ y $Q_{(total)}$, dentro de un mismo estrato (casos A y C) refuerzan la idea del desplazamiento de la capacidad de pesca hacia objetivos diferentes a medida que se acentúan las dificultades para operar con eficiencia en la pesquería de merluza común.

La Figura 11 presenta la misma información que la anterior pero, en este caso, referida a los diferentes estratos de la flota fresca. En este caso se observa una menor dispersión de los valores de Qi , a excepción del estrato A (flota costera), respecto de lo

FIGURA 10
Análisis comparativo del índice Q y de la relación $C = f(Q)$ entre los distingos estratos* de la flota congeladora en el período 1989-2001



* Estratos A, B, y C (según rangos de eslora como se indica en la Cuadro 5), ordenados de arriba hacia abajo.

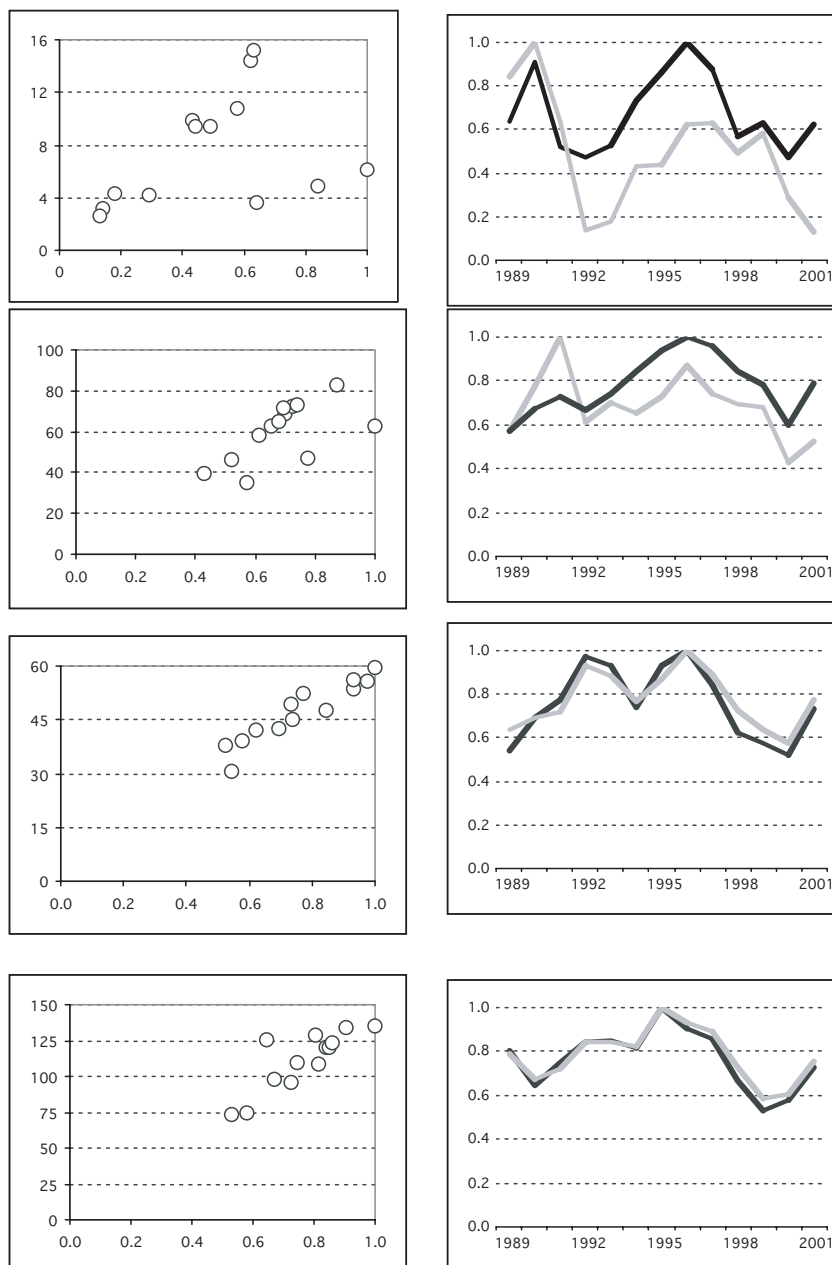
Izquierda: Relación entre capturas de merluza (C, en ordenadas, como miles de toneladas) y el índice de capacidad de pesca (Q, en abscisas, como valor adimensional).

Derecha: Evolución de los índices de capacidad de pesca Q para merluza y para el conjunto de todas las especies (en abscisas, tiempo en años). Líneas negras, índices de capacidad de pesca para merluza ($Q_{i(merluza)}$). Líneas grises, índice de capacidad de pesca para el conjunto de todas las especies ($Q_{i(total)}$). La explicación del índice de capacidad de pesca Q se encuentra en 3.3. Procedimiento de análisis.

En cuanto a la relación $C_i = f(Q_i)$, que permite apreciar la escala y el rango en que las capturas de merluza varían en respuesta a la variación en $Q_{i(merluza)}$, en líneas generales se encontró una gran dispersión de datos en el rango $0 < Q_i < 1$, y una relación aproximadamente lineal.

que ocurría con la flota congeladora. Además, se presenta un cierto paralelismo entre la evolución de los valores de $Q_{(merluza)}$ y $Q_{(total)}$, particularmente en los estratos mayores (C y D), lo que hace coincidir el momento de sus máximos, poniendo de manifiesto la estrecha vinculación de esta flota con la pesquería de merluza.

FIGURA 11
Análisis comparativo del índice Q y de la relación $C = f(Q)$ entre los distintos estratos* de la flota fresca en el período 1989-2001



*Estratos A, B, y C (según rangos de eslora como se indica en la Cuadro 5), ordenados de arriba hacia abajo.

Izquierda: Relación entre capturas de merluza (C, en ordenadas, como miles de toneladas) y el índice de capacidad de pesca (Q, en abscisas, como valor adimensional).

Derecha: Evolución de los índices de capacidad de pesca Q para merluza y para el conjunto de todas las especies (en abscisas, tiempo en años). Líneas negras, índices de capacidad de pesca para merluza (Q_i (merluza)). Líneas grises, índice de capacidad de pesca para el conjunto de todas las especies (Q_i (total)). La explicación del índice de capacidad de pesca Q se encuentra en 3.3. Procedimiento de análisis.

En este caso la relación $C = f(Q)$ muestra una mayor concentración de puntos en valores de $Q_i > 0,4$, salvo para el estrato de embarcaciones costeras. Aquí también aparece una relación aproximadamente lineal entre las dos variables, salvo los tres

puntos de los estratos A y B que se apartan de ese comportamiento general (los ubicados en la parte inferior derecha de los gráficos respectivos) y que corresponden a los años 1989-1991, para los cuales se supone una anomalía en los registros de su actividad (*vide supra*, 5.1. Evolución de las capturas).

7.3 Eficiencia operativa y exceso de capacidad de pesca

En la Cuadro 9 se comparan las eficiencias operativas y el exceso de capacidad de pesca de los estratos industriales de ambas flotas, empleando los índices calculados mediante las ecuaciones [5], [6], [7] y [8]

En términos de E_{Objetivo} los datos de la Cuadro 9 muestran que los mayores valores corresponden a los fresquero grandes ($E_{\text{Objetivo}} = 0,93$; estrato D) y a los congeladores medianos ($E_{\text{Objetivo}} = 0,92$; estrato B). Por su parte la eficiencia relativa (ER), que mide la relación entre la utilización de la capacidad de pesca sobre la especie objetivo y la total, presenta un mínimo en el estrato de congeladores grandes (ER = 0,52; estrato C) y un máximo absoluto para los fresqueros grandes (ER = 1,00; estrato D).

También la Cuadro 9 muestra que el exceso de capacidad de pesca (ECP) fue consistentemente mayor entre los estratos congeladores que entre los fresqueros y, dentro de los congeladores, fue mayor en el estrato D (congeladores grandes), dado su baja ER.

Para terminar se analiza los datos de capacidad potencial de pesca que se presentan en la Cuadro 10. Estos datos resultan de emplear los máximos absolutos de captura anual de merluza por *TRB* (C/TRB) y los valores anuales máximos acumulados de *TRB* que operaron sobre merluza.

Una primera observación interesante que surge de la Cuadro 10 es que los máximos de C/TRB son más altos para los estratos de la flota fresquera que los valores correspondientes de la flota congeladora. Otro hecho significativo es que la capacidad potencial de pesca ($\Sigma C_{\text{Máx.}}$) de ambos estratos resulta muy similar, 385 390 toneladas para la flota congeladora y 371 360 toneladas para la fresquera, lo que da un total de 757 250 toneladas.

La cifra mencionada debe considerarse como muy conservadora, al no incluir los datos de captura de las flotas de terceros países que operan sobre el recurso, ni los importantes niveles de descarte, selectivos (por tamaño) y masivos (ya sea por cuestiones de calidad, cuando se cobra un nuevo lance antes de procesar completamente el anterior, o en pesquerías como las del langostino, cuando se descartan las capturas de especies de menor valor), y en razón de los altos niveles de sub-declaración de capturas que incluirían los partes de pesca en los que se basó la información estadística disponible. A pesar de esas limitaciones, la capacidad potencial de pesca excede ampliamente los niveles actuales de explotación del recurso, como así también cualquier valor de CMP establecido desde 1988 en adelante (Cuadro 7).

CUADRO 9

Eficiencia operativa y exceso de capacidad de pesca de los estratos de las flotas industriales que operaron sobre merluza común en el período 1989-2001

Índices de eficiencia operativa	Estratos congeladores			Estratos fresqueros		
	A	B	C	B	C	D
E_{Objetivo}	0,79	0,92	0,57	0,61	0,75	0,93
UC_{Objetivo}	0,57	0,59	0,37	0,69	0,76	0,78
UC_{Total}	0,65	0,74	0,71	0,78	0,78	0,78
ER	0,88	0,80	0,52	0,88	0,97	1,00
ECP	0,43	0,41	0,63	0,31	0,24	0,22

E_{Objetivo} : Eficiencia de utilización de la capacidad total en la captura de la especie merluza común.

UC: Utilización de la capacidad sobre la especie objetivo y el total.

ER (Eficiencia Relativa) = $UC_{\text{Objetivo}} \div UC_{\text{Total}}$

ECP (Exceso de Capacidad de Pesca) = $1 - UC_{\text{Objetivo}}$

Para detalles sobre índices operativos consultar 3.3. Procedimientos de análisis.

CUADRO 10
Comparación de la capacidad potencial de pesca (t) sobre merluza común entre estratos y flotas industriales, para el período 1989-2001

Valores Máximos	Congeladores			Fresqueros		
	A	B	C	B	C	D
Máx. C/TRB	5 710	5 481	2125	9 665	8 339	8 429
TRB _{Máx.}	7 737	54 207	20 990	10 928	8 682	22 938
C _{Máx.}	44		45	106		193
	297			72		
$\Sigma C_{Máx.}$			386			371

Máx. C/TRB: Valor máximo de capturas de merluza por TRB en un año determinado.

TRB_{Máx.}: Valor máximo de TRB utilizados en un año determinado.

$C_{Máx.} = (C/TRB) \times TRB$.

$\Sigma C_{Máx.}$ = sumatoria de los valores de $C_{Máx.}$ para cada estrato = Capacidad de pesca para la flota.

Valores redondeados.

8. CONSIDERACIONES FINALES

8.1 Síntesis

- La capacidad potencial de pesca sobre merluza común en el caladero argentino excede con holgura los niveles históricos de pesca recomendados por el INIDEP y las CMP fijadas por la Autoridad de Aplicación.
- Los efectivos de merluza común que habitan en aguas de plataforma en el Atlántico Sudoccidental presentan signos inequívocos de deterioro debidos al empleo de una capacidad de pesca excesiva.
- La sobrepesca de merluza común se encuentra bien documentada y es la causa principal de los bajos niveles de abundancia de su biomasa total y reproductiva, y de la profunda alteración de la estructura de edades de la población, que desde 1998 la mantiene al borde del colapso.
- La crisis de la merluza es uno de los determinantes centrales de los cambios que experimentó el caladero argentino desde comienzos de la década del 90, y que incluyó el desplazamiento geográfico de gran parte de la flota hacia puertos patagónicos, la reconversión de buques para la captura de otras especies objetivo, y el desarrollo de pesquerías alternativas.
- Los intentos de regulación a través de la fijación de CMP, el establecimiento de zonas de vedas, la limitación de permisos, o las disposiciones restrictivas sobre el uso de artes de pesca selectivos o tamaño mínimo de desembarque, entre otras, no dieron los resultados esperados, por ser insuficientes, impracticables, quedar fuera del alcance de los sistemas de control utilizados, o porque las sanciones efectivamente aplicadas no resultaron disuasivas.
- La Ley 24 922, promulgada a comienzos de 1998, ordenó adoptar un esquema de administración basado en cuotas individuales de capturas, pero el régimen correspondiente se encuentra pendiente de aplicación.
- El proceso de asignación inicial de cuotas encuentra obstáculos de difícil solución técnica o administrativa por las anomalías que presentan muchos permisos de pesca y las inconsistencias detectadas en los partes de pesca en que se basó la información estadística que debe utilizarse para estimar las «capturas legales» del período 1989-1996, como lo exige la Ley 24 922.
- Las autoridades pesqueras argentinas no han delineado una política federal de pesca que incluya un plan de acción específico para evaluar y administrar la reducción de los excesos de capacidad de pesca, ni cuentan con un plan de manejo para la recuperación de los efectivos de merluza, que incluya objetivos operacionales, un sistema de indicadores de referencia y un procedimiento preestablecido para la evolución de su desempeño, como para garantizar su efectividad sobre un horizonte cierto de tiempo.

- Desde una perspectiva política y legal, la administración de la pesquería de merluza, desde mediados de 2000, se encuentra en situación de emergencia, dentro de la cual las autoridades procuraron dar continuidad al desempeño de la flota fresquera, tomando decisiones sobre la base de criterios contingentes, y excluyendo la operación de la flota congeladora, la que parcialmente permanece activa sobre el recurso a través de amparos judiciales.
- Cualquier ordenamiento futuro, que respete el espíritu de la Ley 24 922, deberá tomar en consideración la existencia de una capacidad de pesca latente, en manos de armadores que han quedado momentáneamente fuera del escenario propuesto por la Autoridad de Aplicación, desde el año 2000.

8.2 Recomendaciones

- Argentina necesita formular e implementar una política de desarrollo pesquero sustentable, adoptando un código de conducta de pesca responsable (FAO, 1995), gestionada a través de un sistema de administración transparente y participativo (FAO, 1999a), basado en principios precautorios (FAO, 1997a), que incluya indicadores de referencia y evaluaciones de desempeño (FAO, 2000) y orientada a maximizar la renta social del caladero.
- Dentro del marco impuesto por una política de desarrollo pesquero sustentable, la decisión de gestionar la pesquería de merluza común mediante un régimen de cuotas de capturas puede ser una decisión correcta, si se la acompaña de todos los ingredientes necesarios y suficientes para conducir una administración transparente y responsable, entre los que se cuentan un claro liderazgo por parte de la autoridad y el respaldo del sector privado en pos de superar los severos conflictos preexistentes (Shotton, 2001a; Verona, 2000).
- Si en la asignación inicial de cuotas se toman preferentemente en cuenta las capturas del período 1989 - 1996, una parte importante de la capacidad de pesca basada en buques congeladores volverá a operar sobre el recurso, agravando el exceso de capacidad que ocurre en la actualidad, cuyo efecto deberá ser previsto por la administración para encontrar formas de minimizar su impacto económico y social (Shotton, 2001b).
- Como la Ley 24 922 también contempla otros criterios de asignación, entre los que se incluyen el tipo de flota y la zona de pesca, cabe recomendar la búsqueda de soluciones políticas intermedias, antes que optar por alternativas irreconciliables como los son, por un lado, reconstruir el pasado del caladero sobre la base de información histórica de sus capturas para el período 1989-1996, o por otro, mantener la situación actual, con predominio casi absoluto de la flota fresquera.
- En términos de administración de capacidad de pesca, se impone recomendar la inmediata adopción de un plan de acción como el propuesto en el IPOA, a fin de contar antes de 2005 con un modelo de administración de la capacidad de pesca eficiente, equitativo, participativo y transparente.
- En el sentido señalado se impone que los organismos del Estado faciliten el acceso a la información a fin de garantizar el principio enunciado en el Artículo 6.13 del Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO (1995) y consagrado en la Ley 25 188 de Ética Pública.
- En lo inmediato, mientras tanto, se impone instrumentar un proceso de evaluación y diagnóstico de la capacidad de pesca, para lo cual se recomienda conciliar las bases de datos existentes, sometiénolas a un proceso de evaluación técnica independiente.
- Por último, volviendo a la cita inicial de Shakespeare, es imprescindible articular cuanto antes un proceso de fortalecimiento institucional, que tenga como eje la capacitación profesional de los agentes de la administración vinculados a la gestión pesquera.

9. AGRADECIMIENTOS

El autor agradece a Ana Parma y a Lobo Orensanz por haber sugerido, al editor de esta obra, su contratación por parte de la FAO, para la redacción de este capítulo. Al editor, por su comprensión y paciencia durante el proceso de redacción, evaluación de trabajos de terceros y correcciones del propio. A un revisor anónimo cuyas observaciones significaron una mejora sensible en algunos pasajes del capítulo y contribuyeron a corregir un par de errores que se habían deslizado en el original. Al personal de la Dirección Nacional de Pesca y Acuicultura y del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, que facilitó la información primaria y permitió la consulta de textos en prensa, previo a su publicación. Finalmente, el autor deslinda cualquier responsabilidad de terceros por los errores u omisiones que en los que hubiera incurrido y que pudieran persistir en la versión definitiva.

10. REFERENCIAS

- Angelescu, V. y Prenski, L.B.** 1987. Ecología trófica de la merluza común del Mar Argentino (Merlucciidae, *Merluccius hubbsi*). Parte 2. Dinámica de la alimentación analizada sobre la base de las condiciones ambientales, la estructura y la evaluaciones de los efectivos en su área de distribución. INIDEP. Serie Contribuciones, N° 561, Mar del Plata, 205 págs.
- Aubone, A.**, 2002. El balance de la estructura de edades y la sostenibilidad biológica. INIDEP. Informe Técnico Interno N° 078/02, 5 págs.
- Aubone, A., Pérez, M., Renzi, M., Irusta, G. y Bezzi, S.** 1998. Resumen del estado de explotación de la merluza (*Merluccius hubbsi*) al norte de los 41°S y recomendaciones de manejo para 1998. INIDEP. Informe Técnico Interno N° 20, 8 págs.
- Aubone, A., Pérez, M., Renzi, M., Irusta, G., Dato, C. y Villarino, M. F.** 1997. Evaluación del estado de explotación de la merluza común (*Merluccius hubbsi*) al sur de los 41°S. Recomendaciones de manejo para 1998. INIDEP. Informe Técnico Interno N° 149, 30 págs.
- Bertolotti, M. y Cabut, D.** 1994. El análisis de la operatividad de la flota de altura: un indicador complementario para la administración pesquera. Publicación de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, 15, B:173-177
- Bertolotti, M., Hernández, D., Pagani, A. y Castañeda, M.** 2001a. Estratificación y estimación de los rendimientos de la flota de buques procesadores congeladores. Págs. 71-88. En: Bertolotti, M., G. Verazay y R. Akselman (Eds.), 2001 El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Tomo 3. Evolución de la flota pesquera argentina, artes de pesca y dispositivos selectivos. Publicaciones especiales INIDEP, Mar del Plata, 165 págs.
- Bertolotti, M., Pagani, A., Hernández, D. y Buono, J.** 2001b. Estratificación de la flota industrial de buques fresqueros y estimación de los rendimientos. Págs. 55-69. En: Bertolotti, M., G. Verazay y R. Akselman (Eds.), 2001 El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Tomo 3. Evolución de la flota pesquera argentina, artes de pesca y dispositivos selectivos. Publicaciones especiales INIDEP, Mar del Plata, 165 págs.
- Bertolotti, M., Verazay, G., Errazti, E., Pagani, A. y Buono, J.** 2001c. Flota Pesquera Argentina. Evolución durante el período 1960-1998, con una actualización al 2000. Págs. 9-54. En: Bertolotti, M., G. Verazay y R. Akselman (Eds.), 2001 El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Tomo 3. Evolución de la flota pesquera argentina, artes de pesca y dispositivos selectivos. Publicaciones especiales INIDEP, Mar del Plata, 165 págs.
- Bezzi, S., Cañete, G., Pérez, M., Renzi, M. y Lassen, H.** 1994. Report of the INIDEP working group on assessment of hake (*Merluccius hubbsi*) north of 48°S (Southwest Atlantic Ocean). INIDEP. Documento Científico 3, 28 págs.
- Bezzi, S. y Dato, C.** 1995. Conocimiento biológico pesquero del recurso merluza (*Merluccius hubbsi*) y su pesquería en la República Argentina. INIDEP. Documento Científico 4, Mar del Plata, 51 págs.
- Bezzi, S. y Tringali, L.** 2001. El tamaño mínimo del desembarque y la selectividad de la red en la pesquería de merluza (*Merluccius hubbsi*): antecedentes científicos y relación con su marco regulatorio en la República Argentina entre 1970 y 2000. INIDEP. Informe Técnico Interno N° 109, 11 págs.

- Bezzi, S. y Tringali, L.** 2002. Áreas de reproducción y de crianza de la merluza (*Merluccius hubbsi*): Antecedentes científicos y relación con su marco regulatorio en la República Argentina. Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM). En prensa.
- Castello, J., Cousseau, M. y Buono, J.** 1975. Abundancia relativa de la merluza común (*Merluccius hubbsi*) en el período 1966-1973. *Physis*, Sección A, 34(89):335-353.
- Cook, R. y Reeves, S.** 1993. Assessment of North Sea industrial fish stocks with incomplete catch-at-age data. *ICES Journal of Marine Science*, 50:425-434.
- Cousseau, M. y Perrota, R.** 2000. Peces marinos de Argentina. Biología, distribución, pesca. Segunda edición. INIDEP, Mar del Plata, 167 págs.
- Csirke, J.**, 1987. Los recursos pesqueros patagónicos y las pesquerías de altura en el Atlántico sudoccidental. FAO Documento Técnico de Pesca N° 286, 78 págs.
- Cunningham, S. y Gréboval, D.** 2001. Managing fishing capacity: A review of policy and technical issues. FAO Fisheries Technical Paper N° 408, 60 págs.
- Darby, C. y Flatman, S.** 1994. Virtual population analysis: version 3.1 (Windows/DOS) user guide. Information Technology Series N° 1. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, UK.
- Del Río, M. E. y Palacios, M. F.** 1983. Alimentación en juveniles de merluza (Merluciidae, *Merluccius hubbsi*). Seminario de la Licenciatura en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires. INIDEP, manuscrito.
- Deriso, R., Quinn II, T. y Neal, P.** 1985. Catch-age analysis with auxiliary information. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42:815-824.
- FAO.** 1995. Código de conducta para la pesca responsable. Roma, FAO. 46p.
- FAO.** 1997a. Enfoque precautorio para la pesca de captura y las introducciones de especies. Preparado por la Consulta Técnica sobre el Enfoque Precautorio para la Pesca de Captura (incluidas las introducciones de especies). Lysekil, Suecia, 6-13 de junio de 1995. FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. No. 2. Roma, FAO. 1997. 64p.
- FAO.** 1997b. Review of the state of world fishery resources: marine fisheries. FAO Fisheries Circular N° 920, 173 págs.
- FAO.** 1999a. La ordenación pesquera. FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. No. 4. Roma, FAO. 81p.
- FAO.** 1999b. Plan de Acción Internacional para reducir las capturas incidentales de aves marinas en la pesca con palangre. Plan de Acción Internacional para la conservación y ordenación de los tiburones. Plan de Acción Internacional para la ordenación de la capacidad pesquera. Roma, FAO. 31p.
- FAO.** 2000. Indicadores para el desarrollo sostenible de la pesca de captura marina FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. N°. 8. Roma, FAO. 68p.
- Gréboval, D. y Munro, G.** 1998. Overcapitalization and excess capacity in world fisheries: underlying economics and methods of control. En: Managing fishing capacity. Selected papers on underlying concepts and issues. FAO Fisheries Technical Paper N° 386.
- INIDEP,** 1984. Merluza: una especie en declinación: En: Boletín Informativo del INIDEP N° 14:4-6.
- INIDEP,** 1986. Impacto ecológico y económico de las capturas alrededor de las Malvinas después de 1982. Serie Contribuciones. Contribución N° 513, 115 págs.
- INIDEP,** 2001. Informe: Evaluación del estado del recurso merluza (*Merluccius hubbsi*) al sur de 41°S. Grupo de Evaluación de Merluza. INIDEP.
- Irusta, G., Bezzi, S., Simonazzi, M. y Castrucci, R.** 2001. Los desembarques argentinos de merluza (*Merluccius hubbsi*) entre 1987 y 1997. INIDEP. Informe Técnico 42, 24 págs.
- Kirkley, J. E. y Squires, D.** 1999. Measuring capacity and capacity utilization in fisheries. En D. Gréboval (ed.), Managing Fishing Capacity: selected papers on underlying concepts and issues. FAO Fisheries Technical Papers N° 386.

- Lasta, C., Ruarte, C. y Carroza, C.** 2001. Flota costera argentina: antecedentes y situación actual. Págs. 89-106. En: Bertolotti, M., G. Verazay y R. Akselman (Eds.), 2001 El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Tomo 3. Evolución de la flota pesquera argentina, artes de pesca y dispositivos selectivos. Publicaciones especiales INIDEP, Mar del Plata, 165 págs.
- Lindebo, E.**, 1999. A review of fishing capacity and overcapacity. Statens Jordbrug-og Fiskeriøkonomiske Institut. Working paper N° 14:1-44.
- Prenski, L.B. y Angelescu, V.** 1993. Ecología trófica de la merluza común (*Merluccius hubbsi*) del Mar Argentino. Parte 3. Consumo anual de alimento a nivel poblacional y su relación con la explotación de las pesquerías multiespecíficas. INIDEO. Documento Científico 1, Mar del Plata, 118 págs.
- Renzy, M. y Pérez, M.** 2002. Resumen sobre la evaluación y sugerencias de manejo para el efectivo de merluza sur de 41°S. Año 2002. INIDEP . Informe Técnico Interno N° 93, 12 págs.
- Rojo, A. y Silvosa, J.** 1970. Índices de abundancia relativa en la pesquería de merluza argentina desde 1967 al primer trimestre de 1970. Proyecto de Desarrollo Pesquero. FAO-Gobierno Argentino. Serie Informes Técnicos N° 26, 26 págs.
- Shackleton, L.**, 1976. Economic survey of the Falkland Island. Vol 1. Resources and developmental potential, 344 págs.. Vol 2. Strategy, recommendations and implementation, 110 págs. The Economist Intelligence Unit Ltd.
- Shepherd, J.**, 1999. Extended survivors analysis: an improved method for the analysis of catch-at-age data and abundance indices. ICES Journal of Marine Sciences, 56:584-591.
- Shotton, R.** 2001a. Case studies on the allocation of transferable quota rights in fisheries. FAO Fisheries Technical Paper N° 411, 372 págs.
- Shotton, R.** 2001b. Case studies on the effects of transferable fishing rights on fleet capacity and concentration of quota ownership. FAO Fisheries Technical Paper N° 412, 238 págs.
- SIGEN**, 2003. Sindicatura General de la Nación. Confróntese: www.sigen.gov.ar/documentacion/informes_sigen/mep031201.pdf
- Tringalli, L. y Bezzi, S.** 2001. Captura máxima de merluza (*Merluccius hubbsi*): antecedentes científicos y relación con su marco regulatorio en la República Argentina entre 1970 y 2000. INIDEP. Informe Técnico Interno N° 55, 19 págs.
- Verona, C. A.**, 1998. Bases para el mejoramiento de la investigación, el asesoramiento y la administración pesquera en la República Argentina. En: C. A. Verona (Ed.) Modelo pesquero argentino: evaluación y recomendaciones. Informe INIDEP, 193 págs.
- Verona, C. A.**, 2000. QMS in Argentina. The uncommon (?) tragedy of property rights. Págs. 265-269. En: R. Shotton (Ed.), Use of property rights in fisheries management. Proceedings of the FishRights99 Conference. FAO Fisheries Technical Papers N° 404 (1-2), 342 + 468 págs.
- Willetts, P.**, 1988. Fishing in the South-West Atlantic. South Atlantic Council Occasional Papers N° 4, 28 págs.

11. Políticas de gestión para la reducción de la capacidad excesiva de esfuerzo pesquero en Perú: el caso de la pesquería de la merluza

Claudia Wosnitza-Mendo

Calle B 190, Parque Bartolomé Herrera, Lima 32, Perú
cwosnitza@hotmail.com

Jaime Mendo

Universidad Nacional Agraria La Molina, Facultad de Pesquería
Apartado N°456, Lima 100, Perú
jmendo@lamolina.edu.pe

Renato Guevara-Carrasco

Carrasco Instituto del Mar del Perú
Gamarra y General Valle s/n, Chucuito, Callao, Perú
rguevara@imarpe.gob.pe

RESUMEN

La merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*) es la especie más importante en la pesquería de arrastre de fondo en el Perú. En la década de los 90 la biomasa de la merluza peruana decreció de más de medio millón de toneladas a valores de alrededor de 100 000 toneladas, incluyendo merluzas de tallas pequeñas, que en décadas pasadas no fueron incluidas en los estimados. A partir de 1992 también las longitudes medias en los desembarques descendieron drásticamente y la proporción de juveniles (<35 cm) aumentó a valores de más del 90 por ciento.

Por otro lado, a mediados de los 90 la flota de arrastre experimentó un incremento debido a la incorporación de una nueva flota de arrastre nacional con embarcaciones de una capacidad de bodega entre 141 y 420 m³, con nueva tecnología y mejores artes de pesca, lo que significó un incremento de la capacidad de bodega total de la flota en un 31 por ciento y de la capacidad de pesca en una cantidad difícil de estimar. En esta situación, la merluza que durante eventos El Niño no se podía pescar, sea capturada con la nueva flota aun cuando se encontrara dispersa y fuera de los caladeros tradicionales.

En el presente trabajo se analiza la problemática de la capacidad excesiva de esfuerzo en la pesquería de la merluza peruana, tomando en cuenta los cambios ambientales (El Niño), biológicos (disminución brusca de la longitud media de la merluza en 1992), tecnológicos (aumento del poder de pesca) y del mercado (creciente demanda extranjera). También se discute la relación con las medidas, regulaciones y políticas de gestión que se implementaron en el pasado y que actualmente son válidas.

Para esto usamos las estadísticas de los anuarios del Ministerio de Pesquería (1970-2002), datos biológicos y análisis biológico-pesqueros de IMARPE, comunicaciones

personales de científicos y empresarios, y analizamos la normatividad vigente desde 1981 hasta 2004. Por primera vez todos estos aspectos de la pesquería de la merluza son discutidos con amplitud e integralmente.

Se llega a la conclusión de que el problema central es la sobre-capitalización del sector, que origina una gran presión para mantener el esfuerzo pesquero a un nivel alto. Ante esta situación se discuten dos escenarios para una posible recuperación de la merluza: un mejor control del cumplimiento de los reglamentos vigentes y la introducción de cuotas individuales de pesca.

1. INTRODUCCIÓN

La pesquería de arrastre en el Perú está orientada básicamente a la pesca de la merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*). Desde los años 60, se ha desarrollado esta pesquería, originando cambios tanto a nivel poblacional como tecnológicos, económicos y legales que se han traducido en una progresiva reducción de sus desembarques en la última década.

Las causas que han originado esta reducción son diversas, sin embargo creemos, que uno de los factores más importantes ha sido la excesiva capacidad del esfuerzo aplicado a través de los años.

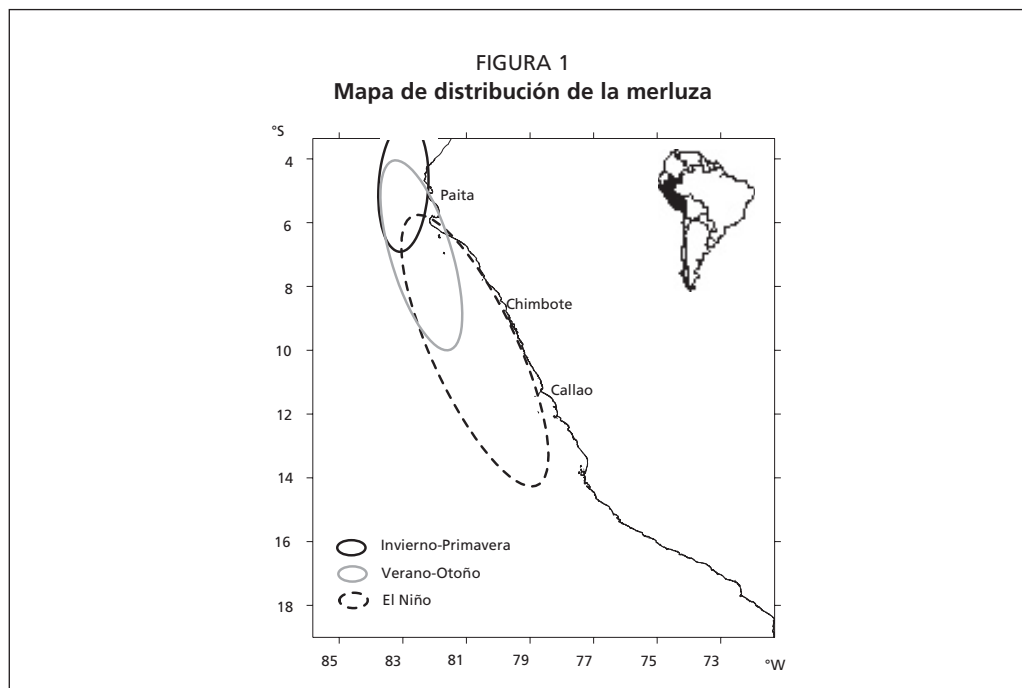
El objetivo del presente estudio es analizar las posibles causas o factores de un desarrollo excesivo de la capacidad de pesca que pueda servir a los administradores como base en la identificación y aplicación de medidas de manejo para el aprovechamiento sostenible de este recurso.

A continuación se presenta información básica sobre aspectos biológicos, ecológicos, tecnológicos, económicos y sociales que servirán como marco referencial para el análisis y comprensión de la problemática relacionada con las diferentes capítulos incluidos en este estudio.

1.1 Aspectos biológicos y ecológicos

La merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*) es una especie demersal que bajo condiciones ambientales normales, se distribuye en la plataforma y en la parte superior del talud continental frente a Perú, desde la frontera con Ecuador hasta los 10° S (Figura 1). Durante el día, la merluza se encuentra cerca del fondo y durante la noche está más dispersa en la columna de agua y a veces cerca de la superficie. Algunos buenos caladeros tienen fondo rocoso. La distribución de la merluza cambia en relación a la extensión de la Corriente de Cromwell, que bajo condiciones normales en invierno y primavera, se ubica entre 03° S y 07° S y durante el verano y otoño se desplaza hasta 12° S o 14° S (Espino y Wosnitza-Mendo, 1989). Durante eventos de El Niño Oscilación Sur (ENOS), el área de distribución de la Corriente de Cromwell se amplía y se desplaza hasta 15° S ó hasta 18° S, dependiendo de la magnitud del evento. La Corriente de Cromwell es crucial para la distribución de la merluza peruana. La estructura de la población presenta dos gradientes de talla, uno de norte a sur (grande-chico) y uno, delineado por la profundidad, de mar afuera (grande) a costero (chico). El último gradiente es menos evidente y ha sido mencionado originalmente por Del Solar (1968).

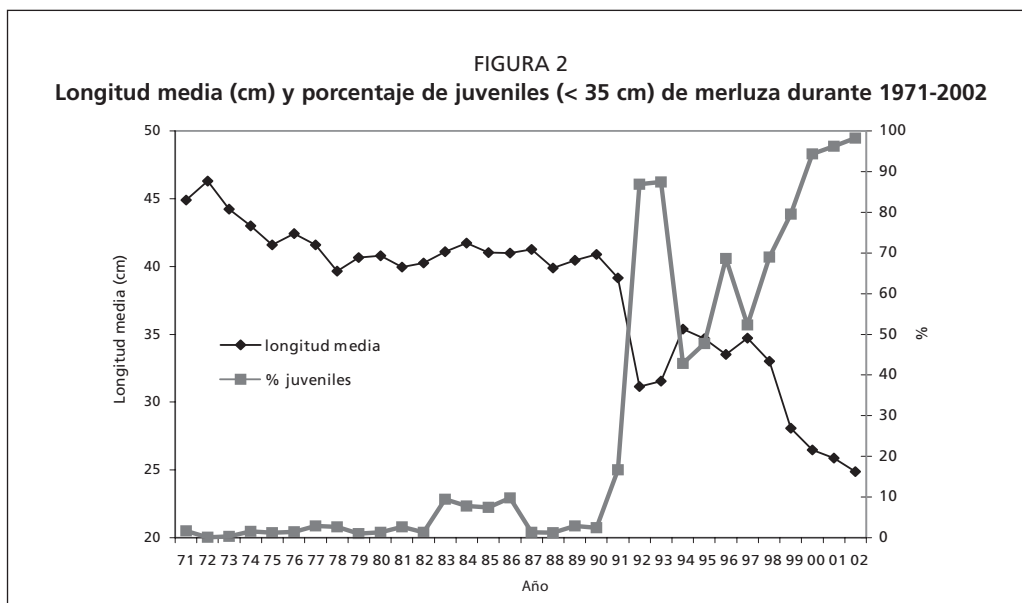
Durante los años 1970 a 1980, las merluzas mayores de 50 cm, se encontraban al norte de 06° S. Las de talla mediana (30-50 cm), que conformaron la mayor parte de las capturas, se encontraban entre 05° S y 07° S, y los individuos pequeños se distribuían más al sur. Cruceros de investigación usando estimados de área barrida en los años 1980, muestran las más altas densidades entre 05° S y 08° S bajo condiciones ambientales normales y un desplazamiento hacia el sur bajo condiciones de El Niño. Debido a la extensión del área de distribución en años El Niño, la merluza se encuentra más dispersa y las capturas normalmente bajan considerablemente (por lo menos esto fue el caso antes de El Niño 1997-1998).



En la merluza peruana se observa un crecimiento diferenciado según sexos; años atrás los machos de la merluza alcanzaron hasta 74 cm, de longitud total, mientras que las hembras alcanzaron hasta 88 cm¹. Se ha observado desde el comienzo de la pesquería una reducción significativa en la longitud media en los desembarques, con una gran disminución de alrededor de 8 cm, durante El Niño 1991-1993. Esta tendencia persistió en los años siguientes al evento y aun se intensificó durante EL Niño 1997-1998 (Wosnitza-Mendo y Guevara-Carrasco, 2000). Antes del cambio drástico en la longitud media, en los comienzos de los años 90, la longitud media de desove se había estimado en 35 cm, que fue establecida como talla mínima de captura. En general la proporción de individuos pequeños en los desembarques no llegó más allá del 10 por ciento, debido a que según el patrón de distribución, las merluzas juveniles se encontraban al sur de los caladeros principales. Un cambio drástico en la estructura de la población después de El Niño 1991-1993 y una ocupación del hábitat por parte de merluzas más pequeñas, que anteriormente había sido ocupado por las merluzas grandes (>50 cm), elevó la proporción de merluzas <35 cm en los desembarques a 43-90 por ciento (Figura 2). Actualmente, con la ausencia de individuos más viejos, los peces de pequeños tamaños (grupo de edad II) que estuvieron inactivos en la reproducción durante los años 1970 y 1980, se encuentran madurando. Un cambio hacia una madurez más temprana es observado en muchas especies que sufren altos niveles de explotación y es considerado como una respuesta a reducciones en el tamaño de la población y en el número de individuos más viejos (Trippel, 1995).

Las primeras estimaciones de biomasa en los años 70, se basaron en el método de área barrida y fluctuaron entre 1 250 000 y 2 600 000 toneladas, sin embargo estas estimaciones están severamente sobre estimadas porque no usaron métodos de muestreos aleatorios (Wosnitza-Mendo *et al.*, 1985). Durante los años 80, se aplicaron varios métodos para la merluza peruana, incluyendo el del área barrida basado en muestreos estratificados al azar, análisis de cohortes y modelos de producción los que arrojaron estimaciones de biomasa entre 150 000 y 765 000 toneladas, (Espino y Wosnitza-Mendo, 1989;

¹ Longitudes máximas en las muestras biológicas tomadas por los técnicos del Instituto del Mar del Perú, IMARPE.



Espino *et al.*, 1995). El rendimiento de equilibrio fue estimado entre 100 000 y 130 000 toneladas.

En los últimos años, la biomasa ha descendido dramáticamente a valores de alrededor de 100 000 toneladas, incluyendo merluzas pequeñas, que anteriormente en las décadas pasadas, no fueron incluidos en los estimados. Los desembarques, sin embargo, desde 1994 sobrepasaron las 130 000 toneladas, con pocas excepciones y permanecieron altos también durante El Niño 1997-1998. Esto se debió al rango ampliado y mejora en la tecnología de la nueva flota, a pesar de la dispersión de la población en estas condiciones.

1.2. Aspectos tecnológicos

La pesquería de arrastre en el Perú, comenzó en los años 50, como una pequeña pesquería costera de arrastre de fondo y fue totalmente artesanal. Los caladeros más importantes se situaron al norte de la latitud 07° S y el principal puerto de desembarque fue y es Paíta, ubicada a los 05° S (Figura 1). Hasta 1966 los desembarques no sobrepasaron las 1 500 toneladas y la merluza no se consideró una especie atractiva para la pesquería peruana. Su captura fue incidental entre las especies para consumo humano directo de mayor valor económico y que tenían más demanda. En algunos casos la merluza cayó incidentalmente en las pesquerías que abastecieron a las fábricas de harina de pescado. A mediados de los años 60, la Sociedad Nacional de Pesquería (SNP) del Perú se interesó en la pesquería de arrastre debido a la gran importancia de la merluza en la pesquería chilena, cuyas capturas en 1963 excedieron las 100 000 toneladas. Durante estos años la SNP financió tres cruceros de exploración, especialmente para conocer más sobre la distribución y densidad de la merluza peruana (Del Solar, 1968). Mientras tanto, algunas bolicheras se convirtieron en arrastres de fondo. Esta flota tradicional consistía de viejas embarcaciones hechas de madera o acero, que realizaban viajes de dos-tres días. La entrada de nuevas unidades de pesca resultó en mayores desembarques, pero el rango de la flota en estos años quedó restringido a 30 mn mar afuera. Una política nacional de pesquería modificada entre 1970 y 1975 enfatizó y promovió el desarrollo rápido de la industria de pescado para consumo humano y el IMARPE asumió la responsabilidad de determinar el potencial de los recursos para consumo humano en las costas del Perú, supuestamente subutilizados, incluyendo merluza (*Merluccius gayi peruanus*), bonito (*Sarda chiliensis*) y caballa (*Scomber japonicus*). Antes de que esta información básica pudiera ser producida, el Ministerio de Pesquería planeó e inició las inversiones para la construcción de una nueva flota pesquera, facilidades para el desembarque en playa, procesamiento y

CUADRO 1
Características de la flota arrastrera en aguas peruanas entre 1970 y 2001 (desembarques de merluza)

Año	Tipo de flota	Nº de embarcaciones	Promedio de desembarques de merluza (toneladas)	Tamaño de malla (mm)	Capacidad de bodega promedio (m³)	Nº prom. de tripulación
1967-1984	Flota tradicional de Paita	28	10 000 - 25 000	70 (oficial) 50 (real)	40 - 150	7
1985- 1992	Flota tradicional de Paita	40	30 000 - 50 000	70 (oficial) 50 (real)	40 - 150	7
1993- 2001	Flota tradicional de Paita	69 - 54	50 000 - 150 000	70 (oficial) 50 (real)	40 - 150	7
1973- 1980	Arrastreros de factoría extranjeros (blanco merluza)	6 - 13	84 000	70 (hasta 1977) 90 (después de 1977)	1440	98
1979- 1981	Arrastreros peruanos de alta mar	13 - 25	15 000	90	800	98
1892- 1983	Solamente arrastreros peruanos	2	20 000 - <5 000	90	640	20
1984- 1987	Arrastreros de factoría extranjeros (blanco jurel y caballa)	20	10 000 - 20000	76	1400	110
1988- 1991	Arrastreros de factoría extranjeros (blanco jurel y caballa)	12 - 21	50 000 - 70 000	76	1400	110
1993- 2000	Nueva flota de Paita	Hasta 10	10 000 - 80 000	90/ 110	141-420	12-15

Fuente: modificado de Wosnitza-Mendo y Espino (M.S.) y actualizado

mercadeo de pescado para consumo humano (Ministerio de Pesquería, 1970). En 1974 la FAO presentó una evaluación técnico-económica para la construcción de los tipos y tamaños más recomendables de embarcaciones arrastreras para la merluza y para ser operadas desde Paita (Engvall y Engström, 1974).

Entre 1967 y 1984 operaron alrededor de 28 pequeños arrastreros costeros (denominados a continuación «Flota Tradicional de Paita») con características de menos de 35 TRN, una capacidad de bodega entre 40 y 150 m³ y una tripulación media de siete hombres (Cuadro 1). Durante los años siguientes, entre 1985 y 1992 la Flota Tradicional de Paita se incrementó a alrededor de 40 embarcaciones y entre 1993 y 2001 fluctuó entre 69 y 54 embarcaciones. Desde 1973 la flota se desarrolló y diversificó por la incorporación de grandes arrastreros extranjeros de alta mar (6-13), que tenían a la merluza como especie objetivo, con una capacidad de bodega promedio de 1440 m³ y una tripulación promedio de 98 hombres. Esta flota operó hasta 1980. Entre 1979 y 1983 operaron algunos arrastreros de alta mar peruanos (13-25 embarcaciones); eran barcos viejos y sin mucha tecnología y una capacidad de bodega entre 640 y 800 m³. Debido a restricciones gubernamentales, a fines de 1982 el número de arrastreros de alta mar operando disminuyó a solo dos. Este descenso fue intensificado por el evento El Niño que empezó en noviembre de 1982 y duró hasta agosto de 1983 en su fase más intensa. Desde abril de 1984 hasta 1991, y con el antecedente de que los acuerdos con las flotas extranjeras de los años 70 no se habían renovado, 20 embarcaciones soviéticas iniciaron sus faenas de pesca en aguas peruanas. En esta oportunidad las nuevas especies objetivo fueron el jurel (*Trachurus picturatus murphyi*) y la caballa, cuyas biomásas estimadas fluctuaron entre 5,0 a 8,5 millones de toneladas (jurel) y 0,8 a 1,6 millones de toneladas (caballa). La capacidad de bodega promedio de estas embarcaciones fue de 1 400 m³ con una tripulación de 110 hombres. Desde 1993 se desarrolló una flota

nacional de hasta 10 embarcaciones de tamaño mediano, que algunas bajo régimen de «joint venture» empezaron a operar con una capacidad de bodega entre 141 y 420 m³ (Nueva Flota de Paita) (Cuadro 1).

Los artes de pesca usados por la flota de Paita son redes de arrastre de fondo con un tamaño de malla promedio de 88,42 mm, ligeramente menor al estipulado por el Decreto Supremo de 1984 que regula la operación de buques de arrastre. Pero, en general, y debido a que la ley no lo regula, muchas embarcaciones empezaron a usar en los años 90 doble malla, disminuyendo así las posibilidades de escape de individuos pequeños. Por otro lado, la velocidad media de arrastre es de 3,2 nudos y el tiempo de arrastre promedio 1,2 horas².

En general, se observa un incremento de la capacidad de pesca en los años 90 en los tres tipos de flotas, pero es difícil de cuantificar. Como una expresión extrema del incremento del poder de pesca de la flota durante El Niño 1991-1993, se puede mencionar que las capturas de merluza no disminuyeron de la misma manera como en los eventos El Niño anteriores, debido a la capacidad de la nueva flota de pescar merluza aún cuando estaba dispersa y fuera de los caladeros tradicionales.

Según el censo de embarcaciones realizado en el año 1996, existían en ese año un total de 79 embarcaciones arrastreras operativas en el Perú (Salazar, 2001), de ellas 59 (75 por ciento) tenían como especie objetivo a la merluza; el resto se dedicaba a jurel y caballa (11 por ciento), langostinos (nueve por ciento) y otros (cinco por ciento). Según registros más actualizados realizados en el año 2001, 64 embarcaciones cuentan con licencia para la captura de merluza. La mayor parte fueron construidos entre 1962 y 1966 (41 por ciento), es decir que a fines del 2002 tienen una edad entre 36 a 40 años. La edad de las embarcaciones de la Flota Tradicional de Paita oscila entre ocho y 43 años con un promedio de 31 años. La Nueva Flota de Paita está compuesta por embarcaciones entre siete y 35 años de edad con un promedio de 18 años. La capacidad de bodega de la flota merluzera fluctúa entre 34,5 y 526,4 m³ y suman un total de 7 587m³. Están clasificadas, como ya se mencionó, en tres grupos de acuerdo a su Tonelaje de Registro Neto (TRN). El mayor grupo constituye la Flota Tradicional de Paita con 4 780 m³, seguido por la Nueva Flota de Paita con 2 352 m³ y un arrastrero factoría con 455 m³. De las 64 embarcaciones 60 preservan la pesca en cajas con hielo, y solo cuatro tienen un sistema de congelado (Salazar, 2001.). Toda esta flota a la fecha (fines de 2002) se dedica a otros recursos o está inactiva debido al cierre de la pesquería de la merluza.

1.3. Aspectos económicos y sociales

En términos de desembarques, la merluza es la especie más importante en la pesquería de arrastre de fondo en el Perú.

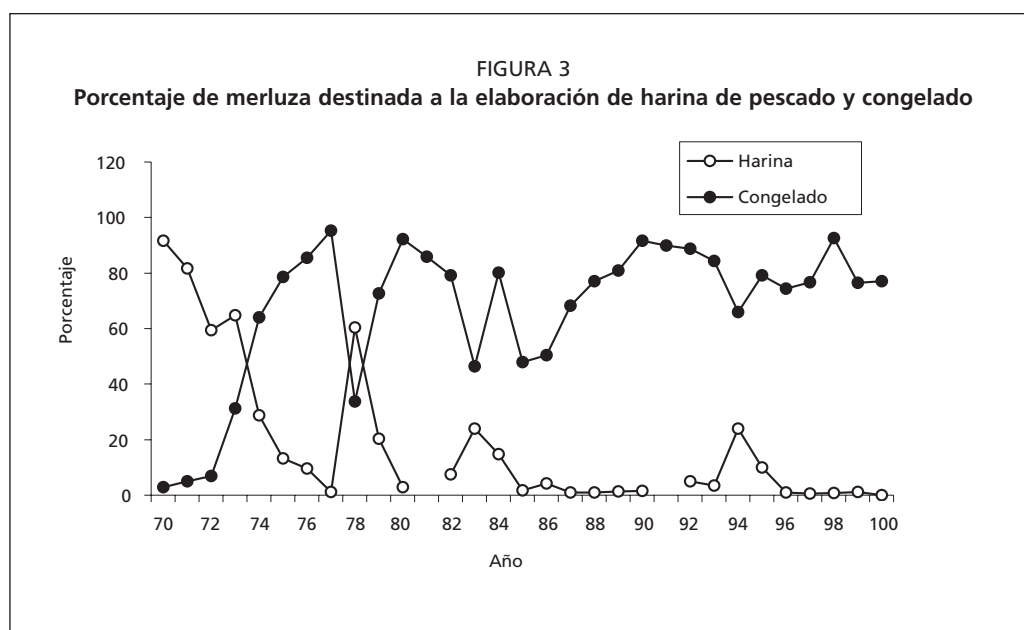
Los desembarques de la merluza comprenden alrededor del 70 por ciento de las pesquerías demersales con una variación anual dependiente de las condiciones ambientales y las demandas del mercado. Antes de la apertura de mercados internacionales en 1973, cuando flotas polacas (Epsep-Rybex), cubanas (Flocuba) y españolas (Pleamar) pescaron merluza para sus mercados internos, la Flota Tradicional de Paita se orientó casi exclusivamente a la pesca de otras especies demersales como presa objetivo tales como el Tollo (*Mustelus whitneyi*), Vocador o Falso Volador (*Prionotus stephanophrys*), Cachema (*Cynoscion analis*), Cabrilla (*Paralabrax humeralis*) y Coco (*Paralanchurus peruanus*). Estas especies tenían un precio mayor que la merluza, la cual fue pescada incidentalmente, y utilizada para la elaboración de harina de pescado o desechada. Ello se debió a que existió solamente una muy limitada demanda interna para la merluza

² Esto conduce a la obstrucción de la red y saturación evitando una selección adecuada de la merluza chica (Salazar *et al.*, 1996)

como pescado de consumo directo (3 000-4 000 toneladas al año) especialmente por la baja textura de sus filetes y debido al uso de procesos no adecuados de manipulación y conservación.

Desde 1970, sucesivos gobiernos peruanos promovieron la captura de especies «baratas» para el consumo interno como Caballa, Jurel y Merluza, teniendo como meta alrededor de 230 000 toneladas de especies capturadas por los arrastreros, incluyendo 150 000 toneladas de merluza para 1975. El objetivo fue de proveer la oferta de proteínas a precios accesibles para los estratos sociales con bajos ingresos por lo que la flota extranjera fue obligada a vender parte de sus capturas a tasas preferenciales al gobierno peruano. Debido a restricciones de un nuevo gobierno que originó la reducción de arrastreros factoría a solo dos en 1982 y la ocurrencia de El Niño 1982-1983, las capturas declinaron a niveles de los años 60. Desde 1984, 20 embarcaciones soviéticas obtuvieron permiso para operar frente a Perú. Las nuevas especies objetivos fueron, como ya se mencionó, el jurel y la caballa, quedando la merluza como pesca incidental y también usada mayormente en el mercado interno ruso.

Solo en los años 90 se intensificó el mercado para bloques de filete congelado para exportación aunque los precios para bloques de filete congelado de merluza siempre fueron mucho más altos que para la merluza vendida en el mercado peruano para consumo humano directo. En 1969, por ejemplo, de las 15 300 toneladas de merluza desembarcada en el Perú, sólo 555 t fueron vendidas en frescos, 200 toneladas congeladas y 33 toneladas saladas, siendo los precios en embarcación \$EE.UU. 46, 24 y 25 por tonelada respectivamente. Entre 1967 y 1972 hasta un 90 por ciento de los desembarques de merluza fueron convertidos en harina de pescado. El precio CIF por kilogramo de filete congelado en bloque en los Estados Unidos de Norteamérica, sin embargo, fue de US¢ 65 (Engvall y Engström, 1974). Recién en 1973 se dio un cambio hacia una mayor producción de merluza congelada, aunque la mayor parte era congelada entera, llegando a procesarse más del 90 por ciento de su captura en 1980 (Figura 3 y Cuadro 2). En la década de los 90 solamente en 1994 hubo un aumento porcentual en la producción de harina por la incursión de embarcaciones de cerco. En general alrededor de un 80 por ciento de los desembarques de merluza tuvieron como destino el congelado en filete en la última década. Mientras que en los primeros años todavía se producía algo de merluza enlatada y embutida, a mediados de los 90 ganaron importancia el consumo fresco y salado (Cuadro 2).



CUADRO 2
Desembarque y destino de merluza
DESTINO

Año	Total	Harina	%	Congelado	%	Salado	Fresco	Enlatado	Embutido
1970	17 218	15 774	91,61	479	2,78	0	965	0	0
1971	26 197	21 411	81,73	1 290	4,92	0	3 494	0	0
1972	12 581	7 485	59,49	876	6,96	0	3 597	0	0
1973	132 856	85 987	64,72	41 439	31,19	297	4 085	157	891
1974	109 317	31 395	28,72	70 068	64,10	1 509	3 016	2 434	895
1975	84 925	11 166	13,15	66 763	78,61	1 241	4 092	121	1 541
1976	92 592	8 853	9,56	79 237	85,58	532	3 221	34	934
1977	106 799	1 248	1,17	101 809	95,33	1 010	2 604	11	117
1978	303 495	183 301	60,40	102 551	33,79	130	4 546	2 967	0
1979	92 954	18 899	20,33	67 453	72,57	0	6 602	0	0
1980	159 376	4 504	2,83	146 877	92,16	267	7 504	224	0
1981	69 293	n.d.		59 545	85,93	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1982	26 498	1 966	7,42	20 957	79,09	1 125	2 429	1	0
1983	5 835	1 403	24,04	2 707	46,39	1 323	342	0	0
1984	12 108	1 783	14,73	9 709	80,19	28	588	0	0
1985	18 374	310	1,69	8 799	47,89	20	9 245	0	0
1986	38 952	1 610	4,13	19 605	50,33	436	17 301	0	0
1987	32 026	281	0,88	21 878	68,31	238	9 621	0	0
1988	78 869	827	1,05	60 779	77,06	754	16 509	0	0
1989	88 004	1 164	1,32	71 161	80,86	402	15 277	0	0
1990	127 291	1 978	1,55	116 572	91,58	531	8 210	0	0
1991	72 971	n.d.		65 561	89,85	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1992	30 410	1 544	5,08	27 010	88,82	117	1 739	0	0
1993	88 700	3 126	3,52	74 762	84,29	132	10 680	0	0
1994	135 705	32 574	24,00	89 419	65,89	306	13 406	0	0
1995	181 182	18 044	9,96	143 354	79,12	844	18 913	0	0
1996	234 915	2 441	1,04	174 608	74,33	13 328	44 538	0	0
1997	177 963	1 082	0,61	136 568	76,74	5 680	34 624	0	0
1998	82 365	671	0,81	76 267	92,60	1 880	3 449	0	0
1999	37 121	408	1,10	28 420	76,56	3 221	5 072	0	0
2000	83 361	26	0,03	64 160	76,97	3 925	15 250	0	0
2001	125 065	0	0	114 437	91,50	2	n.d.	58	0
2002	46 250	0	0	41 244	89,18	65	4 899	42	0

n.d.= no hay datos

Fuente: Anuarios Estadísticos del Ministerio de Pesquería, 1970-2002

En el ámbito internacional, la merluza fue requerida como sustituto del bacalao. Durante el auge de la pesquería de la merluza peruana, esta actividad en conjunto con la industria de procesamiento generó más de 8 000 puestos de trabajo estables en la región de Paita. Esto cambió después de El Niño 1991 – 1993, cuando ingresaron nuevas unidades de pesca con motores más potentes (>1 000 HP) e incrementaron la capacidad de pesca considerablemente. Estos en conjunto con el incremento del poder de pesca de la Flota Tradicional de Paita tuvieron un gran impacto en una población de merluza debilitada. La sobrepesca originó la disminución del número de las compañías de exportación. Con la reducción de la longitud media en los desembarques de merluza, también el rendimiento del producto descendió aproximadamente de 30 por ciento³ en los años 70 a 25 por ciento en los 90 y aún más en los últimos años, debido a la disminución de la talla de captura.

³ 3.33kg de materia prima es requerida para 1 kg de filetes.

⁴ Desde agosto de 2002 el Ministerio de Pesquería es transferido al Ministerio de Producción como Vice-Ministerio de Pesquería.

1.4 Aspectos institucionales

La mayor autoridad pesquera en el Perú ha sido el Ministerio de Pesquería⁴ que decretó primero en 1981, medidas de regulación de la pesquería de arrastre debido a la entrada de flotas extranjeras y limitando el acceso a ciertas áreas. Acuerdos bilaterales fueron firmados y renovados anualmente y medidas de manejo tomadas sobre la base de recomendaciones de IMARPE. Estas medidas estaban relacionadas a la captura permisible (TAC), aunque hasta el año 2000 nunca se dio una cuota de pesca por resolución. El IMARPE recomendaba y el Ministerio manejaba las cifras internamente. En resoluciones ministeriales aparecieron vedas estacionales, tamaño de malla mínima, talla mínima y proporción de peces pequeños en las capturas. Las normas legales en forma de Decretos Superiores del Ministerio de Pesquería obligaron a las flotas extranjeras a emplear personal peruano por lo menos en un 80 por ciento de la tripulación, descartando los observadores oficiales. Este Ministerio podía reservar hasta el 25 por ciento de la captura permisible de merluza, caballa y jurel para el mercado interno, para venta para consumo humano directo y proveer proteína animal barata para los estratos pobres. Las embarcaciones grandes no fueron permitidas a operar cerca de la costa, considerada el área tradicional de la flota costera de Paíta. Embarcaciones con más de 150 TRN tenían que llevar a bordo un observador oficial, designado por este Ministerio o el IMARPE. Después de esta primera regulación general, en los años siguientes, vedas y restricciones adicionales del área de pesca fueron aplicados, sobre la base de las recomendaciones de IMARPE.

En 1998 el Ministerio de Pesquería, para reducir la capacidad de la flota, sugirió una modificación al acceso establecido, proponiendo Cuotas Individuales Transferibles (CIT) para introducirlas en enero de 1999 en la pesquería de merluza. La mayoría de los dueños de embarcaciones se opusieron a la propuesta y no se hicieron esfuerzos para su implementación.

El régimen tradicional de acceso con permisos de pesca y autorizaciones de incremento de flota se basa en la Ley General de Pesca de 1994 y su Reglamento actualizado en el 2001. Para la merluza, en julio de 2001 se elaboró y aprobó un Plan de Ordenamiento prohibiéndose nuevas autorizaciones para el incremento de flota. En septiembre de 2002 se cerró la actividad extractiva de merluza. Mediante Resoluciones Ministeriales del Ministerio de Producción (PRODUCE) de noviembre de 2002 y sus ampliatorias de mayo de 2003, julio de 2003 y enero de 2004 se constituyó la «Comisión Técnica de Trabajo para la Recuperación del Recurso Merluza». En esta comisión, integrada por representantes de IMARPE, PRODUCE, Sociedad Nacional de Pesquería y gremios de pescadores, se han discutido temas técnicos como:

- La aplicación del sistema de cuotas individuales
- La implementación de sistemas complementarios de control
- Mejoras en la selectividad de las redes
- Niveles de referencia para la recuperación de la biomasa

2. EL PROBLEMA DE LA EXCESIVA CAPACIDAD DE ESFUERZO EN LA PESQUERÍA DE LA MERLUZA PERUANA

2.1 Análisis del problema

Hasta antes de El Niño 1991-1993 la potencial capacidad excesiva en la pesquería de la merluza peruana fue ligada a acuerdos anuales internacionales entre el Gobierno Peruano y la flota extranjera. Esta flota empezó a operar en 1973 con el ingreso de barcos polacos, cubanos y españoles, con el objetivo principal de pescar merluza. En estos años, la captura promedio de esta flota fue de 84 000 toneladas anuales; el jurel y la caballa comprendieron el grueso de la pesca incidental. Después del término de los acuerdos los años 70, siguió una fase de tres años de explotación, solo por parte de embarcaciones nacionales, que coincidió con un fuerte evento El Niño de 1982-1983 y la consiguiente disminución en las capturas. Considerando las biomásas estimadas de los años 70 y 80, que oscilaba entre 150 000 toneladas (en años El Niño) y más de

700 000 toneladas, los arrastreros que operaron no fueron considerados excesivos en su esfuerzo, tanto de un punto de vista biológico como económico. Problemas de sobrepesca surgieron con la incursión de embarcaciones harineras (bolicheras) en 1978 y 1980. Estas cosecharon alrededor de 180 000 toneladas de merluza en dos meses en 1978, debido a un cambio en el hábitat que fue relacionado con la distribución de oxígeno y que resultó en una concentración de merluza en la superficie frente a Chimbote (09° S). Aún así, la pesquería de cerco impactó más a los grupos de edades III y IV.

La entrada de 20 embarcaciones soviéticas en abril de 1984, con permiso de operar con ciertas limitaciones en aguas peruanas y que tenían como objetivo principal al jurel y caballa, o sea que utilizaron redes de media agua, también no se consideró como esfuerzo excesivo, tomando en cuenta las biomásas estimadas y la captura permisible para merluza de 100 000-130 000 toneladas. Aunque esta vez, como ya se mencionó, el Gobierno Peruano decretó regulaciones para la operatividad de los arrastreros, que consistían principalmente en restricciones a ciertas áreas de pesca con respecto a la conocida estratificación en la estructura por longitudes, a las áreas supuestas de desove y una longitud total mínima de 35 cm en las capturas. Se estableció una clasificación de dos tipos de embarcaciones pesqueras de arrastre:

- <150 TRN, longitud máxima de 40 m y hasta 1 000 HP en motor principal
- >150 TRN

Las embarcaciones con menos de 35 TRN, que comprendía toda la Flota Tradicional de Paita, fueron exceptuadas de las restricciones. Después de capturas relativamente bajas en el periodo 1980 hasta 1987, tanto la flota tradicional de Paita como la flota soviética incrementaron sus desembarques gradualmente hasta llegar a un total de 127 000 toneladas en 1990, incluyendo una vez más las capturas de las bolicheras en Chimbote. Los desembarques de la Flota Tradicional de Paita sólo alcanzaron alrededor de 50 000 toneladas, cifra nunca antes obtenida en la historia de la pesquería de la merluza por este tipo de flota. La explicación se da por la creciente demanda de pescado congelado para la exportación. Este corto período de unos años puede ser considerado favorable en términos de capacidad de esfuerzo pesquero. La flota nacional operaba con un número creciente de pequeñas a medianas embarcaciones con una capacidad de bodega de 40-150 m³ y una longitud total de 15 a 25 m junto a las grandes plantas procesadoras y varias pequeñas que operaban día y noche. Por otro lado, el acuerdo firmado entre el Gobierno Peruano y Soviético facultaba su caducidad en cualquier año. Esto sucedió en 1991, cuando el Gobierno ruso después de la disolución de la URSS no aceptó los términos para un nuevo acuerdo. Debido a un nuevo evento El Niño de 1991-1993 los desembarques también decrecieron, pero no tanto como en anteriores eventos El Niño.

La capacidad de pesca y el capital invertido en una pesquería tienen la tendencia de incrementarse durante épocas buenas, sea durante el período de desarrollo de la pesquería, o de buen reclutamiento o precios. Y puesto que en los últimos años de la década de los 80 se habían incrementado las capturas y la demanda en el mercado internacional, a partir de 1993 ocurrió un significativo cambio en la flota nacional. Se incorporaron arrastreros de mediano tamaño con motores de más de 700 HP, nueva tecnología y artes de pesca y se llegó a contar hasta 10 embarcaciones. Algunas de estas embarcaciones habían operado anteriormente frente a Sudáfrica y Chile pescando sobre poblaciones de merluza de estas regiones, que ya habían disminuido. Con esta entrada, debido al acceso libre, la capacidad de la flota nacional, contando el esfuerzo y la captura potencial, se incrementó considerablemente, y a la vez dificultó mucho más al gobierno de turno la toma de medidas restrictivas necesarias. Al mismo tiempo, El Niño 1991-1993 actuó como disparador para un cambio en la estructura del ecosistema y como resultado de ello desde el año 1992 ocurrió un cambio en la distribución espacial de pequeñas merluzas hacia el norte. Este fenómeno en conexión con la desaparición

de merluzas grandes y el uso de redes de arrastre irregulares contribuyó a la captura de peces cada vez más pequeñas y un incremento de merluzas <35 cm a más del 90 por ciento (Wosnitza-Mendo *et al.*, en prep.).

* El incremento en el número de embarcaciones (10) y de la capacidad de bodega (50 por ciento) por parte de la Nueva Flota de Paita, al parecer no tendría un impacto grande, sin embargo este incremento fue acompañado por mejoras en la eficiencia de pesca, lo cual en términos de capacidad de pesca, su contribución fue considerable. El aumento en la eficiencia se debió principalmente a la ganancia en destreza de la nueva flota y también a la pesca con doble malla o sobre-copo y el consiguiente taponamiento, es decir, se debió a cambios operacionales indebidos, pero hasta ese entonces no eran prohibidos explícitamente por la normatividad vigente. De esta manera se puede concluir que el incremento por la Nueva Flota de Paita desde sus comienzos ha contribuido significativamente con la sobrecapacidad de la flota arrastrera, si se interpreta a sobrecapacidad como que «la capacidad de la actual flota es mayor que la requerida para asegurar un nivel objetivo de explotación sostenible».

2.2 Condiciones y factores determinantes de la capacidad excesiva

El problema de la capacidad de esfuerzo excesiva en la pesquería de la merluza peruana es muy complejo ya que depende de varios diferentes factores tanto biológicos, tecnológicos, económicos, legales como políticos. Entre los factores dominantes que originan el problema del exceso de la capacidad de pesca en esta pesquería, son los siguientes:

- El acceso libre y la entrada de una Nueva Flota Nacional en los años 90, que no estaba limitada por acuerdos anuales como fue el caso de la flota arrastrera extranjera.
- El desplazamiento de embarcaciones arrastreras desde otras partes del mundo hacia la costa peruana y su incorporación en la flota nacional peruana con el consentimiento del gobierno de turno.
- Una creciente demanda para merluza en el mercado internacional debido a la desaparición del bacalao y la sobrepesca de otras poblaciones de merluza.
- Un rápido mejoramiento de la tecnología de pesca y un incremento de las inversiones en plantas de procesamiento.
- Cambio estructural en la distribución y densidad de la merluza durante el evento El Niño inusualmente largo entre 1991 y 1993.
- La probable necesidad de cambios mayores en las capturas permisibles durante eventos El Niño incluyendo los años posteriores, que no se habían tomado en cuenta.
- Falta de una política pesquera a largo plazo.

2.3 Consecuencias de la excesiva capacidad de esfuerzo

En el año 2002, debido a un fracaso general de la política pesquera para manejar la merluza peruana por las razones antes mencionadas, la pesquería enfrentaba un escenario devastador. La población de la merluza estaba casi colapsada. Mientras se preparaba este artículo, la longitud media en los desembarques disminuyó aún más a 23 cm. Solamente unas pocas empresas continuaban pescando y dos plantas procesadoras compraban el total de la pesca. El Vice-Ministerio de Pesquería no fue capaz de bajar la cuota de pesca permisible de 60 000 toneladas para el año 2002, debido a la presión social y política para la utilización de la capacidad existente de esfuerzo pesquero y de procesamiento, aunque por falta de disponibilidad del recurso, solo se pescó algo más de 46 000 toneladas. Una demanda para abrir pesquerías de arrastre alternativas para explotar al falso volador, bereche (*Ctenosciaena peruvianus*) y jurel surgió. La redistribución de embarcaciones hacia otras pesquerías como jurel solamente transfiere el problema de la capacidad excesiva. Concerniente al falso volador, esta especie más

abunda en años El Niño y el bereche es un pequeño sciénido, que sirve como alimento para las merluzas de talla mediana (30-50 cm) y un aumento en la pesquería del bereche disminuiría la posibilidad de una recuperación de la merluza. Tanto, el falso volador como el bereche han sido casi exclusivamente usados para harina de pescado y tienen un menor valor económico que la merluza. Otras especies de demersales, que en los años 60 y 70 fueron el blanco principal de la Flota Tradicional de Paita (Capítulo 1.3), también han disminuido y sus biomásas en los pocos casos que se ha hecho estimados, se considera como una fracción de la biomasa de la merluza. Mientras tanto, una parte de la flota se dedicó a la pesca de la pota (*Dosidicus gigas*) y las plantas procesadoras empezaron a diversificar sus productos, incluyendo además de pota, el calamar común (*Loligo* sp.) y concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) entre otros. Solo dos plantas cerraron.

2.4 Datos económicos básicos

2.4.1 Flota y postcaptura

Como una respuesta a los incentivos de una creciente demanda extranjera debido a la desaparición del bacalao y de la merluza en otras partes del mundo, el número de embarcaciones de la Flota Tradicional de Paita, que participaron activamente en la pesquería de la merluza, se incrementó de alrededor de 28-40 en los años 1970 y 1980 a más de 70 a finales de los años 90. La capacidad de bodega fue distribuida de la siguiente manera:

- Flota Tradicional de Paita (<50 TRN): 63 por ciento
- Nueva Flota de Paita (50-150 TRN): 31 por ciento
- Un arrastrero de factoría (>150 TRN): seis por ciento

En mayo de 2004, de las 64 embarcaciones de la Flota Tradicional de Paita operativas en los 90, 15 ya están inoperativas.

En lo que concierne al sistema de preservación, el 94 por ciento de todas las embarcaciones (hasta 2002) usó hielo y alrededor del seis por ciento tenían instalaciones para el congelado. Los costos medios totales de operación para los tres diferentes tipos de embarcaciones fueron estimados por Salazar, (2001 en el 2001, considerando 200 días de pesca anual. Los valores son los siguientes:

- \$EE.UU. 302 000 para una embarcación pequeña (Flota Tradicional de Paita) de 28 TRN de capacidad de bodega.
- \$EE.UU. 390 000 para una embarcación de mediano tamaño (Nueva Flota de Paita) de 50 TRN de capacidad de bodega.
- \$EE.UU. 721 000 para una embarcación de mediano tamaño (Nueva Flota de Paita) de 78 TRN de capacidad de bodega.

Como se puede observar, el tamaño (capacidad) de la embarcación es el mayor determinante en los costos de operación.

2.4.2 Dimensionamiento preliminar de excesiva capacidad

La capacidad de bodega total de todas las embarcaciones que estaban operativas (55) al inicio del milenio y que pertenecen a 27 armadores, es de 5 793 toneladas. Asumiendo 200 días de pesca activa, el potencial extractivo sería de 1 158 646 toneladas por año. Contrastando este valor con el desembarque real obtenido durante 2001, que registra 128 487 toneladas, se observa que las embarcaciones tuvieron un rendimiento del 11 por ciento, que se incrementa ligeramente en uno por ciento si se considera los desembarques de otros demersales, incluido el falso volador. La capacidad de procesamiento de las plantas pesqueras operativas, que en los últimos años llegó a 14, es de 704 toneladas/día. Asumiendo una operatividad promedio anual de 200 días, estas producirían 140 800 toneladas por año. En el 2001 solo se produjo un total de 35 557 toneladas de merluza congelada, lo que significa que las plantas solo emplearon el 25 por ciento de su capacidad. Durante el año 2001 se

CUADRO 3

Capturas necesarias para tres diferentes tipos de embarcaciones para cubrir costos bajo diferentes escenarios

TRN	Captura necesaria / año (t)	Captura diaria necesaria(t)	Producción de filetes / año (t)	
			40 cm*	34 cm**
28	1 313	6,6	394	328
50	1 696	8,5	509	678
78	3 135	15,7	941	784

Fuente: cálculos basados en costos de operación de Salazar, 2001

* considerando una tasa de conversión de 0,3.

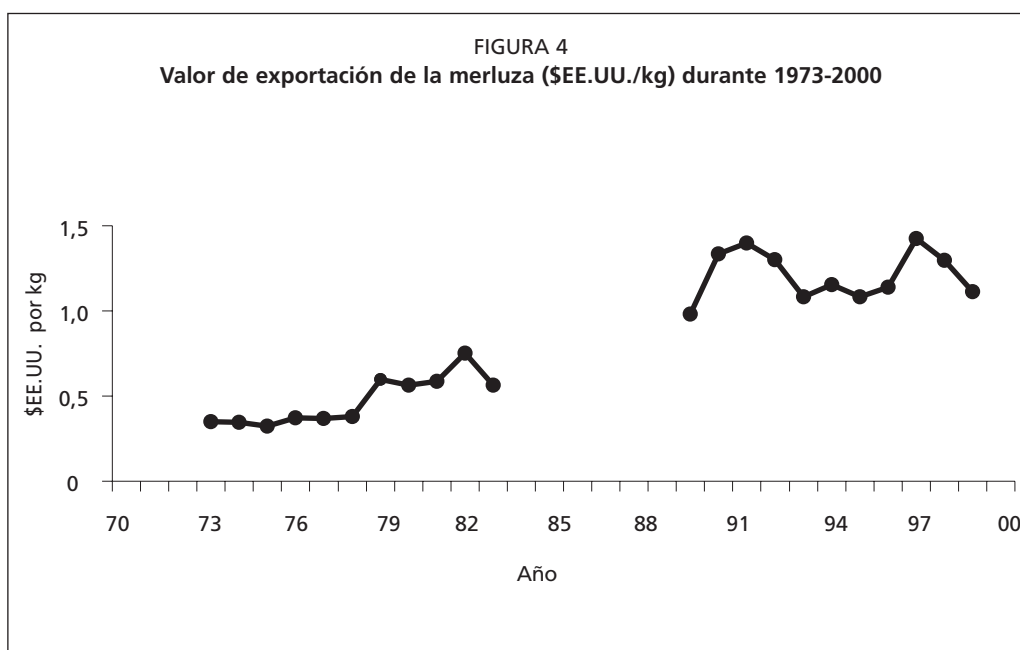
** considerando una tasa de conversión de 0,25, válida hasta finales de los 90

No es posible incluir datos recientes por falta de tasas de conversión para merluzas mas chicas

generó 3 292 puestos de trabajo para operarios («fileteros») con un ingreso promedio de entre 200 a 350 Nuevos Soles mensual (1\$EE.UU. = 3,50 Nuevos Soles para 2001). Los dueños de las plantas pesqueras a la vez son dueños de embarcaciones, incluyendo toda la Nueva Flota de Paíta. Los pescadores que tienen que vender sus productos a las fábricas recibían en el año 2002 \$EE.UU. 240 por tonelada de merluza. Tomando los costos fijos de las tres embarcaciones-modelo arriba mencionadas y el precio por tonelada de merluza, la captura por año para cubrir los costos de operación de los diferentes tipos de embarcaciones fluctuaron entre \$EE.UU. 1 313 y 3 135 t (Cuadro 3). Por otro lado, la producción de filetes se ve afectada por el tamaño de merluza procesada.

Considerando que en el año 2002 la talla media de captura disminuyó aún más, la tasa de conversión debe haber sido menos favorable todavía. Así mismo la distancia a los caladeros permitidos y por lo tanto los costos de operación aumentaron.

La exportación de merluza congelada como porcentaje de merluza desembarcada para congelado fluctuó bastante en los años 70 cuando los precios eran bajos y mayormente se exportó merluza entera. En los años 90, se ve un claro desarrollo de la actividad exportadora cuando se abren nuevos mercados y se exporta cada vez más filetes con un valor entre \$EE.UU. 1,00 y 1,40 por kg (Cuadro 4 y Figura 4). No hay datos sobre exportación de merluza para los años 80 porque no existen anuarios estadísticos del Ministerio de estos años (1984-1989).



CUADRO 4
Desembarque de merluza, exportación y valor del producto

Año	Total (t)	Congelado (t)	Exportación (t)	Congelado/ exportación	Valor (miles \$EE.UU.)	Valor (\$EE.UU./ kg)
1970	17 218	479	8,4*	n.d.	1,4*	n.d.
1971	26 197	1 290	413*	n.d.	77,7*	n.d.
1972	12 581	876	1 516*	n.d.	396*	n.d.
1973	132 856	41 439	1 3031	31,4	4 569	0,351
1974	109 318	70 068	29 512	42,1	10 207	0,346
1975	84 898	66 763	26 302	39,4	8 540	0,325
1976	92 802	79 237	40 068	50,6	14 838	0,370
1977	106 799	101 809	50 637	49,7	18 561	0,367
1978	303 495	102 551	48 822	47,6	18 561	0,380
1979	92 954	67 453	7 837	11,6	4 696	0,599
1980	159 376	146 877	52 485	35,7	29 694	0,566
1981	69 293	59 545	24 625	41,4	14 423	0,586
1982	26 498	20 957	4 098	19,6	3 087	0,753
1983	5 835	2 767	1 361	49,2	767	0,564
1984	12 108	9 709	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1985	18 374	8 799	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1986	38 952	19 605	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1987	32 026	21 878	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1988	78 869	60 779	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1989	88 004	71 161	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1990	127 291	116 572	13 712	11,8	13 443	0,980
1991	72 971	65 561	10 881	16,6	14 522	1,335
1992	30 410	27 010	4 361	16,1	6 102	1,399
1993	88 700	74 762	16 781	22,4	21 801	1,299
1994	135 705	89 419	29 173	32,6	31 616	1,084
1995	181 182	143 354	43 919	30,6	50 680	1,154
1996	234 315	174 608	62 791	36,0	68 055	1,084
1997	177 963	136 568	45 631	33,4	51 971	1,139
1998	82 365	76 267	21 487	28,2	30 655	1,427
1999	37 121	28 420	12 558	44,2	16 270	1,296
2000	83 361	64 169	25 422	39,6	28 321	1,114
2001	125 065	114 437	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
2002	44 826	41 244	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Fuente: Anuarios Estadísticos del Ministerio de Pesquería, 1970-2001

* todos los peces y valor total

n.d. = no hay datos

A partir de 2001 el Ministerio ya no publica los valores de exportación

3. INTERVENCIONES, REGULACIONES Y POLÍTICAS DE GESTIÓN

3.1 Información biológica–pesquera y gestión

En principio, las autoridades responsables del manejo deberían definir sus objetivos para los diferentes stocks o pesquerías e IMARPE debería evaluar las consecuencias de estas estrategias de manejo y las restricciones biológicas para atender estos objetivos.

Los responsables del manejo en el Perú por lo estipulado en la Ley de Pesca de (2001) y su Reglamento de Ordenamiento Pesquero de 2001, ante todo, tratan de asegurar como objetivo principal un nivel de rendimiento sostenible (rendimiento de equilibrio) a largo plazo con métodos de manejo orientados biológicamente y designados a preservar el stock. Anteriormente a esto, sin objetivos muy claros a mano, IMARPE tenía que desarrollar ciertas medidas de manejo que mayormente estaban basadas en consideraciones biológicas.

Para obtener estimados del tamaño del stock, IMARPE en los años 80 llevó a cabo algunos cruceros de área barrida y también aplicó modelos analíticos (análisis de cohortes) y de producción. El rendimiento de equilibrio estimado para aquellos años y bajo condiciones normales (no-Niño) varió entre 100 000 y 130 000 toneladas (Wosnitza-Mendo *et al.*, 1985) dependiendo del método usado.⁵

No se aplicó ningún modelo que incluía mediciones de esfuerzo pesquero debido a que no existe para la pesquería de la merluza ninguna medida de esfuerzo nominal que tome en consideración los diferentes tipos de flota (tanto la tradicional costera de pequeñas embarcaciones como la flota arrastrera de alta mar)⁶ y porque solo para la flota costera solamente se cuenta con días de pesca como medición del esfuerzo, medida que no dio resultados confiables en modelos de producción, que se basan en este parámetro.

Durante la década de los 90 se ejecutaron casi anualmente, cruceros de área barrida. Estos cruceros tenían como principales objetivos:

- estimar la abundancia y la producción potencial del stock de merluza
- monitorizar las fluctuaciones en tamaño y estructura de la población
- relacionar estas últimas con características ambientales físicas
- proveer información sobre la biología y comportamiento de la merluza, como crecimiento, alimentación, reproducción y migraciones

La metodología empleada fue el muestreo estratificado al azar (Bazigos, 1981).

En combinación con el análisis de cohortes (Pope, 1972), los cruceros de área barrida proporcionaron la información básica para la toma de decisiones para el manejo de la merluza. Hasta los comienzos de los años 90, los responsables del manejo pesquero en el Perú sintieron que la conservación del stock era la cuestión clave que requería mayor atención, y pensaron lograrlo con medidas de restricción de esfuerzo sin tocar el acceso libre. Así, que el problema del acceso libre fue más bien descuidado hasta finales de la década.

En sus estudios regulares, el IMARPE examinaba el impacto de la pesquería sobre la edad y talla media de los peces capturados al igual que cambios en el reclutamiento, la abundancia, el crecimiento y la mortalidad.⁷

Para evitar una pesca de merluzas juveniles (<35 cm) más allá del 20 por ciento, como exigido por la ley de 1984, se realizaron estudios de selectividad con diferentes tipos de redes y tamaños de mallas (Wosnitza-Mendo *et al.*, 1985; Salazar *et al.*, 1996), que no dieron los resultados teóricos esperados. Sobre todo en los años 90 se pescó una proporción de juveniles cada vez más alta. (Salazar *et al.*, 1996) concluyeron que la reducida respuesta de selectividad de las redes en uso, se debe a un efecto combinado de una alta disponibilidad de juveniles en ciertas épocas y sobre todo en los 90, la

⁵ El análisis de cohortes estimó un rendimiento de equilibrio de 100 000 toneladas; el modelo de Csirke y Caddy (1983), un modelo de producción que usa estimados de mortalidad total en vez de datos de esfuerzo pesquero, resultó en un estimado de 130 000 toneladas de rendimiento de equilibrio y el modelo de Beverton y Holt (1957) arrojó entre 110 000 y 125 000 toneladas. El modelo de Beverton y Holt consiste en asumir datos biológicos sobre crecimiento y mortalidad natural para determinar una captura de rendimiento máximo (equilibrio), pescando los grupos de edades (cohortes) mayores de una especie controlando el tamaño de malla de las redes. Estos análisis determinan los niveles de mortalidad por pesca y sus correspondientes rendimientos de equilibrio de cohortes encima de una cierta edad. El argumento es que si se regula el tamaño de la malla apropiadamente, esto permitiría el escape de peces más pequeños que el promedio requerido para maximizar el rendimiento. Esta teoría no funcionó en la práctica de la pesquería de la merluza como se verá más adelante.

⁶ Las dos tienen un poder de pesca muy diferente que hasta ahora no ha sido medido y comparado.

⁷ Una manera para responder a la presión pesquera en la población es la introducción de control de la malla mínima en redes de arrastre. La teoría detrás de esta regulación ha sido desarrollada por Beverton y Holt (1957) en su análisis de los stocks de arenque del Mar del Norte agotados. Beverton y Holt modelaron la población de peces considerando la abundancia de diferentes grupos de edades o cohortes.

estructura de construcción de las redes y el tiempo prolongado y la velocidad de arrastre. Para un rango de tamaños de malla entre 78,8 y 110,0 mm las respectivas longitudes medias de retención solo variaron entre 28,5 y 34,4 cm, sin ninguna evidencia de que redes con mallas mayores tengan una mayor selección (Salazar *et al.*, 1996). En conclusión, para remediar la baja selectividad de las redes de la flota comercial, se tendría que tomar en cuenta la estructura del stock y su distribución espacial además de la construcción de las redes y su operatividad.

Un aspecto fundamental para asesorar a los responsables de manejo sobre los niveles de captura, que pueden producir los desembarques deseados a largo plazo, concierne al nivel de capacidad reproductiva del stock suficientemente grande para mantener los niveles de alta productividad. Estas consideraciones sobre la relación entre stock y reclutamiento es uno de los problemas más grandes para los científicos pesqueros desde hace mucho tiempo. En la práctica, los datos de stock-reclutamiento para la mayoría de los stocks, al igual que para la merluza peruana, muestran una gran dispersión de puntos que hacen dudar de dependencias funcionales causales. Además de la mera biomasa de hembras reproductoras, también influyen en el éxito de la reproducción factores del ambiente físico (temperatura, corrientes?) y biológicos como la fecundidad parcial, que ha disminuido con la reducción de las tallas en los años 90. Contrariamente a lo esperado, la fecundidad relativa (número de ovocitos por gramo de peso corporal) se ha incrementado (Perea, comm. pers.).

Otro factor importante es la talla media de desove. Los primeros cálculos de la longitud media de desove, talla a la cual el 50 por ciento de los individuos que han desovado, se llevó a cabo a mediados de los 80 por Canal (M.S.), examinando caracteres morfológicos del ovario. Este estudio indicó que entre 1971 y 1980 ocurrió una notable reducción de la talla media de desove en las hembras de la merluza peruana, bajando de más de 59 cm a valores de alrededor de 46 cm después de El Niño 1972-1973. Considerando el dimorfismo sexual, para los machos estas tallas fueron de alrededor de 43 cm, en 1971 y 37 cm, a finales de la década. Durante El Niño 1982-1983 estos valores bajaron aún más y en la ley de Pesca de 1984 se recomendó no permitir más del 20 por ciento de individuos menores de 35 cm para los sexos combinados, puesto que la pesca se ejerce sobre el total del stock. En los 90 la talla media de desove disminuyó considerablemente (Perea, comm pers.) como una respuesta a la reducción en la biomasa y la ausencia de hembras grandes. El stock desovante mínimo en los años 80 se había estimado en alrededor de 200 000 toneladas (Espino y Wosnitza-Mendo, 1984). Esta cifra se basó en comparaciones de cálculos históricos de stock desovante y el reclutamiento observado.

En todas estas estimaciones de parámetros poblacionales existe un grave problema relacionado con el cambio estructural de la población en 1992. Así por ejemplo, la aplicación de un análisis de cohortes se hace más difícil, si se quiere analizar toda la serie de datos de captura de los años 70 hasta la actualidad. Además de los problemas de ausencia de muestreos en algunos años, el impacto de flotas heterogéneas en diferentes épocas y la influencia de El Niño que provoca desplazamientos de la población y el incremento de la mortalidad natural en edades mayores, ha surgido un nuevo problema consistente en cambios en la estructura del stock, observado por primera vez durante El Niño 1991-1993 y después durante El Niño 1997-1998. La elevada abundancia de pequeñas merluzas de edad II después de El Niño 1991-1993 fue interpretado inicialmente como si fuesen buenos reclutamientos. La ausencia de merluzas grandes (> 50 cm) se atribuyó a una migración. Tácitamente se permitió una elevada tasa de merluzas menores de 35 cm en los desembarques a partir de 1992 (Figura 2). El fenómeno del «síndrome del traslado de la línea base» (Shifting baseline syndrome, Pauly, 1995) contribuyó más a tomar la nueva estructura poblacional como algo comparable con las décadas anteriores. Se siguió aplicando capturas permisibles comparables a las anteriores décadas, sin tomar en cuenta que el mayor esfuerzo

pesquero se estaba ejerciendo en grupos de edades menores que anteriormente y que las nuevas estimaciones de biomasas incluían estos grupos en mayor proporción. Este no fue el caso en las décadas de los 70 y 80.

En consecuencia, después de cuatro excelentes años de producción pesquera (1994-1997) a expensas de un stock joven, después del evento El Niño 1997-1998 disminuyeron los desembarques y cada vez se sintió más el problema de la excesiva capacidad de pesca en la parte económica. Es allí cuando el Ministerio de Pesquería trató de atacar el problema de la sobre-dimensión de la flota por el lado del acceso libre a la pesquería, convocando en 1998 a primeras reuniones con armadores del sector arrastrero para discutir la introducción de Cuotas Individuales Transferibles (CIT) para la merluza. Aún cuando actualmente existe un Plan Estratégico Nacional 2002-2006 que incluye la visión, misión y los objetivos estratégicos nacionales del sector pesquero, en la realidad no existe una política de Gobierno que permita el acercamiento a posibles soluciones las cuales varían según el titular del Ministerio. En este contexto, los diálogos sobre CITs para la merluza peruana se suspendieron y se volvió al sistema tradicional de cuotas globales y permisos de pesca.

Con la excepción de algunos datos aislados, no existe ningún estudio completo de cuánto de capacidad pesquera y en qué composición debería participar en una futura pesquería de arrastre del Perú. Los datos numéricos que se presenta en este estudio se han rescatado de los anuarios estadísticos del Ministerio de Pesquería y de encuestas hechas por personal de IMARPE en la parte social y económica. Pero existe un gran celo de parte de los armadores a revelar este tipo de datos y una cooperación de la gente involucrada en la pesquería no es fácil de obtener.

3.2 Caracterización y análisis de las diferentes medidas, regulaciones y políticas de gestión

Los primeros reglamentos referentes a la pesquería de arrastre se dieron en 1981, limitando el acceso de las embarcaciones arrastreras de factoría, restringiéndolo al sur de 06° S. Esto se hizo para dejar la parte norte accesible solamente a la Flota Tradicional de Paita y a los pescadores artesanales.

En 1982, se permitió una modificación de equipos, artes y faenas para las embarcaciones de arrastre de fondo para darles la oportunidad de pescar recursos alternativos durante El Niño 1982-1983 ante la ausencia de la merluza que se había dispersado y migrado al sur.

En 1983 se prohibió el trasbordo en alta mar.

En 1984 se aprobó un reglamento más completo para la operación de buques pesqueros de arrastre (Decreto Supremo N° 012-84-PE.), que clasificó los tipos de embarcaciones que intervienen en la pesca de arrastre. Este reglamento es obligatorio tanto para embarcaciones de hasta 150 TRN con eslora máxima hasta 40 m y máquina principal hasta 1 000 HP como para un segundo grupo de embarcaciones con más de 150 TRN. Las embarcaciones arrastreras artesanales y costeras están excluidas de los alcances del reglamento, que son todas las que pertenecen a la flota tradicional de Paita. El contenido de los artículos más importantes referentes a la operación de los buques fueron:

- Los buques arrastreros o arrastreros-factoría de bandera extranjera estaban obligados a celebrar convenios con el Estado a través de sus empresas.
- Los permisos de pesca, adquiridos mediante pago de derechos por dicho concepto, tenían vigencia de un año; esto también se aplicó a posibles plantas de procesamiento a bordo.
- Presencia de un inspector a bordo de cada embarcación
- El personal extranjero a bordo de los buques no podrá exceder al 20 por ciento del personal embarcado, sin considerar a los inspectores oficiales.

Referente al uso y preservación de los recursos se estableció:

- La Dirección General de Extracción del Ministerio de Pesquería, llevaría el control de los permisos de pesca que se otorguen conciliando el esfuerzo pesquero con los volúmenes de captura recomendados por IMARPE, debiendo otorgar dichos permisos cuidando que las faenas de pesca de la flota existente no sobrepasen en conjunto, el límite de captura permisible anual.
- El Ministerio de Pesquería podrá reservar para el Estado el 25 por ciento del total de la captura permisible anual de los recursos jurel, caballa y merluza u otras especies para celebrar convenios con otros armadores.
- Los armadores de los buques arrastreros están en la obligación de ofertar al mercado interno no menos del 30 por ciento del total del volumen de pescado y del producto procesado.
- Se prohíbe el trasbordo de la captura.
- Se establece zonas de reserva y prohibidas para la pesca de arrastre:
 - hacia el sur desde la latitud 09° 25' S (Casma) hacia la latitud 10° 25' S (Punta Jaguey) y para el oeste hasta la isóbata de los doscientos metros, lo que se declara área reservada para criadero juvenil de merluza.
 - El área que forma un círculo alrededor de las islas Lobos de Afuera, determinado por el radio de ocho millas marítimas medidas desde el Faro; y
 - Al norte de la latitud 06° S. Esta última no regirá para embarcaciones nacionales.
- En todo el litoral peruano están prohibidas las actividades extractivas de arrastre en las siguientes áreas:
 - a) buques hasta 150 TRN, dentro de la franja costera de las cinco millas
 - b) buques mayores de 150 TRN, dentro de la franja costera de las 20 millas
- La longitud mínima de la malla para la merluza y especies acompañantes se establece en 90 mm.

En el artículo 37 solamente se menciona un adecuado diseño de la red, sin especificar lo que será.

Estos dispositivos rigieron toda la década de los 80 y permitió la recuperación de la población de la merluza, que había sido sobre-explotada por la flota bolichera de Chimbote en 1978 y en 1980 por la flota arrastrera factoría y se había debilitado más por El Niño 1982-1983.

Recién en 1992 debido a la modificación del monto de los derechos de concesión de pesca la flota soviética abandona las aguas peruanas. La disolución de la URSS también jugó un rol en esta decisión. Ante el aumento de la fracción de juveniles en las capturas, en 1992 también se establece la talla mínima de extracción y comercialización de la merluza (35 cm) que en el reglamento de 1984 solamente estaba considerada indirectamente a través del tamaño de la malla.⁸

En 1997, con el afán de ordenar la pesquería con capacidad pesquera alta debido a la incorporación de la Nueva Flota de Paita y un creciente porcentaje de juveniles en los desembarques, se declara la merluza «plenamente explotada». El tamaño mínimo de la malla se fija en 110 mm para los arrastreros medianos y grandes. Esto no tuvo ningún efecto en la proporción de juveniles. Al contrario, después de El Niño 1997-1998 bajó más la longitud media en los desembarques (Figura 2). Como consecuencia, en 1998 se suspendió la pesca por primera vez temporalmente y se autorizó una sustitución de la flota solamente con igual volumen de capacidad de bodega.

Ante una situación cada vez más crítica del recurso, los esfuerzos para mantenerlo aumentaron con diferentes normas cada vez más seguidas.

- En 1999 se prohíbe la pesca al sur de los 04° 30' S.
- Entre el 19 de diciembre de 2000 y marzo de 2001 se intercalan períodos de extracción de siete días con siete días de suspensión de pesca.

⁸ Como ya se menciona antes, el tamaño de la malla no garantiza una buena selectividad.

- Suspenden la actividad extractiva del recurso merluza en la zona del litoral (2001).
- Autorizan las actividades extractivas del recurso falso volador para embarcaciones arrastreras con permiso de pesca para merluza (2001).
- Establecen nuevas normas para el pago de derechos de pesca por concepto de explotación del recurso merluza (2001).
- Entre el 1 de abril hasta el 15 de junio de 2001 se suspende cada 15 días la extracción de la merluza. Se disminuye el tamaño de la malla otra vez a 90 mm, (2001).
- Se constituye una comisión encargada de revisar, analizar y evaluar el Reglamento de Ordenamiento Pesquero del Recurso Merluza en 2001; luego se amplía el plazo de la comisión por 60 días.
- En enero de 2002 se autoriza al IMARPE para ejecutar una pesca exploratoria de cuatro días en la zona comprendida entre la frontera con el Ecuador y el paralelo 05° S. Después se repite una pesca exploratoria hasta el grado 08° S.
- Durante el año 2002 se establece cuotas fraccionadas varias veces para ciertos períodos. La cuota total permisible es de 60 000 toneladas para el año (2002).
- En mayo de 2003 establecen un Régimen Provisional para la extracción del bereche entre 3° 30' y 4° 30' (Resolución Ministerial).
- En mayo de 2003 aprueban un nuevo Reglamento de Ordenamiento Pesquero del Recurso Merluza con el objetivo de lograr la recuperación de la merluza.
- En septiembre de 2003 se da una cuota de 5 000 toneladas de merluza dentro del marco del Régimen Provisional establecido por la Resolución Ministerial de mayo de 2003.
- En septiembre de 2003, por Resolución Ministerial, se publica la relación de cuotas individuales de pesca (no transferibles).
- En octubre de 2003 se suspende por Resolución Ministerial las actividades extractivas de bereche y merluza.
- El 5 de mayo de 2004 autorizan el Régimen Provisional de pesca para merluza, permitiendo una cuota de 24 000 toneladas para la flota arrastrera y 1 500 toneladas para la pesca artesanal bajo la modalidad de cuotas individuales de pesca.
- El 11 de mayo de 2004 se publica la relación de Índices de Participación y Cuotas Individuales de Pesca no transferibles del recurso merluza.

Todas estas medidas de regulación e intervención tienen como objetivo influir sobre el acceso libre, sea por vedas, áreas restringidas o cuota permisible. Hasta el tamaño de la malla se amplió por un tiempo. Pero recién en el año 2004, se trata de resolver el problema de la sobrecapacidad de la flota con la introducción de cuotas individuales de pesca.

El Reglamento de Ordenamiento Pesquero del Recurso Merluza vigente al 2002, aprobado en julio de 2001, estableció el régimen tradicional de acceso, es decir, permisos de pesca y autorizaciones de incremento de flota. Por ser la merluza un recurso «plenamente explotado», el Ministerio de Pesquería no autoriza incrementos de flota ni otorga permisos de pesca que conceden acceso a su pesquería, salvo que se substituya por igual capacidad de bodega de la flota existente en la misma pesquería. Sin embargo es sabido, que el poder de pesca de una embarcación depende más de las innovaciones tecnológicas que del tamaño de bodega.

3.3 Resultados observados

Los esfuerzos por regular la pesquería de arrastre y conservar el recurso hasta fines de 2002, han sido infructuosos. Las cifras de rendimiento por pesca por hora de los tres tipos de flota hablan por sí sólo:

- las embarcaciones de la Flota Tradicional de Paita, que pescan al sur de 04° 30' S a partir de noviembre de 2001 incrementaron sus números de lance y tiempo por lance y obtienen <1,5 toneladas/h.

- las embarcaciones de la Nueva Flota de Paita que pescan al norte de 04° 30' S entre julio y diciembre de 2001 tenían una captura máxima de 9,3 toneladas / h, en marzo de 2002 bajó a 5,1 toneladas / h.
- Las embarcaciones de la Nueva Flota de Paita que pescan al sur de 04° 30' S entre octubre y diciembre de 2001 capturaban más de 25 t / h, y en noviembre de 2002 eran 5 toneladas / h.
- La única embarcación de arrastre factoría que está permitida pescar solamente al norte de 04° 30' S, pescó en septiembre de 2001 7,2 t / h, en noviembre de 2002 bajó a 0,7 toneladas / h.
- La presencia de la capacidad excesiva trae consigo un incremento en la presión en las autoridades responsables para el manejo, lo cual hace cada vez más difícil dar cumplimiento a las regulaciones como se ha visto sobre todo en el uso de redes no regulares en los años 90 frente a la alterada estructura de la población de merluza.

3.4 Alternativas de políticas de gestión factibles bajo el contexto institucional del país

En 1998, el Ministerio de Pesquería decide influir por primera vez en la pesquería de arrastre por intermedio de medidas económicas, restringiendo el acceso a la pesca. La propuesta de la introducción de Cuotas Individuales Transferibles (CIT), fue puesta sobre el tapete. Desde el inicio había una gran resistencia en todos los sectores de la pesquería de arrastre. La presencia de un evento El Niño justo en 1997-1998 contribuyó a empeorar el problema para la pesquería y las dudas sobre el estado real de la población de merluza. Con el nuevo cambio de Ministro, no se trató más el tema.

El reglamento de Ordenamiento Pesquero del Recurso Merluza, aprobado en julio de 2001 supone un retroceso en el proceso de ordenamiento pesquero mediante el sistema de cuotas iniciado en 1998. En octubre de 1998 ya se había prepublicado en el diario oficial «El Peruano» un proyecto de Resolución Ministerial, mediante el cual se modificaría el Plan de Ordenamiento Pesquero del Recurso Merluza, vigente en este tiempo y estableciendo el régimen y modalidad de acceso mediante cuotas individuales de pesca. Las propuestas ministeriales específicas para las denominadas Cuotas Individuales de Pesca (CIPs) son las siguientes (según Hidalgo, M.S.):

- La asignación inicial de participaciones proporcionales de una Cuota de Captura Total Permisible Comercial (CTPC) entre los armadores que cuenten con permiso de pesca o acrediten que sus embarcaciones han efectuado faenas de pesca y extraído merluza en los últimos tres años.
- La asignación es por cinco años prorrogables.
- La asignación inicial se efectúa entre armadores que tienen permiso de pesca, en las posteriores transferencias se pueden incluir a las empresas propietarias de establecimientos industriales pesqueros.
- Las CIPs generan durante su vigencia el derecho para obtener en cada temporada de pesca una fracción de la CTPC fijada para dicha temporada, en el área autorizada de asignación o de la pesquería, denominada «Captura Individual Anual Autorizada» (CIAA).
- Las CIPs no son divisibles.
- Las CIPs son transferibles. Toda transferencia debe ser inscrita en el registro correspondiente.
- Se establece un límite en el número de CIPs que una empresa o grupo empresarial puede acumular.
- El Ministerio de Pesquería otorga los correspondientes permisos de pesca especiales (PPE) a los armadores de las embarcaciones a las cuales se les haya asignado CIPs. Para obtener un PPE se debe poseer un monto mínimo de CIPs equivalente a tres veces la capacidad de bodega de la embarcación.

- Las CIPs pueden revertir al Ministerio de Pesquería por:
 - o Contravenir el límite de participaciones de cada empresa o grupo empresarial; ser transferida violando las prohibiciones establecidas, extracción del recurso en mayor cantidad a la autorizada, incluido el 10 por ciento de exceso permitido; no ejercer la actividad pesquera durante una temporada de pesca o capturar menos del CIAA. El Ministerio de Pesquería convocaría periódicamente a subasta pública el otorgamiento de las CIPs que hayan revertido a su favor.

El actual Reglamento del Ordenamiento Pesquero del Recurso Merluza del mayo de 2003 regula la modalidad de acceso:

- Se aplicará un manejo pesquero en función a la asignación de cuotas individuales no transferibles, debiendo IMARPE recomendar anualmente la cuota total permisible, que será distribuida entre los armadores o empresas pesqueras que cuenten con embarcaciones arrastreras operativas y con permiso de pesca vigente.
- La determinación del coeficiente de participación de cada armador o empresa será establecido por el Ministerio de Producción, mediante Resolución Ministerial.
- La Comisión Técnica de Recuperación del Recurso Merluza, ha discutido los criterios de la asignación de las cuotas y concordaron que estos serán aprobados en una Mesa de Diálogo en Paita, puerto principal de la pesca de arrastre.
- El 4 de junio de 2004 se llega a un acuerdo entre el Ministerio y los armadores: la cuota será distribuida teniendo en cuenta únicamente la capacidad de bodega, dejando de lado el promedio de la pesca histórica.

4. ANÁLISIS DE DESEMPEÑO DE LAS INTERVENCIONES/POLÍTICAS DE GESTIÓN

4.1 Desempeño ecológico

Comparado con la abundancia de la merluza al inicio de la pesquería dirigida a ella y también de su fauna acompañante, después de 40 años hay un escenario muy cambiado. Hoy en día existen más conocimientos y un consenso respecto a que las pesquerías afectan no solamente a la especie objetivo, sino también a las especies que conforman la captura incidental y al ecosistema en el cual estas habitan. Pero la manera cómo esto sucede, recién se está empezando a entender. Debido a los cambios simultáneos de una o varias acciones de manejo y de las variables naturales como las condiciones oceanográficas, es difícil atribuir los cambios observados a una causa particular.

La merluza reaccionó en los años 90 debido a su gran poder de resiliencia con mecanismos adaptativos a la sobrepesca y a los cambios en la composición de otras especies. Se notó cambios en la tasa de canibalismo, composición de la dieta y maximización de la fecundidad (Wosnitza-Mendo y Guevara-Carrasco, 2000). Pero a pesar de todo este poder compensatorio, a comienzos del nuevo milenio, la población de la merluza ha disminuido a niveles menores de 100 000 toneladas compuesto casi exclusivamente de individuos del grupo de edad I y II. La longitud media en los desembarques en Septiembre de 2002 fue de poco más de 23 cm. La biomasa de hembras reproductoras ha descendido dramáticamente y nos encontramos frente a un colapso de la población. Como ya se mencionó, un evento El Niño prolongado entre 1991 y 1993, que cambió la estructura de la población, al parecer fue el detonador para hacer más accesible la pesca de ejemplares menores, y a pesar de existir en aquellos momentos una restricción de tamaño de malla (90 mm), esta no fue eficaz. Tampoco ayudó ni la regulación de la talla mínima en 35 cm, en 1992, ni un aumento en el tamaño de la malla a 110 mm.

Actualmente se discute el impacto negativo de los eventos El Niño en la población de la merluza (Wosnitza-Mendo *et al.*, en prep.) aunque anteriormente se había pensado que el efecto sería más bien positivo (Espino y Wosnitza-Mendo, 1989). También juegan un rol mucho mayor de lo pensado las pesquerías de especies pelágicas como la

sardina (*Sardinops sagax*), que es una especie clave en la alimentación de las merluzas de 50 cm, y más. Con su sobrepesca y colapso a comienzos de los años 90, se añadió este problema al manejo de la merluza (Wosnitza-Mendo *et al.*, en prep.).

Pero todos estos factores ambientales pueden ser vistos solamente como agravantes a unas medidas de manejo no funcionales. También otras especies demersales parecen haber disminuido sus biomasas aunque no hay estimaciones confiables de estas. Referente a los desembarques de los ocho recursos demersales más importantes en la pesquería de arrastre, después de un máximo en los 80 con alrededor de 50 000 toneladas, anuales, han bajado a alrededor de la mitad a finales del siglo 20. Estas especies son: la cabrilla (*Paralabrax humeralis*), cachema (*Cynoscion analis*), coco (*Paralichthys* spp.), tollo (*Mustelus* spp.), rayas (varias especies), lenguado (*Paralichthys* spp.), ojo de uva (*Hemilutjanus macropthalmos*) y peje blanco (*Caulolatilus affinis*). Las longitudes medias en los desembarques de todas estas especies acompañantes de la merluza igualmente están debajo de la regulada por ley. Estas especies también son preferidas por la pesquería artesanal, así que hay un punto de conflicto no solucionado allí, aunque hay recursos costeros que por la restricción de las áreas de pesca son capturados casi exclusivamente por la flota artesanal. Durante los eventos El Niño siempre hay una mayor abundancia de falso volador (*Prionotus stephanophrys*) y langostino (varias especies), que alivian de cierto modo la presión pesquera en la merluza y los otros recursos demersales. Esto ocurrió por ejemplo en 1999, cuando los desembarques de falso volador alcanzaron 230 000 toneladas y en vez de ser utilizado en harina como de costumbre, una cantidad significativa se usó para producir congelados, a falta de merluza.

El alto esfuerzo pesquero en la pesquería de arrastre con las altas tasas de juveniles en las capturas, no solamente impide la renovación adecuada de los stocks sino que también podría significar una gran amenaza para la biodiversidad puesto que agota los recursos. Por otro lado, aunque quizás no se extingue a toda una especie, puede ser que desaparezcan insuperablemente para siempre sub-poblaciones, lo que a largo plazo afectaría la productividad de la pesquería. Para la merluza peruana hay fuertes indicios de dos diferentes stocks con diferentes áreas de distribución y comportamiento de desove (Guevara-Carrasco y Wosnitza-Mendo, 1997). Mientras que el concepto de stock en su forma más práctica no incluye la genética, el manejo sí debería considerar las diferencias genéticas. La abundancia de una población no puede ser garantizada solamente eligiendo un balance apropiado entre captura y reclutamiento para maximizar el rendimiento. Una reproducción diferencial como en el caso de la merluza peruana, por ejemplo, puede ser cambiada bajo la presión pesquera. La estructura genética poblacional juega un importante rol en el manejo e incluso existe la posibilidad de que una población colapsada nunca más recupere su anterior status en el ecosistema como ha sucedido en algunas pesquerías mundiales. Esto vale para muchas especies pelágicas pero también el bacalao en diferentes partes del mundo permanece en niveles bajos después del colapso (Cury y Anneville, 1998). En este sentido valdría preguntarse si la merluza también está destinada a mantener niveles bajos en su población en los próximos años.

4.2 Desempeño económico

Actualmente es bien conocido de que la competencia libre por los recursos marinos en general es antieconómica porque cada armador impone una presión para producir más a cada competidor por su actividad pesquera. La razón es que los stocks son limitados y cuando una embarcación remueve o extrae parte de la captura permisible reduce las posibilidades de cosecha de las otras embarcaciones que integran la flota. Si las pesquerías llegan a un nivel muy competitivo como fue el caso de la merluza peruana en los últimos años, puede que el resultado sea una completa disipación de las rentas.

Un análisis bio-económico de las principales pesquerías peruanas, entre ellas la pesquería de la merluza, fue presentado por Seijo (1995), tomando parámetros bio-económicos de la merluza de los años 1970 y 1980 y bajo diferentes estrategias de acceso abierto y acceso limitado por licencias y vedas respectivamente. Seijo estimó las tendencias en biomasa, captura y la renta para los siguientes 60 meses, encontrando un mejor desempeño para la segunda opción (acceso limitado por licencias y vedas). En un análisis de estrategias bajo condiciones ambientales de riesgo e incertidumbre, suponiendo un reclutamiento promedio y una reducción o incremento de 20 por ciento en el reclutamiento promedio respectivamente, concluye que la estrategia de licencias y vedas, de ser físicamente, logísticamente y políticamente viable, constituye la opción de manejo que maximiza el valor presente neto de la renta y genera las mayores biomásas finales. Esta estrategia de manejo, según Seijo (1995) incluiría los siguientes instrumentos de política pesquera:

- 1) una cuota de licencias de 37 embarcaciones artesanales («Flota Tradicional de Paita») con una capacidad de bodega equivalente a 2 300 toneladas, y de ocho embarcaciones industriales («Nueva Flota de Paita») con una capacidad de bodega de 1 500 toneladas.
- 2) el establecimiento de zonas cerradas a la captura para proteger a los pre-adultos
- 3) el establecimiento de un período de veda de tres meses para proteger los procesos de reproducción y reclutamiento

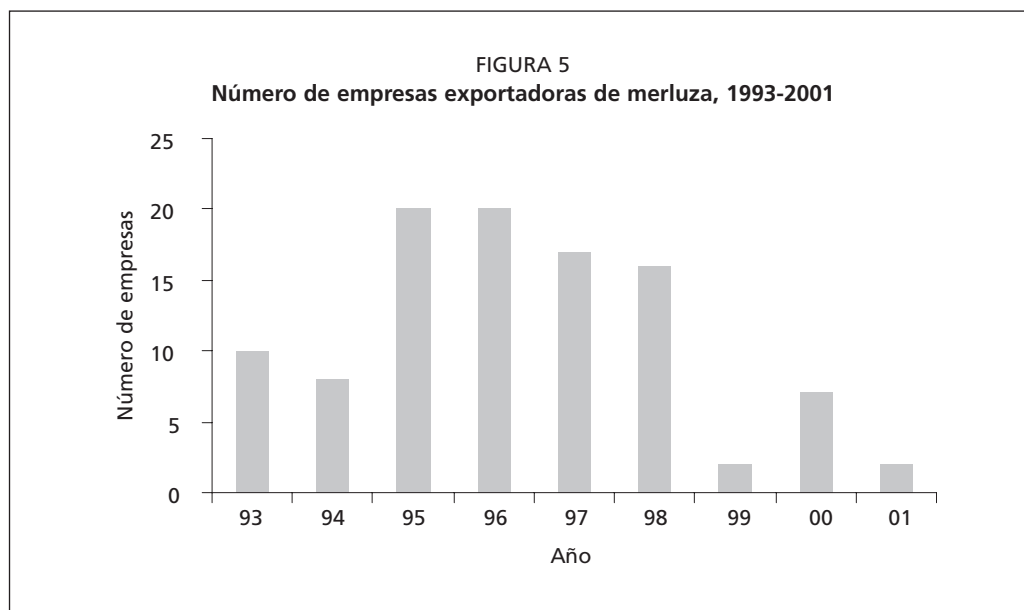
Aunque las recomendaciones del mencionado estudio no se pusieron en práctica, este partió de parámetros poblacionales referente a edad máxima, edad de primera madurez sexual, fecundidad promedia y otros que después de El Niño 1991-1993 ya no eran representativos. De todas maneras, una estrategia para alcanzar una eficacia económica debe basarse en datos confiables de parámetros biológicos.

Lo que pasó frente a una reducida política de intervención para frenar la capacidad de pesca en el caso de la merluza fue, que ante un incremento en la exportación de un mejor producto (bloque de filete en vez de congelado entero) y con esto un incremento en el valor del producto (Cuadro 4), entraron más unidades de pesca y se incrementó también el número de plantas procesadoras. Considerando el estado de la población de merluza después de El Niño 1991-1993, ha habido desde el inicio de la entrada de la Nueva Flota de Paita, una capacidad de esfuerzo excesiva en el contexto biológico. Referente a las rentas, y a falta de información económica suficiente por las reservas de parte de los armadores a brindar la necesaria base de datos, suponemos que los primeros estragos económicos se hicieron sentir a partir de 1997. Con un nuevo El Niño en desarrollo, dudas sobre el real estado de la población y la continua desaparición de merluzas grandes, se paró la entrada de nuevas embarcaciones a la pesquería de arrastre, y esto antes de que se estableciera oficialmente la prohibición de nuevas entradas con la excepción de que una nueva embarcación solamente podría reemplazar a la misma capacidad saliente (1998). La captura de recursos alternativos como el falso volador en 1999 aliviaba solo momentáneamente la presión económica ante la falta de merluza.

4.3 Desempeño social e institucional

Ante la presencia de tanta capacidad excesiva frente a un recurso reducido a un nivel mínimo y beneficios económicos disminuyendo mientras los costos se incrementan, cada vez es más difícil para las instituciones encargadas del manejo, de imponer regulaciones para reducir el esfuerzo.

Para mantener un cierto grado de empleo, el Gobierno Peruano podría verse obligado a redistribuir la capacidad existente a otras pesquerías o especies, lo cual no solucionaría el problema, sino solamente lo transferiría. En general, se percibe que muchas de las medidas tomadas en anteriores años por los Gobiernos en turno, han sido reacciones a



un empeoramiento del recurso tanto a nivel ecológico como económico, y no acciones para tener suficiente control sobre esta actividad para no llegar al colapso.

Mientras que al IMARPE le corresponden estudios de aspectos biológicos y ambientales, con mucha frecuencia se ha hecho reposar en esta institución la responsabilidad de fijar las medidas de ordenación de la pesca. Estas funciones, sin embargo, conciernen a la Dirección General de Extracción del Ministerio de Pesquería, cuyo personal por lo general conoce algunos fundamentos básicos de las principales medidas de regulación como vedas, talla mínima, áreas exclusivas, tamaño de malla, pero no hace estudios de tipo económico y social. Hay muchas deficiencias en la información de base sobre el estado y proyecciones de los diversos aspectos de la pesquería por la falta de una clara política pesquera (Csirke *et al.*, 1992). Así, actualmente prevalece la componente biológica en las recomendaciones y hay una deficiencia en los aspectos económicos, sociales y operacionales y el resultado es una fuerte sobreexplotación del recurso.

Esto trae consigo un grave problema social porque como ya se mencionó anteriormente, alrededor de 8 000 puestos de trabajo estables se generaron en la industria del procesamiento de merluza congelada en sus mejores momentos. En la Figura 5 se presenta la disminución del número de empresas que superan las 200 toneladas/año de merluza congelada para exportación.

El pueblo de Paita creció significativamente en los años 70, durante el primer auge de la merluza y más en las décadas siguientes y vive prácticamente de la pesquería. El legado del acceso libre es una población de pescadores que es mucho mayor que la requerida para una pesca sostenible. En vista de que la región tiene pocas alternativas para otras actividades económicas, una grave crisis es de esperar. La pobreza de esta gran cantidad de personas, entendido como un proceso social y económico, ha tenido mucho que ver con las decisiones del gobierno y al final también con la degradación del recurso. O por decirlo de otra manera, la presión social en países pobres es mucho mayor que en países ricos que tienen más oportunidad de ofrecer incentivos para salir de la pesquería.

4.4 Principales problemas para la efectividad de las políticas de gestión

Los principales problemas para una efectiva política de gestión en el Perú en algunos puntos son iguales a los que tienen otros países y en otros, son específicos para un país con instituciones débiles:

- Desacuerdo sobre el estado real de la población.

Específicamente hubo un desacuerdo en cuanto al estado biológico de la población de la merluza, que por lo menos a partir de 1997 se hizo más visible. Pero aunque la Sociedad Nacional de Pesquería tuvo conocimiento de voces que alertaron sobre un posible colapso de la pesquería, la misma naturaleza de la actividad pesquera bajo condiciones de acceso libre, que es muy competitiva, evitó una reacción adecuada, mientras todavía había suficientes ganancias.

- Reacción en vez de acción.

Una posición de «laissez-faire» también convenía a los Ministros en turno y muchas veces en vez de accionar antes de que se empeore la situación con medidas drásticas, reaccionaron con medidas inefectivas, por no ser controladas, descritas anteriormente.

- Falta de una política de gestión completa.

Este problema no parece ser específico para el Perú, sino se observa en muchos países. Los objetivos de la política de gestión no contemplan todas las partes necesarias para manejar con éxito a las pesquerías. En lugar de ello, los responsables de manejo toman pequeñas decisiones paso a paso según creen necesarias (de manera «esparadrado o curitas», Walters, 1995).

- Complejidad del problema.

El anterior problema de una falta de gestión completa se debe probablemente a que la integración de todos los tipos de información necesarios para que sea exitosa, implica un proceso muy complicado. No se trata solamente de un proceso analítico donde modelos matemáticos pueden solucionar todas las dudas. Sobre todo los impactos sociales juegan un rol importante cuya racionalidad no siempre es de fácil entendimiento.

- Problemas sociales sin solución fácil.

Aunque se tuviera el problema bien identificado, los países pobres a veces no encuentran una solución social para la salida de tantas personas involucradas en la pesquería, como por ejemplo en el caso de la pesquería de arrastre de Paita, donde prácticamente toda la ciudad depende de esta actividad. Por encontrarse en una zona desértica con poco «*hinterland*», quedan muy pocas alternativas para emplear la mano de obra en otras empresas o en la agricultura.

- Falta de cooperación de los empresarios

No hay transparencia en la información por parte de las empresas para realizar análisis económicos que permiten tomar decisiones para el manejo.

5. PROPUESTAS PARA UN MANEJO APROPIADO DE LA CAPACIDAD DE PESCA

En los capítulos anteriores hemos expuesto varios aspectos de la problemática referente a la pesquería de arrastre en el Perú tanto biológicos, tecnológicos, económicos, sociales e institucionales. El problema central sin duda es la sobre-capitalización del sector, lo cual origina una gran presión para mantener el esfuerzo pesquero a un nivel alto. Como hemos visto, la capacidad de esfuerzo de la flota existente, es mucho mayor que la requerida para utilizar los recursos de una manera óptima. Ante el estado crítico de la población de merluza y considerando que en un país como el Perú, un cierre total de la pesquería no es viable desde el punto de vista social, actualmente existen dos estrategias para llegar a una posible recuperación de la merluza, su fauna acompañante y por lo tanto a un manejo apropiado. Ellos son:

- 1) Mejorar el control para el cumplimiento de los Reglamentos;
- 2) Cuotas Individuales de Captura.

5.1 Mayor control para el cumplimiento de los reglamentos actuales

El primero sería mantener la actual flota, pero hacer cumplir todos los reglamentos dados en los últimos años para restringir el acceso, sea por capacidad de bodega,

vedas, áreas de pesca, tamaño mínimo de malla o cuota total permisible. Pero también habría que cambiar el patrón de explotación radicalmente, es decir, pescar solamente individuos mayores y a niveles de mortalidad mucho más bajos. Esto permitiría un incremento paulatino del stock de desovantes hasta un nivel deseado.

Este escenario tiene ciertos riesgos. El primero es que ¿si en el pasado no se ha hecho caso a los reglamentos y su cumplimiento, como vamos a esperar que esto cambie en un futuro cercano? Mientras los empresarios pesqueros y los responsables del manejo en el Viceministerio de Pesquería están preocupados por el mal estado de la población y realmente desean implementar medidas drásticas con respecto a las cuotas de captura, la competencia entre los pescadores por extraer una parte mayor del recurso, probablemente no lo permitiría. El descarte de ejemplares de tallas menores podría aumentar, lo que conllevaría a un resultado completamente opuesto al deseado.

Por otro lado, hay un riesgo, porque el grado del impacto de un nuevo evento El Niño, que se hacía sentir en diciembre de 2002 en la zona de Paita, no es predecible. Los últimos eventos (1991-1993 y 1997-1998) han tenido importantes consecuencias negativas en la estructura de la población, un hecho que en el pasado no se ha tomado en cuenta en el manejo de la merluza. Por el contrario, se pensó solamente en un efecto positivo: menor accesibilidad debido a una mayor área de distribución durante El Niño y un aumento en el reclutamiento. Esta incógnita hace más difícil de fijar con acierto el nivel de esfuerzo pesquero o la captura total permisible. De todas maneras, durante y después de un evento El Niño, el esfuerzo o la captura permisible deberían ser más bajos para dejar recuperar la parte perdida por un aumento en la mortalidad natural (Wosnitza-Mendo *et al.*, en prep.).

Pero tenemos que aceptar que la crisis en la pesquería de la merluza peruana no se debe primordialmente a incertidumbres sobre el estado del stock, sino a factores económicos y de manejo y control. Si por lo menos solamente se hubiera controlado el porcentaje de peces juveniles en la pesca, no estaría frente a la situación crítica actual.

Es probable que las regulaciones emitidas por el Gobierno Peruano estaban orientadas a preservar los recursos, pero al permitir el acceso libre, la sobre-capitalización de la industria conduce a un desperdicio de los recursos productivos.

5.2 Cuotas individuales de pesca

En un escenario con mercados competitivos no se puede lograr la utilización de los recursos comunes con eficiencia, porque un recurso común no tiene precio aunque sea escaso. Un sistema que trata de disminuir la utilización competitiva de los recursos pesqueros y la completa disipación de las rentas, es el de las «cuotas individuales de pesca». Es un instrumento económico que trata de modificar la estructura de los incentivos que brinda la pesquería como un recurso natural de propiedad común con el fin de alcanzar una mayor eficiencia económica.

En el Perú hasta fines de 2002 se buscaba restringir el acceso a la pesca por licencias, que son los permisos de pesca. Estos otorgan un derecho a participar en la pesquería, aunque no solucionan el problema de la propiedad común. Al interior del grupo de embarcaciones con licencias sigue la competencia para aprovechar el máximo de la captura permitida. En cambio, el sistema de las cuotas individuales de pesca asigna a cada armador particular un derecho para una captura determinada. Esto eliminaría el incentivo de «hacer una carrera» para pescar y los armadores tratarían de minimizar los costos reduciendo la capacidad de pesca. Una transferibilidad de las cuotas sería otro incentivo para minimizar los costos. A corto plazo y en un escenario de baja abundancia de pesca, algunos dueños guardarían sus embarcaciones y podrían transferir sus cuotas a operadores más eficientes lo cual significaría ganancia para todos. A largo plazo hay un incentivo de invertir en los equipos de pesca más apropiados para mantener sus cuotas, lo que minimizaría los costos de capital.

El sistema de las cuotas individuales de pesca, como cualquier otro sistema, tiene también sus desventajas. Una es la probable concentración de cuotas entre pocos armadores, lo que económicamente puede ser una ventaja pero desde el punto de vista social podría generar una reducción de empleo. El problema de los descartes tampoco se solucionaría con las cuotas individuales, porque el dueño de una cuota trataría de cubrirla con pescado grande, descartando los chicos. Así un control de adecuadas artes de pesca y tiempo y velocidad de arrastre sería una necesidad por lo menos hasta que la población de merluza recobraría una estructura por tamaños deseada.

También el descarte de la pesca incidental sería problemático, porque resultaría una falsa imagen de las capturas reales de la fauna acompañante. Además podría existir el peligro de no reportar los verdaderos desembarques de la merluza, lo que traería mayor incertidumbre en la evaluación de los stocks. En general, los costos para el monitoreo y la vigilancia serían mayores.

A fines de 2002, en el marco de la «Comisión Técnica de Trabajo para la Recuperación del Recurso Merluza» fue propuesto, esta vez por los armadores, como una manera de salir de la crisis, la aplicación de un sistema de cuotas individuales. La base para la discusión se encontró en el proyecto de la Resolución Ministerial de octubre de 1998. La asignación inicial de las cuotas de captura fue lo más problemático a solucionar y dificultó la implementación. Recién en junio de 2004 se llegó a un acuerdo entre el Ministerio y todos los armadores.

Para tener éxito en el manejo de la pesquería, la base es un entendimiento claro y compartido de los objetivos del manejo entre las diferentes partes involucradas. Las medidas tomadas y cuotas asignadas anualmente deberían respetarse por todas las partes para no crear más incertidumbre. El resultado de la incertidumbre sería una presión creciente de parte de los armadores para hacer nuevos análisis científicos y para tomar medidas excepcionales. Esta presión se ha podido observar, por ejemplo, en el aumento del número de cruceros de evaluación anuales y pescas exploratorias realizados por el IMARPE y en los cambios de tamaño de malla implantados en los últimos años. Si tales presiones sobre la parte científica y administrativa son instrumentalizadas, en el futuro serán muy difíciles de superar.

5.3 Objetivos para una futura pesquería de arrastre

Además de proveer a la industria relacionada con un mayor grado de estabilidad y rentabilidad, un objetivo inicial debe ser la reconstrucción de la población de la merluza peruana y su fauna acompañante. Antecedentes de sobrepesca de otras poblaciones de merluza en el mundo como el caso de Namibia/ Sudáfrica y de la merluza chilena, muestran que una recuperación es posible, si realmente existe la voluntad política para lograrlo. En este contexto es preciso mencionar la necesidad de un acercamiento más amplio al manejo pesquero, lo que también se conoce como acercamiento ecosistémico.

Este comprende entre otros:

- Mantener la biodiversidad y entender los procesos ecológicos de los ecosistemas marinos y costeros.
- Un acercamiento holístico entre los recursos y ambiente, los pescadores y la administración.
- Asegurar el uso de los recursos marinos en un nivel sostenible y equitativo.
- Restaurar los ecosistemas marinos y costeros.

Mientras la merluza abundaba al igual que sus presas preferidas en los diferentes niveles tróficos, como bereche y sardina, nadie se imaginaba el impacto que podría tener la sobrepesca de sardina, por ejemplo, sobre la población de merluza, en un escenario con un evento El Niño, una presión pesquera alta en la misma merluza y el probable impacto adicional de una alta biomasa de merluza sobre su presa preferida. Este último

impacto, la limitación de la presa por el predador a nivel de biomasa, composición y productividad, se conoce como la perspectiva «top-down» (Carpenter *et al.* 1985).

El ecosistema de la Corriente de Humboldt frente a la costa peruana está caracterizado por su alta productividad pero también por su gran variabilidad interanual como consecuencia de los ciclos de oscilación sur de El Niño (ENOS) con sus fases calientes y frías llamadas El Niño y La Niña. Las comunidades biológicas que habitan en este ecosistema, de una u otra manera se han adaptado a este ambiente altamente variable y aunque existen especies que están fuertemente impactadas, se recuperan dentro de algún tiempo, el cual se prolonga cuando la presión pesquera es alta. Un ejemplo conocido es el colapso de la pesquería de la anchoveta durante El Niño 1972-1973 por la combinación de la gran pesquería y los efectos ambientales. Un factor determinante de cuanto puede soportar una población de peces se identifica por una reducción en la estructura por longitudes o edades. En el caso de la anchoveta la estructura por edades había sido afectada (Glantz, 1981); también la merluza ya no presenta el amplio espectro de edades de los años al comienzo de la pesquería.

Es necesario investigar las respuestas ecológicas a las pesquerías, que son muy complejas y se manifiestan en las relaciones tróficas que han cambiado en el pasado en el ecosistema de la Corriente de Humboldt (1964-1971 versus 1973-1981) (Jarre-Teichmann y Christensen, 1998). Según estos autores la producción de las cinco especies de peces dominantes (anchoveta, sardina, jurel, caballa y merluza) durante estos periodos fue consumida en el siguiente orden: por predadores de peces (jurel, caballa, merluza y otros demersales), la pesquería, mamíferos y otros predadores como aves marinas y grandes peces pelágicos. Después de presentar estos estudios, han ocurrido tres mayores eventos El Niño (1982-1983, 1991-1993 y 1997-1998) y dos cambios de régimen entre anchoveta y sardina como especie dominante del sistema, uno después de El Niño 1972-1973 y uno al inicio de los años 90 cuando la anchoveta recuperó su posición dominante.

Los resultados de una eliminación de especies sea por la pesquería o debido a alteraciones en el ambiente físico, son complejos porque las interacciones entre las especies son complejas. Los efectos de mecanismos adaptativos lo hace más complejo aún. Si a esto le añadimos la necesaria cooperación interdisciplinaria (acercamiento holístico) y el diálogo con los pescadores y comunidades pesqueras, entenderemos cual es el grado de complejidad del problema.

5.4 Situación actual de la gestión pesquera

Con respecto a las acciones tomadas para solucionar los problemas relacionados con la efectividad de las políticas de gestión (ver capítulo 4.4) que permitan crear en un cambio real de esta situación de sobrecapacidad de pesca, se puede mencionar los siguientes:

- Existe desde hace pocos años un acuerdo sobre el estado real de la población de merluza.
- El Ministerio de Producción está dispuesto a tomar medidas drásticas.
- Se trata de tomar en cuenta en mayor grado las relaciones tróficas entre especies y exponer a toda la comunidad pesquera y científica involucrada en el problema más detalles de su complejidad.
- Se acepta de que una estrategia de permitir una «captura permisible social» para asegurar la sobrevivencia de la industria con la esperanza de que el stock se recupere, muy probablemente no dará los resultados deseados.

Mientras tanto, entre octubre de 2002 hasta septiembre de 2003, se ha decretado una veda total para la pesquería de arrastre. Y aunque cada vez hay menos oportunidades para cambiar a otras pesquerías como alternativa, se ha propuesto la pesquería del calamar gigante (*Dosidicus gigas*), cuya biomasa ha aumentado en los últimos años. Para poder solventar la compra de los aparejos de pesca necesarios para esta pesquería y su instalación a bordo, los empresarios están solicitando facilidades tributarias. Se

ha decretado, por ejemplo, la reducción del impuesto a la renta para jurel, caballa y calamar gigante del 30 al cinco por ciento. Para aliviar la situación crítica de las plantas procesadoras de merluza, se pensó obligar a las embarcaciones extranjeras involucradas en la pesca del calamar gigante (sobre todo japonesas y coreanas) a procesar parte de sus productos en estas plantas en tierra. Con una diversificación de los productos hasta mayo de 2004 solo dos plantas han tenido que cerrar.

El sistema de cuotas de pesca recién se ha introducido (junio 2004) y hasta ahora no se puede saber si tendrá éxito. Sin embargo, una vez que los pescadores tengan la conciencia de ser propietarios (temporales) de una parte del recurso por intermedio de derechos de propiedad, surgirá un mayor deseo de ser involucrado en la toma de decisiones sobre el recurso. Esto también debería fomentar la cooperación entre los mismos pescadores y entre pescadores y los responsables del manejo, reduciendo los conflictos y permitiendo la recuperación de la merluza a largo plazo.

6. AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer los valiosos comentarios de R. Castillo, M. Salazar y M. Ballón del Instituto del Mar del Perú.

7. REFERENCIAS

- Bazigos, G.P. 1981. El diseño de reconocimientos de pesca con redes de arrastre. CPPS, Serie Seminarios y Estudios, 3: 1-17.
- Beverton, R.J.H. y Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations, Fish. Invest. Ser. II, Vol. 19: 533pp.
- Canal, R. (M.S.) Ciclo de desove de la merluza (*Merluccius gayi peruanus*) en el área pesquera de Paita, 8pp +Cuadros y Fig.
- Carpenter, S.R., J.F. Kitchell y J.R. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. Bioscience 35: 634-639.
- Cury, P. y Anneville, O. 1998. Fisheries Resources as diminishing Assets: Marine diversity threatened by Anecdotes, p. 537-548. In M.H. Durand, Cury, P, Mendelssohn, R., Roy, C., Bakun, A., Pauly, D. (eds.) Global versus Local Changes in Upwelling Systems. Editions de l' Orstom, Paris.
- Csirke, J., Bombín, L.M., González de la Rocha, J., Gumez, A.A., Jensen, N., Medina Pizzali, A.F., Ruckes, E. y Shawyer, M. 1992. La ordenación y planificación pesquera y la reactivación del sector pesquero en el Perú. Programa de Cooperación FAO/Gobierno de Noruega. GCP/INT/466/NOR. Informe de Campo 92/15.
- Csirke, J. y Caddy, J.F. 1983. Production modeling using mortality estimates. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 43-51.
- Del Solar, E.M. 1968. La merluza *Merluccius gayi* (Guichenot) como indicador de la riqueza biótica de la plataforma continental del norte del Perú. 20 pp. + Fig. y Cuadros.
- Engvall, L.O. y J.E. Engström. 1974. Merluza trawlers for Peru. A techno-economic evaluation. FAO Fish. Tech. Pap. 132 : 52 pp.
- Espino, M., Castillo, R. y Fernández, F. 1995. Biology and fisheries of Peruvian hake (*Merluccius gayi peruanus*), p. 339-363. In J. Alheit y T.J. Pitcher (eds.) Hake, biology, fisheries and markets. Chapman & Hall, London.
- Espino, M. y Wosnitza-Mendo, C. 1984. La relación entre el stock y el reclutamiento de la merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*). Bol. Inst. Mar Perú – Callao. 8 (5): 181-189.
- Espino, M. y Wosnitza-Mendo, C. 1988. Efecto de la concentración en la mortalidad natural y su aplicación en el análisis de cohortes, p. 235-252. In T. Wyatt y M.G. Larrañeta (eds.) Int. Symp. Long Term Changes Mar. Fish Pop., Vigo 1986.
- Espino, M. y Wosnitza-Mendo, C. 1989. Biomass of hake (*Merluccius gayi*) off Peru, 1953-1987, p. 298-305. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo y I. Tsukayama (eds.) The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18.

- Glantz, M.H.** 1981. Consideration of societal value of an el Niño forecast and the 1972-73 el Niño, p. 449-476. In M.H. Glantz y J.A. Thompson (eds.) Resource Management and Environmental Uncertainty: Lessons from Coastal Upwelling Fisheries. John Wiley and Sons, New York.
- Guevara-Carrasco, R. y Wosnitza-Mendo, C.** 1997. Análisis poblacional del recurso merluza (*Merluccius gayi peruanus*) en otoño de 1997. Inf. Inst. Mar Perú, 128:25-32.
- Hidalgo, J. (M.S.).** Cuotas individuales de pesca. Propuesta de política para la eficiencia pesquera y la conservación de los recursos hidrobiológicos: las cuotas individuales de pesca, 12 pp.
- Jarre-Teichmann, A. y Christensen, V.** 1998. Comparative Modelling of Trophic Flows in four Large Upwelling Ecosystems: Global versus Local Effects, P. 424-443. In M.-H. Durand, P. Cury, R. Mendelssohn, C. Roy, A. Bakun y D. Pauly (eds.) Global versus Local Changes in Upwelling Systems. Éditions de l'Orstom, Paris.
- Ministerio de Pesquería.** 1970. Programa de inversión 1971-1972. Lima Ministerio de Pesquería, Dirección General de Extracción.
- Pauly, D.** 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. Trends Ecol. Evol. 10, 430.
- Pope, J.G.** 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. Int. Comm. Northwest Atl Fish. Res. Bull. 9: 65-74.
- Salazar, C.** 2001. Flota y sistemas de pesca., 17pp. (manuscrito).
- Salazar, C., Guevara-Carrasco, R., Gonzáles, A. y Calderón, J.** 1996. Selectividad de las artes de pesca de la flota arrastrera comercial. Inf. Inst. Mar Perú, 120: 1-34.
- Seijo, J.C.** 1995. Contribución al análisis de las principales pesquerías peruanas. FAO. Documento de campo No. 5.
- Trippel, E.A.** 1995. Age and maturity as a stress indicator in fisheries. BioScience, 45(11): 759-771.
- Walters, C.J.** 1995. Fish on the Line: the Future of Pacific Fisheries, Suziki Foundation Report, Vancouver, 87 pp.
- Wosnitza-Mendo, C., Espino, M., Dioses, T., Sánchez, E. y Pereda, A.** 1985. Rendimiento de equilibrio de la merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*) y propuestas para su manejo. Bol Inst. Mar Perú- Callao, 9(2): 67-92.
- Wosnitza-Mendo, C. y Espino, M. (M.S.).** A review of the Peruvian trawl fisheries. 11 p. + Cuadros y Figuras.
- Wosnitza-Mendo, C. y Guevara-Carrasco, R.** 2000. Adaptive response of Peruvian hake to overfishing. NAGA, The ICLARM Quaterly, 23(1): 24-28.
- Wosnitza-Mendo, C., Guevara-Carrasco, R. y Ballón, M.** (En prep..) Possible causes of the drastic decline in mean length of Peruvian hake in 1992.

12. La pesquería de pequeños pelágicos en el Pacífico de Colombia

Luis Alonso Zapata P. B Sc

Departamento de Biología, Universidad del Valle

Sede Meléndez, A.A. 25360 Cali, Colombia

luchozapata2000@yahoo.com

Enrique Javier Peña S.Ph.D

Departamento de Biología, Universidad del Valle

Sede Meléndez, A.A. 25360 Cali, Colombia

enripena@univalle.edu.co

Efraín Alfonso Rubio R. Ph.D

Departamento de Biología, Universidad del Valle

Sede Meléndez, A.A. 25360 Cali, Colombia

erubio@univalle.edu.co

RESUMEN

La pesquería de pequeños pelágicos en aguas del Pacífico colombiano se remonta a los años 1950-1960, período en el cual su mayor importancia radicaba en ser utilizados como carnada en los grandes barcos atuneros que pasaban por la zona. Desde 1970 se tienen reportes de la captura de estas especies (*Carduma*, *Cetengraulis mysticetus* Gunther, 1866 y la Plumuda, *Opisthonema* spp. Gill, 1861), destinadas a la producción de harinas como materia prima para la elaboración de concentrados para animales y enlatados, respectivamente.

Entre las principales especies de pequeños pelágicos se encuentran además de la *Carduma*, perteneciente a la familia Engraulidae y la Plumuda de la familia Clupeidae, otras de menor importancia como *Anchovia macrolepidota* (Kner y Steindachner), *Anchoa naso* (Gilbert y Pierson) y *Anchoa spinifer* (Cuvier y Valenciennes) de la familia Engraulidae; *Ilisha furthii* (Steindachner) y *Lile stolifera* (Jordan y Gilbert) de la familia Clupeidae y *Chloroscombrus orqueta* (Jordan y Gilbert) y *Selene* spp. (Lacepede) de la familia Carangidae, todas utilizadas como carnada, consumo humano o para reducción.

Los estudios biológicos sobre *Carduma* realizados en Colombia, brindan información correspondiente a crecimiento, hábitos alimenticios, reproducción y estadios larvales (Bayliff 1966, 1969; Maldonado y Remolina, 1976; Zapata *et al.*, 1990, 1992; Beltrán-León, 1992; Rueda-Montenegro y Beltrán-León, 1992; Salinas, 1996, Peña, 1998), datos con los cuales se empiezan a establecer las medidas de manejo del recurso. Excepto la información biológica aportada de Ricci (1995), lo referente a la Plumuda es aún muy escaso dado en parte a que es prácticamente nulo el esfuerzo pesquero que se ejerce sobre esta especie. Se considera en la actualidad que el recurso *Carduma* está alcanzando los niveles de explotación óptimos (30 000 ton/año), posesionándose como la segunda especie íctica en importancia, después de los atunes; habiéndose implementado una serie de medidas (veda reproductiva, cuotas de captura y cupos

limitados de barcos), tendientes a mantener el uso racional del mismo. Respecto a la Plumuda, actualmente se busca incentivar la pesquería.

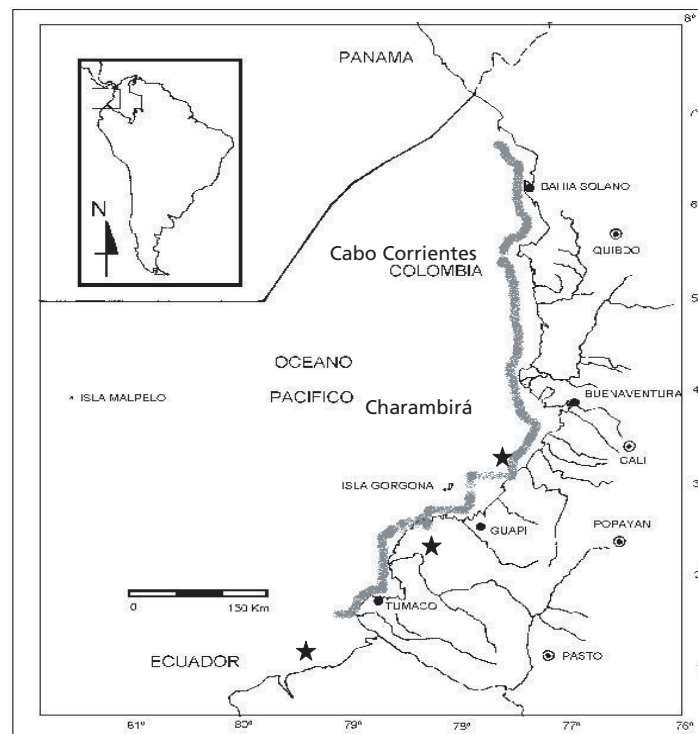
El presente trabajo presenta información sobre la historia de las pesquerías de la carduma y plumuda en el Pacífico colombiano, aspectos biológico-pesqueros, institucionales, de gestión y ordenamiento de estas dos principales especies en el marco del manejo integrado costero; aspectos importantes en recursos considerados prioritarios comercialmente en el ámbito de los pequeños pelágicos y sobre los cuales se han detectado potenciales de relativa importancia para nuestro medio. Se analiza además, como el nivel del esfuerzo pesquero en relación a las estimaciones de biomasa, concluyéndose que la pesquería se encuentra en estado de relativo equilibrio con niveles de explotación cercano al máximo rendimiento sostenido.

1. INTRODUCCIÓN – ANTECEDENTES

1.1 Contexto general de la región del Pacífico colombiano

La zona costera del Pacífico en Colombia, está habitada por un número aproximado de 540 mil habitantes en un área de 34 000 km² con una densidad poblacional de 16 hab/km². En los últimos años el crecimiento demográfico fue aproximadamente 24 por ciento, notándose un aumento en los dos principales municipios de la región costera, ubicados dentro de los sectores geográficos comprendidos entre cabo Corrientes y bahía Ancón de Sardinas, (Figura 1): Buenaventura presentaba en 1989, una población de 193 185 habitantes (44 por ciento de la población costera) mientras que en 1997 representaba el 42 por ciento, con una población de 227 478 habitantes. Tumaco, por su parte, reportó en 1989 un total de 94 230 habitantes (21,5 por ciento) mientras que en 1997 reportó 115 670 representando el 21,3 por ciento (Maya, 2001).

FIGURA 1
Distribución de Carduma (*C. mysticetus*) y Plumuda (*Opisthonema spp.*)
y sus principales áreas de pesca en el Pacífico colombiano



La zona continental del Pacífico de Colombia, es considerada además como una de las reservas de recursos naturales más importantes del país, especialmente en recursos hídricos, forestales y faunísticos. La región del Chocó, ha sido catalogada por sus características biogeográficas como una de las zonas de mayor biodiversidad del mundo, ocupando un lugar preponderante entre las naciones denominadas de la «mega-diversidad». Allí se desarrollan varios ecosistemas denominados estratégicos dentro de los contextos de la conservación mundial tales como los ecosistemas estuarinos, los bosques de manglar, los arrecifes coralinos y el bosques pluvial tropical (Prahl *et al.*, 1990; Peña, 1998).

Sin embargo, las condiciones de pobreza en la población humana y la introducción de procesos productivos insostenibles tienden a debilitar rápidamente la relación entre las comunidades rurales y su propio entorno. Paradójicamente, es una de las zonas más deficitarias en infraestructura de servicios públicos y equipamiento básico en el ámbito nacional. Por ejemplo, la cobertura actual de los servicios de acueducto en las cabeceras municipales alcanza un promedio del 48 por ciento y el alcantarillado tiene un promedio del 10 por ciento, inferior a los promedios nacionales. La cobertura del acueducto en las zonas rurales alcanza sólo el 13 por ciento, mientras la de alcantarillado alrededor de dos por ciento (sin incluir Buenaventura). Con relación al aseo, los sistemas de recolección presentan coberturas del 10 por ciento y carece de mecanismos de disposición de desechos. Esta realidad sugiere que el desarrollo socioeconómico de la región no ha ido acorde con la conservación histórica, cultural, arquitectónica y ambiental ni con el uso sostenible de los recursos de la zona costera. Por el contrario, se ha generado degradación paulatina del medio a través de los agentes de transformación antrópica directos o indirectos. Así, el aumento demográfico coincide con el aumento en los patrones de contaminación física (materiales sólidos, basuras y desperdicios, derrames de hidrocarburos), química (substancias orgánicas e inorgánicas de diferente naturaleza: residuos de petróleo, productos químicos, aguas residuales industriales y domésticas, carbón, sedimentos), que inciden en el hábitat natural del recurso pelágico-costero de la región (Cantera 1991; Peña 1998).

1.2 La pesquería de pequeños pelágicos

La pesquería de pequeños pelágicos en el Pacífico colombiano está basada fundamentalmente en dos especies, carduma (*Cetengraulis mysticetus* Günther, 1866) y plumuda (*Opisthonema* spp. Gill, 1861), donde la primera se constituye en la principal especie de la pesquería en esta región. La actividad de pesca y posterior procesamiento de pequeños pelágicos, se inicia en la década de los años 70, con cifras record de 25 256 toneladas para carduma en 1981 y 4 706 toneladas para plumuda en 1978 y prácticamente se extingue para el período 1983-1987 (Mojica, 1992), debido a problemas de orden comercial, en donde por efectos de medidas establecidas en el Pacto Andino y ante la disminución de aranceles entre los países miembros, resultó más benéfico la importación de harina de pescado desde Ecuador y Perú. A partir de 1988 se reactivó la extracción de carduma y la producción de harina inicialmente en Tumaco, comenzando así a crearse nuevamente una flota bolichera (hoy cuenta con 9 barcos), que opera actualmente para las tres plantas reductoras existentes, ubicadas en Buenaventura, Guapi y Tumaco (Cuadro 1). Caso distinto ocurrió con la plumuda, la cual no se reinició como pesquería importante hasta la fecha.

1.3 Distribución

La carduma pertenece a la familia Engraulidae y es considerada una especie pelágica costera de aguas tropicales y subtropicales distribuida entre los 8 y 12 km mar afuera y profundidades hasta de 25 m (Foto 1). La distribución de la carduma se extiende en el área 77 de pesca (Pacífico Oriental Tropical según la FAO) desde Bahía Magdalena (México) hasta Callao (Perú) (Chirichigno, 1998). Es conocida comúnmente como

CUADRO 1
Volúmenes de captura de pequeños pelágicos en el Pacífico colombiano (toneladas métricas)

Años	Cardume	Plumuda
1970	315	550
1971	685	550
1972	400	572
1973	1 974	632
1974	6 358	297
1975	12 018	748
1976	19 863	2 624
1977	20 010	709
1978	15 131	4 706
1979	15 345	396
1980	15 134	2 353
1981	25 256	3 405
1982	7 739	24
1983	999	4
1984	10	0
1985	53	0
1986	38	0
1987	28	0
1988	259	0
1989	3 825	12
1990	13 174	0
1991	19 585	9
1992	20 189	0
1993	24 129	89
1994	21 892	0
1995	31 848	120
1996	26 389	1
1997	29 203	428
1998	28 261	273
1999	15 780	0,2
2000	25 099	0
2001	24 423	ND
2002	25 632	ND

ND = No Disponible

anchoveta y dependiendo de la región se denomina como: anchoveta (Estados Unidos); sardina o bocona (México); anchoveta (Costa Rica); anchoveta (Panamá); ojitos, chuhueco, anchoveta (Ecuador) (Bayliff, 1969). En Colombia se le conoce como carduma.

FOTO 1

Caduma, *Cetengraulis mysticetus* (Günther, 1866), perteneciente a la familia Engraulidae, es la principal especie del recurso de pequeños pelágicos en el Pacífico colombiano



Maldonado y Remolina (1976), establecen que la carduma tiene una distribución para Colombia que abarca áreas situadas al sur de Cabo Corrientes (05°30'N-77°31' W), Chocó hasta Cabo Manglares (01°37'N-79°00'W) Nariño (Figura 1). A finales del primer trimestre de cada año, la especie pasa por la zona de Bahía Solano (al norte del Pacífico colombiano, donde se le conoce vernacularmente como agallona), en lo que parece ser una posible ruta migratoria (Zapata *et al.*, 1992).

Durante los cruceros de evaluación por métodos hidroacústicos PEC/PELAG, realizados durante 1991, la distribución geográfica detectada fue del tipo altamente contagioso. Es decir, agregada o asociada en este caso principalmente a zonas costeras cercanas a desembocaduras de ríos, con su límite occidental inferior a los 18 km, siendo las principales áreas de concentración; frente al delta del río San Juan, el área localizada entre las latitudes 2°30'N y 3°00'N, y el sector sur de la ensenada de Tumaco (Figura 1, Castillo *et al.*, 1992a). La carduma forma cardúmenes extensos y densos que al parecer se desbandan y reagrupan con gran rapidez, generalmente sobre fondos fangosos o fangoso-arenosos, cerca de las bocas de ríos. Se alimentan de diatomeas planctónicas en la fase juvenil y de organismos bentónicos como adultos (también ingieren un poco de fango) (Whitehead y Rodríguez-Sánchez, 1995).

La otra especie que compone el recurso de pequeños pelágicos en la región pero de menor importancia, ya que en la actualidad no se pesca, es la plumuda (Foto 2), la cual se encuentra sólo en aguas tropicales y subtropicales desde México hasta Perú (Berry-Barret, 1963); son peces aparentemente termofílicos, con límites hacia el norte de alrededor de los 30°N y hacia el sur de los 4°S, que sugieren una temperatura mínima de tolerancia de 21°C (Patterson y Santos, 1992). El nombre común usado en literatura para denominar a los peces del género *Opisthonema* es sardina. En algunos países se les conoce así: Estados Unidos, arenque de hebra; México, sardina crinuda; Costa Rica, sardina gallera; Colombia, sardina o plumuda y en Ecuador, pinchagua (Ricci, 1995). Vale la pena aclarar que en el Pacífico colombiano se encuentran tres especies del género *Opisthonema*, *O. libertate* (Gunther, 1896), *O. bulleri* (Regan) y *O. medirastre* (Berry y Barret, 1963), siendo la primera especie la más abundante de la familia (Rubio, 1988), aunque en los trabajos para el Pacífico colombiano Ricci (1995), reportó a *O. medirastre* con una abundancia del 81,6 por ciento sobre las otras especies.

En el Pacífico colombiano Castillo *et al.*, (1992a) establecieron que la plumuda presenta una distribución que abarca áreas situadas al sur de Cabo Corrientes en cercanías a los ríos Docampadó y Sivirú (4°40'N-4°45'N) y los ríos Tortugas y Togoromá (3°30'N-4°20'N) y una al norte de Cabo Corrientes. Los sitios donde se observó la mayor concentración del recurso, se caracterizan en general por ser zonas profundas, con una plataforma continental poco inclinada y por tener alta salinidad (Ricci, 1995).

FOTO 2

Plumuda, *Opisthonema* spp. (Clupeidae) otra de las especies importantes en la pesquería de los pequeños pelágicos en el Pacífico colombiano



La zona norte o zona de influencia de Bahía Solano, donde se observa una distribución permanente de plumuda, es un área de acantilados rocosos, con una plataforma continental estrecha, pocas playas y con poca influencia de ríos lo que implica una alta salinidad. En la zona sur o de influencia de Tumaco, se presenta una plataforma intermareal no vegetada, con inclinación hacia el mar y sumergida completamente durante pleamares; la influencia de ríos es poca y presenta altas salinidades. La captura del pez en esta zona se realiza frecuentemente durante la marea alta, ya que poseen hábitos pelágicos-costeros y se concentran en cardúmenes entre los nueve y 72 m de profundidad (Ricci, 1995). Cabe resaltar que la captura del recurso es difícil ya que los cardúmenes que forman poseen una alta actividad motriz y generalmente permanecen a mayor profundidad que la carduma (Ricci, 1995).

1.4 Reproducción

Los sexos de la anchoveta son separados pero no existe un dimorfismo sexual externo (Bayliff, 1969). Su madurez sexual en zonas tropicales se alcanza en el primer año de vida. Su desove se presenta generalmente a finales del año, para la época de otoño a invierno, (octubre a enero) en el golfo de Panamá (Howard y Landa, 1958; Bayliff, 1969).

En Colombia la carduma aparentemente inicia su desarrollo gonadal medido mediante el índice gonado somático (IGS) (estadio II) en el mes de agosto, para desovar hacia los meses de octubre-noviembre-diciembre (estadio IV) (Zapata y Ramírez, 1992).

La proporción de sexos es alrededor de 1:1 (macho: hembra) en los meses de Diciembre-Enero; en otros meses esa proporción tiende a ser también uniforme (principalmente a partir de mayo-abril) donde se encuentran los ejemplares en baja fase reproductiva y se lleva a cabo el reclutamiento; durante períodos de inactividad sexual se encuentra también igual porcentaje de machos y hembras (Maldonado y Remolina, 1976). Su huevo es planctónico (pelágico), generalmente ovalado con tallas en su fase inicial de 1,24 mm y 0,53 mm de ancho (Simpson, 1959). Beltrán-León y Ríos (2000), plantean que la larva de la especie se encontró en todos los cruceros de investigación realizados en la década de los 90, pero su abundancia fue baja en aquellos realizados en épocas diferentes a los meses de Noviembre y Diciembre donde presenta alta abundancia por ser esta su época de desove.

Rueda-Montenegro (1992) y Beltrán-León (1992) establecen mediante muestreos de diferentes épocas del año 1991, que las larvas de la familia Engraulidae presentan una frecuencia del 43 por ciento en el total de estaciones muestreadas en febrero-marzo y una dominancia de bajas concentraciones; durante septiembre se observa una ampliación de las áreas de distribución al 54 por ciento de las muestras y un ligero incremento en la densidad, mientras para diciembre los registros positivos representan el 80 por ciento, mostrando además en esta época, la máxima abundancia encontrada durante el año.

Para la plumuda, aunque se carece de información secuencial, observaciones macroscópicas realizadas durante los Cruceros PEC/PELAG de 1991 determinaron que los peces del género *Opisthonema* spp. presentan por lo menos un pico máximo de reproducción hacia los meses de diciembre - enero, sin descartarse que puedan presentar pequeños desoves en otras épocas del año (Castillo *et al.*, 1992a). En este mismo sentido Ricci (1995), mediante la observación macroscópica y de los cortes histológicos de las gónadas colectadas entre agosto de 1993 y junio de 1994, determinó que los peces del género *Opisthonema* presentan dos picos reproductivos en el año, el más intenso durante el mes de enero y otro menor en abril.

Es importante resaltar la presencia de una aparente estrategia reproductiva entre estas dos especies, consideradas las principales al nivel de pequeños pelágicos, pues primero desova carduma y luego plumuda, de manera que no se presenta un traslape

en época, lo cual asegura dos momentos distintos para las larvas, de manera que no se presenta competencia entre ellas.

1.5 Ecología trófica

La carduma es clasificada como un pez de hábitat planctonófago, filtrador, con sus branquiespinas en número (111 en promedio) y longitud elevados; boca en posición anterior, dientes pequeños o ausentes, apéndices pilóricos (29) e intestino largo (entre seis y 140 cm) en promedio (Salinas, 1996). Aunque juveniles y adultos tienen acceso a los mismos tipos de alimento, los grupos preferenciales encontrados corroboran una diferencia muy importante entre las dietas de juveniles y adultos presentándose una relativa abundancia de *Skeletonema* spp. en juveniles y *Thalassionema* spp. en los adultos.

Aunque no se tiene referencia del tiempo que emplea la carduma para ingerir sus alimentos en el día, las observaciones realizadas sobre el estado de digestión del contenido estomacal hacen suponer que esta se alimenta por lo menos tres veces durante el día, con un espectro de ingestión de por lo menos ocho horas, iniciando su primera ingestión a la 1:00 de la mañana, luego a las 8:00 y la última a las 17:00 horas (Salinas, 1996).

Ricci (1995) establece que las plumudas presentan un intestino de longitud mediana (entre nueve y 24 cm) con un promedio de 15,7 cm, lo que indica según Vegas (1977), que el alimento ingerido es de tipo mixto. Por su parte las preferencias alimenticias están restringidas a organismos planctónicos, copépodos, chaetognatos, eufásidos, larvas de peces (familias Engraulidae y Atherinidae), camarones penaeidos (juveniles y en estados larvales) y crustáceos (Rubio, 1988). Mientras que Ricci (1995), presenta a los copépodos, larvas de moluscos y diatomeas, como los grupos de mayor frecuencia en los contenidos estomacales examinados; aclarando que aunque los juveniles y los adultos tienen acceso a los mismos grupos alimenticios, se observa una disminución tanto en el número como en el tamaño de los organismos zooplanctónicos ingeridos por los individuos juveniles.

1.6 Crecimiento

Según Maldonado y Remolina (1976), en la carduma no existen diferencias significativas en el crecimiento de los dos sexos. Bayliff (1969), establece que su crecimiento ha sido determinando por datos de frecuencia de tallas, donde las constantes establecidas para la especie a partir de la ecuación de von Bertalanffy son:

$$\begin{aligned} L_{\infty} &= 143,1 \text{ a } 162,9 \text{ mm} \\ K &= 2,09 \text{ a } 0,195 \\ t_0 &= -0,2638 \end{aligned}$$

Posteriormente Zapata (1992) con 11 176 datos de longitud total (L_t) de muestreos de carduma efectuados entre noviembre de 1989 y mayo de 1991 y mediante el uso del programa ELEFAN (Gayanilo *et al.*, 1988) obtuvo los siguientes parámetros:

$$\begin{aligned} L_{\infty} &= 20,05 \text{ cm} \\ K &= 1,372 \\ t_0 &= -0,1279 \end{aligned}$$

Lo anterior permitió formular la ecuación de von Bertalanffy así:

$$L_t = 20,05 (1 - e^{-1,372(t + 0,1279)})$$

La curva de crecimiento permite establecer una edad máxima aproximada de cuatro años siendo el crecimiento más acelerado en el primer año.

Por su parte Ricci (1995), siguiendo también el método de frecuencias de tallas procesado mediante el programa ELEFAN (Gayanilo *et al.*, 1988) obtuvo para la plumuda los siguientes parámetros:

$$L_{\infty} = 26,0 \text{ cm}$$

$$K = 0,81$$

$$t_0 = - 0,2058$$

Con estos parámetros se obtuvo que la plumuda alcanza en el Pacífico colombiano por lo menos 25,14 cm que representa una edad relativa de cuatro años, tallas mayores podrían considerarse en su quinto año o más (Ricci, 1995).

1.6.1 Relación longitud total (Lt) y peso total

Según Zapata *et al.* (1992) sobre 378 ejemplares entre 5,25 y 18,75 cm de Lt se estableció para la carduma la siguiente ecuación:

$$\text{Peso total (gr)} = 0,0033 \text{ Lt (cm)}^{3,3407}$$

Ricci (1995), a partir de 900 datos de plumuda agrupados en 43 intervalos (3,5 a 25,0 cm Lt) obtuvo la siguiente ecuación:

$$\text{Peso total (gr)} = 0,0075 \text{ Lt (cm)}^{3,0422}$$

1.6.2 Relación longitud total (Lt) vs. longitud estándar (Ls)

Zapata (1992), a partir de 447 datos de carduma obtuvo la relación $Lt = a + b Ls$

$$L \text{ total (cm)} = - 0,0381 + 1,2121 L \text{ estándar (cm)}$$

1.7 Zonas de captura

Las áreas de pesca para la carduma se ubican en las zonas de Buenaventura, Guapi y Tumaco (Figura 1), donde existen plantas reductoras, que cubren parte de la demanda nacional de harina de pescado. Se ha podido establecer que la mayor cantidad de lances se realiza en los sitios asociados sedimentológicamente a zonas mixtas y de limo donde se da una mezcla de sedimentos de las fases arena-limo y geomorfológicamente corresponden a la clasificación de Plataforma intermareal no vegetada, es decir bajos, barras, litorales y plataformas irregulares con inclinación hacia el mar, sumergidas completamente durante pleamares. Vale la pena resaltar que la captura del pez en estos sitios está determinada por las mareas, pues por ser zonas bajas se dificulta la navegación y de allí que sean más eficientes las unidades de pesca de poco calado (Zapata *et al.* 1990).

Desde inicios de la década de los 90 no se realiza una captura de tipo industrial de la plumuda, en gran parte por problemas de orden tecnológico que no logran evitar el escape del recurso, cuando los actuales bolinches que posee la flota faenan en zonas más profundas. Ante esto, todo el esfuerzo pesquero recae sobre el recurso carduma, quedando sobre la plumuda pequeñas extracciones de tipo artesanal, con miras a su utilización como carnada o consumo en áreas como Tumaco y Bahía Solano.

1.8 Aspectos tecnológicos (flota pesquera)

A partir de 1988 con el auge de la extracción de atunes, el Pacífico pasó a representar el 52,5 por ciento de la flota y el Atlántico permaneció en su nivel normal con un 8,5 por ciento (Inpa, 1994). Una aparente medida de la actividad pesquera en ambos océanos, lo puede dar la flota pesquera, respecto de la cual se puede decir que en 1985 en el Atlántico estaba constituida por 129 unidades, distribuidas: 86 para camarón de aguas someras; dos para camarón de aguas profundas; 22 para pesca blanca; cuatro para atunes; y 15 para langosta, pesca blanca y caracol, de esta flota, 81 embarcaciones eran de bandera extranjera y 48 de bandera nacional (INPA 1996).

En el Pacífico, en 1995 la flota pesquera la constituían 138 barcos, de los cuales 114 para camarón de aguas someras; cuatro para camarón de aguas profundas; dos para atunes; 18 en pesca blanca. La composición de la flota correspondía a un 88 por ciento de bandera nacional y el 12 por ciento de bandera extranjera.

1.8.1 Pesca artesanal

La detección de los cardúmenes de peces en la pesca artesanal se realiza mediante la observación de las aves, en especial los Pelícanos (*Pelecanus occidentalis carolinensis*) que predan sobre el recurso y en estos lugares se procede a lanzar la atarraya o el chinchorro playero. Esta faena es realizada por grupos de hasta 16 personas, que cuando ubican el cardumen proceden a encerrarlo con ayuda de un bote y a jalar las dos puntas desde la playa; ante lo complejo de la faena (el arrastre de la red es manual), sólo logran realizar dos o tres lances por día para una captura de 5 toneladas promedio.

Ante esto, la pesca artesanal de carduma se practica solo por unos cuantos grupos ubicados en las zonas de Tumaco y especialmente Buenaventura. Es de resaltar la importancia que presentan tanto la carduma como la plumuda como carnada viva, extraída con atarraya y mantenida a bordo de la embarcación para la pesca con anzuelo. De igual manera, también es utilizada pero en pedazos que se colocan en líneas de anzuelos, conocidas localmente como long-line, calabrotos o calandros, utilizados principalmente para captura del recurso llamado Pesca blanca y que corresponde principalmente a peces de la familia Ophidiidae (merluza), Lutjanidae (pargos) y Serranidae (meros y chernas). Se aclara que en el caso de la plumuda, lo poco que se extrae es utilizado también para consumo humano, debido a que tiene un mayor tamaño y menor contenido graso.

1.8.2 Pesca industrial

Industrialmente se utilizan barcos bolicheros (Foto 3) equipados con una red de cerco o boliche, cuya longitud oscila entre 400 a 500 m y una altura de 30 a 40 m. El ojo de malla para la cenefa es de 6,3 cm, mientras que para el resto de red es de 2,5 cm. La parte superior de la red es sostenida a flote por boyas y la parte inferior se mantiene sumergida por medio de lastres. Las líneas del bolso o cuerdas designadas para cerrar el fondo de la red van sujetas a la línea de plomo por grilletes o anillas y posteriormente a un caballete ubicado en uno de los costados del buque. La red y un bote auxiliar (chalana o panga) son transportados a bordo del buque, una vez en el área de pesca, el bote auxiliar desciende al agua siendo remolcado hasta cuando se detecta una mancha de peces. Para la detección se utilizan dos métodos: el acústico (videosondas) y el visual. En esta maniobra, el bote auxiliar se suelta quedando con un extremo de la red, procediendo de manera que las dos embarcaciones salen a encontrarse describiendo un círculo que encierra al cardumen y así bloquear el paso a los peces, luego cuando el buque recobra la línea de flotadores y la línea del saco del bote auxiliar, el fondo de la red comienza a cerrarse y los peces son atrapados en ella. La red es entonces cobrada de un extremo quedando en ella los peces capturados (Maldonado y Remolina, 1976). La red se recoge con ayuda de un winche hidráulico (macaco), hasta tener recogida la mayor proporción de red posible y se introduce una manguera absorbente que lleva la captura a la bodega una vez se descarta el agua (Peña, 1999). Dado que se carece de métodos de conservación en las bodegas de los barcos, el producto de la faena es llevado diariamente a las plantas de procesamiento, donde se procede a la reducción a harina (cocinada por vapor indirecto) y la obtención de aceite (por centrifugación), subproductos considerados como los de mayor importancia.

La flota ha pasado de siete barcos en 1991 a nueve en el 2003 (11 tripulantes por cada uno) que laboran como máximo diez meses al año, motores que oscilan entre 180 y 470 HP; el tonelaje neto (TRN) fluctúa entre las 20 y las 125 toneladas, con un promedio de 62 toneladas, que aportan la producción a tres plantas reductoras que se encuentran ubicadas en la zona de Firme Bonito (Punta Soldado, en cercanías al puerto de Buenaventura), Chanzará (Guapi) y Tumaco (centro y sur del litoral Pacífico colombiano, respectivamente) (Cuadro 2). Se realizan en promedio seis lances por día (en las 12 horas que como máximo el barco dura fuera de puerto) para una captura media de carduma de 5 toneladas por lance. El cardumen está formado por

FOTO 3
Barco bolichero usado para la pesca de pequeños pelágicos en el Pacífico colombiano



Fotografía Luis A. Zapata

individuos homogéneos en talla, predominando el rango de 15,5 a 16,5 cm, aunque se han observado peces desde 13,5 a 19,9 cm de Lt (Zapata, 1992).

1.9 Aspectos socioeconómicos

Hacia 1972, en Perú, se presentó la crisis por sobrepesca de la anchoveta (*Engraulis ringens*). Como consecuencia de esta crisis, algunas partes de plantas reductoras fueron traídas a Colombia, al igual que migran algunos capitanes de embarcaciones que posteriormente dan inicio a esta pesquería en zonas como Bazán (cerca de Guapi) y Tumaco, donde son instaladas las plantas y alrededor de las cuales se van generando dinámicas de asentamientos humanos. Posteriormente en los 80, se traslada la planta de Bazán a Chanzará (también en el sector de Guapi) y ya para los 90 se construye la planta de Firme Bonito (en cercanías a Buenaventura).

Los objetivos principales de esta pesquería son la producción de harina de pescado con rendimientos del 20 por ciento y el aceite con rendimiento del 7 por ciento, aunque este último no constante pues se reduce casi por completo durante la época reproductiva (Zapata, 1992). Se destaca que toda la producción de harina de pescado es comercializada a nivel nacional, pues la demanda para su utilización en concentrados es muy grande. En la actualidad se avanza en procesos tecnológicos que permitan mejorar

CUADRO 2
Producción de Carduma en el Pacífico colombiano 1989-2003 (toneladas)

Año	B. Solano artes.	Buena- ventura indus.	Buena- ventura artes.	Guapi indus.	Tumaco indus.	Tumaco artes.	Total (ton.)
1989					3 825		3 825
1990		1 764		3 021	8 389		13 174
1991	0,983	2 801		5 548	11 237	0,099	19 587
1992	0,438			16 062	4 126	0,110	20 189
1993	0,760	1 461	618,16	15 871	6 176	2,809	24 129
1994	0,016			14 761	7 131		21 892
1995	0,050	3 141	960,31	12 410	15 337		31 848
1996		5 923	954,22	11 135	8 376		26 389
1997		13 125		11 064	5 009		29 203
1998		11 595	77,47	9 589	7 001		28 262
1999		2 215		9 589	4 662		16 465
2000		14 819		4 881	4 980		24 680
2001		8 811		8 390	7 222		24 423
2002		8 228		11 867	5 537		25 632

la conservación a bordo y diversificar el uso de la materia prima, de allí que este muy avanzado por ejemplo la transformación del aceite en barniz para pinturas.

La captura de pequeños pelágicos en el Pacífico colombiano esta orientada principalmente a la producción de harina de pescado. La carduma es considerada la principal especie entre los pequeños pelágicos para este objetivo, representando el 35 por ciento de todos los peces capturados y el 34 por ciento de las 83 857 toneladas de recursos pesqueros extraídos en el año 1998 (Barreto y Mosquera 2001) ubicándose como segundo recurso en importancia después del atún. Se estima que en Colombia la demanda de harina podría alcanzar las 100 000 toneladas especialmente dirigidas a la elaboración de concentrados para la avicultura y acuicultura. Sin embargo, aunque en los últimos cinco años la demanda ha bajado a cerca de 50 000 toneladas, la producción nacional no es suficiente para satisfacer la demanda de harina, la cual representa alrededor del 20 por ciento del total de las importaciones anuales (Cuadro 3).

En general por lo observado en los últimos cinco años, no parece existir un interés en incrementar la flota por lo menos en lo que a carduma se refiere, sino más bien a ajustar procesos tecnológicos que mejoren la conservación a bordo de la producción de harina, aceite u otros sub productos. Otra situación muy diferente es respecto a la plumuda pues se considera un recurso sub explotado que podría generar una nueva línea de actividad industrial como enlatado de sardina, no existente en el país; así, se avanza en el mejoramiento tecnológico que permita optimizar las embarcaciones y las redes para la captura de un recurso más rápido y que se presente a mayores profundidades.

1.10 Aspectos institucionales

En el Pacífico colombiano viven unas 800 000 personas, de las cuales entre el 80 y 85 por ciento (640 000-680 000) derivan su sustento directa o indirectamente de la

CUADRO 3
Importaciones colombianas de harina de pescado

Años	Países							Total
	Ecuador	Perú	Chile	Venezuela	Estados Unidos	Panamá	Zona franca Cartagena	
1996	\$EE.UU. 18 564 758	9 867 454	4 601 504	861 152		580 000		34 474 868
	Ton 36 536	16 653		1 530		1 000		64 559
1997	\$EE.UU. 8 513 599	10 581 400	9 812 827	215 000			404 000	29 526 826
	Ton 16 680	17 732		500			1 000	51 111
1998	\$EE.UU. 2 381 770	9 620 016	3 755 612				1 212 000	16 969 398
	Ton 3 989	13 448					3 000	25 600
1999 ¹	\$EE.UU. 3 466 570	6 572 495	373 784		50			10 412 899
	Ton 9 933	14 603			0,23			25 336
2000	\$EE.UU.	12 377 679	248 172		6 652 622	206 400	731 901	20 216 777
	Ton	28 655			21 515	430	2 810	53 930
2001	\$EE.UU. 6 648 133	10 705 652	515 350				738 120	18 607 255
	Ton 22 275	21 569					2 225	47 049
2002	\$EE.UU. 3 183 360	5 907 113	1 084 224				711 150	10 885 874
	Ton 7 215	9 542					1 830	20 151

1= Cifras Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura - INPA

Fuente: Instituto Colombiano de Comercio Exterior - INCOMEX

actividad pesquera y acuícola. A pesar de la magnitud de las cifras presentadas, la actividad pesquera en el país está condicionada por factores económicos, sociales, institucionales y ambientales, que no tienen una jurisdicción definida. Los recursos son de propiedad común, renovables, movibles, finitos y difícilmente cuantificables (Red de Pesca y Acuicultura, 2002).

A partir de 1991 se presenta un cambio radical en la estructura institucional del manejo pesquero en el país. El Estado recibe por efecto del artículo 189 de la Constitución de Colombia y la reglamentación de la Ley 13 de 1990 (Estatuto General de Pesca 1991), el mandato de intervenir en el manejo integral de la actividad pesquera y acuícola y el fomento de la explotación racional de la actividad pesquera (Decreto Reglamentario 2256 de 1991). Se crea además el Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura INPA, como el organismo ejecutor de la política pesquera. A partir del Estatuto General de Pesca, en el artículo 65 de la Ley 13 de 1990, el INPA centralizó toda la gestión institucional relacionada con el subsector pesquero, coordinando a su vez las acciones que competen a otras entidades que tengan relación con la actividad pesquera. Con la Ley de Pesca se origina así mismo el Consejo Nacional de Pesca (CONALPES), como un instrumento de concertación entre los sectores público y privado con el fin de proponer soluciones que beneficiaran el subsector pesquero.

En el marco de la coordinación institucional del INPA y motivado por el escaso conocimiento de los potenciales explotables de los recursos pesqueros en el Pacífico colombiano, el Instituto adelantó en conjunto con otras entidades del sector académico como Universidades, el Instituto Colombiano para el desarrollo de la Ciencias y las Tecnologías (COLCIENCIAS) y el apoyo del Programa Regional de Pesca de la Unión Europea (CEE/PEC), una serie de investigaciones que condujeron a evaluar el potencial pesquero en aguas de la costa Pacífica colombiana. Una de las actividades prioritarias fue la realización de cruceros de evaluación de recursos demersales, pequeños y medianos pelágicos, entre otros, a fin de establecer especies potencialmente comerciales (Zapata *et al.*, 1999). Los resultados obtenidos permitieron determinar la asignación de cuotas de pesca (artículo 57 del Estatuto General de Pesca) para algunos recursos poco conocidos como el de la carduma y de otras especies demersales fortaleciendo así el sistema de estadística pesquera para el Pacífico.

Desde el año 2000, se crean las Redes de Pesca Artesanal y Acuicultura del Pacífico y del Caribe, reunidas en la Red de Pesca Artesanal y Acuicultura de Colombia las cuales han venido trabajando en las regiones, involucrando organizaciones de pescadores, universidades, ONG's, instituciones oficiales, empresarios, industriales y corporaciones regionales. Con esta representación se logró consolidar un escenario para el encuentro de actores de la actividad pesquera en el país, que promuevan un ordenamiento pesquero para cada una de las regiones costeras nacionales. En el último año (desde diciembre de 2002) la Red ha venido promoviendo una propuesta de política pesquera para una nueva institucionalidad de la pesca y la acuicultura en Colombia, para presentarla ante el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. La actividad se ha venido desarrollando a través de encuentros mediados por discusiones; presentación de propuestas; establecimiento de compromisos y acuerdos; definición de responsables; concreción y divulgación de los resultados obtenidos.

En el año 2001, por iniciativa del Ministerio de Comercio Exterior se introdujo el concepto de cadena productiva de la pesca para potenciar en los mercados internos y externos los productos pesqueros y acuícolas. A pesar de todas estas iniciativas por sacar adelante al sector, el resultado ha sido que ninguno de los modelos institucionales y organizacionales aplicados funcionó eficientemente (Red de Pesca y Acuicultura, 2002). Esto no quiere decir que los adelantos en investigación, los pocos logros en fomento y la experiencia adquirida en ordenamiento y control no sean elementos

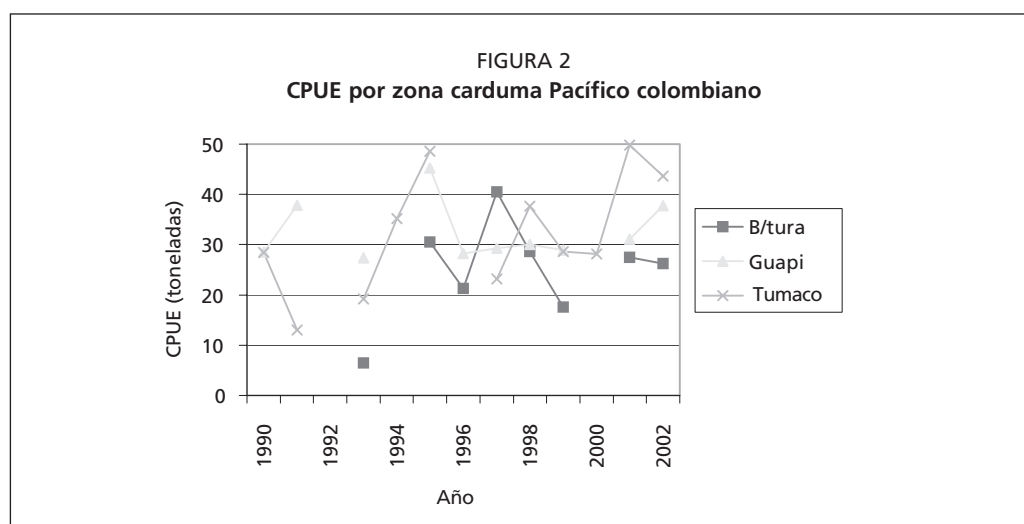
rescatables que dan luces sobre lo que puede y debe mantenerse en una propuesta futura de «institucionalidad» para el subsector pesquero en el país.

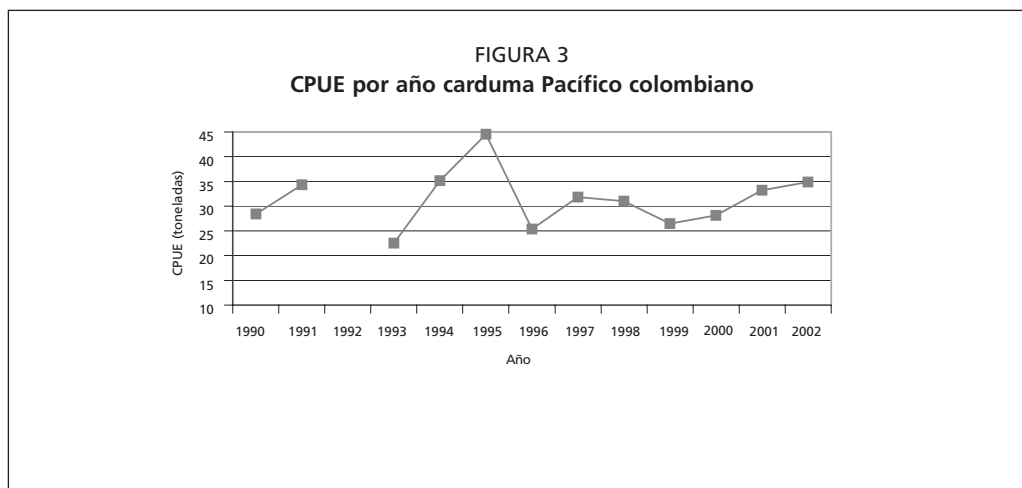
2. EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE ESFUERZO EN LA PESQUERÍA DE PEQUEÑOS PELÁGICOS

Tradicionalmente las estimaciones de la abundancia de los recursos pesqueros de importancia económica en el Pacífico colombiano, se han realizado en zonas arrastrables asociadas principalmente a la plataforma continental (Zapata *et al.*, 1992). Sin embargo, una gran cantidad de especies comerciales que conforman la pesca blanca provienen de áreas no arrastrables o bancos de pesca. Estos sitios se caracterizan por ser elevaciones del suelo marino de relieve irregular y de sustrato rocoso, ubicados generalmente fuera de la plataforma continental. Su topografía permite que sean zonas de rompiente de corrientes sub-superficiales de alta productividad y zonas de refugio para muchas especies de importancia económica (Peña, 2001).

Particularmente las capturas de carduma han venido ascendiendo en los últimos años de 3 825 toneladas en 1989 a 25 632 toneladas en el 2002, con un pico máximo de 31 848 toneladas capturadas durante 1995. Este aumento vertiginoso hizo que la industria se interesara en instalar una planta reductora en la zona de Punta Soldado, ubicada en la Bahía de Buenaventura, adicional a las dos ya existentes y que como consecuencia se comenzara a explotar un nuevo caladero de pesca en el Pacífico colombiano. La captura de carduma durante el período 1989 – 2002 ascendió a 309 698 toneladas, de las cuales la zona de Guapi aportó un 43 por ciento, Tumaco 32 por ciento y Buenaventura 25 por ciento (Cuadro 2). Aunque no se posee la información completa de los diferentes años, un análisis de captura por unidad de esfuerzo -cpue- por zona (Cuadro 4), mostró en general oscilaciones del índice, especialmente para las zonas de Tumaco (13 a 49,8 toneladas/día) y Buenaventura (6,4 a 4,5 toneladas/día); mientras que cierta estabilidad se observa para el sector de Guapi (27,3 a 45,2 toneladas/día) (Figura 2). Mientras que el análisis anual de cpue parece mostrar dos períodos o tendencias en la abundancia del recurso; 1990 – 1996 donde se presentan oscilaciones moderadas entre 25,3 y 44,5 toneladas/día que pueden deberse a información incompleta o implicaciones por efectos ambientales como El Niño 1991–1993; el período 1997 – 2002 presenta oscilaciones de cpue entre 26,5 y 31,8 toneladas/día que muestran un recurso más estable e incluso con tendencia al incremento en los últimos tres años (Figura 3), se resalta que el valor mas bajo de cpue (año 1999) coincide con la interfase Niño–Niña de 1997, 1998 y 1999.

A este respecto Beltrán-León (2002), plantea que muestreos de ictioplancton realizados desde 1991 parecen mostrar un patrón de respuesta ante los eventos El Niño





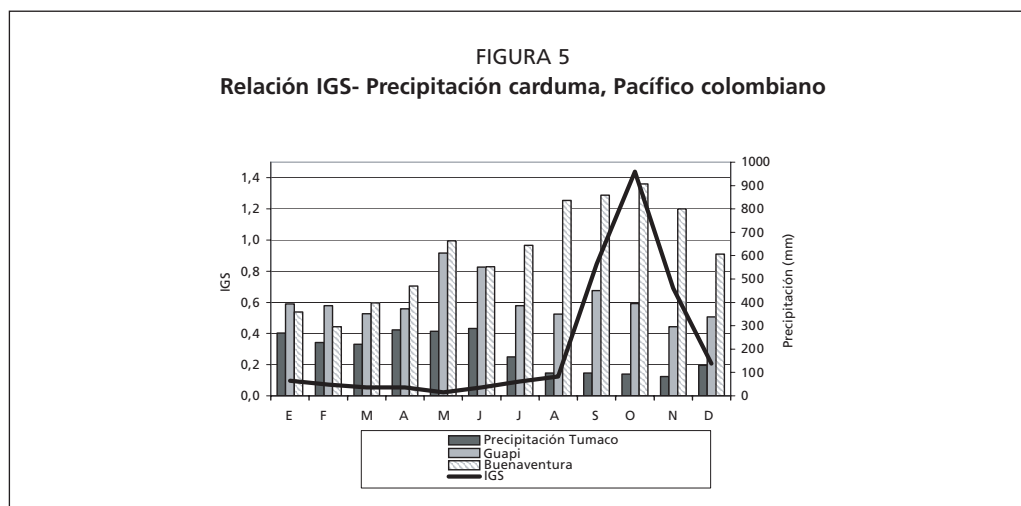
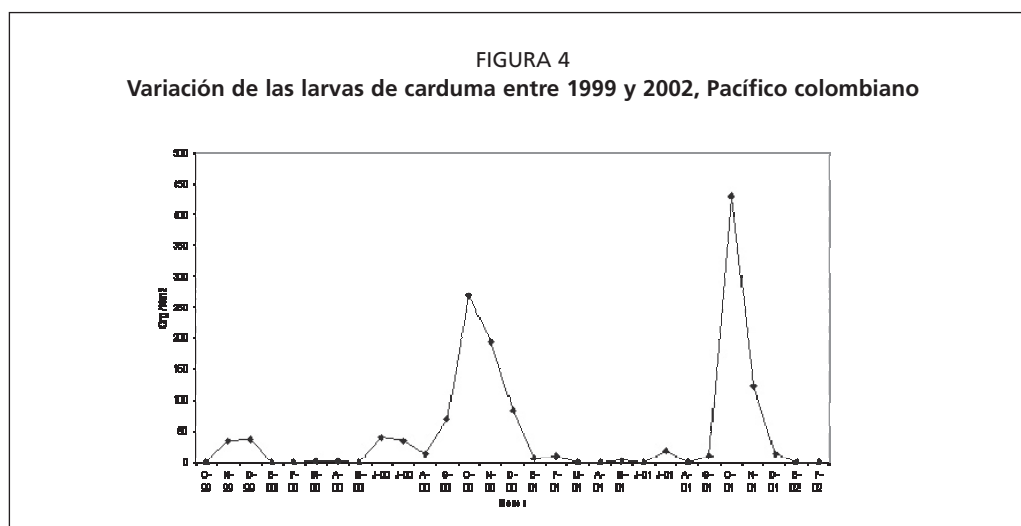
CUADRO 4

Captura por unidad esfuerzo por zona Pacífico colombiano, 1990 – 2002

Año	B/tura	Guapi	Tumaco	Captura ton.	Esfuerzo días	CPUE ton./día
1990		289	28	11 353	399	28
1991		38	13	4 801	140	34 * Parcial
1992						
1993	6	27	19	21 976	974	23
1994			35			35 * Parcial
1995	30	45	49	30 793	691	45
1996	21	28		17 009	671	25 * Parcial
1997	41	29	23	29 203	918	32
1998	29	30	38	28 184	910	31
1999	17	29	29	16 465	621	27
2000			28			28 * Parcial
2001	27	31	50	24 423	736	33
2002	26	38	44	25 632	735	35

1991-1993, 1997-1998 y La Niña 1998-1999. En condiciones normales, la carduma desova en tres zonas ubicadas entre Charambirá (Chocó) al norte de Buenaventura y Tumaco (Nariño) y generalmente dentro de los primeros 18 km de la costa. Después del desarrollo de los diferentes fenómenos, se observó una ampliación en las áreas de desove hacia el norte de Charambirá, llegando incluso hasta Cabo Corrientes (norte del Pacífico colombiano) y una disminución en las concentraciones de larvas; esta disminución se acentúa cuando se presentan los dos fenómenos seguidos 1997-1998-1999 presentando un valor máximo de $430 \text{ larvas} \cdot 10\text{m}^{-2}$ en el 2001 y $269 \text{ larvas} \cdot 10\text{m}^{-2}$ en el 2000 (Figura 4), valores menores que los hallados en años anteriores (Beltrán-León *et al.* 1994). Llamando la atención que al retorno de las condiciones normales se observan núcleos con concentraciones mayores a $2\,330 \text{ larvas} \cdot 10\text{m}^{-2}$, buscando con ello la recuperación rápida del recurso.

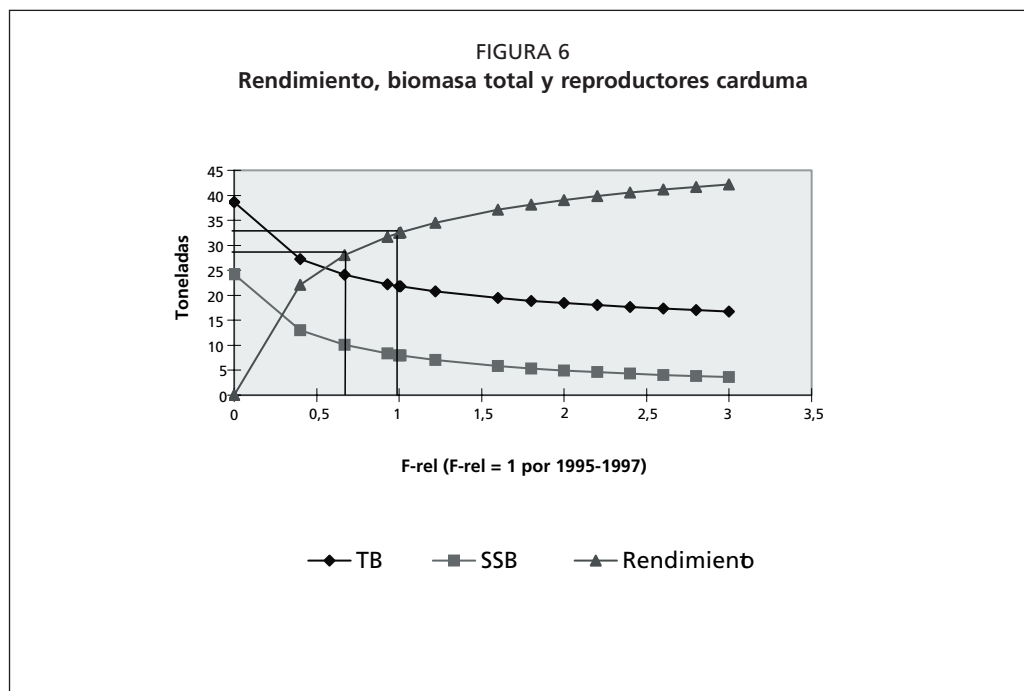
En este mismo sentido Zapata (2002), plantea que durante condiciones de anomalías térmicas positivas como las reportadas por Flores y Rodríguez (1992) de + 1 C en diciembre de 1991, pudo ser la causa para que la carduma muestre una distribución estrecha a la línea de costa, incremento en la diversidad de la fauna acompañante, además de una pequeña migración en profundidad. Además de una partición del desove tanto con anomalías térmicas negativas como positivas, a pesar de ser considerada un desovante total. Por su parte la Plumuda muestra una alta distribución vertical y



una significativa migración hacia el norte de la costa donde se experimentan mayores salinidades durante «El Niño».

Se ha observado que la época de desove de la carduma tiene una estrecha relación con los meses de verano (Figura 5); una disminución en la pluviosidad implicaría un menor volumen de agua descargado por los ríos, presentándose así una incidencia directa sobre la salinidad; valores altos permiten al recurso acercarse mucho más a la costa y prácticamente penetrar en los estuarios (Zapata, 1992). De igual manera los niveles de precipitación por zona podrían explicar las pequeñas diferencias de crecimiento y época de desove observadas entre el recurso capturado en Tumaco y Guapi (al sur) y el de Buenaventura (centro). Las primeras dos zonas presentan su valor de precipitación más bajo en el mes de noviembre, mientras que en Buenaventura, diciembre presenta los valores mas bajos del segundo semestre, así los niveles de pluviosidad justificarían un «desove levemente tardío» que se observa en la zona de pesca cerca de Buenaventura (Zapata, 1992). Ante este panorama, un efecto climático de exceso de lluvias podría estar alterando la época de desove, principalmente del recurso carduma.

En relación con el patrón de explotación del stock, Zapata y Ricci (1997) observaron un importante cambio; en el período 1991-1993 donde existían solamente dos plantas reductoras lo cual permitía la actividad pesquera únicamente en el área sur del stock (Guapi-Tumaco), habiéndose obtenido para este período y área una tasa de explotación de 0,48 utilizando el método de Análisis de Población Virtual -APV- basado en tallas



Tomado de Zapata y Ricci, 1997

y descrito por Jones (Sparre y Venema, 1995). Mientras que para los años 1995-1997 entra en funcionamiento una planta adicional (Punta Soldado, Buenaventura) lo cual permite explotar parte del área norte de distribución de este stock, produciéndose al mismo tiempo un incremento en la tasa de explotación a 0,72 que según los análisis realizados coincide con una mortalidad del $F_{0.1}$. Vale la pena aclarar que el ingreso de esta nueva planta implicó un aumento en el área de pesca, más no un incremento en la flota pesquera, pues correspondía a una misma empresa que ampliaba su área de trabajo con las mismas embarcaciones.

Durante el período de 1991-1993, para niveles de explotación correspondientes a $F_{0.1}$ y $F_{0.2}$ se obtuvieron proyecciones de captura de 31 300 toneladas y 24 750 toneladas, respectivamente, que son valores muy próximos a los obtenidos para el período 1995-1997 donde se obtuvieron estimaciones de 32 500 toneladas y 28 000 toneladas (Figura 6), considerándose estos últimos datos de mejor calidad por representar la totalidad del stock.

En la actualidad existe una veda de dos meses (noviembre/diciembre) que corresponde al período reproductivo y que se considera debe mantenerse para no realizar cambios en el patrón de explotación actual que está produciendo una mortalidad por pesca próxima al punto de referencia de ordenación ($F_{0.1}$).

Se estima conveniente limitar el acceso a la pesquería evitando el ingreso de nuevas embarcaciones y así controlar el esfuerzo de pesca para mantener los niveles de mortalidad. En el momento existen nueve licencias y sólo ocho se encuentran activas. Ante los resultados presentados del APV de Jones y la tendencia de cpue de los últimos años, puede considerarse que la pesquería de carduma en el Pacífico colombiano no está sobrepasando los niveles óptimos de esfuerzo estimados.

Se considera que la no presencia de una excesiva capacidad de esfuerzo en la pesca de carduma, se debe a varios factores como: las dificultades logísticas de disponibilidad de agua, energía eléctrica, áreas aledañas al mar con suelos estables y vías de acceso en el Pacífico colombiano, dificultan la instalación de nuevas plantas reductoras. De igual manera, las tres existentes se encuentran distantes entre sí, por lo tanto cada área de pesca es intervenida solamente por los barcos asignados a esa planta. No existe una capacidad de conservación del producto a bordo, que permita a

una embarcación pescar en un área y trasladar la producción a otra planta reductora situada en otra área. Excepto el uso que hacen de la Carduma como carnada, no genera otra extracción diferente a la efectuada por los bolicheros, es decir no hay pesquerías colaterales; y de cierta manera el trabajo conjunto y continuo del INPA y las empresas harineras en proyectos de investigación biológico-pesquera durante el período 1989–1997, ha hecho que exista una conciencia de pescar sin deteriorar el recurso, pues es la única línea de trabajo de las empresas existentes.

3. METODOLOGÍA

3.1 Consideraciones metodológicas de evaluación utilizadas y biomasa

Desde 1969 se han realizado en la costa Pacífica colombiana, un número considerable de estudios exploratorios, que indican que los niveles potenciales para las especies pelágicas pequeñas se encuentran en 35 000 toneladas para la Plumuda y 15 000 toneladas para la Carduma (Stromme y Saetersdal, 1988).

En 1975 los barcos pesqueros polacos Kniazik y Kulbak con 75,5 m de eslora, 1 482 TRB y 576 TRN, al hacer estudios de pesca exploratoria para la empresa Pescocolombia, capturaron con red pelágica hasta 35 toneladas de plumuda en arrastres de 2,5 a 3,5 horas, al norte de Punta Charambirá durante la noche (Pescocolombia 1976). La primera embarcación reporta rendimientos de 603,7 toneladas entre mayo y septiembre, donde el 58 por ciento de la captura correspondió a Plumuda, obtenida entre 20 y 40 m de profundidad en el área norte de Buenaventura hasta Charambirá (Angel y Maldonado 1975). Posteriormente el Instituto de Investigaciones Marinas auspiciado por NORAD/FAO y a bordo del buque DR. FRIDTJOF NANSEN, realizó tres cruceros de prospección acústica (abril, junio y octubre-noviembre de 1987), cubriendo la costa Pacífica colombiana, determinando así la biomasa absoluta promedio del recurso pelágico costero; carduma (9 000 toneladas) y plumuda (29 000 toneladas) principalmente (Stromme y Saetersdal 1988). Se considera que la estimación de biomasa fue incompleta, debido a que el barco utilizado en la prospección no podía operar en profundidades inferiores a 18 m; además, los cardúmenes de peces pelágicos fueron investigados con la técnica de integración acústica, combinada con pesca de arrastre de fondo y de media agua para la identificación y muestreo, sistema que no detecta adecuadamente peces situados próximos a la superficie.

El último estudio adelantado para la estimación de biomasa fue realizado por Castillo *et al.* (1992b) durante 1991 y bajo el auspicio del Programa Regional de Cooperación Técnica para la Pesca CEE/PEC ALA 87/21; utilizaron embarcaciones bolicheras comerciales de poco calado, lo cual permitió evaluar en profundidades mayores a 5 m, realizando tres cruceros de prospección acústica (febrero-marzo, septiembre y diciembre de 1991) utilizando el método de muestreo aleatorio sistemático por transectas, cubriendo desde la frontera con Panamá a la frontera con Ecuador y desde la línea de costa hasta una distancia de 72 km. La eco integración para la obtención de biomasa absoluta se realizó posteriormente en el laboratorio de tierra, una vez conocida la respuesta de blanco emitida por *C. mysticetus* en experimentos previos de calibración (Castillo y Ramírez, 1992). Se siguió el método mejorado de conglomerados planteado por Hansen *et al.* (1953), que considera los transectos como conglomerados y las unidades básicas de muestreo (UBM) como elementos dentro de estos.

Durante los cruceros PEC/PELAG 1991 se pudo observar que el recurso carduma presenta una distribución muy costera y agregada, circunscrita a fondos someros en desembocaduras de ríos y esteros; principalmente en el delta del San Juan (3°40'N-4°20'N); entre el río Guapi y Micay (2°30'N-3°00'N) y el sector sur de la rada de Tumaco (1°35'N-2°00'N). Por su parte la distribución de la plumuda, presenta condiciones algo similares a la carduma, ubicada principalmente en cercanías de los ríos Docampadó y Sivirú (4°40'N-4°45'N), ríos Tortugas y Togoromá (3°20'N-3°30'N) y frente a la latitud 6°20'N, cerca a Bahía Solano. Las estimaciones de

biomasa fueron variables para los tres cruceros a través del año, oscilando para carduma entre 8 530 y 17 440 toneladas; mientras que para plumuda fluctuaron entre 6 070 y 8 480 toneladas (Castillo *et al.*, 1992a).

Dado que las biomásas obtenidas son en muchos casos menores o iguales a las capturas, Castillo *et al.* (1992a) plantean que entre los sesgos presentes en la evaluación acústica de pequeños pelágicos se encuentran el sesgo de costa y el de zona muerta. Estos fueron reducidos al máximo siendo imposible estimar a menos de 5,4 m pues se presenta el sesgo de zona muerta en el cual el equipo no registra información para los primeros 5 m. Se agrega a esto el espanto del recurso producido al paso del barco, en horas de la noche principalmente en zonas someras cuando está más hacia la superficie. Otro sesgo es el fenómeno de mareas, que impide el acceso a esteros y bocanas en bajamar, traduciéndose esto en una subestimación.

Ante esto y para la estimación del Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), Mojica (1992) aplicó los métodos de Cadima (Troadec, 1977) y García *et al.* (1989) utilizando los valores de biomasa obtenidos por Castillo *et al.* (1992b) y los parámetros de crecimiento de la especie encontrados por Zapata *et al.* (1992). De esta manera obtuvo valores entre 16 294 toneladas y 24 758 toneladas, decidiendo por este último ante el hecho de saber que existe una subestimación en la determinación de la biomasa de carduma.

El menor valor de biomasa de plumuda reportado por Castillo *et al.* (1992a) probablemente es debido a la subestimación de la asignación en los lances de comprobación, no cuantificada pues la red de pesca utilizada (boliche) limita la captura a aguas muy someras; mientras que el BIC NANSEN con el programa NORAD/FAO utilizó en las pescas de comprobación redes de arrastre pelágicas, de allí sus mayores valores. Zapata y Ricci (1997), indican que entre 1991 y 1997 se realizó un muestreo mensual continuo de frecuencia de tallas de las capturas de carduma procedentes de las diferentes embarcaciones que llegan a las plantas aledañas a las zonas de pesca; éstas fueron extrapoladas a la captura total con miras a obtener la captura en número de individuos por grupo de longitud total, estableciendo intervalos de 0,5 cm.

Zapata y Ricci (1997), utilizando la información de parámetros de crecimiento de la carduma y basados en la fórmula empírica de Pauly (1980) que involucra la temperatura (para este caso 27°C), estimaron la Mortalidad Natural (M) para pequeños pelágicos como:

$$M = 1,929$$

Luego estimaron la Mortalidad total (Z) aplicando el modelo de Beverton y Holt descrito en Sparre y Venema (1995), para cada uno de los años, con el fin de utilizarlas una vez promediadas, como F terminal en el análisis de Jones (Cuadro 5). Un análisis para el período 1991-97 de la mortalidad por pesca (F) por medio del análisis de Jones, mostró una tendencia a aumentar el valor de F para las tallas totalmente reclutadas

CUADRO 5

Datos de mortalidad total (Z), mortalidad por pesca (F) y tasa de explotación E mediante Beverton & Holt y tasa de explotación mediante Jones, para Carduma, Pacífico colombiano

Años	F Beverton & Holt	Z Beverton & Holt	E Beverton & Holt	E Jones
1991	2,7732	4,7022	0,5898	0,3816
1992	1,0982	3,0272	0,3628	0,6009
1993	6,0512	7,9802	0,7583	0,7235
1994	5,2199	7,1489	0,7302	0,4948
1995	4,3316	6,2606	0,6919	0,711
1996	6,2299	8,1589	0,7636	0,8068
1997	5,2841	7,1231	0,7326	0,7617

Fuente: Tomado de Zapata y Ricci, 1997

(14.75-20.0 cm) excepto para 1994, año post Niño, en el que se produce un cambio de tendencia en la mortalidad por pesca.

Posteriormente, para el período 1991-1993 encontraron que a partir de la talla 15,5 cm (considerada como límite de plena explotación) se obtuvo una tasa de explotación de 0,47 y para el período 1995-1997 a partir de 15,5 cm el valor final fue de 0,75 que corresponde a mortalidades por pesca de 2,2 y 5,8 respectivamente. Con el análisis de Jones para los períodos 1991-1993 y 1995-1997, se estimó como reclutamiento medio (13 cm), un total de $5,6 \cdot 10^9$ individuos para el primer período y de $6,7 \cdot 10^9$ para el segundo período. Se anota que este reclutamiento ocurre normalmente en los meses de mayo a julio.

En lo concerniente a biomasa desovante determinada por el mismo método, se obtuvo un valor de 8 000 toneladas para los años 1991-1993 y 8 100 toneladas para el período 1995-1997, biomasa que han permitido aparentemente una estabilidad en el reclutamiento en estos años.

Por lo menos hasta donde se tienen análisis (año 1998), esta situación aparente de no sobrepesca ha permitido una extracción del recurso continua y estable por casi diez años, con las consecuentes implicaciones de producir anualmente aproximadamente 6 000 toneladas de harina de pescado, que si se consideran a un valor FOB de \$EE.UU. 430, le han permitido al país generar un promedio bruto anual de \$EE.UU. 2 580 000. Dado que durante los últimos años se han mantenido los mismos niveles de captura y el mismo esfuerzo pesquero, se considera que la situación no ha variado como para sospechar un efecto de sobrepesca.

4. INTERVENCIONES, REGULACIONES Y POLÍTICAS DE GESTION

4.1 Evolución de las políticas de gestión y regulación pesquera en Colombia

A partir de la Ley 13 de 1990 y su Decreto Reglamentario 2256 de 1991, se crea el nuevo marco jurídico para el control de la actividad pesquera en el país y que además le da paso a la creación del Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura INPA, el instrumento necesario para administrar, fomentar y controlar el ejercicio de la actividad pesquera y acuícola. El INPA como entidad nacional tiene entre sus objetivos, impulsar y coordinar el desarrollo pesquero y acuícola; generar instrumentos de servicio y soporte que garanticen la ejecución de la actividad para satisfacer necesidades sociales y económicas; generar pautas y criterios para que el desarrollo del país y la conservación del medio natural y de los recursos, sean compatibles, y más aún cuando en algunas zonas del país la pesca es generadora de seguridad alimentaria y empleo. Estos objetivos son reiterados en el Marco Político para el desarrollo del sector pesquero, consignado en el Documento CONPES 2959 del 22/10/97.

La legislación e institucionalidad del subsector pesquero se origina en la década del 50 cuando se inicia el desarrollo de la pesca industrial en el Pacífico y desde 1968 en el Caribe. A pesar de este desarrollo, los esfuerzos por organizar al sector en un ente descentralizado estatal, se dan a mediados de los años 70, con la creación de una Secretaría que dependía directamente de la Presidencia de la República. Entre 1974 y 1990 la administración de la pesca y la acuicultura estuvo a cargo de la Subgerencia de Pesca y Fauna del Instituto Nacional de los Recursos Naturales Renovables y del Ambiente (INDERENA), los resultados de su gestión demostraron que su estructura organizacional dejó de ser funcional frente a las exigencias del sector pesquero del momento (Barreto y Mosquera, 2001). Desde mediados de los años ochenta, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), propuso a Colombia la creación de un organismo que se encargara de la atención integral de la actividad pesquera. Esta iniciativa se concretó con el Programa Regional de Pesca de la Unión Europea CEE/PEC, que colaboró en la redacción de la Ley 13 de 1990 y el Estatuto General de Pesca, que fundamenta el marco legal e institucional de la pesca en el país.

CUADRO 6

Captura en porcentaje de individuos por intervalo de talla, Carduma 1989-1997

Lt (cm)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
	% individuos	% individuos	% individuos	% individuos	% individuos	% individuos	% individuos	% individuos	% individuos
8,75	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
9,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
9,75	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
10,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05
10,75	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14
11,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
11,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
12,25	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07
12,75	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08
13,25	0,25	0,00	1,15	0,03	0,02	0,00	0,15	0,01	1,31
13,75	1,05	0,14	2,77	1,04	0,18	0,10	1,99	0,30	0,98
14,25	4,34	0,14	7,12	3,64	1,76	1,07	12,67	2,99	1,89
14,75	11,97	0,37	12,95	9,95	12,20	4,51	31,30	16,17	7,65
15,25	22,83	2,49	27,60	14,33	27,40	16,07	23,03	32,35	19,94
15,75	27,57	11,07	16,24	19,45	35,58	33,42	7,95	28,99	29,14
16,25	20,06	30,63	10,97	15,70	10,27	27,92	8,72	12,96	21,56
16,75	9,39	33,60	4,55	11,89	4,55	10,90	9,62	4,66	9,62
17,25	0,69	15,64	6,73	10,75	3,92	2,20	4,02	1,39	4,90
17,75	0,36	4,10	6,66	9,78	2,97	1,32	0,49	0,18	1,80
18,25	0,50	0,91	1,87	2,97	1,04	1,46	0,08	0,01	0,47
18,75	0,52	0,25	0,54	0,45	0,12	0,81	0,01	0,00	0,11
19,25	0,30	0,35	0,49	0,01	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00
19,75	0,17	0,29	0,17	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
20,25	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TOTAL	100	100	100	100	100	100	100	100	100

A pesar de la gestión y el ordenamiento de la actividad pesquera buscada con el Instituto, los resultados mostraron la necesidad de replantear en numerosas ocasiones su estructura y funciones, así como la adaptación de las herramientas legales disponibles. Las funciones y obligaciones institucionales expresadas en la política pesquera (CONPES 2959 del 22/10/97) no fueron aplicadas eficientemente y a tiempo por el Estado. La falta de voluntad política, los problemas de ajuste fiscal y el débil fortalecimiento del gremio pesquero en el país llevaron al actual gobierno a proponer el cierre definitivo del INPA mediante el decreto 1293 de mayo 21 de 2003, el cual suprime el Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, INPA y se ordena su liquidación. Con esta medida se abrió paso la creación del Instituto Colombiano para el Desarrollo Rural INCODER, el cual tendrá como una de sus funciones la regulación, control y ordenamiento de la actividad pesquera en el país, además de recoger las funciones de otras tres instituciones estatales relacionadas con el agro.

Particularmente para el recurso de la carduma, el Instituto Nacional de los Recursos Naturales Renovables y del Ambiente (INDERENA) mediante resolución N° 1322 de 1973, limitó a 10 el número de embarcaciones que pueden operar en esta pesquería. Esta resolución aún se mantiene vigente y solo para 1992 estos cupos fueron utilizados en su totalidad por los empresarios.

En lo referente a veda, el INDERENA dictó la resolución N° 1152 de 1975, por la cual se establecía prohibición de pesca de carduma para el mes de diciembre de cada año, época de predominancia de individuos en estado de predesove (Mora, 1983). Posteriormente y de acuerdo a los estudios de Zapata (1992) y Zapata *et al.* (1990 y 1992) sobre biología básica de la especie, se determinó que la carduma presenta un desove cada año, localizado durante noviembre y diciembre; de allí que el Ministerio de Agricultura mediante la resolución ejecutiva N° 138 de 1992, aprueba la veda de carduma para el período antes mencionado. Correspondiéndole al Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INPA), velar por el cumplimiento de esta medida. Para el año 1993 entra en vigencia la aplicación del sistema de cuotas de pesca, que se asignan a las empresas, a los barcos y al subsector artesanal. De allí que basados en los estudios

de Mojica (1992), quien recomienda un RMS de 24 758 toneladas, se asigna una cuota global de pesca de 25 000 toneladas/año.

Zapata y Ricci (1997), basados en el Análisis de Población Virtual de Jones de una serie histórica de datos de tallas (Cuadro 6) que aunque corta, permitió observar una estabilidad en el reclutamiento con niveles de biomasa de reproductores entre ocho mil y 11 mil toneladas métricas. Este hecho, sumado a que la tasa de explotación actual está cercana al punto de referencia $F_{0.1}$ permite establecer que el estado de explotación, si estas condiciones se mantienen, será adecuado en los próximos años. Debido a la situación excepcional creada en 1997 por el fenómeno de «El Niño», proponen como otra alternativa un segundo nivel de explotación más precautorio que sería el $F_{0.2}$.

Las capturas correspondientes a estos dos niveles de mortalidad manteniendo el actual patrón de explotación serían de 32 mil toneladas métricas ($F_{0.1}$) y 28 mil toneladas métricas ($F_{0.2}$). Estos valores han sido estimados con relación a los análisis del período 1995-1997 por considerarse que el stock es explotado en toda su área de distribución mientras que en el primer período solo lo era en su parte sur. Ante esto y considerando que desde 1992 existe una cuota establecida en 25 mil toneladas métricas, valor considerado posteriormente como una sub estimación del 30 por ciento en el RMS de este stock; a partir del año 1998, el INPA asumió como cuota un valor promedio de 30 000 toneladas, que es repartido entre los diferentes usuarios y que a la fecha (año 2004) permanece vigente.

4.2 Evolución de la regulación y ordenamiento del recurso pesquero

En el marco de las políticas de ordenamiento territorial de la Ley 388 del 97, se determinó la importancia de definir las zonas de pesca y el territorio pesquero como un ámbito espacial producto de la dinámica económica y social del uso de los recursos pesqueros en la región necesario de ser manejado con un criterio de uso sostenible (Estrada y Beltrán, 2000). Ecológicamente, estos espacios constituyen un complejo de ecosistemas los cuales cumplen una función de producción y mantenimiento de la base natural para una diversidad de recursos asociados de importancia económica. Se ha demostrado que existe una dependencia de las zonas pesqueras con el espacio territorial del esquema político-administrativo de los municipios del país. Estos espacios están expuestos a cambios ambientales y antropogénicos generados por el aprovechamiento del hombre. Caso particular de la carduma es su dependencia con el ecosistema de manglar y las áreas costeras adyacentes, las cuales sirven de área nodriza para el crecimiento y reproducción de estos pequeños pelágicos (Peña *et al.*, 1996).

Frente a los compromisos de la Agenda 21, reconocida en la Reunión Cumbre de Río en 1992 de formular e implementar en forma exitosa planes integrales de manejo costero para todas las naciones ribereñas, el Ministerio del Medio Ambiente promueve y formula desde 1996, la Política Nacional Ambiental para el Manejo Integrado de las Zonas Costeras Colombianas (Minambiente 2000). Esta normatividad estuvo enmarcada dentro de las funciones asignadas en la Ley 99 de 1993 relacionadas con la formulación, concertación y adopción de las políticas orientadas al ordenamiento ambiental del territorio costero y de los mares adyacentes. En el contexto de esta Política, y en materia de ordenamiento pesquero sus acciones se dirigen, en conjunto, a avanzar en el ordenamiento, manejo adecuado y recuperación de los ecosistemas marinos y la biodiversidad asociada, fortaleciendo así la capacidad nacional para la explotación sostenible de los recursos pesqueros.

Particularmente para la región del Pacífico colombiano, la política ambiental la distingue como área de considerable riqueza biológica y promueve para ella la construcción colectiva de una Agenda, mediante un proceso amplio y participativo orientado a la formulación de políticas, planes y programas de corto, mediano y largo plazo que impulsen el desarrollo sostenible de la región y su articulación al progreso de la nación. Las estrategias de la Política han posibilitado la participación activa de los

diferentes actores involucrados en la pesquería de los pequeños pelágicos (productores, empresas importadoras, pescadores, cooperativas y Corporaciones gubernamentales) para diseñar un proceso de control del recurso que beneficie de manera integral sus intereses.

Tradicionalmente Colombia ha carecido de un desarrollo tecnológico pesquero planificado que considere los stocks, sus rendimientos máximos sostenibles, y el esfuerzo pesquero. Uno de los ejemplos tangibles en el país ha sido la industria pesquera dedicada a la extracción del recurso de camarón blanco de aguas someras, el cual fue el recurso imperante a extraer entre 1950 y 1970 en el ámbito mundial. El recurso camarón blanco se halla en estado de sobrepesca y el Rendimiento Máximo Sostenible establecido por Mora (1983), debe ser revalidado, estableciendo una cuota que permita la sostenibilidad del recurso. Es por esto que la Política Nacional de Zonas Costeras ha permitido involucrar una nueva concepción en la regulación de los recursos pesqueros en el país, y en el caso particular de los pequeños pelágicos se ha intentado controlar la capacidad de esfuerzo pesquero de esta pesquería a pesar de las limitaciones en recursos financieros de las instituciones y de mantener un programa permanente de evaluación de recursos pesqueros por parte de las instituciones competentes (Peña, 1999).

5. ANÁLISIS DE DESEMPEÑO DE LAS INTERVENCIONES/POLÍTICAS DE GESTIÓN

5.1 Desempeño ecológico

Las capturas de la carduma, especie más importante de la pesquería de pequeños pelágicos ha estado sujeta a la ocurrencia cíclica de eventos climatológicos como el Fenómeno «El Niño», que afecta temporalmente la presencia de esta especie en las costas Colombianas. En los últimos años se ha observado que las anomalías no afectan inmediatamente que se inicia el fenómeno sino más bien en los años posteriores; aparentemente actúa sobre la cohorte que nace durante las anomalías, crece mal, se alimenta pobremente y desova en épocas diferentes a las usuales y con volúmenes diezmados, circunstancias que definitivamente afectan los volúmenes capturados en años posteriores a «El Niño». De igual manera el último evento de anomalía térmica negativa de 1999 («La Niña») mostró los niveles más bajos de CPUE (Cuadro 4) indicando que son de mayor impacto para esta pesquería los eventos fríos que los cálidos.

Esto último significa que las capturas de esta especie se deben autorizar solo sobre la base de evidencias científicas que determinen las unidades de población, patrones de migración y la magnitud de tasas de mezcla en el marco de sistemas de ordenamiento pesquero que regulan el esfuerzo de pesca, tallas mínimas de captura y madurez, artes y métodos de captura dirigidos a alcanzar la explotación racional de este importante recurso hidrobiológico.

Entre otras investigaciones que se han adelantado con la especie, se tiene establecido la importancia de un monitoreo permanente de los desembarques para medición de frecuencias por longitud de tallas, que permiten establecer a mediano plazo un APV al igual que contar nuevamente con muestreos de ictioplancton para detectar a partir de huevos y larvas, probables zonas y magnitudes del desove.

En este sentido, el trabajo de Beltrán-León (2002) presenta la estrategia que la carduma ha utilizado, de fraccionar el desove, como respuesta a los cambios medioambientales generados tanto por los eventos Niño como Niña (Figura 4). Es decir se observa una disminución en la distribución y abundancia de las larvas, así como varios picos de desove durante todo el año, lo que no es normal dado que Zapata (1992), considera a la especie como un desovante total. Dependiendo de la intensidad del fenómeno, esta partición del desove se mantiene por lo menos durante dos a tres años después de ocurrido el evento, para luego tender a la normalización manteniendo su pico a finales del año e intensificando fuertemente su abundancia. De allí que en el

trabajo de Zapata y Ricci (1997), considerando lo limitado de la serie histórica de datos disponible se recomienda como punto de referencia biológico en la ordenación de este recurso el $F_{0.1}$ de la ecuación de Rendimiento por Recluta de Beverton y Holt (Sparre y Venema, 1995), así como un seguimiento de la relación stock reclutamiento. Es importante detallar la similitud que existe entre el valor de biomasa de 12 000 toneladas determinado por métodos acústicos en diciembre de 1991 (época de reproducción), que se acerca a las 11 000 toneladas reportadas como biomasa del stock desovante para el período 1991-1993; lo cual estaría mostrando confiabilidad en el método de APV de Jones. De igual manera y como alternativa más conservadora ante posibles efectos negativos de eventos anómalos como el Fenómeno de «El Niño», se determinó el $F_{0.2}$ descrito por Caddy y Mahon (1995) para Sudáfrica.

Desde el punto de vista ecológico, varios estudios han demostrado la importancia ecológica y económica del ecosistema de manglar como área nodriza para la reproducción y refugio de especies de importancia para la pesca (Stoner y Zimmerman, 1988). Los ecosistemas de manglar se encuentran entre los sistemas más productivos con un rendimiento neto promedio cercano a los 10 g de materia orgánica m^2 $año^{-1}$, siendo la producción de hojarasca la base de la riqueza orgánica que se encuentra en el piso del manglar (Odum y Heald, 1972; Peña y Palacios, 1988; Dittel *et al.*, 1997). Los procesos de fragmentación y descomposición de las hojas, mediante la contribución de los organismos consumidores en los niveles tróficos bajos, hacen disponible la materia orgánica para consumo «*in situ*» y para exportación desde el manglar hacia los esteros, lagunas y sistemas cercanos. En este sentido se requiere que dentro de las políticas de ordenamiento del recurso Carduma se tenga en cuenta el ecosistema de manglar como parte de la oferta ambiental que sustenta la producción de la especie. La exportación de materia orgánica promedio de los bosques de manglar en la bahía de Buenaventura es de seis a 12 toneladas ha^{-1} $año^{-1}$ estimándose a su vez que por lo menos un 10 por ciento de la misma es transformada en tejido de peces y otros organismos, lo que explica la importancia del manglar en el sustento de varios recursos pesqueros como el camarón y la Carduma (Peña, 1998).

5.2 Desempeño socioeconómico

Desde la década de los 80 la industria de harina de pescado ha tenido un relativo desarrollo, gracias a una serie de factores tales como las innovaciones tecnológicas en las artes de pesca, donde se logró un gran avance al implementarse las redes de nylon que posibilitaron la construcción de nuevos artes para los bolicheros. Igualmente, la disponibilidad de bienes de capital procedentes de Perú, como compra de cierta maquinaria moderna, eficiente y de bajo costo.

Sin embargo, se han presentado limitaciones que no han permitido el incremento paulatino de esta actividad en el producto interno bruto nacional. Tal es el caso de la apertura de la banca comercial para financiar nuevas empresas del sector pesquero mediante préstamos a corto plazo renovados anualmente, la cual no ha sido una política de estado. El período de 1980 a 1991 fue considerado como de recesión para la mayoría de los productos de exportación pesquera en el país; mientras que, por el contrario, los precios de la harina de pescado subieron fuertemente en 1996, debido a la reducción de la oferta mundial por un mal año de pesca en los países escandinavos y al crecimiento rápido de la demanda mundial (Peña, 1999). Para el período 1996 a 2002 los precios de la harina de pescado importada a Colombia variaron entre \$EE.UU. 470 y \$EE.UU. 506 por tonelada F.O.B; que a 2004 se cotiza en \$EE.UU. 515 precio al cual equivale la calidad de harina colombiana, con niveles de proteína entre 57 y 61 por ciento; mientras que el aceite de pescado crudo se cotiza a \$EE.UU. 390 toneladas. Valores que oscilan dependiendo de diferentes factores, como lo sucedido por la alteración en los patrones de corrientes en el Pacífico Americano en el período

CUADRO 7

Empleos generados por la pesquería de Carduma, Pacífico colombiano 2002

Detalle	Total
Tripulación embarcaciones	114
Administración	20
Operarios plantas	112
Mantenimiento	23
Construcción	8
Indirectos	68
Total	345

1994-1995 y 1997 por situaciones conocidas como el Fenómeno del Niño; el cual originó una severa disminución en la producción de harina de pescado.

Por otro lado, la alta demanda de harina de pescado en Colombia ha dado como resultado que la producción por parte de las plantas productoras en el país, tenga un nivel de comercialización relativamente garantizado, a no ser que los precios internacionales estén más bajos y sea mejor importar. Ante esto las empresas han jugado parte fundamental en el manejo del recurso, pues fueron participes del proceso de investigación (co-investigación) hacia el ordenamiento pesquero del recurso carduma y plumuda, aunque este último no se extraiga actualmente. Lo anterior es importante si se tiene en cuenta que es un negocio «fijo» siempre y cuando el recurso no se vea seriamente afectado y por ende cerca de 345 empleos directos e indirectos que genera (Cuadro 7).

Las importaciones se han constituido en un importante componente de la demanda nacional para la producción de alimento concentrado. En el ámbito nacional existen dos empresas que procesan harina de pescado en el Pacífico, estas son Harinas del Mar (Harimar) y Proteínas del Mar (Proteimar), con plantas de procesamiento en Firme Bonito (Buenaventura), Chanzará (Guapi) y Tumaco; altamente tecnificadas y con todas las normas sanitarias requeridas. A nivel nacional se tiene estimado que la reducción de materia prima (Carduma) tiene un rendimiento de 5:1 ó del 20 por ciento y un máximo del 22 por ciento, mientras el aceite presenta un rendimiento que oscila entre siete y 10 por ciento. Por su parte las prácticas comerciales para la distribución dependen mucho de las cantidades de compra y la frecuencia, de manera que empresas con una demanda por encima de 40 toneladas por año se atienden directamente en la planta, mientras que aquellas con un consumo menor son atendidas por los pequeños distribuidores.

5.3 Desempeño institucional

La Política Ambiental para el Manejo Integrado de las Zonas Costeras estableció que el INPA, en coordinación con el Ministerio del Medio Ambiente, las Corporaciones Ambientales Costeras CAR, las Universidades, COLCIENCIAS y demás entidades públicas y privadas responsables del sector pesquero, coordinen la realización de nuevos estudios conducentes a definir los stocks de pesca para las áreas marinas y costeras, sus rendimientos máximos sostenibles, y el esfuerzo pesquero de las especies comercialmente viables que sirva como base para la formulación e implementación de un Plan de Ordenamiento Pesquero y establecimiento de los criterios regionales para su acceso, manejo y administración, en armonía con el desarrollo nacional, a partir de la aprobación de esta Política.

En el contexto de la política y ante esta normatividad y los resultados arrojados por cruceros de evaluación realizados por el INPA (1995-1998) y el auge por la explotación de nuevos recursos pesqueros denominados «pesca blanca» en la región, se desarrolló el proyecto titulado «Prospección de los principales bancos de pesca en el Pacífico colombiano» (período 1999-2001), liderado por INPA, el programa VECEP de la

Unión Europea y COLCIENCIAS. El estudio tuvo como propósito fundamental caracterizar las condiciones biológico-pesqueras y oceanográficas de los principales bancos de pesca en la región con el fin de contribuir a la adopción de pautas de manejo y su incidencia en el sector pesquero de la región (Peña, 2001). Como resultado de este estudio se generaron una serie de recomendaciones para el desarrollo de políticas de gestión que de cierta manera ayudaron para el ordenamiento pesquero del recurso carduma en el marco de la Ley 388 del 97. En este contexto se han formulado una serie de orientaciones metodológicas como base de políticas de gestión e intervención orientadas a: la caracterización biológico-pesquera del recurso, caracterización de las zonas de pesca, y caracterización socioeconómica de la población extractora del recurso (Peña, 2001).

Las últimas estadísticas de tallas de carduma mostraron un aumento en el número de individuos de tallas pequeñas (10-13 cm), por debajo de los 13,5 cm (Zapata *et al.*, 1999). Este hecho demuestra la importancia de realizar un análisis de las posibles causas de la disminución en la talla de primera captura; ya que de persistir esta situación se hace necesario establecer vedas con el fin de proteger el reclutamiento. No es claro si este sea un efecto de «El Niño» pues también se observó en 1991 aunque en menor proporción (Cuadro 6); o es el resultado de un incipiente proceso de sobre pesca. Se debe incrementar la intensidad de los monitoreos de frecuencia de tallas en las plantas reductoras y a bordo de las embarcaciones, esto con ayuda de las empresas y con el fin de mejorar los datos.

Dado que para 1997-1998 se produjo un fenómeno de «El Niño» que podría repercutir en una reducción del reclutamiento y aunque éste se constituye en un factor de incertidumbre, sería conveniente como medida de precaución ante la eventual aparición del evento, no aplicar plenamente la cuota estimada por el $F_{0.1}$. Sin embargo es de resaltar que aunque no existe a la fecha un programa de monitoreo sobre el recurso, el personal de los barcos y las plantas de reducción han tomado la extracción con un alto compromiso para no comprometer la especie y por ende su trabajo, pues por ser empresas monoespecíficas dependen solo de la carduma; así que ellos mismos realizan monitoreos e incluso suspenden faenas mucho antes de iniciarse el período de veda, a pesar que con esto reducen su período de operaciones.

En lo referente a plumuda ha existido interés institucional por promover la extracción de este recurso, de allí que se plantee una cuota disponible de 15 000 toneladas (como un promedio de las evaluaciones anteriormente realizadas), las cuales a la fecha no han sido utilizadas. Esta pesquería permitiría iniciar la línea de enlatados para consumo humano, por lo cual se han propiciado acercamientos con empresas ecuatorianas con experiencia de capturas de esta especie, pero desafortunadamente a la fecha no se han concretado acciones al respecto.

Con la liquidación del INPA y la creación mediante Decreto 1300 del 21 de mayo de 2003 del Instituto Colombiano de el Desarrollo Rural INCODER, el cual tiene como uno de sus objetivos contribuir al fortalecimiento de la actividad pesquera y acuícola mediante la investigación, ordenamiento, administración, control y regulación para el aprovechamiento y desarrollo sostenible de estos recursos en el país; se abre un interrogante sobre el futuro manejo de las pesquerías de los pequeños pelágicos en el Pacífico Colombiano. Particularmente, se espera el mantenimiento de un monitoreo permanente del recurso que permita arrojar la información necesaria para el establecimiento de su ordenamiento tales como asignación de cuotas, embarcaciones, vedas, entre otros.

Es importante resaltar que desde inicios de los 90 existe una alta receptividad de las empresas a las medidas de ordenamiento, pues han representado para ellos una estabilidad del recurso, su materia prima.

5.4 Principales problemas

Se han presentado conflictos ocasionales entre la pesquería artesanal e industrial, por ingreso de los barcos a zonas costeras o por daño en artes de pesca en especial transmallos electrónicos utilizados para la captura de camarón de aguas someras. En este sentido existe una reglamentación que reserva los primeros 1,8 km como zona exclusiva de pesca artesanal, restringiendo específicamente a los barcos arrastreros de la flota camaronera, mientras que con la flota bolicheros existen acuerdos para operar debido a lo cercano del recurso, pero evitando especialmente incidir en bocana de los ríos.

Actualmente se evidencia una ausencia de canales efectivos de comunicación industria-estado, que conlleven a una cooperación mutua. De manera que los acuerdos a que se ha llegado con las empresas correspondieron realmente a trabajo de años anteriores, mostrando resultados de interés para la industria, que han permitido mantener la cooperación aun sin la existencia de convenios o medidas de presión. Sin embargo la baja presencia estatal especialmente del año 2000 a la fecha, ha disminuido ostensiblemente los niveles de contrapartida y dejado los procesos de investigación o monitoreo que adelantan las empresas, sin orientación técnica. Dado que apenas se inicia un nuevo régimen institucional, aun no es claro como se recuperarán y mantendrán los procesos de investigación necesarios para mantener información útil y confiable.

Existe una carencia de recursos económicos apropiados que garanticen las investigaciones a mediano y largo plazo, debido especialmente al cierre o reducción de las fuentes nacionales de apoyo a la investigación básica.

Existe además, carencia de información para integrar la pesquería en planes de manejo global de la zona costera. Sin embargo el mantenimiento de monitoreos que permitan obtener datos sobre ciclo biológico (crecimiento y reproducción principalmente) y cpue, pueden generar información útil para el manejo del recurso y por ende aportar al manejo integrado de zona costera, no obstante, insuficientes para establecer planes realmente integrales.

Otro de los problemas asociados al desarrollo óptimo de la pesquería tiene que ver con los grandes déficits en infraestructura y equipamiento en la región. Los procesos de migraciones humanas permanentes hacia los principales centros urbanos costeros como Buenaventura y Tumaco imposibilita una adecuada prestación de servicios básicos y de infraestructura como agua, electricidad, saneamiento, salubridad, entre otros (Plan de Ordenamiento Territorial Buenaventura 2000). Esta situación es mas notoria en la zona rural para el acopio de una red de frío que garantice la oferta permanente del recurso carduma.

La carencia de un desarrollo tecnológico pesquero planificado que incluya los stocks, sus rendimientos máximos sostenibles, y el esfuerzo pesquero han sido limitaciones tradicionales en el manejo del recurso pesquero en la región Pacífica. Como ejemplo se puede citar la extracción del camarón de aguas someras, la especie soportó la industria pesquera en el Pacífico, y fue el recurso imperante a extraer entre 1950 y 1970, lo que conllevó a una sobrepesca del recurso durante la década de los 90.

Desde el punto de vista de la legislación pesquera Colombiana, existen vacíos en el régimen legal colombiano con referencia al manejo integral de los recursos costeros y ecosistemas marinos. En la medida que se avance en el conocimiento de estos recursos, se podrá desarrollar un marco jurídico que permita el ordenamiento de la pesca en la región. A pesar de que se carece de un seguimiento riguroso en los últimos años, las estadísticas de captura, la estabilidad en el numero de barcos operando y las apreciaciones de las empresas referente a las tallas de captura de la carduma, indican que el avance logrado durante años anteriores viene dando frutos, en el sostenimiento de esta pesquería. Sin embargo, un problema delicado es que el estado no puede ausentarse de estos procesos, pues cualquier variable que oscile ya sea de tipo ambiental incidiendo por ejemplo en el reclutamiento; o de tipo económico que genere mayor presión en el recurso, pueden conducir a la pérdida de información y los esfuerzos de varios años.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La carduma *Cetengraulis mysticetus* es la principal especie de recursos de pequeños pelágicos; la Plumuda *Opisthonema* spp. se constituye también en una especie potencial; ambas en el Pacífico colombiano. Ante el auge de la pesquería de la carduma, el INPA implementó todas las medidas administrativas necesarias para asegurar el rendimiento máximo sostenido del recurso (cuota máxima de captura, esfuerzo pesquero restringido a 10 embarcaciones, ojo de malla de 2 ½» y veda reproductiva). Se desprende por tanto, la conveniencia de mantener restricciones al ingreso de nuevas embarcaciones a la pesquería, pues a la fecha solo existen nueve activas, de manera que aun no se llega al tope máximo establecido.

A pesar que no se cuenta con un estudio económico que muestre la ganancia económica por embarcación o por empresa, es claro que el mantenerse en la actividad de manera continua desde el año 1990, deja entrever que sigue siendo negocio el continuar con la extracción del recurso. Se agrega en este punto que el hecho que las empresas propietarias de las plantas reductoras sean a su vez dueñas de las embarcaciones que operan en esas zonas, asegura una cadena que se opera con criterio de sostenibilidad, pues la alteración del recurso no sólo afectaría la extracción de carduma, sino también la producción de harina y aceite y la comercialización de los mismos.

Aunque no existe a la fecha un estudio que determine en forma precisa el estado de explotación del recurso, se considera en general que la especie está alcanzando su nivel de explotación y que todas las medidas de regulación establecidas tienden a una explotación sostenible.

El stock está siendo explotado a niveles de F levemente inferiores al punto de referencia propuesto ($F_{0.1}$), de manera que es factible entonces incrementar el RMS hasta 32 500 toneladas. Sin embargo, teniendo en cuenta que no se conocen plenamente los efectos del fenómeno de «El Niño» sobre el reclutamiento, pero que se sospecha afectan además la distribución, abundancia y los aspectos reproductivos de la carduma, se considera conveniente tomar un nivel de cuota más prudente hasta tanto no se valoren en lo posible estos efectos.

La cuota de pesca debe estar relacionada con los niveles de reclutamiento para mejorar su confiabilidad. Se recomienda evaluar la metodología para valorar niveles de reclutamiento y biomasa desovante, ojalá mediante el establecimiento de programas de investigación independientes de la pesquería. Se debe decidir si se utilizaría la información proveniente de cruceros hidroacústicos (abundancia en número) o de el análisis de la CPUE obtenida en los meses de reclutamiento (mayo a julio). De todas formas se recomienda que en ningún caso se deberá permitir exceder la mortalidad por pesca por encima de $F_{0.1}$ hasta tanto no se cuente con los resultados de este último análisis.

Un aspecto negativo que posee esta estrategia es que cuando se resuelvan los limitantes de confiabilidad de la cuota de pesca, en caso de reducirse, el volver a establecerla por lo bajo, puede generar conflictos de política difíciles de manejar y de obtener un consenso de aceptabilidad.

Se requiere contar oportunamente con información de captura y esfuerzo de la pesquería, como también desarrollar programas permanentes para la obtención de información de frecuencia de tallas/barcos/día para cada una de las plantas reductoras, al igual que obtener información económica y social de la pesquería.

Articular actividades con entidades responsables del manejo de ecosistemas marinos costeros, para establecer programas de seguimiento y control, de manera que la responsabilidad no recaiga sobre una sola entidad. En este sentido podrían formar parte de esta estrategia el INCODER, las Alcaldías Municipales en cabeza de las Unidades de Manejo Ambiental Técnico-Administrativas (UMATAS), las Corporaciones Regionales, el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial a través del Instituto de Investigaciones Marinas INVEMAR y la Unidad Administrativa Especial

del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN), además de los Consejos Comunitarios.

Finalmente se considera de gran importancia impulsar la pesquería de la plumuda, pues además de generar una nueva industria pesquera para la región y el país, permitiría iniciar el mercado de los enlatados de sardinas, generaría empleo, implementaría tecnologías en extracción y procesamiento, con las consecuentes divisas por exportación o ahorro por substitución de importaciones. Sin embargo en el caso de promoverse esta actividad y aunque se posee algo de información, debe arrancar acompañada de un proceso de investigación biológico-pesquera.

7. AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su mas sincero agradecimiento al personal del INPA Regional Pacífico (oficinas Buenaventura y Tumaco) y a las empresas Harimar Ltda. y Proteimar S.A. por su colaboración al brindar información especialmente del período 1998 - 2002, necesaria para actualizar el análisis. De igual manera a la estudiante Natalia Londoño, del Programa de Administración de Recursos Costeros y Marinos de la Universidad Santiago de Cali por apoyar la recolección inicial de información sobre mercadeo de la harina de pescado.

8. REFERENCIAS

- Angel, E. y Maldonado, J. 1975. Resultados preliminares de la exploración hidrobiológica realizada por el M/T Kniazik en aguas del Pacífico colombiano. INDERENA – ARMADA NACIONAL. Informe Técnico, 38 p.
- Barreto, C.G. y Mosquera, B.J. 2001. Boletín Estadístico Pesquero Colombiano 1999-2000. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura INPA. Bogotá, 139 p.
- Bayliff, W.H. 1966. Dinámica de la población de la Anchoveta, *Cetengraulis mysticetus*, en el Golfo de Panamá, determinada por experimentos de marcación. Comisión Interamericana del Atún Tropical. Boletín Vol. II N° 4. La Jolla, California, 352 p.
- Bayliff, W.H. 1969. Synopsis of biological data on the Anchoveta *Cetengraulis mysticetus* Günther, 1866. FAO Fisheries Synopsis N° 43. Roma, 52 p.
- Beltrán-León, B.S. 1992. Identificación y descripción de los tipos de huevos, larvas y post-larvas de Engraulidos y Clupeidos (Pisces: Clupeiformes) en el Pacífico colombiano, febrero-marzo de 1991. Tesis de grado. Universidad del Valle. Cali, 134 p.
- Beltrán-León, B.S. 2002. Changes in the distribution, abundance and spawning season of the anchovy *Cetengraulis mysticetus*, in the Pacific ocean off Colombia during the events of El Niño and La Niña. Investig. Mar., Ago, Vol. 30. N° 1, supl, 106-107.
- Beltrán-León, B.S., Ramos, G., Escobar, J.C. y Tovar, J. 1994. Distribución y abundancia de huevos y larvas de *Opisthonema* spp. (Gill, 1861) y *Cetengraulis mysticetus* (Günther, 1866) (Pisces: Clupeiformes) en el Pacífico colombiano durante enero de 1993. Bol. Científico INPA N° 2: 181-199.
- Beltrán-León, B.S. y Ríos, R. 2000. Estadios tempranos de peces del Pacífico colombiano. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura -INPA-. Buenaventura, 727 p.
- Berry, F.H. y Barret, J. 1963. Gillraker analysis and speciation in the Herring genus *Opisthonema*. Inter-American Tropical Tuna Commission. Vol. VII (2), 153 p.
- Caddy, J.F. y Mahon, R. 1995. Reference points for fisheries management. FAO Fish. Tec. Paper, N° 347. Roma, 83 p.
- Cantera, J.R. 1991. Etude structurale des mangroves et des peuplements littoraux des deux baies du pacifique colombien (Málaga et Buenaventura). Rapport avec les conditions du milieu et les perturbations anthropiques. These d'Etat Sciences. Université d'Aix-Marseille II, Marseille, France, 429 p.
- Castillo, J. y Ramírez, A. 1992. Determinación de la constante de ecointegración Cb para la Carduma *Cetengraulis mysticetus* en el Pacífico colombiano. Mem VIII Sem. Nal. Cienc. y Tecnol. Mar. Santa Marta, pp 873-881.

- Castillo, J., Ramírez, A., Gil, G., Rodríguez, G. y Zapata, L.A. 1992a. Cruceros hidroacústicos de evaluación de peces pelágicos pequeños en el Pacífico colombiano PEC/PELAG 1991. Inf. Tec. Ministerio de Agricultura - Programa Regional de Cooperación Técnica para la Pesca CEE/PEC ALA 87/21 - INPA. Buenaventura, 37 p.
- Castillo, J., Ramírez, A., Zapata, L.A., Gil, G. y Rodríguez, G. 1992b. Determinación de la biomasa de *Carduma Cetengraulis mysticetus* (Günther 1866) por métodos hidroacústicos en el Pacífico colombiano. Mem. VIII Sem. Nal. Cienc. y Tecnol. Mar. Santa Marta, pp 166-177.
- Chirichigno, N. 1998. Clave para identificar los peces marinos del Perú. IMARPE Pub. Especial. 2a ed. Callao, 496 p.
- Dittel, A.I., Epifanio, C.E., Cifuentes, L.A. y Kirchman, D.L. 1997. Carbon and nitrogen sources for Shrimp Postlarvae fed natural diets from a tropical mangrove system. Est. Coast. Shelf Sci. 45:629-637.
- Estatuto General de Pesca. 1991. INPA y Programa CEE/PEC. Bogotá, 56 p.
- Estrada, M. y Beltrán, I.C. (ed). 2000. El ordenamiento pesquero y acuícola dentro del ordenamiento territorial y ambiental. Manual Metodológico. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, Santa Fe de Bogotá, 61 p.
- Flores, R. y Rodríguez, G. 1992. Condiciones oceanográficas en los cruceros hidroacústicos de evaluación de peces pelágicos pequeños en el Pacífico colombiano PEC/PELAG 1991. Inf. Tec. Programa de Pesca CEE/PEC ALA/87/21, INPA, Ministerio de Agricultura. Buenaventura, 11 p.
- García, S., Sparre, P. y Csirke, J. 1989. Estimating surplus production and maximum sustainable yield from biomass data when catch and effort time series are not available. Fish. Res. 8:13-23.
- Gayanilo, F.C., Jr. Soriano y Pauly, D. 1988. A draft guide to the compleat ELEFAN. ICLARM Software Project 2: 65 pages and 10 diskettes (5.25 inches, 360 K).
- Hansen, H.M., Hurwitz, W.N. y Madow, W.G. 1953. Sample survey methods and theory. Vol. 1. Wiley and Sons, New York, 638 p.
- Howard, G. V. y Landa, A. 1958. A study of the age, growth, sexual maturity and spawning of the Anchoveta (*Cetengraulis mysticetus*) in the Gulf of Panama. Bol. CIAT. Vol. II N° 9: 371-467.
- INPA. 1994. Estadísticas pesqueras del Pacífico colombiano, Buenaventura, 20 p.
- INPA. 1996. Boletín Estadístico Pesquero. Bogotá, 107 p.
- INPA. 1997. Almanaque pesquero del Pacífico colombiano. INPA. Buenaventura, 26 p.
- INPA. 2002. Almanaque 2002. INPA. Cali, 26 p.
- Maldonado, J. y Remolina, R. 1976. Contribución al conocimiento de la biología y las pesquerías de Anchoveta colombiana *Cetengraulis mysticetus* (Günther). En: Memorias sobre el Océano Pacífico Sudamericano. Vegas Vélez y Rojas Beltrán Editores. Tomo I. Cali, pp 275 – 318.
- Maya, L.A. 2001. Geografía humana de Colombia, los afrocolombianos. Revista Colombiana de Antropología. Tomo 11: 1533-1610.
- Ministerio del Medio Ambiente. 2000. Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y las Zonas Costeras e Insulares de Colombia. Dirección General de Ecosistemas. Santa Fe de Bogotá, 84 p.
- Mojica, H. 1992. La Pesquería de pequeños pelágicos en el Pacífico colombiano. Inf. Tec. Ministerio de Agricultura, Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura -INPA-. Santa fé de Bogotá, 22 p.
- Mora, O. 1983. Recursos pelágicos del Pacífico colombiano. Seminario Regional sobre recursos pesqueros y sus pesquerías en el Pacífico Sudeste. Guayaquil, 1982. Rev. Com. Perm. Pacífico Sur, (13): 83-88.
- Odum, W.E. y Heald, E.J. 1972. Trophic analysis of an estuarine mangrove community. Bull Mar. Sci., 22:671-738.

- Patterson, K.R. y Santos, M.** 1992. The thread herrings *Opisthema* spp. of Ecuador: review and populations dynamics. Elsevier Science Publisher B. V., Amsterdam. Fisheries Research (14): 273–294.
- Pauly, D.** 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. J. Cons. CIEM, 39 (2):175–192.
- Plan de Ordenamiento Territorial del Municipio de Buenaventura.** 2000. Oficina de Planeación Municipal. Buenaventura, 91 p.
- Prahl, H. von, Cantera, J.R. y Contreras, R.** 1990. Manglares y hombres del Pacifico Colombiano. FEN-COLCIENCIAS. Bogotá, 78 p.
- Peña, E.J.** 1998. Physiological ecology of mangrove-associated macroalgae in a tropical estuary. Ph.D. Dissertation, University of South Carolina, 259 p.
- Peña, E.J.** 1999. Recursos pesqueros y la flota pesquera en el Pacifico colombiano. Manual Práctico del Curso de Tecnología Pesquera. Editorial Universidad Santiago de Cali, Cali, 87 p.
- Peña, E.J.** 2001. Asesoramiento estadístico y pautas para el manejo de los recursos pesqueros en el Pacifico Colombiano. Informe Final, Instituto Nacional de Pesca y Acuacultura-Regional Pacifico, Buenaventura, 43 p.
- Peña E.J., Cadena, Z. y Cantera, J.** 1996. Estado del conocimiento actual sobre el ecosistema de manglar y recursos asociados en Colombia. Pautas de manejo y problemática ambiental. 1996 Memorias, Foro Latinoamericano «La acuicultura y sus impactos». Choluteca, Honduras. Greenpeace and Swedish Society for the conservation of Nature, pp 16-22.
- Peña, E.J. y Palacios, M.L.** 1988. Macroalgas marinas bénticas asociadas al manglar de la Costa Pacifica Colombiana. Mem. VI Sem. Nal. y Tec. del Mar. CCO - Universidad Jorge Tadeo Lozano, pp 500-505.
- Pescolombia, 1976.** Informe sobre las investigaciones pesqueras realizadas por los arrastreros B-29 en la plataforma continental del Pacífico colombiano en 1976. 14 p + Cuadros.
- Ricci, O.L.** 1995. Aspectos sobre la biología (alimentación, reproducción y crecimiento) de la Plumuda *Opisthonema* spp. (Gill, 1861) en el Pacífico colombiano. Tesis de grado. Universidad del Valle. Cali, 108 p.
- Red de Pesca y Acuicultura de Colombia.** 2002. Propuesta Política y Operativa para una nueva Institucionalidad de la Pesca y la Acuicultura en Colombia. Documento de trabajo. Bogotá, 13 p.
- Rubio, E.A.** 1988. Peces de importancia comercial para el Pacífico colombiano. Centro de publicaciones de la Facultad de Ciencias, Universidad del Valle. Cali, 499 pp.
- Rueda-Montenegro, C. y Beltrán-León, B.S.** 1992. Ictioplancton de las familias Clupeidae y Engraulidae en el litoral Pacífico colombiano durante 1991. Mem. VIII Sem. Nal. Ciencias y Tec del Mar. Santa Marta, pp 741-752.
- Salinas, S.** 1996. Contenido estomacal y hábitos alimenticios de la Carduma *Cetengraulis mysticetus* (Günther, 1866) en el Pacífico colombiano. Tesis de grado. Universidad del Valle. Cali, 98 p.
- Simpson, J.G.** 1959. Identificación del huevo, historia de las primeras etapas de vida y áreas de desove de la anchoveta *Cetengraulis mysticetus* (Günther) en el golfo de Panamá. Inter.-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., Vol. III, N° 10: 437-580.
- Sparre, P. y Venema, S.** 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte I. FAO, Doc. Tec. Pesca 306/1. Roma, 420 p.
- Stoner, A.W. y Zimmerman, R. J.** 1988 Food pathways associated with panaeid shrimps in a mangrove-fringed estuary. Fish Bull., 86:543-551.
- Stromme y Saetersdal.** 1988. Prospecciones de los recursos de la plataforma pacífica entre el sur de México y Colombia, 1987. Bergen, Norway, 105 p.
- Trodec, J.P.** 1977. Méthodes semi-quantitatives d'évaluation. FAO Circ. Pêches (701): 31-141.

- Vegas, M.** 1977. Ictiología. Texto experimental. Centro de publicaciones División de Ciencias. Universidad del Valle. Cali, 271 p.
- Whitehead, P.J.P. y Rodríguez-Sánchez, R.** 1995. Engraulidae. In: Fischer, W. *et al.* Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la Pesca. Pacífico centro-oriental. Vol. II. Vertebrados Parte 1. Roma, pp 647-1200.
- Zapata, L.A.** 1992. Contribución al conocimiento de la biología, hábitos alimenticios y crecimiento en la Carduma *Cetengraulis mysticetus* (Günther, 1866) en el Pacífico colombiano. Tesis de Grado. Universidad del Valle. Sección Biología Marina. Cali, 127 p.
- Zapata, L.A.** 2002. Effects of El Niño and La Niña on the fisheries of the Colombian Pacific. *Investig. Mar.*, Ago, Vol. 30. N° 1, supl, 205-206.
- Zapata, L.A., Pineda, F. y Rubio, E.A.** 1992. Biología pesquera del recurso Carduma *Cetengraulis mysticetus* (Günther, 1866) en el Pacífico colombiano. Mem. VIII Sem. Nal. Cienc. y Tec. del Mar y Congreso Centroamericano y del Caribe en Ciencias del Mar. Santa Marta, pp 882-895.
- Zapata, L.A. y Ramírez, A.** 1992. Situación actual y perspectivas de las pesquerías de los recursos de pequeños pelágicos en el Pacífico colombiano. Seminario Taller y consulta de expertos sobre recursos pelágicos y sus pesquerías en el Pacífico Sudeste; una orientación al futuro. CPPS, Buenaventura, 10 p.
- Zapata, L.A. y Ricci, O.L.** 1997. Resultados de la evaluación del recurso Carduma en el Pacífico colombiano, 1991-1997. Informe Técnico INPA. Buenaventura, 23 p.
- Zapata, L.A., Rodríguez, G., Beltrán, B., Gómez, G. Cediell, A. Avila, R. y Hernández, C.** 1999. Evaluación de recursos demersales por el método de área barrida en el Pacífico colombiano. *Bol. Científico INPA* N° 6: 177-226.
- Zapata, L.A., Rubio, E.A. y Pineda, F.** 1990. Informe preliminar sobre la biología (reproducción y alimentación) de la Carduma *Cetengraulis mysticetus* (Günther, 1866) en el Pacífico colombiano. Memorias VII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar. Comisión Colombiana de Oceanografía. Cali, pp 490 – 500.

El Plan Internacional para la Ordenación de la Capacidad Pesquera fue adoptado por el Comité de Pesca de la FAO en febrero de 1999. La FAO ha desempeñado una función importante en el proceso de adopción del plan a través de la preparación de pautas y recomendaciones técnicas. Destacados científicos de América Latina y el Caribe han realizado una serie de estudios que constituyen un primer paso hacia la mejor comprensión de los problemas de capacidad y sobrecapacidad en las pesquerías de la región. En esta publicación se presentan 11 estudios de casos. La primera sección se centra en aspectos conceptuales, metodológicos y de políticas de gestión de la capacidad y políticas relativas al exceso y a la subutilización de la capacidad. La segunda sección contiene un examen general de las políticas de ordenación pesquera en América Latina y el Caribe. Los estudios de casos abarcan una amplia gama de especies, cuestiones metodológicas y problemas de gestión de la capacidad.

ISBN 978-92-5-305419-0 ISSN 1014-1138



9 789253 054190

TC/M/A0236S/1/5.07/650