



FONDO DE INVESTIGACION PESQUERA

INFORMES TECNICOS F I P

FIP - IT / 95 - 17

INFORME : EVALUACION DE LA DEMANDA DE
FINAL ALIMENTO EN MERLUZA COMUN Y
ANALISIS DE SU IMPACTO EN PRE-
RECLUTAS

UNIDAD : UNIVERSIDAD DE CONCEPCION
EJECUTORA

Requirente : Fondo de Investigación Pesquera.

Convenio aprobado mediante Decreto Supremo N° 263, de 20 de diciembre de 1995, del Ministerio de Economía Fomento y Reconstrucción, publicado en el Diario Oficial el 02 de enero de 1996.

Ejecutor : Universidad de Concepción, Departamento de Oceanografía.

RESUMEN EJECUTIVO

Se informa resultados obtenidos durante la ejecución del Proyecto FIP 95-17 "Evaluación de la demanda de alimento en merluza y análisis de su impacto en pre-reclutas", el que se inició el 20 de diciembre de 1995 y finalizó el 20 de agosto de 1997. Se implementó un sistema de muestreo mensual biológico específico de *Merluccius gayi*, el que cubrió un año de estudio, desde julio de 1996 hasta junio de 1997.

Se diseñó y puso en marcha un sistema de piletas en la Estación de Biología Marina de Dichato para experimentación con peces en cautiverio, el que fue construido con un sistema de bombeo que proporciona agua de mar con caudal según requerimiento del usuario. El sistema se completa con una red hidráulica de PVC diseñada para el transporte de agua de mar a las piletas. Este sistema está dotado de equipamiento para el tratamiento del agua de mar, utilizándose tanto la filtración mecánica (filtro de cartucho o cartridge) como fisico-química (filtro de carbón activado). Para la desinfección y esterilización de agua de mar se utiliza radiación ultravioleta.

En cuanto a la evaluación del stock, ésta se realizó con Análisis Secuencial de Población (ASP), combinando los sexos. Se presenta las matrices de captura y abundancia para las fracciones de stock 2+, 3+ y 4+, en número y por edad, para el periodo 1975-1996. La mortalidad por canibalismo es selectiva y ocurre casi exclusivamente en el grupo de edad 0, dando cuenta desde 25% hasta 60% de la mortalidad natural en este grupo de edad, aunque existen fuertes diferencias interanuales. El rango de valores absolutos de la mortalidad por canibalismo en el grupo de edad 0 fue determinado entre 0,069 (año 1994) y 0,307 (año 1992). Dado que la remoción de ejemplares de *M. gayi* por canibalismo y por las capturas prácticamente no se sobreponen, entonces las estimaciones de la abundancia del stock capturable 2+ por ASP clásico no se ven alteradas cuando se procede con un ASP que incluye el canibalismo (C-ASP).

Las actividades para capturar ejemplares vivos de *M. gayi*, y mantenerlos posteriormente en cautiverio, no produjeron resultados satisfactorios, a pesar de haberlo intentado en decenas de

oportunidades, sea con red agallaera o con línea de espineles. Dos probables causas principales pueden haber influido en esto. Primero, que los ejemplares de *M. gayi* estuvieron disponibles a los artes de pesca sólo a profundidades que no permitían la descompensación fisiológica, por ejemplo, al extraerlos desde más de 40 m de profundidad, como ocurrió en la mayoría de los casos, razón por la cual la vejiga gaseosa se expande y se produce hemorragias en órganos internos, con la muerte posterior de los peces. Una segunda causa puede ser haber operado en sectores muy costeros, pero ello sólo es válido cuando se practicó la pesca a bordo de botes. Sin embargo, también ocurrió mortalidad total de ejemplares de *M. gayi* incluso capturándolos a sólo 20 m de profundidad. Adicionalmente, algunas causas humano-independientes también se conjugaron para no obtener individuos vivos de esta especie, a saber, la alta frecuencia de temporales en la zona central de Chile en el otoño-invierno de 1997, presentándose el mar con malas condiciones por varios días, y también la presencia de individuos solitarios o en manada de lobo común *Otaria flavescens*. En este último caso, en cada experiencia de pesca no se obtenía ningún ejemplar de *M. gayi*, o sólo restos, al haber sido consumidos por los lobos comunes. Sin embargo, aprovechando las condiciones para la experimentación con peces que respondieron bien a la manipulación, se probó con otras especies que estuvieron más disponibles que *M. gayi*, y que pudieron aclimatarse, como el blanquillo (*Prolatilus jugularis*) y la pintarroja (*Schroederichthys chilensis*).

Con muestras de estómagos de *M. gayi* de campo se analizó el ritmo diario de alimentación, construyendo un día "virtual" con la trayectoria del contenido estomacal. Se determinó dos períodos de alimentación diarios, entre las 08 y 15 horas, y entre 13:30 y 20:30 horas. La tasa instantánea de evacuación gástrica (R) fue estimada en 0,110 y 0,143 h⁻¹ para el primer y segundo período, respectivamente.

En la serie histórica de datos del contenido estomacal, el taxón de presa más importante durante la mayor parte del período analizado fue eufáusidos, aunque también con evidentes cambios en otras presas a través del tiempo, como sardina común *Strangomera bentincki*, la propia merluza común *M. gayi* y langostino colorado *Pleuroncodes monodon*. Además, se detectó cambios en la importancia de las presas en función del tamaño del predador.

El mejor estimado de la razón consumo/biomasa en *M. gayi* es $Q/B=2,96$; según un procedimiento que utiliza tanto características corporales de la especie, como el peso máximo teórico y el "aspect ratio" de la aleta caudal, además de la temperatura del habitat y el tipo de alimentación. El consumo de alimento también fue determinado indirectamente, utilizándose la acumulatividad del parásito nemátodo *Anisakis* sp., cuya vía de transmisión más posible es a través de los eufáusidos.

TABLA DE CONTENIDOS

Resumen Ejecutivo	i
Tabla de Contenidos	iv
Listado de Figuras	vii
Listado de Tablas	ix
1. Introducción	1
1.1. Objetivo general	3
1.2. Objetivos específicos	3
2. Materiales y Métodos	4
2.1. Zona de estudio	4
2.2. Periodo de estudio	4
2.3. Diseño, implementación y puesta en marcha del sistema de piletas para la mantención de peces en cautiverio	5
2.3.1. Antecedentes	5
2.3.2. Aproximación metodológica	6
2.3.2.1. Cálculo del sistema de bombeo (basado en Kovari, 1984).	8
2.3.2.2. Potencia requerida	8
2.3.2.3. Selección de materiales	9
2.3.2.4. Sistema de confinamiento	9
2.4. Estructura de tamaños de <i>M. gayi</i>	9
2.4.1. Muestreos de frecuencia de tamaños	10
2.4.2. Muestreos biológico-específicos	10
2.5. Evaluación de la abundancia del stock	15
2.6. Mortalidad natural y su fracción explicada por canibalismo	16
2.6.1. Presentación del modelo	18
2.6.2. Información requerida para la estimación de la mortalidad por canibalismo	19
2.7. Tasa instantánea de evacuación gástrica y tiempo de digestión	19
2.7.1. Método experimental con peces en cautiverio	19
2.7.1.1. Diseño experimental	20
2.7.1.2. Captura de ejemplares vivos de <i>M. gayi</i> y traslado a la Estación de Biología Marina Dichato	20
2.7.1.3. Experiencias de pesca con red de arrastre y espinel	21
2.7.1.4. Captura utilizando red agallera	22
2.7.1.4.1. Con botes	22
2.7.1.4.2. Con lancha artesanal merlucera de caleta Coliumo	24
2.7.2. Alimentación, tasa instantánea de evacuación gástrica y tiempo de digestión	27
2.7.2.1. Alimento voluntario, inanición y alimento experimental	27
2.7.2.2. Experimentos en cautiverio con <i>P. jugularis</i> (blanquillo) y <i>S. chilensis</i> (pintarroja)	28
2.7.2.2.1. Captura, aclimatación y experimentación con <i>P. jugularis</i>	28

2.7.2.2.2. Captura, aclimatación y experimentación con <i>S. chilensis</i>	30
2.7.2.3. Ajuste de datos experimentales a modelos de evacuación gástrica	31
2.7.2.4. Tiempo de digestión	32
2.7.3. Método que analiza cambios del contenido estomacal con muestras seriadas de campo	33
2.8. Ración diaria de alimento y peso promedio de las presas con muestras de estómagos de campo	36
2.9. Análisis de la importancia de las presas en el contenido estomacal de <i>M. gayi</i>	38
2.9.1. Importancia relativa de las presas	38
2.9.2. Tamaño mínimo de muestra	39
2.10. Consumo de alimento	40
2.10.1. Método que utiliza características morfométricas y el peso máximo teórico en peces carnívoros	40
2.10.2. Método que utiliza la ración diaria de alimento, la biomasa del predador, la proporción de las presas y el tiempo	42
2.10.3. Método que utiliza la tasa de infección del nemátodo <i>Anisakis</i>	44
3. Resultados	46
3.1. Período de estudio	46
3.2. Sistema de abastecimiento de abastecimiento de agua de mar para la mantención de peces en cautiverio	47
3.2.1. Equipos de filtración	47
3.2.1.1. Filtro de cartucho	47
3.2.1.2. Filtro de carbón activado	48
3.2.2. Equipo de esterilización de luz ultravioleta	48
3.2.3. Equipo de bombeo (bomba centrífuga autocebante)	49
3.2.4. Manguera	50
3.2.5. Tubería y fittings	51
3.2.6. Sistema de confinamiento	51
3.2.7. Sistema de abastecimiento de agua	52
3.3. Estructura de tamaños de <i>M. gayi</i>	53
3.3.1. Frecuencia de tamaños y parámetros de la relación longitud-peso	53
3.3.2. Capturas y abundancia en el periodo 1975-1994	55
3.3.2.1. Capturas (en número)	55
3.3.2.2. Evaluación del stock	56
3.3.2.2.1. Calibración con información auxiliar	56
3.3.2.2.2. Abundancia (en número)	57
3.3.2.2.3. Biomasa	59
3.4. Mortalidad natural y fracción explicada por canibalismo	61
3.5. Ciclo diario de alimentación de <i>M. gayi</i>	65
3.5.1. Mantención de peces en cautiverio	65
3.5.1.1. Método experimental de captura de ejemplares vivos de <i>M. gayi</i>	65
3.5.1.2. Experiencias con ejemplares vivos de <i>P. jugularis</i> y <i>S. chilensis</i>	68
3.6. Ciclo diario de alimentación de <i>M. gayi</i> con muestras de campo	72

3.7. Importancia de las presas en el contenido estomacal	73
3.7.1. Importancia relativa de las presas. Análisis global	73
3.5.2. Importancia relativa de las presas. Análisis por unidad trófica ontogenética (UTO)	75
3.8. Consumo de alimento	77
3.8.1. Determinado con las características morfométricas y el peso máximo teórico en peces carnívoros	77
3.8.2. Consumo de alimento determinado a través de la ración diaria de alimento, biomasa del predador, proporción de las presas y tiempo con datos del contenido estomacal	78
3.8.3. Consumo de alimento mediante la tasa de infección de <i>Anisakis</i> sp.	80
4. Discusión	83
5. Conclusiones	89
6. Referencias bibliográficas	91
ANEXO. Figuras	

LISTADO DE FIGURAS

- Fig. 1. Mortalidad natural en *M. gayi* por grupo de edad
- Fig. 2. Plano del sistema de abastecimiento de agua de mar instalado en la Estación de Biología Marina de Dichato.
- Fig. 3a. Distribución de frecuencias de tamaño en *M. gayi*. Segundo semestre 1996 (machos=7.209; hembras=7.742).
- Fig. 3b. Distribución de frecuencias de tamaño en *M. gayi*. Primer semestre 1997 (machos=9.981; hembras=10.334).
- Fig. 3c. Distribución de frecuencias de tamaño en *M. gayi*. Segundo semestre 1996 y Primer semestre 1997 (machos=21.023; hembras=20.173).
- Fig. 4. Residuos (a) y coeficiente de proporcionalidad entre la abundancia obtenida de los cruceros hidroacústicos y la abundancia estimada con el ASP, años 1993 y 1995.
- Fig. 5. Captura por unidad de esfuerzo observada y estimada por el ASP, como directamente proporcional a la biomasa promedio 7+. Período 1982-1993.
- Fig. 6. Evolución anual de la abundancia (millones de ejemplares) en el stock de *M. gayi*. Período 1975-1996.
- Fig. 7. Evolución anual de la biomasa (miles de ton) del stock de *M. gayi*. Período 1975-1996.
- Fig. 8. Tasa de mortalidad por canibalismo (M_c) estimada para los grupos de edad 0 al 3 de *M. gayi* con el C-ASP. Período 1992-1996.
- Fig. 9. Mortalidad natural total ($M=Mr+M_c$) obtenida con el C-ASP para las edades 0, 1 y 2 comparadas con las asumidas en base a la extrapolación de las estimaciones realizadas por Arancibia & Cubillos (1993).
- Fig. 10. Razón peso a tiempo t (W_t) y peso inicial (W_i) de *C. uncinata* en estómagos de *P. jugularis*. Los puntos corresponden a promedios.
- Fig. 11. Razón peso a tiempo t (W_t) y peso inicial (W_i) de *P. monodon uncinata* en estómagos de *P. jugularis*. Los puntos corresponden a promedios.

- Fig. 12. Razón peso a tiempo t (W_t) y peso inicial (W_i) de *I. conceptionis* en estómagos de *S. chilensis*. Los puntos corresponden a promedios.
- Fig. 13. Períodos diarios de alimentación de *M. gayi*; a=primer período; b=segundo período.
- Fig. 14. Importancia relativa (IIR) de las principales presas de *M. gayi*, por trimestre. Período: 1992-1997.
- Fig. 15. Distribución de frecuencias de una simulación de Q/B con la técnica bootstrap (3000 simulaciones; 60 valores fuera de rango).
- Fig. 16. Razón consumo/biomasa trimestral (Q/B) de *M. gayi*. Período: 1992-1997.
- Fig. 17. Ajuste a los valores anuales de (Q/B) en *M. gayi*. Período: 1992-1997.
- Fig. 18. Mortalidad por canibalismo y residual como fracción de la mortalidad natural por grupo de edad en *M. gayi*.

LISTADO DE TABLAS

- Tabla 1. Rangos de longitud total (LT; cm) por unidad trófica ontogenética (UTO) informados por Arancibia & Fuentealba (manuscrito).
- Tabla 2. Coeficiente de Variación (C.V.) estacional del contenido estomacal de *M. gayi* (según Fuentealba, 1993).
- Tabla 3. Distribuciones de frecuencias absolutas, por sexo y para sexos combinados, de los grupos de edad de los 2.150 ejemplares de *M. gayi* considerados en los análisis de la tasa de acumulatividad de *Anisakis* sp.
- Tabla 4. Parámetros semestrales de la relación longitud total (cm)-peso total (g) en *M. gayi*. Periodos: julio-diciembre 1996, enero-junio 1997 y julio 1996-junio 1997.
- Tabla 5. Captura anual en número (millones) de *M. gayi*, sexos combinados. Período: 1975-1996.
- Tabla 6a. Abundancia anual en número (millones de ejemplares) de *M. gayi*, sexos combinados. Período: 1975-1996.
- Tabla 6b. Biomasa (miles de ton) del stock de *M. gayi*. Período: 1975-1996.
- Tabla 7. Número de individuos (miles) canibalizados por *M. gayi* y número de ejemplares (miles) capturados por la pesquería. Período: 1992-1996.
- Tabla 8. Mortalidad por canibalismo (Mc), mortalidad natural (M) mortalidad por pesca (F) en las edades más jóvenes de *M. gayi* que son canibalizadas (unidad de medida: año⁻¹)
- Tabla 9. Tasas instantáneas de evacuación gástrica (R) en ejemplares de *P. jugularis* alimentados con dos tipos de presas (en paréntesis) y en *S. chilensis* alimentado con un tipo de presa. Se presenta los parámetros de tres modelos (lineal, raíz cuadrada y exponencial); n=número datos utilizados en el ajuste; SCR=suma de cuadrados residual; a=parámetro de posición; s.d.=desviación estándar; C.V.=coeficiente de variación.
- Tabla 10. Test *t*-Student para probar las diferencias en las tasas instantáneas de evacuación gástrica en *P. jugularis* alimentado con *C. uncinata* y *P. monodon*, y en dos grupos de tamaños de *S. chilensis* alimentados con *I. conceptionis*. Nomenclatura: (**), altamente significativo.
- Tabla 11. Tasas instantáneas de evacuación gástrica (R) en dos grupos de tamaños de *S. chilensis* alimentados con *I. conceptionis*. Se presenta los parámetros de tres modelos (lineal, raíz cuadrada y exponencial); SCR=suma de cuadrados residual; a=parámetro de posición; s.d.=desviación estándar; C.V.=coeficiente de variación.

- Tabla 12. Parámetros del ciclo diario de alimentación estimados para *M. gayi* con muestras de campo.
- Tabla 13. Índice de importancia relativa de las presas de *M. gayi*, por trimestre. Período: 1992-1997. Los trimestres se presentan con números romanos.
- Tabla 14. Índice de importancia relativa de las presas de *M. gayi* (promedio), por unidad trófica ontogenética (UTO), sin diferenciar por trimestre. Período: 1992-1997. Las UTOs se presentan con números arábigos.
- Tabla 15. Estadígrafos de Q/B obtenidos aplicando la técnica bootstrap a los parámetros de *M. gayi* en la regresión múltiple empírica comunicada por Palomares & Pauly (1989).
- Tabla 16. Valores trimestrales de consumo/biomasa (Q/B) y ración diaria (RD) de alimento en *M. gayi*. Período 1992-1997.
- Tabla 17. Abundancia promedio y desviación estándar (en paréntesis) de larvas de *Anisakis* según grupos de edad de *M. gayi*. Se indica los valores de abundancia sólo para los grupos de edad que fueron considerados en los análisis.
- Tabla 18. Consumo acumulado de alimento en *M. gayi*, en kilos de alimento per cápita hasta ese año, a contar del tercer año, según cuatro combinaciones de peso promedio de un eufásido (w) y de probabilidades de encontrar un eufásido parasitado (P).

1. INTRODUCCION

El desembarque oficial de merluza común *Merluccius gayi* en 1996 alcanzó a 92.124 ton (SERNAPESCA, 1997), superando en 22% a las del año 1995, confirmándose como el principal recurso pesquero demersal desembarcado en Chile centro-sur. Para el año 1996, la cuota de captura global autorizada fue de 84 mil ton, la que para 1997 fue fijada en 80 mil ton (D.S. N° 356 del MINECOM, de 31.12.1996). En el año 1996, los principales centros de desembarque fueron las Regiones V (33,0%) y VIII (63%) . El sector industrial aportó con 69.763 ton (76%) y el artesanal con 22.361 ton (24%).

Arancibia (1992) informó que *M. gayi* es la especie dominante en la comunidad íctica de Chile centro-sur, tanto en la parte superior como en la inferior de la plataforma continental, más una porción superior del talud. Recientemente, Arancibia (1993) y Arancibia *et al.* (1996) confirmaron que esta especie presenta la mayor biomasa de la comunidad demersal.

Las evaluaciones de la abundancia de *M. gayi* en Chile se realizan principalmente con Análisis Secuencial de Población (ASP), que requiere como datos de entrada las matrices de captura y de pesos promedio por edad y año, la mortalidad por pesca de la edad más vieja y de cada grupo de edad para el año más reciente de la serie, y, por último, la mortalidad natural (M). Esta última se asume constante entre edades y años, habiéndose comunicado para ambos sexos en conjunto un valor de $M=0,3 \text{ año}^{-1}$ (Cubillos & Arancibia, 1994). Sin embargo, Arancibia & Cubillos (1993) realizaron por primera vez para esta especie una estimación de la mortalidad natural por edad, combinando los sexos, informándose como valores extremos $0,28 \text{ año}^{-1}$ para cada uno de los grupos de edad 12 y 13, que son los más viejos de la serie de datos analizada; y $0,34 \text{ año}^{-1}$ para el grupo de edad 2, el más joven presente en la pesquería, que en este estudio corresponde a la "edad de reclutamiento".

Arancibia (1989) informó que *M. gayi* es una especie altamente canibal sobre individuos pequeños. Arancibia & Fuentealba (1993) informaron que *M. gayi* es una de las presas que aparecen con mayor

frecuencia en su contenido estomacal, incluso en el largo plazo. Arancibia (1989) sugirió que *M. gayi* desempeña un rol ecológico fundamental en el ecosistema demersal de Chile central, a través de la depredación, asignándole un carácter estrictamente estenófago. Análogamente, otras especies de *Merluccius* desempeñan también un importante rol ecológico clave a través de la depredación, como *M. productus* del Océano Pacífico Nororiental (Livingston & Bailey, 1985; Livingston *et al.*, 1986), *M. capensis* del Océano Atlántico en Africa del Sur (Macpherson & Roel, 1987; Payne *et al.*, 1987; Punt *et al.*, 1992), *M. hubbsi* del Océano Atlántico Suroccidental (Angelescu & Prenski, 1987), y *M. gayi* del Océano Pacífico Suroriental, frente a Perú (Espino & Wosnitza-Mendo, 1989; Castillo *et al.*, 1989). En el último tiempo, los análisis de las relaciones tróficas en peces demersales tienden a cuantificar la depredación, incorporándola como causa de mortalidad natural en evaluaciones de la abundancia en los modelos estructurales, como el ASP (Caddy, 1985; Leonart *et al.*, 1985a; Leonart *et al.*, 1985b; Arancibia *et al.*, 1986; Brander & Bennet, 1986).

En cuanto a la remoción de biomasa del sistema, la analogía entre *M. gayi* (predador) y la actividad pesquera (capturas), es que si:

- (i) partiendo de cuantificaciones de la demanda anual de alimento de la fracción de stock de este recurso que canibaliza, y
- (ii) la abundancia en número de los individuos que canibalizan es conocida,

entonces, bajo ciertos marcos conceptuales y prácticos, se puede evaluar el consumo anual de *M. gayi* sobre la propia especie (canibalismo anual), considerando a este consumo como "capturas" debido al canibalismo y así dimensionar su impacto sobre la fracción de la población que es principalmente canibalizada, y que corresponde a los pre-reclutas (Arancibia *et al.*, manuscrito a).

El Consejo de Investigación Pesquera, teniendo presente tanto el Programa de Investigación Pesquera y de Acuicultura del año 1995, remitido por la Subsecretaría de Pesca, como la necesidad de disponer de información del posible impacto del canibalismo en *M. gayi* para mejorar las

estimaciones de la abundancia en el mar, llamó a Concurso Público y luego asignó a la Universidad de Concepción, como oferente, la ejecución del presente proyecto, lo que se formalizó a través del Decreto Supremo N° 263 del MINECOM, de 20 de diciembre de 1995, publicado en el Diario Oficial de 02 de enero de 1996.

1.1. OBJETIVO GENERAL

Evaluar la demanda de alimento del stock explotado de merluza común *M. gayi* en la zona centro-sur de Chile, y analizar el impacto estacional y anual del canibalismo en la población.

1.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS

- 1.2.1. Cuantificar el consumo de alimento en merluza común de Chile centro-sur, considerando las principales presas y el total por grupo de edad y/o unidad trófica ontogenética del depredador en un contexto estacional, mediante la aplicación individual de diferentes metodologías y/o procedimientos, y su comparación.
- 1.2.2. Cuantificar el canibalismo en cada grupo de edad de las presas, por grupo de edad y/o unidad trófica ontogenética del depredador en un contexto estacional, mediante la aplicación individual de diferentes metodologías y/o procedimientos, y su comparación.
- 1.2.3. Dimensionar el impacto del canibalismo sobre la mortalidad natural en los diferentes grupos de edad y/o unidad trófica ontogenética de merluza común.

2. MATERIALES Y METODOS

2.1. ZONA DE ESTUDIO

El área de estudio es aquella donde ocurren los mayores desembarques de la unidad de pesquería demersal de la zona centro-sur de Chile. En efecto, el principal centro de desembarque es Talcahuano, para la flota industrial merluquera que en algunos años puede extender su operación hasta San Antonio, por el norte, y hasta frente al Canal de Chacao, por el sur (Arancibia & Mora, 1992). En segundo lugar de importancia se ubican San Antonio y Valparaíso, cuyos desembarques se deben principalmente a la actividad artesanal.

2.2. PERIODO DE ESTUDIO

Inicialmente, este estudio tenía una duración de 14 meses (desde el 20.12.1995 hasta 20.02.1997), el que fue ampliado en 6 meses (hasta el 20.08.1997) para dar cuenta de muestreos biológicos mensuales durante 12 meses, los que se iniciaron en julio de 1996 y terminaron a fines de junio de 1997. En consecuencia, no se muestreó regularmente durante el primer semestre de 1996 debido a que la institución a subcontratar (Instituto de Investigación Pesquera Octava Región S.A.) primero dilató durante todo el primer semestre de 1996 y luego no concurrió a firmar el compromiso inter-institucional, por las razones que se expuso en su debida oportunidad, por lo que la Universidad de Concepción debió asumir todas las tareas, para lo cual fue necesario reorganizar el equipo de trabajo, siendo aprobado oportunamente por el Consejo de Investigación Pesquera.

2.3. DISEÑO, IMPLEMENTACION Y PUESTA EN MARCHA DEL SISTEMA DE PILETAS PARA LA MANTENCION DE PECES EN CAUTIVERIO

2.3.1. ANTECEDENTES

Para la mantención de especies marinas en cautiverio, como peces, moluscos o crustáceos, es necesario utilizar instalaciones y equipamiento adecuados para manejar de mejor forma y controlar, en lo posible, variables que actúan sobre un sistema de ambiente semi-controlado, el que requiere abastecimiento regular de agua de mar, lo que implica el dimensionamiento de un sistema de bombeo y el diseño de una red hidráulica de distribución de agua, como también de adecuadas estructuras de confinamiento, de material sólido, con dimensiones de acuerdo a la capacidad programada de mantención de organismos vivos y dotada de un apropiado sistema de aislamiento que permita un ambiente libre de contaminantes. Asimismo, tal instalación debe estar dotada de un mecanismo de tratamiento de agua, como son la filtración y desinfección, así como de condiciones de oxigenación y control lumínico.

2.3.2. APROXIMACION METODOLOGICA

El primer aspecto a considerar en los cálculos para la instalación de un sistema para la mantención de peces en cautiverio son los equipos a utilizar. Luego se confecciona un plano del sistema, que consiste en esquematizar el tendido de tuberías, conexiones, válvulas, equipos y otros. También se considera las elevaciones verticales, ensanchamientos y equivalentes de tubería sobre el diagrama. Con esta información se procede a realizar el cálculo de potencia requerida y selección de la bomba.

Para el cálculo de los requerimientos de la bomba es indispensable conocer dos variables, a saber:

- (1) el caudal, pues de éste dependen los requerimientos de proyección del sistema. El criterio utilizado es la tasa de recambio diario, con un margen de seguridad de 50% sobre el gasto; y,

- (2) la altura manométrica o carga total sobre la bomba. Esta debe ser determinada según la geometría y dimensiones de la instalación.

2.3.2.1. CALCULO DEL SISTEMA DE BOMBEO (basado en Kovari, 1984).

La carga dinámica total (H_T) ha sido calculada con la siguiente expresión:

$$H_T = H_{ST} + H_{DR} \quad 1$$

donde la carga total de succión (H_{ST} , en metros) es:

$$H_{ST} = H_e + H_{SS} + H_{SV} + H_{SF} \quad 2$$

y la carga de succión en la entrada (H_e , en metros) es:

$$H_e = K_e * \left(\frac{V_s^2}{2g} \right) \quad 3$$

donde K_e es el coeficiente de pérdida local en la embocadura, que se obtiene con el uso de tablas; V_s es la velocidad de succión en la tubería (m/s); g es la aceleración de gravedad (m/s^2).

Además, H_{SS} es la carga de succión estática, que corresponde a la distancia vertical, en metros, entre la superficie de la fuente de agua y la línea de eje de la bomba.

Carga de velocidad de succión (H_{SV} , en metros). Es la carga equivalente a la cual el agua tendría que caer para adquirir la velocidad que tiene en la succión, la que está dada por

$$H_{SV} = \left(\frac{V_s^2}{2g} \right) \quad 4$$

La carga de fricción en la succión (H_{SF} , en metros) es:

$$H_{SF} = \frac{V_s^2}{2g} \left[\lambda \frac{L_s}{D_s} + \sum K_s \right] \quad 5$$

donde λ es el factor de fricción, determinado por el número de Reynolds (NRE) y la rugosidad relativa (E/D); L_s es la longitud recta de la tubería de succión (m); D_s es el diámetro interno de la tubería de succión (m); V_s es la velocidad de flujo de la tubería de succión (m/s); K_s son las pérdidas locales de la tubería de succión (m).

La carga total de descarga (H_{DT} , en metros) es

$$H_{DT} = H_{DS} + H_{DV} + H_{DF} \quad 6$$

donde H_{DS} es la carga de descarga estática (m) y corresponde a la distancia vertical (metros) entre la línea de eje de la bomba y el punto de descarga.

La carga de velocidad de descarga (H_{DV} , en metros) es

$$H_{DV} = \frac{(V_d^2 - V_s^2)}{2g} \quad 7$$

donde V_d es la velocidad de flujo en la descarga (m/s); V_s es la velocidad de flujo en la succión (m/s).

La carga de fricción en la descarga (H_{DF} , en metros) es

$$H_{DF} = \frac{V_d^2}{2g} * \left[\lambda \left(\frac{L_d}{D_d} \right) + K_d \right] \quad 8$$

donde L_d es la longitud recta de la tubería de descarga (m); D_d es el diámetro interno de la tubería de descarga (m); K_d son las pérdidas locales de la tubería de descarga (m).

2.3.2.2. POTENCIA REQUERIDA

La potencia requerida por el motor de una bomba en operación continua (P) se expresa en términos de potencia al freno y está dada por la siguiente fórmula:

$$P_{HP} = \frac{\delta * Q * H_t}{75 * N_p * N_m} = \frac{\text{Potencia de salida}}{\text{Potencia de entrada}} \quad 9$$

donde δ es el peso específico del agua (kg/m^3); Q es el caudal (m^3/S); H_t es la altura manométrica (m); N_p es la eficiencia de la bomba; N_m es la eficiencia del motor

La eficiencia del motor o rendimiento de una bomba depende de la tasa de flujo o carga hidráulica. Un valor de eficiencia del orden de 85% es típico, y un rango entre 70% y 90% es común. La eficiencia de un motor (N_m) depende del tipo. Para motores eléctricos, el rango es de 90 a 95% (Kovari, 1984).

Las interacciones de las variables carga dinámica total, descarga y eficiencia determinan las cargas características de una bomba. Con esto se verifica que la curva altura vs. caudal pase por el punto real de operación y que el caudal requerido esté en la zona de máximo rendimiento. Así, se selecciona la bomba que ofrezca el mejor rendimiento entre diferentes o similares alternativas.

2.3.2.3. SELECCION DE MATERIALES

La selección de materiales se basa principalmente en criterios cualitativos y considera aspectos tales como costo, disponibilidad en el mercado, resistencia bajo condiciones de trabajo pleno, no contaminantes u otros.

2.3.2.4. SISTEMA DE CONFINAMIENTO

Luego de visitas a terreno se dimensionó y constató el estado de la infraestructura existente en la Estación de Biología Marina de la Universidad de Concepción, en Dichato, la que fue acondicionada según requerimientos de aislación y para prevenir la contaminación orgánica, así como obtener un ambiente protegido de la radiación solar. Se estucó las paredes y piso de las piletas y se erigió una estructura de madera sobre ambas piletas cubriéndolas con malla rachel (80% de sombreado), con los debidos accesos. Se construyó una loza de cemento y se levantó una caseta para equipos y filtros. Para la elección de motobomba, filtros, esterilizadores y materiales a usar en la red hidráulica, se contó con la asistencia técnica de la INDUSTRIA MECANICA VOGT S.A. de Concepción y BIO-LIGHT Chile.

2.4. ESTRUCTURA DE TAMAÑOS DE *M. gayi*

2.4.1. MUESTREOS DE FRECUENCIA DE TAMAÑOS

A partir de julio de 1996, la Universidad de Concepción inició muestreos de frecuencia y biológico-específicos de *M. gayi*, los que cubrieron hasta junio de 1997. Se presenta información de frecuencia de tamaños para este periodo.

2.4.2. MUESTREOS BIOLOGICO-ESPECIFICOS

Se registró la longitud total (LT; cm) y el peso total (PT; g) de machos y hembras de *M. gayi* con el objeto de determinar los parámetros de la relación longitud total-peso total, cuya forma es

$$PT = a LT^b$$

10

Los parámetros "a" y "b" han sido estimados por regresión lineal simple, previa transformación de la ecuación a la forma lineal, aplicando logaritmos naturales. Estos parámetros son determinados con el objeto de estimar luego el peso promedio a cada talla (edad) de *M. gayi*, convirtiendo unidades de peso a número, y de número a peso, según sea el caso.

2.5. EVALUACION DE LA ABUNDANCIA DEL STOCK

La evaluación de la abundancia y biomasa del stock de *M. gayi* en el área de estudio se realizó a través del método de evaluación indirecta conocido como Análisis Secuencial de la Población, ASP (Megrey, 1989), sintonizado con el algoritmo ADAPT (Parrack, 1986; Gavaris, 1988; Gavaris, 1991; Restrepo *et al.*, 1992).

El esqueleto básico de ADAPT es una expresión matemática utilizada para aplicar una técnica estadística común de minimización de desviaciones cuadráticas. Para llevar a un mínimo la discrepancia entre las observaciones y las estimaciones de esos parámetros con el ASP, se utilizó la siguiente función objetivo (Restrepo *et al.*, 1992; Powers & Restrepo, 1993; Gavaris, 1994):

$$SCR = \min \sum_{i=1}^k \sum_{t=1}^n \sum_{a=1}^m \phi_i (\ln(U_{i,a,t}) - \ln(\hat{U}_{i,a,t}))^2 \quad 11$$

donde U es un índice de abundancia, que en términos de unidades de biomasa se relaciona con los resultados del ASP mediante la siguiente expresión

$$\hat{U}_{i,t} = q_i \sum_{a=\alpha}^m w_{a,t} N_{a,t} [1 - \exp(-(F_{a,t} + M_{a,t}))] / (F_{a,t} + M_{a,t}) \quad 12$$

donde el subíndice i representa el i-ésimo índice de abundancia (i=1,2,...,k); $w_{a,t}$ es el peso promedio a la edad a en el año t; $N_{a,t}$ es el número de ejemplares de edad a comienzos del año t; $F_{a,t}$ es la tasa de mortalidad por pesca; M es la tasa de mortalidad natural. Para el subíndice i se supone que la

biomasa promedio en el año t ($=1,2,\dots,n$) estimada con el ASP, a partir del grupo de edad α , es proporcional a U a través de un parámetro simbolizado por q . La ecuación anterior implica un índice de abundancia agregado (de múltiples edades), y es la aproximación que se utilizó en este estudio. En otras palabras, la captura por unidad de esfuerzo estándar se relacionó con los resultados del ASP mediante la ecuación anterior y se consideró $\alpha=7$ hasta la edad más vieja contenida en la matriz ($m=13$).

Asimismo, las estimaciones de la biomasa de *M. gayi* por hidroacústica han sido transformadas a número de ejemplares y se ha disgregado por grupos de edad (Lillo *et al.*, 1994; Payá *et al.*, 1996). En este contexto, el índice de abundancia en número de ejemplares es

$$\hat{U}_{i,\alpha,t} = q_{i,\alpha} N_{\alpha,t} \exp(-(M + F_{\alpha,t})\tau) \quad 13$$

donde τ representa el tiempo transcurrido desde comienzos de año hasta el mes en que se realizó el crucero de evaluación directa (agosto). La constante de proporcionalidad ($q_{i,\alpha}$) relaciona la abundancia estimada mediante ASP con la abundancia obtenida de la evaluación directa.

El parámetro ϕ en la Ec. (11) representa un "peso estadístico" (ponderador), el que puede ser obtenido mediante procedimientos iterativos (Seber & Wild, 1989). Para minimizar la función objetivo (Ec. 11), se utilizó el algoritmo Newton en planilla electrónica, a través de la cual el número de parámetros directamente estimados varía dependiendo del número de limitaciones impuestas (constrains). Los parámetros directamente estimados son los q_i para cada uno de los índices considerados y la abundancia sobreviviente de todas las clases anuales a fines del año más reciente (n). El resto de la matriz se construye utilizando las ecuaciones básicas del ASP. No obstante, la abundancia de la edad más vieja ($N_{m,t}$) se estimó con la siguiente ecuación:

$$N_{m,t} = \frac{C_{m,t}(F_{m,t} + M)}{F_{m,t}(1 - \exp(-(F_{m,t} + M)))} \quad 14$$

donde $C_{m,t}$ es la captura de la edad más vieja en el año t ; N , F , M han sido definidos previamente.

La tasa de mortalidad por pesca de la edad más vieja en cada año ($F_{m,t}$) también se puede incluir en el algoritmo de búsqueda. Sin embargo, para no llevar a un mínimo los grados de libertad, se consideró el supuesto que la vulnerabilidad-selectividad en la edad más vieja (m) es igual a la de un grupo de p edades próximas a ésta. Se tiene así $p+1$ edades donde la selectividad-vulnerabilidad es constante, i.e.

$$S_{m-p} = S_{m-p+1} = \dots = S_{m-1} = S_m \quad 15$$

Este supuesto resulta de gran utilidad, ya que para $t=1,2,\dots,n-1$ la mortalidad por pesca en la edad más vieja ($F_{m,t}$) puede estimarse por

$$\hat{F}_{m,t} = \left[\prod_{a=m-p}^{m-1} F_{a,t} \right]^{1/p} \quad 16$$

Por otra parte, por razones computacionales y robustez, se utilizó la Ecuación de McCall (1986) para resolver la matriz de abundancia, cuya expresión es

$$N_{a,t} = N_{a+1,t+1} \exp(M) + \frac{C_{a,t} M}{(1 - \exp(-M))} \quad 17$$

donde $N_{a,t}$ es la abundancia en número del grupo de edad a a comienzos del año t ; M es la tasa de mortalidad natural; $C_{a,t}$ es la captura en número del grupo de edad a durante el año t . La tasa de mortalidad por pesca se estimó según la siguiente expresión:

$$F_{a,t} = \ln \left(\frac{N_{a,t}}{N_{a+1,t+1}} \right) - M \quad 18$$

Con la Ec. (18) se completa el algoritmo de estimación, que es completamente objetivo en cuanto a las relaciones involucradas.

El algoritmo que se utilizó para evaluar el stock de *M. gayi* es, entonces, el siguiente:

- (a) Asignación de valores iniciales para los parámetros que serán estimados con el algoritmo de búsqueda. Por razones de robustez, a los valores iniciales se les impuso límites superiores e inferiores de 75% para el procedimiento de búsqueda.
- (b) Obtención de nuevos valores a través del algoritmo Newton (con derivadas progresivas y estimación lineal), probando la existencia de mínimos locales. La búsqueda con el algoritmo se detiene si son satisfechas cualquiera de las siguientes condiciones:
 - si se alcanza el límite máximo de iteraciones (= 100)
 - si el cambio exhibido en la suma de cuadrados residual (SCR) de la función objetivo es menor que 0,001 entre iteraciones; o,
 - si los cambios en los parámetros que se estiman no son mayores que 5% entre iteraciones.
- (c) Ejecución del ASP para estimar la abundancia, mortalidad por pesca y biomasa del resto de la matriz de datos de captura asociada.
- (d) Cálculo de los índices de abundancia estimados y determinación de la suma de cuadrados residuales para cada índice.
- (e) Iterar los pasos (b)-(d) hasta que se cumpla una de las condiciones establecidas en el paso (b).

Los datos básicos requeridos para la evaluación indirecta a través de ADAPT, son:

- (i) captura en número de ejemplares por edad y años,
- (ii) pesos promedio por edad y años,
- (iii) tasa instantánea de mortalidad natural, fijada en $M=0,3 \text{ año}^{-1}$ (Arancibia & Cubillos, 1993);
- (iv) índices de abundancia total, por edad y sexo (cruceos y CPUE agregada)

Para el caso de los índices de abundancia y de captura por unidad de esfuerzo, no es requisito que estos datos cubran la misma escala temporal que los datos de captura en número. Se asignó mayor ponderación a los índices de abundancia de los cruceos de investigación recientemente ejecutados, como el del año 1995, asignándole un mayor valor de ϕ en la función objetivo que a los basados en la captura por unidad de esfuerzo por edad (de las edades completamente vulneradas).

En el año 1980 se realizó por primera vez una evaluación directa de la biomasa de *M. gayi* mediante hidroacústica (Guzmán *et al.*, 1981), la que abarcó entre Papudo y Chiloé. Estas evaluaciones se descontinuaron y sólo recientemente fueron reiniciadas mediante dos proyectos del Fondo de Investigación Pesquera, los que han permitido estimar la abundancia y biomasa de *M. gayi* en los años 1993 y 1995 (Lillo *et al.*, 1994; Payá *et al.*, 1996).

Los datos básicos para realizar las evaluaciones indirectas corresponden básicamente a datos de captura en número por grupo de edad obtenidos de muestreos de la pesquería industrial de arrastre, peso promedio por grupo de edad, más la información auxiliar, la cual ha sido obtenida de Arancibia & Cubillos (1993), Cubillos & Arancibia (1994) y Cubillos *et al.*, (1994). La información de captura por grupo de edad cubre el período 1975-1996, siendo la información del último año estimada a partir de la estructura de tallas del desembarque, las cuales sirvieron de base para estimar la captura en número por clase de talla. Esta última información se transformó a edades mediante la clave talla-edad de 1995, siguiendo procedimientos estándar.

2.6. MORTALIDAD NATURAL Y SU FRACCION EXPLICADA POR CANIBALISMO

Con la aplicación del ASP se obtiene la abundancia, biomasa y mortalidad de los peces de un stock por grupo de edad y año en función de las capturas anuales y su composición por edades. Este modelo se basa en la ecuación de crecimiento de la abundancia de una cohorte, cuya expresión es

$$\frac{dN}{dt} = -Z * t \quad 19$$

donde N es el número de individuos; Z es la mortalidad total; t es el tiempo. Además, se asume que la mortalidad total anual se debe al efecto de la pesca y a causas naturales, esto es,

$$Z = F + M \quad 20$$

donde F es la mortalidad por pesca; M es la mortalidad natural, que frecuentemente se supone constante entre edades y años. Sin embargo, Arancibia & Cubillos (1993) calcularon M para cada grupo de edad de *M. gayi*, desde 2 hasta 13 años (Fig. 1), por lo que se puede asumir que ésta es constante entre años, pero distinta entre edades. Las F para cada edad y año son estimadas desde el ASP por métodos iterativos, aunque imponiendo aquella de la edad más vieja.

Las suposiciones que se hacen en cuanto a que M es constante son difícilmente justificables. Se supone que ésta se debe principalmente a la depredación, específicamente sobre los grupos de edad pre-reclutas, que en el caso de *M. gayi* corresponden a los grupos de edad 0 y 1, esto es, los que no han alcanzado a cumplir 1 y 2 años de vida, respectivamente (Arancibia *et al.*, 1991). Un caso particular de la depredación es el canibalismo, especialmente cuando la especie es la más abundante de la comunidad, como es el caso de *M. gayi* (Arancibia, 1988; Arancibia, 1992).

2.6.1. PRESENTACION DEL MODELO

El modelo que se aplica a la mortalidad por depredación, que en este caso específico corresponde al canibalismo en *M. gayi*, ha sido expuesto en detalle en Leonart *et al.* (1985 a) y Leonart *et al.* (1985 b). El modelo, con algunas modificaciones, se expresa como

$$Z = F + (M_c + M_r) \quad 21$$

donde Z, F han sido definidos previamente; M_c es la mortalidad por canibalismo; M_r es la mortalidad natural residual (causas desconocidas no directamente estimables, tales como enfermedades), que corresponde a la fracción de mortalidad natural no explicada.

Entonces:

$$M = M_c + M_r \quad 22$$

donde cada uno de los términos ha sido definido anteriormente.

Según Leonart *et al.* (1985 a) y Leonart *et al.* (1985 b), en el modelo se impone M_r , debido a que se desconoce, hasta hacer converger M a valores razonables, especialmente en los grupos de edad más jóvenes (grupos de edad 0 y 1, en nuestro caso de estudio). Sin embargo, para el presente proyecto hemos adelantado un paso, al menos, calculando M para los grupos de edad 0 y 1, respectivamente, que en adelante serán denominados M_0 y M_1 .

En efecto, utilizando los datos de M por grupo de edad comunicados por Arancibia & Cubillos (1993), se ha desarrollado la siguiente expresión analítica para calcular M en función de la edad:

$$M_t = a * t^b \quad 23$$

donde M es la mortalidad natural (año^{-1}) para el grupo de edad t; t es la edad; a, b son constantes.

La parametrización de la última expresión toma la siguiente forma ($r^2=0,94$):

$$M_t = 0,3753 * t^{-0,1098} \quad 24$$

por lo que $M_1=0,3753 \text{ año}^{-1}$ (Fig. 1). Sin embargo, no existe solución directa para M_0 , dado que a la edad $t=0$ la expresión es indeterminada. Una solución es acercarse infinitesimalmente, sin alcanzar a cero.

Por ejemplo, se puede suponer que la mortalidad natural del grupo de edad 0 ocurre en "filo de cuchillo" exactamente a mitad del año, por lo que $t=0,5$. En este caso, $M_0=0,405 \text{ año}^{-1}$. Otro valor de referencia puede ser $M_0=0,557 \text{ año}^{-1}$, que corresponde a la mortalidad natural que podría ocurrir a los 10 días de vida, exactamente después del término de la fase larval. Un tercer valor de referencia es estimado en función de la edad (tamaño) de los individuos de *M. gayi* más frecuentes en los estómagos de los individuos que los canibalizan, valor que corresponde justamente a ejemplares del grupo edad 0 (longitud total promedio: 11,9 cm; d.s.=3,4; n=199; datos de los años 1992 y 1993).

El desarrollo del modelo comprende una serie de 12 ecuaciones (Leonart *et al.*, 1985a; Leonart *et al.*, 1985b), las que no son presentadas acá. Sin embargo, además de las expresiones clásicas del ASP, la expresión fundamental del ASP considerando el canibalismo y las capturas, es la siguiente:

$$\left(\frac{N_{ik}}{N_{i+1,k+1}} - 1 \right) \left(1 - \frac{M_{r_{ik}}}{\ln \left(\frac{N_{ik}}{N_{i+1,k+1}} \right)} \right) = \frac{C_{i+1} + \sum CP_{ik}}{N_{i+1,k+1}} \quad 25$$

donde N_{ik} es la abundancia del grupo de edad i a comienzos del año k (número de individuos vivos al comenzar el año); $N_{i+1,k+1}$ es el número de supervivientes de edad i al terminar el año k , que corresponde exactamente al número de individuos $i+1$ que empiezan el año siguiente $k+1$; $M_{r_{ik}}$ es la mortalidad natural residual del grupo de edad i en el año k ; C_{ik} es la captura de la flota pesquera por

grupo de edad i en el año k ; CP_{ik} representa los individuos ingeridos o "capturados" de edad i en el año k , que provienen de la estimación del consumo anual en número realizado por el stock que canibaliza. Además,

$$CP_{ik} = \sum_j PP_{ijk} * NP_{jk} \quad 26$$

donde PP_{ijk} es el consumo durante el año k por el grupo de edad j del depredador, expresado en número de individuos de edad i que fueron canibalizados; NP_{jk} es el número de depredadores de edad j que viven en el año k . Para obtenerlo se ejecuta un ASP previo para los depredadores, como si se tratara de otra especie, correspondiendo a las evaluaciones clásicas.

2.6.2. INFORMACION REQUERIDA PARA LA ESTIMACION DE LA MORTALIDAD POR CANIBALISMO

Para estimar la mortalidad por canibalismo en *M. gayi* (M_c), se debe disponer de la siguiente información:

- (i) datos de captura de *M. gayi* por grupo de edad para la serie analizada, que cubre desde 1975 hasta 1996, para sexos combinados;
- (ii) datos del contenido estomacal de *M. gayi*, de la que se dispone desde 1992 hasta 1995, además del segundo semestre de 1996, para sexos combinados. Nota: se dispone también de datos del primer semestre de 1997 aunque no se los utiliza ya que no se dispone de los datos de captura para todo el presente año, que no ha terminado, requisito básico para aplicar un ASP anual;
- (iii) relaciones longitud total/peso total de *M. gayi*.

Además, de acuerdo con Leonart *et al.* (1985a) y Leonart *et al.* (1985b), se imponen:

- (iv) la mortalidad natural residual de *M. gayi* (M_r) para cada grupo de edad que registra canibalismo, adoptándose los siguientes valores: 0,2 para el grupo de edad 0; 0,25 para el grupo de edad 1; 0,3 para el grupo de edad 2; y 0,32 para el grupo de edad 3;
- (v) la mortalidad por pesca del grupo de edad más viejo, adoptándose los valores de la evaluación de stock realizada; y,
- (vi) el número de sobrevivientes a fines del año 1996, obtenidos de la evaluación de stock realizada con el método ADAPT implementado.

2.7. TASA INSTANTANEA DE EVACUACION GASTRICA Y TIEMPO DE DIGESTION

2.7.1. METODO EXPERIMENTAL CON PECES EN CAUTIVERIO

Para el cálculo de la tasa instantánea de evacuación gástrica (R) de *M. gayi* se propuso el procedimiento aplicado por Medina & Arancibia (1994) para el jurel *T. s. murphyi* del norte de Chile, quienes, a su vez, se basaron en métodos experimentales aplicados a la caballa *Scomber scombrus* de Noruega (Mehl & Westgård, 1983), el merlán *Merlangus merlangius* de Inglaterra (Bromley, 1988) y el bacalao *Gadus morhua* del Mar del Norte (Bromley, 1991).

2.7.1.1. DISEÑO EXPERIMENTAL

Básicamente, el diseño experimental consiste en mantener confinados ejemplares de *M. gayi* en las piletas habilitadas para el efecto en la Estación de Biología Marina de Dichato. La propuesta original consideró la construcción de jaulas individuales, al interior de las piletas. La evitación a la radiación solar y proliferación de algas se consigue con una cubierta de malla ratchel sobre las 2 piletas disponibles.

Se realizó una leve modificación a la propuesta original, consistente en disponer una pileta sin divisiones individuales para la aclimatación de los peces. En la segunda pileta se dispuso entre 8 y 16 bins (contenedores) térmicos de 1 m³. Estos contenedores son usados normalmente para el transporte de salmones desde los centros productores, en el sur de Chile, a la planta de congelados de la empresa pesquera "Camanchaca" en Tomé, la que donó tales bins para este proyecto. Los contenedores fueron lavados de manera exhaustiva interior y exteriormente, utilizando agentes abrasivos y desengrasantes de uso doméstico. Además, cada contenedor fue dividido interiormente en dos mediante una malla anchovetera sujeta a un marco de madera fijo a las paredes del recipiente, siendo el propósito mantener simultáneamente 2 peces por recipiente.

2.7.1.2. CAPTURA DE EJEMPLARES VIVOS DE *M. gayi* Y TRASLADO A LA ESTACION DE BIOLOGIA MARINA EN DICHATO

En la primera fase, comunicada en el Primer Informe de Avance, se intentó en 18 oportunidades la captura de ejemplares vivos de *M. gayi*, utilizando independientemente red "agallera" o espinel. Para tal propósito se utilizó cuatro plataformas de trabajo, a saber: (1) el pesquero de alta mar PAM Saint John; (2) el PAM Born; (3) dos botes artesanales de madera con motor fuera de borda, ambos de propiedad del Departamento de Oceanografía; y (4) una lancha artesanal merlucera de Coliumo. En la segunda fase, comunicada en el Segundo Informe de Avance, se intentó en otras 11 oportunidades la captura de ejemplares vivos de *M. gayi* utilizando igualmente red "agallera" o espinel, a bordo de lanchas artesanales. En la tercera fase, comunicada en este Preinforme, se intentó en otras 5 oportunidades la captura de ejemplares vivos con los mismos artes de pesca artesanales. En las últimas dos fases del proyecto no fue posible realizar experiencias de pesca con espinel a bordo de embarcaciones merluceras industriales de Talcahuano debido a la negativa de las empresas propietarias a otorgar las respectivas autorizaciones y facilidades a personal profesional y técnico de este proyecto, lo que se verificó una vez que la institución que sería subcontratada no concurrió a la firma del contrato inter-institucional en su debida oportunidad.

Originalmente, la captura de ejemplares vivos de *M. gayi* y su posterior traslado a la Estación de Biología Marina en Dichato debía ser con la L/C Kay-Kay. Sin embargo, a inicios del proyecto quedó claro que: (1) la mejor opción, en la práctica, era operar con embarcaciones destinadas a la pesca de merluza común, habiéndose contactado entonces a pequeños armadores de lanchas artesanales, los que pusieron a disposición los artes y aparejos de pesca, adaptándolos para las circunstancias según requerimientos básicos exigidos por el Jefe de Proyecto, atendiendo sugerencias de los propios pescadores, de acuerdo a cada una de las circunstancias en las que se operó; (2) tal opción permitía efectuar muchas más experiencias de pesca para la mantención de ejemplares vivos de *M. gayi*, como se expuso especialmente y oportunamente en los dos Informes de Avance; (3) en algunas experiencias de pesca se obtuvo decenas de ejemplares vivos de *M. gayi*, no siendo el problema principal los aparejos de pesca utilizados para que luego los peces vivieran, sino que la mayor dificultad reside en los cambios de presión al llevar la red a cubierta, produciéndose embolias y derrames internos en los peces

2.7.1.3. EXPERIENCIAS DE PESCA CON RED DE ARRASTRE Y ESPINEL

Se realizó experiencias de pesca con red de arrastre a bordo del PAM Saint John, a profundidades más someras que lo habitual en faenas de pesca comercial y con lances de menor duración. Después de 7 lances efectuados en la primera oportunidad (10 de diciembre de 1995) y 5 lances en la segunda oportunidad (24 de enero de 1996), no se logró mantener ningún ejemplar vivo de *M. gayi*, luego de tener varios en observación en recipientes con agua de mar circulante. La primera experiencia de pesca con arrastre se efectuó unos pocos días antes del inicio oficial del proyecto (20 de diciembre de 1995), debido a que fue necesario adelantarla ante la posible entrada en vigencia de una veda total a la actividad pesquera merlucera industrial, desde mediados hasta fines de diciembre de 1995.

Un par de experiencias de pesca con espinel durante la noche fueron realizadas a bordo del PAM Bonn, entre el 30 de mayo y el 03 de junio de 1996. Se utilizó como carnada ejemplares de sardina común *Strangomera bentincki*. En ambos casos no se capturó ningún ejemplar de *M. gayi*, aunque sí de reineta *Brama australis* y jurel *T. s. murphyi*. En la primera oportunidad murieron todos los peces

capturados antes de arribar la embarcación a puerto. En la segunda oportunidad se trasladó ejemplares de *T. s. murphyi* en un bin desde Talcahuano hasta Dichato, transportándolos por tierra. Sin embargo, al segundo día de cautiverio todos los ejemplares habían muerto, debido principalmente al stress por el traslado.

2.7.1.4. CAPTURA UTILIZANDO RED AGALLERA

2.7.1.4.1. CON BOTES

Se realizó varias experiencias de pesca de peces vivos utilizando red agallera de 4 paños y 80 mm de luz de malla, a bordo de dos botes artesanales de 6 m de eslora equipados con motor fuera de borda. Cada paño tiene una extensión de 40 brazas. En cada bote trabajaron 3 personas. El arte de pesca fue calado a distancias que se cubrió en viajes desde 30 hasta casi 60 minutos de la boca de la Bahía de Coliumo, en dirección oeste o noroeste.

En un bote se depositó los artes y aparejos de pesca; el otro bote fue equipado para la recepción de los peces vivos, consistente en sellar toda la parte interior central con mangas de polietileno grueso y doble, aprovechando los tablonces transversales y costados del bote para fijar en altura los extremos de las mangas. Este "recipiente" al interior del segundo bote fue llenado con agua de mar para recibir a los peces capturados vivos.

En cada experiencia se viró (=levantó) la red dos veces. El primer calado se realizó al atardecer, el primer virado a medianoche, seguido del segundo calado inmediatamente; el segundo virado ocurrió aproximadamente a las 06 de la mañana. En la primera fase (primer semestre) las experiencias fueron efectuadas del jueves 11 al sábado 13 de abril de 1996 (2 calados * 2 noches); del lunes 22 al viernes 26 de abril (2 calados * 4 noches); y del jueves 9 al domingo 12 de mayo (2 calados * 3 noches). En total se efectuó 18 calados con botes y red agallera.

En la segunda fase del proyecto (segundo semestre) se caló durante 6 noches, a las 19:30 h, entre el 16 y 22 de noviembre de 1996, revisándose la red a las 22, 24 y 06:30 hr del día siguiente, aproximadamente. El número total de experiencias de calado en la segunda fase fue menor que en la primera fase debido a que durante cuatro meses el sistema de confinamiento no estuvo operativo, a partir de un violento temporal ocurrido el 4 de julio de 1996, el que afectó significativamente el tendido de tubos bajo el mar, destruyó totalmente el tendido aéreo apoyado en el muelle, que desapareció, malográndose la motobomba, todo lo que fue informado documentadamente en el Primer Informe de Avance. En la tercera fase (tercer semestre), se efectuó otras 5 experiencias de calado a bordo de botes y lanchas artesanales merluceras.

En las experiencias efectuadas en los alrededores del balneario Pingueral, en la boca de Bahía Coliumo, el arte de pesca (red agallera) fue calado a unos 10-12 m de profundidad. En las experiencias efectuadas durante la primera fase, al oeste de Bahía Coliumo, el arte de pesca fue calado a 35-40 m de profundidad. Posteriormente, durante la segunda fase, los cardúmenes de *M. gayi* se profundizaron y estuvieron disponibles sólo en proximidades cercanas a 100 m de profundidad. Durante la tercera fase, los cardúmenes estuvieron "aleatoriamente" disponibles, en cuanto a que la distribución se vio muy alterada por la presencia de manadas de lobo común *O. flavescens* en las zonas de pesca.

En estas experiencias, los ejemplares más frecuentes fueron blanquillo *Prolatilus jugularis*, apareciendo también pintarroja *Schroederychthys chilensis*, cabinza *Isacia conceptionis*, corvina *Cilus gilberti*, chancharro *Helicolenus longerrichi*, tritre *Ethmidium maculatum*, róbalo *Eleginops maclovinus* y rollizo *Mugiloides chilensis*. En la primera fase, con los ejemplares que permanecieron vivos se puso a prueba y experimentó con el sistema hidráulico, filtros y esterilizadores que se utiliza para mantener agua circulante. Adicionalmente, se efectuó experimentos de alimentación en cautiverio para las dos especies que respondieron mejor al confinamiento, a saber, *P. jugularis* y *S. chilensis*.

Durante las dos primeras fases, a los peces vivos se les aplicó una inyección intraperitoneal de antibiótico TETRAVET L.A. de Laboratorio Chile, de concentración 200 mg/ml, para evitar la infección bacteriana. Luego, los peces fueron mantenidos en aclimatación, que corresponde al tiempo transcurrido desde su llegada a las piscinas hasta que aceptan alimento por primera vez. Durante la tercera fase, los peces no fueron inyectados con antibióticos, eliminando una fuente de stress pues, con las experiencias previas, no se detectó evidencias de infección o que éstas fueran a ocurrir en un par de días.

2.7.1.4.2. CON LANCHAS ARTESANAS MERLUCERAS DE CALETA COLIUMO

En una segunda fase, luego de las sugerencias al Primer Informe de Avance aportadas por el revisor, se probó en otras cinco ocasiones la captura de ejemplares vivos de *M. gayi* a bordo de una lancha artesanal merlucera de Coliumo. Para el efecto se dispuso de hielo, el que fue depositado en el contenedor con agua de mar para disminuir la temperatura. Además, se probó con un menor tiempo de reposo de las redes agalleras, esperándose aumentar la probabilidad de obtener ejemplares sanos. Sin embargo, el rango de profundidad a las que se debió calar fue entre 45 y 55 brazas (entre 80 y 100 m), debido a que a esas profundidades se encontraba disponible el recurso en los periodos en que se experimentó la captura de ejemplares vivos. Los lugares de pesca que fueron visitados se ubican al NW de Bahía Coliumo, que es una zona de frecuente operación de pesca de *M. gayi*.

Una vez recogido el arte de pesca, los peces fueron retirados con la mayor precaución, procurando no dañarlos, depositándolos luego en un contenedor con agua de mar ubicado en la cubierta de cada embarcación. En la segunda fase no se hizo circular agua de mar, como se hizo en la primera fase, sino que se llenó el recipiente, se cubrió con un trozo de red anchovetera, se aplicó hielo y se aireó el sistema con dos botellas de aire comprimido para buceo, hasta llegar a la Estación de Biología Marina de Dichato, en cada una de las ocasiones. Sin embargo, en las 3 primeras oportunidades no se logró la supervivencia de ejemplares más allá de 2 ó 3 días. En la cuarta y quinta oportunidades, luego de las altas mortalidades iniciales, se consiguió mantener vivos ejemplares de *M. gayi* por

algunos días, aunque no se alimentaron voluntariamente, pereciendo el último ejemplar a los 7 y 10 días, respectivamente.

También se realizó experiencias de pesca de *M. gayi* los días 19 y 20 julio de 1996, utilizando red agallera de 15 paños y 80 mm de luz de malla, a bordo de una lancha artesanal de madera de 14 m de eslora. La caleta base de la lancha es Coliumo. El arte de pesca fue calado a 60 min de viaje de la boca de la Bahía Coliumo, en dirección NW. Se recuperó ejemplares vivos de *M. gayi*, depositándolos en un bin de 1 m³ con agua circulante, el que fue cubierto con red anchovetera y lona. Los peces fueron trasladados a la Estación de Biología Marina de Dichato. El virado manual de la red se efectuó lo más lentamente posible. En cada oportunidad se recogió 85 y 90 ejemplares vivos de *M. gayi*, considerando la capacidad del bin.

En la Estación de Biología Marina se desembarcó los peces sin manipularlos directamente, sino que fueron recogidos con baldes y trasladados a una pileta habilitada para el efecto, con agua de mar circulante en régimen de 6 horas. Los peces permanecieron en período de observación. En el trayecto murieron solamente 3 peces.

En la primera experiencia se observó que los peces aumentaron rápida y considerablemente el volumen de la cavidad visceral, lo que se debió a una expansión de la vejiga gaseosa por cambios de presión entre la profundidad de captura y la superficie, en el proceso de virado. En esta oportunidad, atendiendo las sugerencias de un Médico Veterinario, a la mitad de los ejemplares que llegaron vivos a la Estación de Biología Marina se les hizo una punción de la vejiga gaseosa a través del abdomen con una aguja hipodérmica, procurando no dañar órganos. La otra mitad de los ejemplares fueron dejados en observación sin haberles efectuado punción.

Durante el primer día en la pileta murieron otros 16 ejemplares de *M. gayi*; antes de las siguientes 48 horas no permaneció ningún ejemplar vivo. La necropsia de varios peces reveló una gran expansión de la vejiga gaseosa, en todos los casos, lo que presionó órganos y vísceras contra la pared abdominal, produciendo hemorragias.

En la segunda experiencia de pesca de ejemplares de *M. gayi* con red agallera y lancha merlucera artesanal, se recuperó 90 ejemplares. El virado del arte de pesca se efectuó aún más lentamente que en la experiencia anterior. A todos los ejemplares de *M. gayi* mantenidos en cautiverio se les efectuó punción de la vejiga gaseosa. Sin embargo, después de 3 días en cautiverio no permaneció ninguno con vida, debido a la misma causa señalada anteriormente, esto es, por expansión de la vejiga gaseosa se produjo hemorragias en órganos al ser presionados contra la pared abdominal. Sin embargo, la principal razón para la muerte de los peces reside en la embolia al no alcanzar a producirse descompresión fisiológica.

En la tercera fase (tercer semestre), se procedió con 5 experiencias de pesca a bordo de lanchas. Los peces que aparecieron en las capturas, aunque sólo algunos ejemplares, fueron lenguado de ojos chicos *Paralichthys microps*, congrio colorado *Genypterus blacodes* y pintarroja *S. chilensis*. Las experiencias de pesca con red agallera a bordo de una lancha artesanal fueron alterados por la presencia de individuos de lobo común *O. flavescens*, no quedando disponible ningún ejemplar de *M. gayi* completo ni menos vivo. Por otro lado, en esta tercera etapa se intentó la pesca con espinel, aunque las condiciones climáticas (temporales) o las malas condiciones del estado del mar lo impidieron en 4 oportunidades, incluso teniendo la línea de 1.100 anzuelos encarnada con *S. bentincki*. En otra oportunidad, se caló la misma cantidad de anzuelos y se obtuvo sólo 1 ejemplar muerto de *M. gayi*, lo que se debió también a la presencia de una manada de lobos comunes en el área de pesca.

2.7.2. ALIMENTACION, TASA INSTANTANEA DE EVACUACION GASTRICA Y TIEMPO DE DIGESTION

2.7.2.1. ALIMENTO VOLUNTARIO, INANICION Y ALIMENTO EXPERIMENTAL

Lamentablemente, no fue posible mantener ejemplares vivos de *M. gayi* en cautiverio en este proyecto, habiéndose efectuado innumerables experiencias en las diferentes fases del proyecto. Una primera explicación plausible puede ser la siguiente: en otoño, invierno e incluso en la primera parte de la primavera de 1996, los ejemplares de *M. gayi* no se encontraron disponibles en aguas someras, por una cuestión conductual, lo que podría asociarse a una respuesta a cambios en el régimen hidrográfico y al régimen climático del área. Sin embargo, hacia el mes de octubre de 1996, los cardúmenes de *M. gayi* disponibles a la pesca artesanal se profundizaron, contrariamente a lo esperado para la época, probablemente debido a anomalías en el régimen hidrográfico, debido a que ha persistido un calentamiento, el que se adelantó al período estival y se prolongó más allá de lo esperado. Además, el ingreso de cardúmenes de *M. gayi* no ocurrió hacia fines del año 1996 (noviembre, diciembre), como suele ocurrir en algunas ocasiones en condiciones hidrográficas normales, ni tampoco ocurrió en enero de 1997; incluso, tampoco aconteció aquello durante los primeros días de febrero de este año.

Según consultas efectuadas a pescadores artesanales de las caletas de Coliumo y Cocholgue, estos señalaron que los ejemplares de *M. gayi* podrian ser encontrados más fácilmente y estar mayormente disponibles] cerca de la boca de Bahía Coliumo hacia fines del año, una vez que cambia el régimen de vientos, entrando la estación de verano. Como consecuencia de ello, se insistió en la pesca de ejemplares vivos de *M. gayi* en cinco oportunidades durante la segunda fase del proyecto, en el período estival, los días 15 y 23 de noviembre de 1996, 2 y 11 de diciembre de 1996, y 09 de enero de 1997, sin ningún resultado positivo.

2.7.2.2. EXPERIMENTOS EN CAUTIVERIO CON *P. jugularis* (blanquillo) y *S. chilensis* (pintarroja)

Debido a que no se consiguió tener éxito con ejemplares de *M. gayi* en cautiverio, se probó con las dos especies que mejor respondieron a la manipulación. *P. jugularis* tiene piel gruesa con escamas que no se sueltan y ni caen fácilmente; *S. chilensis* no tiene escamas y presenta alta resistencia a condiciones de stress.

2.7.2.2.1. CAPTURA, ACLIMATACION Y EXPERIMENTACION CON *P. jugularis*

Se capturó 61 ejemplares de *P. jugularis* entre el 22 y 26 de abril de 1996, frente a la playa Pingüeral, en Bahía Coliumo. El calado de la red agallera ocurrió a las 18 h, virando a las 21 y 23 h, y 07:30 h del día siguiente. La red presentó luz de malla de 5 cm y longitud de 55 brazas. Los peces fueron inyectados con 0,5 ml de oxitetraciclina para evitar la infección bacteriana y luego puestos en una pileta de experimentación con agua de mar circulante, con régimen de operación de 6 horas. El agua de mar fue filtrada y esterilizada con una batería de 4 filtros de carbón (modelo M 4), 3 cartridges (modelo M 3) y dos filtros U.V. (modelo QL 80), todos de la marca Rainbow Plastics, los cuales fueron limpiados una vez por semana.

Los peces fueron aclimatados durante 9 días, ocurriendo una mortalidad de 48%, sobreviviendo para el experimento 32 individuos. Durante la aclimatación, los peces fueron alimentados cada 2 días con trozos de carne (peso conocido) de cabinza *Isacia conceptionis*, individuos completos de nape *Callinassa uncinata* y de chanchito de mar *Emerita analoga*. El alimento estuvo a disposición de los peces durante 2 horas, retirando el sobrante. Durante el período de alimentación, los peces fueron observados sin interferencia directa. La temperatura promedio del agua en el transcurso de la aclimatación y experimentación fue de 13,5°C (desviación estándar=0,64).

De acuerdo con Bromley (1987), luego de la aclimatación los peces fueron sometidos a inanición por 3 días, con el objeto de que los estómagos se encontraran vacíos antes de la próxima alimentación. En la parte inicial del experimento propiamente tal, se ofreció como alimento 60 individuos completos de *C. uncicata*, previamente pesados y numerados, cuyo peso varió entre 1,971 y 10,696 g. Una vez ingerido parte del alimento ofrecido, grupos de tres peces fueron muestreados a los tiempos 1, 2, 3, 4, 10, 16, 19, 22, 25, 28 y 40 horas después de la ingestión. Cada ejemplar de *P. jugularis* fue pesado (0,1 g de precisión) y medido antes de ser sacrificado para extraerle el estómago. El contenido estomacal recuperado fue identificado y pesado (peso húmedo, con 0,001 g de precisión).

Otro experimento con *P. jugularis* fue realizado entre el 16 y 22 de noviembre de 1996, capturándose 44 ejemplares. El régimen de operación de la motobomba fue reducido a 4 horas diarias, debiendo limpiarse la batería de filtros cada 3 ó 4 días por la alta cantidad de material particulado en suspensión en el agua de mar. La aclimatación de los peces fue de 8 días, con una mortalidad de 32%, sobreviviendo para el experimento 30 individuos. Durante la aclimatación, los peces fueron alimentados cada 2 días con individuos completos de *C. uncicata* y *E. analoga*. La temperatura promedio del agua de mar en el transcurso de la aclimatación y experimentación fue de 16,1°C (desviación estándar=0,55).

Luego de la aclimatación se ofreció como alimento 34 individuos completos de langostino colorado *Pleuroncodes monodon*, previamente pesados y numerados. Se muestreó peces a los tiempos de 0,5; 1; 1,5; 2, 3, 4, 6, 8, 10, 12, 15, 18, 21, 24, 30 y 36 horas después de la ingestión de alimento. Cada pez fue pesado en una balanza de 0,1 g de precisión y medido antes de ser sacrificado para extraer el estómago. El contenido estomacal recuperado fue identificado y pesado (peso húmedo) en una balanza analítica de 0,001 g de precisión.

Durante la tercera fase (tercer semestre) se intentó también mantener ejemplares de *P. jugularis* en cautiverio. Sin embargo, los peces capturados fueron escasísimos, sólo un par en cada oportunidad, razón por la cual se los desechó. Esta situación estaría confirmando la tesis de que

el sector marino próximo a Bahía Coliumo se presentó muy alterado respecto de años anteriores, disminuyendo la disponibilidad de varias especies de peces en el sector costero.

2.7.2.2.2. CAPTURA, ACLIMATACION Y EXPERIMENTACION CON *S. chilensis*

Un total de 46 ejemplares de *S. chilensis* fueron capturados con buceo autónomo entre el 3 y 10 de diciembre de 1996, en Bahía Coliumo, transportándolos a la Estación de Biología Marina, depositándolos en una pileta de experimentación con agua de mar circulante, con régimen de operación de 4 horas diarias, utilizándose la misma batería de filtros que para el experimento con *P. jugularis*. El período de aclimatación fue de 5 días, al final de los cuales se observó una mortalidad de 4%. Durante la aclimatación, los peces fueron alimentados cada 2 días con trozos de carne de *I. conceptionis* e individuos completos de *Fissurella maxima* desprovistos de concha. El alimento estuvo a disposición de los peces durante 2 horas, retirándose luego el sobrante. La temperatura promedio del agua durante la aclimatación y experimentación fue de 16,5°C (desviación estándar=0,71).

Luego de la aclimatación, grupos de ocho peces fueron dispuestos individualmente en 8 estanques de PVC de 1,4 * 1,1 * 0,8 m³, por 4 días, sin alimento. Posteriormente, a cada pez se le ofreció un trozo de carne de *I. conceptionis* de peso conocido y numerado. Esta operación se repitió hasta que fueron sacrificados todos los ejemplares de *S. chilensis*. Los tiempos de muestreo de los peces fueron a los 15 y 30 minutos; 1, 2, 3, 4, 6, 8, 10, 12, 15, 18, 21, 24, 30, 36 y 42 h después de la ingestión de alimento. Cada pez fue pesado y medido antes de ser sacrificado para extraerle el estómago. El contenido estomacal recobrado en cada tiempo fue identificado y pesado (peso húmedo).

Durante la tercera fase (tercer semestre) se intentó experiencias similares, lo que no fue posible debido al escaso número de ejemplares capturados en cada oportunidad, razón por la cual se los desechó, análogamente al caso de nuevas experiencias con *P. jugularis*.

2.7.2.3. AJUSTE DE DATOS EXPERIMENTALES A MODELOS DE EVACUACION GASTRICA

Para estimar la tasa instantánea de evacuación gástrica (R) se utilizó tres modelos clásicos, a saber, lineal, raíz cuadrada y exponencial (He & Wurtsbaugh, 1993; Bromley, 1994), cuyas expresiones son las siguientes, respectivamente:

$$\frac{W_t}{W_i} = a - R_l * t \quad 27$$

$$\sqrt{\frac{W_t}{W_i}} = a - R_r * t \quad 28$$

$$\frac{W_t}{W_i} = a * e^{(-R_e * t)} \quad 29$$

donde W_t corresponde al peso del alimento a tiempo t ; W_i es el peso del alimento al inicio del experimento; a es el intercepto con el eje de las ordenadas; R_l , R_r y R_e es la tasa instantánea de evacuación gástrica (h^{-1}) en cada uno de los tres modelos, donde "l" denota lineal, "r" raíz, "e" exponencial; t es el tiempo, en horas.

En los modelos lineal y raíz cuadrada se ajustó los datos mediante el método de cuadrados mínimos usando la regresión lineal con el paquete estadístico SAS (PROC REG); en el modelo exponencial se ajustó los datos usando la regresión no lineal con el paquete estadístico SAS (PROC NLIN) (Nelson & Ross, 1995). La suma de cuadrados mínimos y el análisis de los residuos fueron utilizados para evaluar el modelo con mejor ajuste, que corresponde a aquel con menor suma de cuadrados residuales, SCR. En cada caso se determinó el intervalo de confianza de la tasa instantánea de evacuación gástrica (R ; h^{-1}) por medio del método de acuchillamiento

de datos o "jackknife", el que provee estimadores paramétricos de media, varianza y sesgo. Los datos utilizados en el análisis fueron los promedios por pares a cada uno de los tiempos de muestreo.

Para probar la existencia de diferencias entre los diferentes R, cuando se pudo efectuar las comparaciones, se utilizó el test *t* de Student pareado de dos colas, con significancia del 95% ($P < 0,05$) (Sokal & Rohlf, 1979). En este caso, los datos utilizados en el análisis fueron las R promedio obtenidas a través del método de acuchillamiento de datos, en cada uno de los modelos con mejor ajuste.

2.7.2.4. TIEMPO DE DIGESTION

El tiempo de digestión (TD; en horas o días) se calcula utilizando los modelos presentados arriba, una vez determinada la tasa instantánea de evacuación gástrica, R. Para el efecto, se supone que la fracción de alimento residual es de 2% (Diana, 1979). En consecuencia, para cada uno de los modelos, TD se calcula según las siguientes expresiones:

(i) desde el modelo lineal:

$$TD = \left(a - \frac{W_t}{W_i} \right) * R_t^{-1} \quad 30$$

(ii) desde el modelo de la raíz cuadrada:

$$TD = \left(a - \sqrt{\frac{W_t}{W_i}} \right) * R_t^{-1} \quad 31$$

(iii) desde el modelo exponencial:

$$TD = \left(\ln a - \ln \frac{W_t}{W_1} \right) * R_e^{-1}$$

2.7.3. METODO QUE ANALIZA CAMBIOS DEL CONTENIDO ESTOMACAL CON MUESTRAS SERIADAS DE CAMPO

Originalmente, se debió utilizar la L/C Kay-Kay para efectuar lances de pesca de 30 min de duración, cada 3 horas. Sin embargo, ello no fue posible debido a la baja disponibilidad, accesibilidad y vulnerabilidad de los ejemplares de *M. gayi* en zonas habituales de pesca próximas a la costa durante todo el desarrollo del proyecto. El haber efectuado tal experiencia no aseguraba éxito de captura para la toma de muestras seriadas cronológicamente, por las razones señalada, sino que, por el contrario, lo más probable era fracasar en tal experiencia. Dada tal dificultad (escasa disponibilidad, accesibilidad y vulnerabilidad del recurso merluza común en la zona rastreada próxima a la costa), se derivó rápidamente a la toma de muestras de estómagos a bordo de PAMs arrastreros merluceros, a lo largo de varios días y en distintas horas, no importando cuál. Luego se construyó un "día virtual", esto es, se graficó el peso promedio del contenido estomacal versus la hora de pesca, no importando qué día, construyéndose entonces aquel "día virtual".

Se determinó la tasa instantánea de evacuación gástrica analizando el ciclo diario de la variación del peso promedio del contenido estomacal en individuos de *M. gayi*, con respecto al tiempo de captura. La pesca se efectuó con red de arrastre sobre la plataforma continental, frente a las costas de la VIII Región, desde lances de pesca realizados seriadamente a lo largo de un día y, en lo posible, en intervalos de hasta 3 horas entre lances, a bordo del PAM Saint John, del 10 al 11 de diciembre de 1995 y del 24 al 25 de enero de 1996. Además, se incluyó algunos datos del contenido estomacal de *M. gayi* obtenidos esporádicamente de las capturas, con el propósito de mejorar la serie de datos, ya que se ha preferido construir un día "virtual", que produce mejores resultados que los datos de un sólo día "real", pues se colapsa la información y se reduce sesgos debido al azar, tal como lo

comunicó Arancibia (1989, 1991) para el caso de *M. gayi*, y Arancibia *et al.* (1993) para el caso de *T. s. murphyi*.

A bordo, se extrajo el estómago a varias decenas de ejemplares de *M. gayi*, por lance, previa medición del tamaño y determinación del sexo. Cada estómago fue depositado en una bolsa de polietileno, junto a los datos del pez (longitud total y sexo; fecha, hora y profundidad de captura; posición del lance; otros), y conservado en una caja tipo "Coleman" con hielo en escamas para detener la digestión.

En el laboratorio, los estómagos fueron mantenidos en congelador, a -10/-20 °C, para posterior análisis, el que consistió en identificar, separar, contar y pesar las presas, de acuerdo a métodos estándar (Berg, 1979; Hyslop, 1980), como ha sido aplicado por Arancibia & Meléndez (1987) y Arancibia (1989). Las presas pequeñas, como eufáusidos, fueron agrupadas por taxón y luego pesadas en conjunto, conocido su número. Los estómagos evertidos no fueron considerados y, por lo tanto, se les descartó de todos los análisis.

La tasa instantánea de evacuación gástrica fue determinada aplicando el modelo Sainsbury (1986), desde un set de parámetros que incluyen las tasas instantáneas de ingestión y de evacuación, y el inicio y término del ciclo de alimentación, asumiendo que la evacuación es exponencial.

El tiempo de trayectoria de la evacuación exponencial se expresa como:

$$\frac{dS}{dt} = -E * S \quad 33$$

que tiene la siguiente solución:

$$S = S_0 e^{(-E(t - t_0))} \quad 34$$

donde t es el tiempo; S es el contenido estomacal en el tiempo t ; E es la tasa instantánea de evacuación gástrica (h^{-1}); S_0 es el contenido estomacal al inicio del período; t_0 es el tiempo al inicio del período.

Debido a que el contenido estomacal es evacuado continuamente, se debe considerar también este proceso en el período de alimentación, esto es, la cantidad de alimento evacuado tiene que ser descontada de la cantidad de alimento realmente ingerido. Entonces, el cambio en el contenido estomacal se expresa como

$$\frac{dS}{dt} = J - ES \quad 35$$

que tiene la siguiente solución:

$$S = S_r e^{(-E(t-t_0))} + \frac{J}{E} (1 - e^{(-E(t-t_0))}) \quad 36$$

donde J es la tasa de ingestión ($g \cdot h^{-1}$); S_r es el contenido estomacal a inicios del período de alimentación.

El ajuste de los datos al modelo de Sainsbury (1986) se realizó con el paquete computacional MAXIMS (Jarre-Teichmann *et al.*, 1990). Al respecto, recientemente Arancibia *et al.* (manuscrito a; manuscrito b) han aplicado el modelo de Sainsbury (*op. cit.*) utilizando tal paquete computacional al ajuste de los datos del ciclo de alimentación diario de *M. gayi* de Chile central y *G. morhua* de un sector somero del Mar del Norte, y a *T. s. murphyi* de la zona central de Chile, respectivamente.

2.8. RACION DIARIA DE ALIMENTO Y PESO PROMEDIO DE LAS PRESAS CON MUESTRAS DE ESTOMAGOS DE CAMPO

De acuerdo con Jones & Geen (1977) y Diana (1979), y como ha sido aplicado por Macpherson (1985), Arancibia (1991) y Punt *et al.* (1992), la expresión más apropiada para calcular la ración diaria de alimento (RD; en una unidad de medida de peso, o como porcentaje del peso corporal), es la siguiente:

$$RD = \frac{W_{prom} * N_F}{TD * N_T} \quad 37$$

donde W_{prom} es el peso promedio de la presa en los estómagos del predador (en una unidad de peso o como porcentaje del peso corporal del predador); N_F es el número de estómagos que contienen una determinada presa; N_T es el número de estómagos totales analizados (no se considera los estómagos con signos de regurgitación, en ningún caso); TD es el tiempo de digestión, cuyo cálculo ha sido presentado en secciones anteriores.

La ración diaria (RD) se calcula trimestralmente, para cada estación del año. La misma base de tiempo trimestral es utilizada para las estimaciones del consumo de alimento. Para el caso de *M. gayi*, se ha seleccionado como base de tiempo el "trimestre", ya que Fuentealba (1993) comunicó que el coeficiente de variación del peso del contenido estomacal de *M. gayi*, con respecto a la longitud (edad) de los peces, se presenta relativamente constante cuando se utiliza esta base de tiempo. Para el efecto, Fuentealba (*op. cit.*) se basó en Pennington & Bowman (1982), quienes analizaron la variación del peso del contenido estomacal en *G. morhua*.

El error estándar de RD corresponde a la suma de los errores estándar de cada uno de los parámetros usados en tal intervalo de tiempo. Bajo el supuesto que aquellos son mutuamente independientes, el error se expresa como:

$$\sigma_{RD} = \left[\left(\frac{\partial f}{\partial W} \sigma_W \right)^2 + \left(\frac{\partial f}{\partial N_F} \sigma_{N_F} \right)^2 + \left(\frac{\partial f}{\partial R} \sigma_R \right)^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad 38$$

Si N_T y N_F son expresados en porcentaje, entonces la ecuación anterior toma la siguiente forma:

$$RD = \frac{W_{prom} * N_F}{TD \times 100} \quad 39$$

Si se considera que la fracción de alimento residual corresponde al 2% del alimento ingerido (Diana, 1979), entonces:

$$RD = \frac{W_{prom} * N_F * R}{0,163 \times 100} \quad 40$$

En otras palabras:

$$\left(\frac{\partial f}{\partial W} \sigma_W \right)^2 = \left(\frac{N_F * R}{16,30} \sigma_W \right)^2 \quad 41$$

$$\left(\frac{\partial f}{\partial N_F} \sigma_{N_F} \right)^2 = \left(\frac{W_{prom} * R}{16,30} \sigma_{N_F} \right)^2 \quad 42$$

$$\left(\frac{\partial f}{\partial R} \sigma_R \right)^2 = \left(\frac{W_{prom} * N_F}{16,30} \sigma_R \right)^2 \quad 43$$

De acuerdo con Macpherson (1985), S_R se calcula de la regresión entre la tasa instantánea de evacuación gástrica (R , en horas) y diversos valores de la temperatura del agua de mar a la profundidad de captura (T , en °C). Como referencia se ha tomado los registros comunicados por Arancibia (1989).

2.9. ANALISIS DE LA IMPORTANCIA DE LAS PRESAS EN EL CONTENIDO ESTOMACAL DE *M. gayi*

2.9.1. IMPORTANCIA RELATIVA DE LAS PRESAS

La importancia relativa de las presas de *M. gayi* se analiza trimestralmente por unidad trófica ontogenética (*sensu* Livingston, 1982), como ha sido utilizado por Arancibia (1987) y Fuentealba (1993), a partir de muestras históricas obtenidas regularmente. Para el efecto, se ha seguido a Arancibia *et al.* (manuscrito a), quienes aplicaron la transformación logarítmica al Índice de Importancia Relativa (IRI) de Pinkas *et al.* (1971), según la siguiente expresión:

$$IRI_i = \log[(N_i + W_i) * F_i + 1]$$

44

donde N es el número, W es el peso, F es la frecuencia de aparición del taxón de presa i ; todos expresados en porcentaje.

Se define "unidad trófica ontogenética" (UTO) a un grupo de tamaño de una especie, cuyos individuos que la constituyen se alimentan en base a las mismas presas. Además, las diferentes UTOs de una misma especie pueden presentar rangos de tamaño variable. En el caso particular de *M. gayi*, Arancibia (1987) informó que esta especie presenta cambios tróficos con el crecimiento, detectándose tres UTOs, a saber:

- (1) menores de 36 cm de longitud total, LT;
- (2) de 36 a 50/55 cm de LT; y
- (3) mayores de 50 cm de LT.

Recientemente, los resultados trimestrales de las UTOs comunicadas por Arancibia & Fuentealba (manuscrito) fueron consistentes con los de Arancibia (1987), los que se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Rangos de longitud total (LT; cm) por unidad trófica ontogenética (UTO) informados por Arancibia & Fuentealba (manuscrito).

ESTACION	UTO-1	UTO-2	UTO-3	UTO-4
Otoño	<30	30-54	≥55	
Invierno	<30	30-39	50-54	≥55
Primavera	<30	35-54	≥55	
Verano	<30	35-49	≥50	

En consecuencia, el análisis de la importancia de las presas en el contenido estomacal de *M. gayi* se realiza por UTO, según lo comunicado por Arancibia (1987).

2.9.2. TAMAÑO MÍNIMO DE MUESTRA

En los estudios de alimentación de peces, una de las principales deficiencias es la falta de cálculo del tamaño de muestra mínimo (n). Pennington & Bowman (1982) utilizaron el coeficiente de variación (CV) del contenido estomacal para la determinación de n . Por otro lado, Fuentealba (1993), basándose en muestras trimestrales de entre 669 y 1125 ejemplares, comunicó (Tabla 2) los siguientes valores de CV del contenido estomacal de *M. gayi*, por estación del año:

Tabla 2. Coeficiente de Variación (C.V.) estacional del contenido estomacal de *M. gayi* (según Fuentealba, 1993).

ESTACION	C.V.
otoño	2.58
invierno	1.83
primavera	2.80
verano	2.93

En consecuencia, para un nivel de error $d=0,1$; un nivel de incertidumbre $\alpha=0,05$; y un número de observaciones superior a 120, con lo que t-Student es igual a 1,645; entonces se calcula tamaños muestrales de 1801 (otoño), 906 (invierno), 2.122 (primavera) y 2.323 (verano), lo que totaliza un $n \geq 7.152$ estómagos, por año. Como consecuencia, asumiendo que los valores pueden variar entre años para un mismo trimestre, entonces se debe obtener para cada estación del año un n equivalente al 25% del valor señalado recién, alcanzando a 1.788 estómagos, lo que equivale a 596 estómagos por mes y 149 estómagos por semana.

2.10. CONSUMO DE ALIMENTO

2.10.1. METODO QUE UTILIZA CARACTERISTICAS MORFOMETRICAS Y EL PESO MAXIMO TEORICO EN PECES CARNIVOROS

Palomares & Pauly (1989) propusieron un modelo que es una regresión empírica para la estimación de la razón consumo/biomasa (Q/B), desde 33 estimaciones de Q/B en peces marinos. La expresión es la siguiente:

$$QB = 3,06 * W_{\infty}^{-0,2018} * T_c^{0,6121} * Ar^{0,5156} * 3,53^{Hd} \quad 45$$

donde W_{∞} es el peso máximo teórico (peso húmedo, en gramos); T_e es la temperatura promedio del hábitat; Ar es el índice de forma (aspect ratio) de la aleta caudal; Hd es el tipo de alimento (0 para carnívoros; 1 para herbívoros y detritívoros).

A su vez, se define Ar como (Lindsay, 1978; *vide* Pauly, 1989):

$$Ar = \frac{h^2}{s} \quad 46$$

donde h es la altura de la aleta caudal (cm); s es su superficie (cm²).

La estimación de la varianza de QB es función de los errores estándar de los parámetros y los coeficientes. La estimación de QB para *M. gayi* se realiza sobre base anual, combinando ambos sexos. El estimado de varianza de QB para *M. gayi* se obtiene mediante la técnica Montecarlo de remuestreo computacional, para lo cual se genera una gran cantidad (U_{max} , donde $U = 1, 2, \dots, U_{max}$) de set de datos aleatorios ($X^1, X^2, \dots, X^{U_{max}}$) y se calcula luego el set ($QB^1, QB^2, \dots, QB^{U_{max}}$). La varianza de QB se estima entonces como sigue:

$$Var(QB) = \frac{1}{U_{max} - 1} \sum_{U=1}^{U_{max}} [\hat{Q}B^U - QB_{(.)}]^2 \quad 47$$

Para *M. gayi*, la variable peso máximo teórico (W_{∞} ; sexos combinados) fue fijado en 2.551 g, suponiendo distribución normal y asumiendo desviación estándar de 10%. La variable "aspect ratio" de la aleta caudal (Ar) fue determinada en 1,37 (Catrileo, 1995), suponiendo distribución normal y asumiendo desviación estándar de 10%. La variable temperatura promedio del hábitat fue fijada entre 9 y 11° C (Arancibia, 1989), suponiendo distribución uniforme. La distribución de cada coeficiente se supuso normal, con desviación estándar de acuerdo a Palomares & Pauly (1989; pág. 268, Tabla 3).

Metodológicamente no ocurre ningún problema al hacer una sola estimación de QB, considerando ambos sexos en conjunto, tal como se efectúa en el presente trabajo, independientemente del crecimiento diferencial de machos y hembras. Una alternativa reconocidamente válida en la dinámica de poblaciones marinas explotadas es utilizar un valor de compromiso del peso máximo teórico que considere conjuntamente a machos y hembras. Esta aproximación puede ser tanto o más válida que tratar la información separadamente, tal como lo mostraron Arancibia & Cubillos (1993) al caso de una evaluación del stock de *M. gayi* mediante ASP.

Debido a que con la metodología propuesta por Palomares & Pauly (1989) se obtiene estimaciones de la razón consumo/biomasa (QB) poblacional, entonces una estimación de Q se puede calcular utilizando el inverso de la biomasa (B) de *M. gayi*, que para propósitos prácticos se supone estimada sin error. Esta última puede obtenerse de la evaluación indirecta del stock de *M. gayi* que se efectúa con motivo de este mismo proyecto, y como ha sido efectuado anteriormente por Arancibia & Cubillos (1993), Cubillos & Arancibia (1994), Cubillos *et al.* (1994) y Arancibia & Cubillos (manuscrito).

En consecuencia,

$$Q = 3,06 * W_{\infty}^{-0,2018} * T_c^{0,5121} * A_r^{0,5156} * 3,53^{H_d} * B^{-1}$$

48

2.10.2. METODO QUE UTILIZA LA RACION DIARIA DE ALIMENTO, LA BIOMASA DEL PREDADOR, LA PROPORCION DE LAS PRESAS Y EL TIEMPO

En este caso, el consumo poblacional puede ser determinado sobre una base de tiempo trimestral. Básicamente, ello se debe a que el coeficiente de variación del contenido estomacal es más bajo

cuando se utiliza la información por estación del año, y no mensualmente, por ejemplo, ni mucho menos semanalmente.

El consumo poblacional de *M. gayi* se calcula aplicando una expresión propuesta por Livingston *et al.* (1986), modificada de Mehl & Westgård (1983), quienes trabajaron con varias especies de peces del Mar de Bering y con la caballa del Atlántico Norte (*Scomber scombrus*), respectivamente. La ecuación es la siguiente:

$$Q_{ijk} = RD_{ij} * D_i * B_j * P_{ijk} \quad 49$$

donde Q_{ijk} es el consumo de la presa k por el grupo de edad j (o tamaño) del predador en la estación i ; RD_{ij} es el peso consumido diariamente por el grupo de edad j (o tamaño) del predador en la estación i ; D_i es el número de días en la estación i ; B_j es la biomasa el grupo de edad j (o tamaño) del predador en la estación i ; es la proporción en peso de la presa k consumida por el grupo de edad j (o tamaño) del predador en la estación i .

El consumo anual (Q_{ajk}) se obtiene como la sumatoria de los consumos trimestrales, según:

$$Q_{ajk} = \sum Q_{ijk} \quad 50$$

donde Q_{ajk} es el consumo de la presa k por el grupo de edad j (o tamaño) del predador en el año a ; Q_{ijk} ya fue definido anteriormente.

2.10.3. METODO QUE UTILIZA LA TASA DE INFECCION DEL NEMATODO *Anisakis*

La relación funcional entre el consumo acumulado de alimento en *M. gayi* y la abundancia del parásito *Anisakis* sp. (Nematoda) se fundamenta en aspectos biológicos básicos de las parasitosis por larvas de nemátodos de la familia Anisakidae que utilizan a los peces como hospedadores intermediarios, o paraténicos, y que alcanzan su madurez sexual en el tracto digestivo de mamíferos marinos (fócidos, otáridos, cetáceos). Los nemátodos del género *Anisakis* sp. son transmitidos a *M. gayi* exclusivamente por el alimento y se acumulan en la cavidad celómica de su hospedador (George-Nascimento & Carvajal, 1980). Por consiguiente, la cantidad de parásitos acumulada a una edad t es función directa de la cantidad de alimento ingerido hasta dicha edad.

Este método de estimación de la cantidad de alimento consumido por un pez marino ha sido propuesto para el bacalao *Gadus morhua* (L.) en base a la acumulatividad de otro nemátodo de la familia Anisakidae, como lo es *Pseudoterranova decipiens*, con resultados razonables (Des Clers 1989, 1990, 1991). Aunque se desconoce cuál o cuáles ítemes alimentarios de *M. gayi* son los que le transmiten el parásito, en un modelo generalizado se supone que las tasas de parasitismo son homogéneas entre ítemes alimentarios y que pueden ser estimadas a partir de su concentración en el zooplankton (Marcogliese, 1995). Al respecto, los eufáusidos son el ítem alimentario más importante en los ejemplares jóvenes de *M. gayi* (Arancibia & Meléndez, 1987; Aguayo, 1995; este documento) y, por consiguiente, el más probable responsable principal de la transmisión de *Anisakis* sp. Por esta razón, en este informe se ensaya las estimaciones de consumo de alimento de *M. gayi* en base al supuesto de que ellos son los únicos responsables de su transmisión.

Entre marzo y diciembre de 1996 se muestreó 980 ejemplares de *M. gayi* desde el desembarque en Talcahuano. De cada pez se recolectó las vísceras, registrándose la longitud total ($\pm 0,1$ mm) y sexo (mediante inspección visual de las gónadas). Las vísceras fueron guardadas individualmente con sus respectivos registros de longitud total y sexo, y llevadas al laboratorio, donde fueron examinadas para la recolección de las larvas de *Anisakis* sp., las que fueron contadas y registradas junto a las otras variables en una planilla electrónica. Además, estos datos

fueron analizados con otros similares de 1.170 ejemplares de *M gayi* provenientes de George-Nascimento (1996). Posteriormente, se calculó la edad (t) de cada ejemplar de *M gayi* como función de la longitud total, aplicando el modelo de crecimiento individual de von Bertalanffy, reordenado. Los parámetros de crecimiento fueron obtenidos de Aguayo (1995), para ambos sexos en conjunto. Luego, se calculó la abundancia promedio de *Anisakis* sp. para cada grupo de edad de *M gayi* en la que se contaba con más de 50 observaciones, calculándose luego los parámetros de la mejor regresión simple entre la abundancia parasitaria y la edad. Las distribuciones de frecuencias de la edad de *M gayi* en la muestra se presentan por sexo y para el total en la Tabla 3.

Tabla 3. Distribuciones de frecuencias absolutas, por sexo y para sexos combinados, por grupo de edad, de los 2.150 ejemplares de *M. gayi* considerados en los análisis de la tasa de acumulatividad de *Anisakis* sp.

Grupo de edad (años)	Hembras	Machos	Total
1	1	6	7
2	0	28	28
3	17	128	145
4	89	270	359
5	167	443	610
6	301	250	551
7	201	57	258
8	78	13	91
9	44	14	58
10+	40	3	43

La demanda de alimento se estima a partir de la relación propuesta por Des Clers (1989, 1990, 1991). Si el número de parásitos acumulados (TPA_t) a una edad t se divide por la concentración de parásitos en el alimento de *M gayi* (b ; en N° de parásitos por kg de alimento), entonces se estima la demanda acumulada de alimento (DCA_t) a dicha edad en kg de alimento, según la siguiente expresión:

$$DCA_t = TPA_t * b^{-1}$$

51

en (número de parásitos/merluza)/(número de parásitos/kg de alimento), que equivale a (kg de alimento/merluza).

TPA(t) se calcula por grupo de edad a partir de los datos de los 2.150 ejemplares de *M gayi* analizados (980 colectados en este estudio y 1.170 provenientes de George-Nascimento, 1996), mediante una regresión simple entre el promedio de *Anisakis* sp. para sexos combinados y los grupos de edad para los que había un número mayor que 50 datos.

Para conocer *b* de la ecuación anterior, se calcula un intervalo de confianza al 95% del peso promedio de un eufáusido, a partir de ejemplares recolectados de 15 estómagos de *M gayi* que tenían sólo a ese ítem alimentario en mínimo estado de avance del proceso digestivo (n= 656). Luego, se calcula el número de parásitos por kg de eufáusidos usando los valores de los límites inferior y superior del intervalo de confianza para el peso promedio de un eufáusido, y dos valores relativamente extremos de los datos publicados de prevalencia de *Anisakis* en eufáusidos del Océano Pacífico (Oshima *et al.* 1969; Shimazu & Oshima 1972; Hurst 1984), en ausencia de información análoga para nuestra zona de estudio.

3. RESULTADOS

3.1. PERIODO DE ESTUDIO

Se informa resultados y actividades realizadas en todo el periodo de ejecución de este estudio (20 meses), que originalmente tenía una duración de 14 meses, habiéndose extendido en otros 6, previa aprobación del Consejo de Investigación Pesquera. La fecha de inicio fue el 20 de diciembre de 1995 y la de presentación del pre-informe final el 20 de julio de 1997. En efecto, este último fue originalmente presentado el 18 de agosto de 1997.

Debido a que durante los primeros 6 meses la institución que sería sub-contratada no acudió a la firma del respectivo sub-contrato, entonces todas las actividades de este proyecto las asumió la Universidad de Concepción, como ejecutora. Para el efecto, se reorganizó el equipo profesional y técnico, y se ajustó el cronograma de actividades, lo que fue informado detalladamente en el Anexo 1 del Primer Informe de Avance, el que fue aprobado sin modificaciones.

3.2. SISTEMA DE ABASTECIMIENTO DE AGUA DE MAR PARA LA MANTENCION DE PECES EN CAUTIVERIO

3.2.1. EQUIPOS DE FILTRACION

3.2.1.1. FILTRO DE CARTUCHO

Se seleccionó filtros de cartucho o de cartridge, instalándolos en series que funcionan con eficiencia cuando se bombea agua a presión, reteniendo material particulado de 35 μ . Las características del equipo de filtración de cartucho seleccionado son las siguientes:

Marca	: Rainbow Lifeguard
Modelo	: M-3
Caudal	: 8,5-17 m ³ /hr
Material de carcaza	: PVC
Número de cartridges	: 3
Tamaño del cartridge	: 29"
Presión máxima de trabajo	: 50 psi
Area de filtración	: 37,5 pies ²
Diámetro de entrada/salida	: 1½"
Pérdida de carga	: 1 m

3.2.1.2. FILTRO DE CARBON ACTIVADO

El filtro de carbón activado, que corresponde a un tipo de filtración físico-química, actúa mediante adsorción y posee una gran superficie activa de acción. Se emplea para la eliminación de productos orgánicos disueltos de excreción tales como urea, amonio, ácido úrico, aminoácidos, grasas y coloides. Las características del filtro de carbón activado elegido son las siguientes:

Marca	: Rainbow Lifegard
Modelo	: AF-M4
Caudal	: 6 m ³ /hr
Material de carcaza	: PVC
Número de cámaras	: 4
Tamaño de las cámaras	: 29"
Presión máxima trabajo	: 50 psi
Pérdida de carga	: 2 m

3.2.2. EQUIPO DE ESTERILIZACION DE LUZ ULTRAVIOLETA

Para la desinfección y esterilización se utiliza radiación ultravioleta (UV), constituyendo un eficiente método de eliminación de microorganismos. El mecanismo corresponde a una reacción fotoquímica de la luz ultravioleta con los ácidos nucleicos, alterando la constitución genética de los gérmenes, destruyéndolos. Este equipo está diseñado para entregar una dosis germicida de 30.000 microwatts*s/cm², equipado con lámparas de 40 Watts de cuarzo de alta pureza con alta emisión de energía germicida. Las características de esterilizador elegido son las siguientes:

Marca	: Rainbow Lifegard
Modelo	: QL 80
Caudal	: 8-11.35 m ³ /hr
Material de carcaza	: PVC de alto impacto
Número de lámparas	: 2
Potencia lámpara	: 40 Watts
Potencia total	: 80 Watts
Presión máxima trabajo	: 50 psi
Mat. lámpara germicida	: cuarzo puro
Mat. tubo protector	: cuarzo puro
Diámetro entrada/salida	: 1¼"
Pérdida de carga	: 1 m

3.2.3. EQUIPO DE BOMBEO (BOMBA CENTRIFUGA AUTOCEBANTE)

Este equipo es capaz de absorber las cargas del sistema, además de ser adecuado a los requerimientos de funcionamiento con agua de mar. Las condiciones de operación de la bomba centrífuga autocebante son:

Temperatura del fluido	: 15°C
Densidad	: 1 kg/dm ³
Viscosidad	: 32 ssu

Los requerimientos de la bomba autocebante son:

Caudal	: 150 lt/m
Total pérdidas calculadas	: 19 m.c.a.
NPSH a caudal	: 1 m.c.a.

Las características de la bomba autocebante son:

Marca	: Vogt
Modelo	: A-701-FRS-130-E
Velocidad	: 2900 rpm
Potencia absorbida	: 1,58 HP
Potencia requerida	: 1,90 HP
Ejecución	: cuerpo rodamiento
Succión de descarga	: 2" * 2"
Impulsor	: abierto
Sellado	: mecánico
Acoplamiento	: omega E-2
Base	: acero plegada M-2
Potencia nominal	: 2 HP, 12 polos
Voltaje/fase/ciclos	: 380/3F/50Hz
Protección/aislación	: IP 55/F
Partida	: directa
Material carcaza	: fierro fundido
Material impulsor	: fierro fundido
Material eje	: cromo niquel bonificado
Material sellado mecánico	: carbón/cerámica/buna M

3.2.4. MANGUERA

El material ha sido diseñado para trasvase y transporte de agua. Las mangueras son pulidas rotativamente, lo cual hace que su superficie interior sea completamente lisa, evitando la sedimentación y facilitando su esterilización. Además, es resistente a los agentes atmosféricos. Las características de las mangueras seleccionadas son:

Marca	: Petroflex
Modelo	: Liquiflex
Dureza	: shore A.68/70
Material	: espiras PVC indeformable, atóxico
Vacio máximo	: 508 mm Hg a 20°C
Radio mínimo de curvatura	: 4 veces el diámetro interior
Temperatura de trabajo	: -10°/+60° Celsius

3.2.5. TUBERIA Y FITTINGS

Los elementos seleccionados son de material de PVC-P hidráulico indeformable, resistente a agentes atmosféricos. La superficie es completamente lisa, evitando la formación de sedimento en su interior, siendo su esterilización y limpieza muy eficaz. No es corrosivo ante el agua de mar por lo que no contamina.

3.2.6. SISTEMA DE CONFINAMIENTO

Para la mantención de peces en cautiverio, se habilitó en la Estación de Biología Marina de Dichato dos piletas rectangulares de material sólido, acondicionados con un revestimiento de cemento para proporcionar una superficie interior lisa. Los estanques fueron cubiertos con malla ratchel (80% de sombreado) para proporcionar protección contra la radiación, brindando frescura al sistema y evitando la proliferación de microalgas. En cuanto a la conducción del agua hacia los estanques, se utiliza difusores verticales y horizontales, permitiendo un intercambio más uniforme del agua dentro de los estanques.

3.2.7. SISTEMA DE ABASTECIMIENTO DE AGUA

El plano del sistema de abastecimiento de agua de mar a las piletas se presenta en la Fig. 2 . Cada pileta tiene las siguientes dimensiones: 2 m de alto; 3,82 m de ancho; 7 m de largo. El abastecimiento de agua de mar a cada pileta se puede efectuar independientemente mediante un sistema hidráulico con by-pass. El sistema hidráulico quedó habilitado y en funcionamiento el 08 de marzo de 1996. El sistema de confinamiento completo (piletas y cubierta de malla ratchel) quedó habilitado y en funcionamiento, junto al sistema hidráulico, el 25 de marzo de 1996.

La unidad de bombeo consiste en una bomba centrífuga autocebante con un caudal de 150 litros/minuto, operando con régimen de 6 horas encendida, solamente, tiempo en el cual se recambia totalmente el agua de las piletas, quedando el agua lo suficientemente oxigenada. Un fuerte temporal destruyó las instalaciones en el antiguo muelle de la Estación de Biología Marina, por lo que se requirió posteriormente instalar la motobomba en tierra firme, dentro de una caseta de concreto armado a 2,5 m del nivel del mar y a 130 m de distancia de la sala de filtros. La toma de agua ocurre a través de una manguera de succión ubicada a 136 metros de la bomba, desde un tubo ubicado en el piso marino, con un codo terminal cuya succión es a través de la sección distal a 1,80 m del piso marino, con una terminal tipo válvula de retención vertical con malla metálica de entrada de bronce y acero inoxidable. El tubo se fija al fondo mediante "muertos" de cemento ubicados a 4,2 m de distancia entre ellos. Esta estructura, en su parte más alejada de la bomba, fue anclada a un long-line existente en el lugar, propiedad de la Estación de Biología Marina de Dichato.

La distancia de elevación del piso marino a la bomba es de 5 m y de ésta a los filtros de 1,1 m. En la sala de filtros se instaló filtros de carbón activado y de cartridge, y esterilizadores UV en línea, todos unidos mediante by-passes. Un panel eléctrico diseñado según los requerimientos específicos fue instalado al interior de la caseta.

Como se informó en el Primer Informe de Avance, la región fue afectada el jueves 04 de julio de 1996 por un fuerte temporal con violentas marejadas, lo que tuvo como lamentable consecuencia la

destrucción parcial del sistema de abastecimiento de agua que había sido instalado mediante el presente proyecto en la Estación de Biología Marina de Dichato. Este tipo de infortunio no había ocurrido nunca en esa Estación, durante más de dos décadas de trabajo ininterrumpido.

La consecuencia más directa del temporal, respecto de este proyecto, fue la destrucción completa del muelle, dañándose el tendido de tubos que se apoyaba en éste. Además, las olas de más de 4 m de altura destruyeron la caseta protectora de la bomba autocebante, la que cayó al mar, siendo recuperada el viernes 05 de julio y enviada inmediatamente a reparación. La bomba se dañó parcialmente en su sistema eléctrico y estuvo en condiciones de operar a principios de septiembre de 1996. Los daños fueron mitigados debido tanto a que la bomba se encontraba sellada como por la protección que brindó la caseta que la contenía. La nueva instalación de la bomba ocurrió después que fue habilitada una caseta de hormigón, del que se hizo parte el Departamento de Oceanografía, para proteger también sus instalaciones, ya que otra bomba autocebante de este Departamento fue igualmente recuperada del mar. Las instalaciones quedaron disponibles y operativas al proyecto a mediados de octubre de 1996.

3.3. ESTRUCTURA DE TAMAÑOS DE *M. gayi*

3.3.1. FRECUENCIA DE TAMAÑOS Y PARAMETROS DE LA RELACION LONGITUD-PESO

A partir de julio de 1996, la Universidad de Concepción implementó un sistema de muestreo de frecuencia de tamaños (longitud total) y biológico-específico (longitud total, sexo y peso total) para *M. gayi*. A continuación se informa la distribución de frecuencia semestral y para el año de estudio de los tamaños de *M. gayi*, por sexo, para julio-diciembre de 1996 (Fig. 3a), enero-junio de 1997 (Fig. 3b) y total (Fig. 3c). La base de tiempo semestral utilizada permite compactar y presentar sintéticamente la información que se obtuvo sobre bases mensuales desde los muestreos.

En el periodo julio-diciembre de 1996, los machos de *M. gayi* se presentaron con la moda principal (42 cm de longitud total, LT) levemente más grandes que las hembras (40 cm de LT; Fig. 3a). El rango de tamaños en los machos fue 26-69 cm, y en las hembras 22-83 cm de LT. La proporción machos:hembras fue 1:1,07.

En el periodo enero-junio de 1997, los machos de *M. gayi* se presentaron con la moda principal (44 cm de LT) levemente más pequeños que las hembras (47 cm de LT; Fig. 3b). El rango de tamaños en los machos fue 22-70 cm, y en las hembras 18-80 cm de LT. La proporción machos:hembras fue 1:1,04.

En el año móvil julio 1996-junio 1997, los machos de *M. gayi* se presentaron con la moda principal (43 cm de LT) levemente más pequeños que las hembras (47 cm de LT; Fig. 3c). El rango de tamaños en los machos fue 22-70 cm, y en las hembras 18-83 cm de LT. La proporción machos:hembras fue 1:1,05.

Los parámetros semestrales de la relación longitud total-peso total en *M. gayi*, para los periodos julio-diciembre 1996, enero-junio 1997 y julio 1996-junio 1997, por sexo, son presentados en la Tabla 4. El rango del parámetro b de esta relación es entre 2,751 y 2,957 en machos; en las hembras b se ubica en el rango 2,833 y 2,957.

Tabla 4. Parámetros semestrales de la relación longitud total (cm)-peso total (g) en *M. gayi*. Periodos: julio-diciembre 1996, enero-junio 1997 y julio 1996-junio 1997.

Parámetro	julio-diciembre 96		enero-junio 97		julio 96-junio 97	
	Machos	Hembras	Machos	Hembras	Machos	Hembras
a	0,01993	0,01354	0,01850	0,00875	0,01873	0,0100
b	2,716	2,833	2,751	2,957	2,745	2,936
r ²	0,935	0,968	0,802	0,870	0,824	0,8876
n	771	826	3.960	4.023	4.731	4.849

3.3.2. CAPTURAS Y ABUNDANCIA EN EL PERIODO 1975-1995

3.3.2.1. CAPTURAS (en número)

La evaluación del stock de *M. gayi* se realiza a partir de la captura en número de los grupos de edad 2 a 13 años. Las capturas de la fracción 2+ casi se han triplicado, desde cerca de 50 millones de ejemplares en el año 1975 hasta unos 135 millones de ejemplares en 1994, que es la cifra más alta de la serie, disminuyendo al año siguiente hasta 116 millones de peces, aproximadamente. Hasta el año 1989, las capturas no sobrepasaban los 62 millones de ejemplares, para prácticamente duplicarse en los últimos años de la serie analizada, lo que se debió principalmente a los fuertes reclutamientos de principios de la década (1990-92), haciéndose sentir hasta el año 1994. La disminución de la captura en número en el año 1995 fue compensada por el mayor tamaño de los ejemplares.

El grupo de edad 4 es el que históricamente ha sostenido las capturas, siendo modal en 10 de los 21 años de la serie (1975-1996). El grupo de edad 5 se presenta como el segundo más importante en las capturas en número durante la serie, presentándose como edad modal en 5 años sucesivos, desde 1983 hasta 1988.

Tabla 5. Captura anual en número (millones) de *M. gayi*, sexos combinados, en el período 1975-1996.

Años	2+	3+	4+
1975	49,9	44,8	36,0
1976	52,1	47,0	41,8
1977	51,0	48,9	40,7
1978	55,5	52,4	46,6
1979	56,1	53,6	43,3
1980	53,5	51,7	48,2
1981	52,1	49,0	42,0
1982	47,5	44,5	39,3
1983	44,0	43,2	39,0
1984	50,1	49,0	44,5
1985	50,8	49,5	44,9
1986	39,5	38,7	35,2
1987	49,8	49,3	46,5
1988	56,5	55,9	53,4
1989	61,6	58,5	52,0
1990	73,6	72,3	66,9
1991	89,0	88,1	79,6
1992	80,7	80,1	76,4
1993	69,5	65,2	55,9
1994	83,0	81,9	77,0
1995	83,5	82,4	75,1
1996	100,9	97,4	86,1

3.3.2.2. EVALUACION DEL STOCK

3.3.2.2.1. CALIBRACION CON INFORMACION AUXILIAR

La evaluación de stock se realizó con dos indicadores, a saber: (i) la captura por unidad de esfuerzo estándar (CPUE), obtenida de Payá *et al.* (1996), como indicador de la biomasa promedio de las edades completamente vulneradas 7+ por el arte de pesca; y, (b) la abundancia por grupo de edad, obtenida de los cruceros de evaluación directa en los años 1993 (Lillo *et al.*, 1994) y 1995 (Payá *et al.*, 1996). Debido a que la información auxiliar tiene una estructura de

error diferente (varianzas distintas), entonces, siguiendo a Deriso *et al.* (1985), se impuso los siguientes ponderadores: $\phi=100$ para la evaluación hidroacústica de 1995; $\phi=1$ para la evaluación hidroacústica de 1993, y $\phi=10$ para la CPUE.

Los parámetros estimados fueron la abundancia de todas las clases anuales a fines del año 1996 (o comienzos de 1997) y los coeficientes que relacionan los índices de abundancia con las estimaciones del ASP. La suma de cuadrados total fue 18,94. Esta solución fue encontrada a través de sucesivos cambios en los valores iniciales de los parámetros, sensibilizando la tolerancia y estrechando sucesivamente los límites máximos impuestos inicialmente, ya que hubo soluciones que generaron abundancias excesivamente altas, particularmente en la fracción de edades más jóvenes (grupos de edad 2 a 6).

El grado de ajuste del ASP a la información auxiliar se muestra en las Figs. 4 y 5, para aquella edad-estructurada y la CPUE, respectivamente. En el caso de la abundancia por edad, se observa que la constante de proporcionalidad alcanza valores que fluctúan alrededor de un promedio de 0,585 en las edades 6+, lo que indica que la abundancia obtenida de los cruceros en esas edades están subestimadas respecto de la abundancia predicha por el ASP. Asimismo, la abundancia de las edades 4 y 5 aparecen siendo sobreestimadas por un factor mayor a 1,5; mientras que la abundancia de las edades 2 y 3 aparecen siendo claramente subestimadas. En el caso de la CPUE, la fracción 7+ de la biomasa promedio del período 1982-1993, estimada con el ASP, sigue muy bien los cambios interanuales de este índice de abundancia. El índice estimado para 1996 indica cierta estabilización en la biomasa promedio del stock 7+ de *M. gayi*.

3.3.2.2.2. ABUNDANCIA (en número)

Se recuerda al lector que en el presente estudio la evaluación de la abundancia y la biomasa del stock de *M. gayi* se efectuó conjuntamente para ambos sexos, de acuerdo con Arancibia & Cubillos (1993). Al respecto, subyacen dos aproximaciones metodológicas de fondo en la

estimación de la abundancia, siendo ambas totalmente válidas, esto es, hacer la evaluación indirecta mediante ASP considerando: (a) los sexos por separado como si fueran dos stocks distintos, o (b) los sexos conjuntamente, como si pertenecieran a un mismo stock. La primera aproximación se aplica generalmente en Chile por IFOP y la Subsecretaría de Pesca; la segunda aproximación ha sido aplicada y publicada por Arancibia & Cubillos (*op. cit.*).

En el caso que el lector considere que la segunda aproximación no es válida por crecimiento diferencial de machos y hembras de *M. gayi*, se debe tener presente que tal procedimiento ha cumplido con los requisitos que un documento científicamente válido debe cumplir, esto es, haber sido revisado anteriormente por pares y haber sido publicado en una revista científica con Comité Editor. Ambas exigencias ya fueron cumplidas por Arancibia & Cubillos (1993) al caso específico de la evaluación de la abundancia de *M. gayi* considerando conjuntamente a machos y hembras. Se reconoce que aún puede ser posible encontrar rechazo a la evaluación de stock de *M. gayi* para sexos combinados. Sin embargo, debe destacarse que el rigor científico no acepta como verdad la generación de resultados con aplicaciones metodológicas por costumbre. Por lo tanto, acá no es necesario tener que demostrar que los resultados de la abundancia del presente trabajo no son significativamente diferentes de aquellos resultados que se hubiese generado por otros investigadores evaluadores de stock, simplemente por dos poderosas razones: primero, porque la costumbre no necesariamente es verdad; y, segundo, porque nadie puede considerarse depositario de ésta. En consecuencia, no existe ninguna razón válida, ni científica ni de sentido común, con la cual se exija que los resultados de la abundancia de *M. gayi* generados en el presente estudio no son significativamente diferentes de los resultados de otros estudios, con el agravante que estos últimos no han sido publicados, tal como lo exige el rigor científico.

Entonces, teniendo en consideración lo anterior, se presenta ahora la estimación de la abundancia de *M. gayi*. La abundancia en número del stock 2+ (Fig. 6) fue de alrededor de 1000 millones de ejemplares a comienzos de 1974 y se incrementó hasta alcanzar entre 1300 y 1350 millones de ejemplares en el periodo 1978-1982. A partir de entonces, la abundancia se incrementó hasta alcanzar un máximo de 2400 millones de ejemplares en 1987. Posteriormente,

la abundancia exhibe una tendencia decreciente hasta 1996, año en que el stock alcanzó a 1519 millones de ejemplares (Tabla 6a).

Tabla 6a. Abundancia anual en número (millones de ejemplares) de *M. gayi*, sexos combinados. Período 1975-1996.

Años	2+	3+	4+
1975	1007,4	689,1	441,6
1976	1105,4	703,4	472,0
1977	1187,2	774,2	480,7
1978	1306,4	835,6	531,5
1979	1335,0	920,1	574,0
1980	1321,0	940,0	634,7
1981	1308,6	932,2	651,5
1982	1346,2	924,4	648,2
1983	1554,8	954,6	644,7
1984	1821,1	1111,5	667,5
1985	1945,7	1303,5	778,7
1986	1966,8	1395,6	920,9
1987	2410,9	1421,1	998,6
1988	2169,4	1739,2	1006,4
1989	2074,4	1554,2	1236,1
1990	1974,2	1478,7	1096,0
1991	1991,5	1395,6	1029,7
1992	1831,4	1396,1	955,4
1993	1722,3	1284,8	962,9
1994	1758,1	1212,6	892,1
1995	1654,6	1224,1	820,9
1996	1519,2	1144,2	826,3

3.3.2.2.3. BIOMASA

La biomasa del stock 2+ de *M. gayi* (Fig. 7; Tabla 6b) presentó niveles del orden de 300 mil a 350 mil ton en el período 1975-1983. Posteriormente, la biomasa del stock se incrementó sobre las 900 mil toneladas en los años 1991 y 1992, ocurriendo luego una disminución, la cual tiende

a revertirse en 1996. La biomasa del stock 3+ presenta, entre los años 1990 y 1996, una estabilización en torno a las 800 mil ton. Esta situación, al compararla con la tendencia de la abundancia (Fig. 6), se debe simplemente al mayor peso promedio de las clases anuales que permitieron incrementar la abundancia a mediados de los años 80, particularmente la clase anual de 1985, que se reclutó dos años después, en 1987.

Tabla 6b. Biomasa (miles de ton) del stock de *M. gayi*. Periodo 1975-1996.

AÑOS	2+	3+	4+
1975	313.2	282.7	215.3
1976	316.6	277.4	234.3
1977	360.2	302.2	241.3
1978	380.1	329.2	263.8
1979	387.0	337.2	267.4
1980	399.1	353.4	289.4
1981	413.3	365.9	306.7
1982	430.4	378.9	323.6
1983	386.4	335.2	278.8
1984	524.0	390.2	299.9
1985	625.0	527.8	395.8
1986	651.4	550.3	438.3
1987	821.9	613.1	500.0
1988	828.3	738.4	530.7
1989	822.0	712.1	622.7
1990	859.8	761.9	655.5
1991	917.2	782.5	662.1
1992	904.1	790.1	639.6
1993	790.9	704.9	615.6
1994	742.3	662.7	580.9
1995	785.6	704.9	571.4
1996	875.4	765.3	620.5

3.4. MORTALIDAD NATURAL Y FRACCION EXPLICADA POR CANIBALISMO

En el método del ASP, los supuestos de que la mortalidad natural (M) es constante entre edades y años son difícilmente justificables. Dado que se conoce la abundancia de individuos de *M. gayi* en el mar (Tabla 5), y, por otro lado, si se conoce la presencia de la propia merluza como presa canibalizada, a partir de observaciones del contenido estomacal del predador, entonces se puede estimar su cuantía e incorporarla en un ASP modificado para el efecto. En este caso, la remoción por canibalismo se trata análogamente a las capturas efectuadas por la flota.

La información anual del contenido estomacal de *M. gayi* indica que el grupo de edad 0 es largamente el más canibalizado. En efecto, del total de individuos canibalizados presentes en las muestras del año 1992 ($n=7.817$ estómagos), su aporte relativo fue de 96%, alcanzando 87% en 1993 ($n=9.637$ estómagos), 98% en 1994 ($n=8.665$ estómagos), 92% en el año 1995 ($n=8.245$ estómagos) y 88 % en el año 1996 ($n=6.308$).

Los principales resultados obtenidos con el ASP que incorpora el canibalismo (C-ASP) indican que, por ejemplo, en 1992 el número total de ejemplares capturados por la pesquería (fracción 2+) alcanzó a 80,7 millones. En cambio, el canibalismo removió 339,1 millones de peces, lo que equivale a 4,2 veces más que la pesquería. No obstante, en 1994 ocurrió la más baja cantidad de ejemplares canibalizados (65,7 millones), casi igualando a la cantidad removida por la pesquería. En 1993, la merluza canibalizó cerca de 280 millones de ejemplares, esto es 4,03 veces más que la pesquería. En 1995, la cantidad canibalizada fue mayor 1,87 veces más que la pesquería; mientras que en 1996 alcanza nuevamente un factor de 4 veces más que la pesquería (Tabla 7). Se destaca que el canibalismo más alto ocurre sobre el grupo de edad 0, en cantidades muy superiores a lo que ha removido la pesquería (excepto en 1994 y 1995).

Debido a que el canibalismo en *M. gayi* ocurre casi exclusivamente en el grupo de edad 0, esto es, en peces que no han cumplido 1 año de vida, entonces el efecto de un cambio en los estimados de abundancia (número) utilizando ASP y C-ASP no es significativo en el stock 2+, lo que se debe

también a que la fracción de la población que es removida por canibalismo (casi exclusivamente de la edad 0) no se sobrepone con la fracción de la población que es removida por pesca (peces de dos años de edad y más viejos). Por lo tanto, la mortalidad por pesca (F) en los grupos de edad 0 y 1 es igual a cero.

Tabla 7. Número de individuos (miles) canibalizados por *M. gayi* y número de ejemplares (miles) capturados por la pesquería, por grupo de edad. Periodo: 1992-1996.

Grupo edad	1992	1993	1994	1995	1996
0	323247	196369	48899	88495	204848
1	13657	64637	16810	44931	141470
2	2074	18848	0	20573	57731
3	96	72	0	2126	0
Canibalismo	339074	279927	65709	156127	404049
Capturas 2+	80731	69486	82996	83533	100922
Razón	4,2	4,0	0,8	1,9	4,0

La mortalidad por canibalismo estimada para el grupo de edad 0 ha fluctuado entre 0,307 en 1992 (60,5% de la mortalidad natural, M) y 0,069 en 1994 (25,6% de M; Tabla 8, Fig. 8). En el caso de los grupos de edad 1 y 2, el mayor canibalismo sobre estos grupos ocurrió en 1996, mientras que para el grupo de edad 3, prácticamente fue despreciable y debidos sólo a la tasa de mortalidad residual asignada a dicho grupo de edad.

Tabla 8. Mortalidad por canibalismo (Mc), mortalidad natural (M) y mortalidad por pesca (F) en las edades más jóvenes de *M. gayi* que son canibalizadas, por grupo de edad (unidad de medida: año⁻¹). Período: 1992-1996.

Mortalidad por canibalismo (Mc)					
Grupo edad	1992	1993	1994	1995	1996
0	0,307	0,253	0,069	0,094	0,230
1	0,024	0,094	0,031	0,086	0,219
2	0,005	0,046	0,000	0,053	0,164
3	0,000	0,000	0,000	0,006	0,000

Mortalidad natural total (M)					
Grupo edad	1992	1993	1994	1995	1996
0	0,507	0,453	0,269	0,294	0,430
1	0,274	0,344	0,281	0,336	0,469
2	0,305	0,346	0,300	0,353	0,464
3	0,320	0,320	0,320	0,326	0,320

Mortalidad por pesca (F)					
Grupo edad	1992	1993	1994	1995	1996
0	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
1	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
2	0,002	0,010	0,002	0,003	0,010
3	0,009	0,032	0,017	0,020	0,041

En relación con la incidencia de los resultados del canibalismo en la evaluación de stock indirecta con ASP, se puede señalar que el canibalismo y la pesquería no interactúan. En efecto, el mayor canibalismo ocurre en el grupo 0, mientras que la pesquería comienza a remover ejemplares sólo a partir del grupo de edad 2, y tal vez en forma poco significativa. Desde el punto de vista de la pesquería, la fracción más significativamente vulnerada por el arte de pesca ocurre en la fracción de stock 5+.

No obstante lo anterior, los resultados más significativos de considerar al canibalismo en la evaluación de stock radica en los siguientes aspectos:

1. La tasa de mortalidad natural (M) no puede ser considerada constante entre grupos de edad, en el contexto de la evaluación indirecta con el ASP clásico. En efecto, de acuerdo con las estimaciones de mortalidad natural informadas por Arancibia & Cubillos (1993), y las extrapoladas en este estudio para los grupos 0 y 1, aquellas parecen ser más apropiadas, dado que el efecto del canibalismo las ha validado parcialmente. Se debe hacer notar que a los grupos de edad 0, 1, 2 y 3 se les asignó valores de mortalidad residual inferiores a los señalados en la Fig. 1, y con el C-ASP se estimó mortalidades por canibalismo que, conjuntamente con la mortalidad residual impuesta en cada grupo de edad, fueron similares a las extrapoladas, en promedio (Fig. 9).
2. Si se acepta la hipótesis que la cantidad de ejemplares de *M. gayi* canibalizados es mayor que las capturas debido a la pesquería, en términos relativos, entonces cuando existe una mayor abundancia y disponibilidad de ejemplares juveniles (pre-reclutas) en el mar, las estimaciones de la cantidad de ejemplares canibalizados del grupo de edad 0 podrían utilizarse como índice de la fortaleza del reclutamiento que ocurrirá a la pesquería 2 años después.
3. La aproximación metodológica para utilizar el valor de canibalismo al que está afecto el grupo de edad 0 y, tal vez, del grupo de edad 1, se puede realizar en términos de calibración de la abundancia de reclutas utilizando una tasa de mortalidad promedio para los grupos de edad 0 y 1, relacionándolos directamente con la abundancia estimada con el ASP clásico mediante un modelo de error de observación. La ventaja de esta aproximación debería conducir a estimaciones más precisas del reclutamiento de los años más recientes, las cuales son siempre estimadas con alta incertidumbre.
4. No obstante las ventajas de tal aproximación (punto 3), primero se debe probar la hipótesis expuesta en el punto 2, por ejemplo, correlacionando el canibalismo con la oferta ambiental de juveniles.

3.5. CICLO DIARIO DE ALIMENTACION DE *M. gayi*

3.5.1. MANTENCION DE PECES EN CAUTIVERIO

3.5.1.1. METODO EXPERIMENTAL DE CAPTURA DE EJEMPLARES VIVOS DE *M. gayi*

Para la determinación de la tasa instantánea de evacuación gástrica (R) de *M. gayi* no fue posible mantener ejemplares vivos en cautiverio, durante todo el periodo de estudio, aunque se intentó con distintos artes de pesca en decenas de oportunidades en el transcurso del estudio. En varias ocasiones, cuando se realizó pescas con red agallera a bordo de botes, no se capturó ningún ejemplar. Lo mismo ocurrió cuando se utilizó espinel a bordo de embarcaciones industriales, utilizando como carnada ejemplares de *S. bentincki*. En este último caso se capturó individuos de *T. s. murphyi* y *B. australis*, los que murieron después de algunas horas, probablemente debido al stress por el desembarque en Talcahuano y posterior trayecto por tierra hasta Dichato.

En las ocasiones que se capturó ejemplares de *M. gayi* con red agallera operando desde una lancha merlucera de Cocholgue, trasladando de 71 a 90 peces en cada oportunidad hasta la Estación de Biología Marina en Dichato, todos los peces murieron debido a la expansión de la vejiga gaseosa por descompensación, a pesar de haber realizado el virado con la mayor lentitud posible. Debido a ello las vísceras presionaron contra la pared abdominal, produciéndose hemorragias y luego la muerte.

En la primera fase (primer semestre), las pescas con red agallera a bordo de una lancha artesanal fueron realizadas a 30-40 m, lo que parece ser muy profundo para lograr mantener ejemplares vivos por un periodo de varios días. En la segunda fase (segundo semestre) se probó en 5 oportunidades la pesca de ejemplares vivos de *M. gayi* con una lancha artesanal, desde la primera semana de noviembre de 1996 hasta la última de enero de 1997. Por último en la tercera fase (tercer semestre) se probó otras tantas oportunidades la pesca de ejemplares vivos de esta especie, desde el 15 de abril hasta el 28 de junio de 1997.

Al inicio del segundo semestre, se consideró la sugerencia del árbitro de este proyecto, en el sentido de aplicar hielo al agua de mar. En las 3 primeras oportunidades (08 al 09 y 13 al 14 de noviembre; 05 al 06 de diciembre de 1996; 10 al 11 y 30 al 31 de enero de 1997) se trasladó entre 85 y 90 ejemplares de *M. gayi* a las piletas de experimentación, aunque no se logró supervivencia, lo que se debió nuevamente a que la profundidad de captura fue muy alta (40 a 50 brazas, equivalentes a 72 y 90 m, respectivamente). Este rango de profundidad fue mucho mayor que el esperado para inicios de la época estival. En efecto, hacia fines de año se espera, en condiciones normales, que los peces se encuentren disponibles en aguas someras, lo que no se verificó en aquellos meses. Sin embargo, los pescadores artesanales de Coliumo informaron que sólo en 2 días de la segunda semana de febrero ppdo. ingresaron cardúmenes de merluza común al sector costero, lo que no había ocurrido antes ni volvió a ocurrir después de tal ocasión. Lamentablemente, en tal oportunidad no se intentó la pesca de ejemplares vivos debido a que la Universidad de Concepción se encontraba sin actividades por vacaciones de verano colectivas. En los intentos de diciembre y enero ppdos., se trasladó a no más de 50 ejemplares en el bin, ocurriendo altas mortalidades iniciales en el trayecto, permaneciendo vivos peces hasta por 48 horas, como máximo, los que no se alimentaron voluntariamente.

El jueves 13 de marzo, cerca de la emisión del segundo informe de avance, se probó nuevamente la pesca de *M. gayi* con red agallera a bordo de una lancha artesanal mejor equipada y más rápida. Se caló a las 05:35 h, antes del amanecer, y se inició el virado 75 minutos después (06:50 h), acortándose este tiempo en relación a todas las experiencias anteriores. El arribo a puerto fue a las 08:05. En aquella oportunidad los peces fueron encontrados cerca de la superficie, calando la red a 20 m de profundidad. Durante el proceso de virado se seleccionó y depositó 71 ejemplares en el bin, trasladándolos hasta la Estación de Biología Marina. Se depositó dos cajas de hielo en el bin para disminuir la temperatura. Durante el trayecto se efectuó recambio de agua permanentemente, durante el cual murieron 6 individuos, siendo depositados luego del desembarque 65 peces en una de las piletas, la que se encontraba con agua de mar circulante en régimen de 6 h. En las primeras 24 h (hasta la mañana del viernes 14 de marzo) murieron 31 peces. Luego, en las segundas 24 h (hasta la mañana del sábado 15) murieron los restantes 40 ejemplares. Al efectuarse la necropsia, se constató, en todos los casos, que la vejiga gaseosa se había expandido fuertemente, ocurriendo lo

mismo que en todas las experiencias anteriores, cuando se capturó peces a mayores profundidades. Consecuentemente, en aquella oportunidad, se concluyó que los ejemplares de *M. gayi* no respondieron favorablemente a las condiciones de cautiverio cuando se les capturó a profundidades de 20 m o más. Debido a ello, posteriormente (tercera etapa) se probó la captura de peces con espinel, y, además, se continuó experiencias con red agallera utilizando una lancha artesanal.

Durante la tercera etapa, se experimentó desde el atardecer del 15 de abril la pesca de ejemplares vivos de *M. gayi* con espineles (anzuelos números 11 y 12), por 2 horas, fuera de Bahía Coliumo, utilizando ejemplares completos de *S. bentincki*. Se capturó un sólo ejemplar de *P. jugularis*. Posteriormente, se caló una red agallera de 6 paños a las 20 hr recorriéndola 3 veces entre el 15 y 16 de abril de 1997 (22:30, 00:30, 06:30 hr). No se capturó ningún ejemplar de *M. gayi*, probablemente debido a la presencia de un ejemplar macho de lobo común *O. flavescens*.

Se probó la pesca de ejemplares de *M. gayi* con espinel del 19 al 20 de abril, a 1 hora de viaje desde Bahía Coliumo en lancha a motor. Se caló 1.100 espineles a 35 m de profundidad, utilizando ejemplares de anchoveta *Engraulis ringens* como carnada. El calado ocurrió a partir de las 05:50 hr y terminó a las 06:10 hr, iniciándose el virado a las 07:30 hr, finalizando a las 08:10 hr. Se capturó sólo 1 ejemplar de pejegallo *Callorhynchus callorhynchus*.

Desde la tarde del 28 hasta la mañana del 29 de abril ppdo. se probó nuevamente la pesca de *M. gayi* con red agallera, a 1 hr de viaje de Coliumo en una lancha artesanal, utilizando para el efecto 15 paños calados a 40 m de profundidad. Lamentablemente, se recogió sólo restos de ejemplares de *M. gayi* debido a que fueron comidos por una manada de lobo común.

Finalmente, en la madrugada del 28 de junio se probó la pesca de *M. gayi* tanto con red agallera como con espinel, calando aproximadamente a 45 m de profundidad. Se caló a 1 hr de viaje desde Coliumo el lancha a motor. El tiempo de reposo fue de 40 min. Sin embargo no se obtuvo ningún ejemplar vivo de *M. gayi* debido a la presencia de unos 18 lobos comunes, apareciendo sólo restos de vísceras y cabezas en la red. Adicionalmente se caló por 20 min cerca de la costa, con el propósito de

evitar a los lobos, los que, sin embargo, aparecieron después de este tiempo, iniciándose el virado. No se capturó ningún ejemplar de *M. gayi*.

3.5.1.2. EXPERIENCIAS CON EJEMPLARES VIVOS DE *P. jugularis* y *S. chilensis*

La tasa instantánea de evacuación gástrica (R) determinada en el blanquillo *P. jugularis* alimentado con nape *C. uncicata* ($R=-0,019 \text{ h}^{-1}$) es mejor descrita por el modelo lineal (Fig. 10; Tabla 9). El valor del intercepto ($a=0,5423$) es muy bajo, lo que no ayuda a sostener el modelo; similares valores se obtienen con el ajuste de la raíz cuadrada. El modelo exponencial ajustado genera un valor de $R=-0,099 \text{ h}^{-1}$, con intercepto $a=0,7268$.

En el caso de *P. jugularis* alimentado con individuos de langostino colorado *P. monodon* se obtiene valores de R algo superiores al caso anterior (Fig. 11; Tabla 9). El mejor modelo es el exponencial ($R=-0,1031 \text{ h}^{-1}$), con un valor muy similar al modelo exponencial anterior, aunque con un mucho mejor intercepto ($a=0,9586$).

La comparación entre las tasas instantáneas de evacuación gástrica determinadas para *P. jugularis* alimentado *C. uncicata* y *P. monodon*, en experimentos independientes, fue probada con el test *t*-Student pareado bilateral, de acuerdo con MacDonald *et al.* (1982), encontrándose diferencias altamente significativas ($P<0,01$) entre las pendientes de los modelos con mejor ajuste (Tabla 10).

En ejemplares de pintarroja *S. chilensis* alimentados con cabinza *I. conceptionis*, la tasa instantánea de evacuación gástrica es mejor descrita por el modelo exponencial ($R=-0,0543 \text{ h}^{-1}$), con un alto intercepto ($a=0,9357$) (Fig. 12; Tabla 9).

Debido a que el rango de tamaños de los ejemplares de *S. chilensis* fue amplio, se dividió arbitrariamente el set de datos en dos, a saber, un grupo de individuos entre 27 y 39 cm de

longitud total, y un grupo de individuos entre 40 y 52 cm de LT (n=22, en ambos casos). En el primer grupo, el mejor modelo es el exponencial ($R=-0,0536 \text{ h}^{-1}$) (Tabla 11); en el segundo grupo de peces el mejor ajuste se obtiene con el modelo raíz cuadrada ($R=-0,0162 \text{ h}^{-1}$). En ambos casos el valor del estimado del intercepto fue alto y cercano a 1. Por otro lado, se encontró diferencias altamente significativas entre las pendientes de los mejores ajuste, exponencial y raíz cuadrada, para los individuos de *S. chilensis* ubicados entre 27 y 39 cm de LT y aquellos entre 40 y 52 cm de LT, respectivamente.

Tabla 9. Tasas instantáneas de evacuación gástrica (R) en ejemplares de *P. jugularis* alimentados con dos tipos de presas (en paréntesis) y en *S. chilensis* alimentado con un tipo de presa. Se presenta los parámetros de tres modelos (lineal, raíz cuadrada y exponencial); n=número de datos utilizados en el ajuste; SCR=suma de cuadrados residuales; a=parámetro de posición; s.d.=desviación estándar; C.V.=coeficiente de variación.

Especie/alimento/T°	Modelo	n	SCR	a	R	s.d.	C.V. (%)	limite inferior	Limite superior
<i>P. jugularis</i> (<i>C. urticaea</i>) T° = 13.5°C	Lineal	8	0,0632	0,5423	-0,0190	0,0019	10,00	-0,0226	-0,0153
	Raíz cuadrada	8	0,0638	0,5837	-0,0202	0,0015	7,43	-0,0232	-0,0172
	Exponencial	8	0,0769	0,7268	-0,0993	0,0080	8,06	-0,1150	-0,0836
<i>P. jugularis</i> (<i>P. monodon</i>) T° = 16.1°C	Lineal	15	0,1701	0,7657	-0,0297	0,0015	5,05	-0,0327	-0,0267
	Raíz cuadrada	15	0,0852	0,8074	-0,0256	0,0007	2,73	-0,0269	-0,0243
	Exponencial	15	0,0599	0,9586	-0,1031	0,0051	4,95	-0,1131	-0,0931
<i>S. chilensis</i> (<i>I. conceptionis</i>) T° = 16.3°C	Lineal	18	0,1662	0,8319	-0,0208	0,0006	2,88	-0,0220	-0,0196
	Raíz cuadrada	18	0,1044	0,8622	-0,0161	0,0004	2,84	-0,0169	-0,0153
	Exponencial	18	0,0879	0,9357	-0,0543	0,0016	2,95	-0,0575	-0,0511

Tabla 10. Test *t*-Student para probar las diferencias en las tasas instantáneas de evacuación gástrica en *P. jugularis* alimentado con *C. uncinata* y *P. monodon*, y en dos grupos de tamaños de *S. chilensis* alimentados con *I. conceptionis*. Nomenclatura: (**), altamente significativo.

Caso a analizar	t. calculado
<i>P. jugularis</i> (<i>C. uncinata</i>) vs. <i>P. jugularis</i> (<i>P. monodon</i>)	42,80 **
<i>S. chilensis</i> (<i>I. conceptionis</i> , 27-39 cm) vs. <i>S. chilensis</i> (<i>I. conceptionis</i> , 40-52 cm)	73,80 **

Tabla 11. Tasas instantáneas de evacuación gástrica (R) en dos grupos de tamaños de *S. chilensis* alimentados con *I. conceptionis*. Se presenta los parámetros de tres modelos (lineal, raíz cuadrada y exponencial); SCR=suma de cuadrados residuales; a=parámetro de posición; s.d.=desviación estándar; C.V.=coeficiente de variación.

	Modelo	SCR	a	R	s.d.	C.V. (%)	límite inferior	límite superior
27-39 cm	Lineal	0,1814	0,8211	-0,0207	0,0009	4,35	-0,0225	-0,0190
	Raíz cuadrada	0,1094	0,8859	-0,0161	0,0006	3,73	-0,0173	-0,0149
	Exponencial	0,0807	0,9012	-0,0536	0,0018	3,36	-0,0571	-0,0501
40-52 cm	Lineal	0,2541	0,8184	-0,0198	0,0007	3,54	-0,0211	-0,0184
	Raíz cuadrada	0,2233	0,8557	-0,0162	0,0006	3,70	-0,0173	-0,0150
	Exponencial	0,2456	0,9612	-0,0596	0,0030	5,03	-0,0654	-0,0538

3.6. CICLO DIARIO DE ALIMENTACION DE *M. gayi* CON MUESTRAS DE CAMPO

Con todos los datos disponibles del contenido estomacal de *M. gayi*, en una serie de observaciones con datos de campo, se construyó un día "virtual" para visualizar la trayectoria del alimento a lo largo del día. Los datos fueron promediados por pares para suavizar las tendencias (Arancibia, 1989; Arancibia, 1993). Se detectó dos periodos de alimentación diario, uno que se inicia a las 08 horas y termina a las 15 horas (Fig. 13a), y otro que se inicia después de las 13 horas y termina después de las 20 horas (Fig. 13b). Los parámetros de la trayectoria del alimento del modelo de Sainsbury (1986), aplicado a *M. gayi*, utilizando el paquete computacional MAXIMS (Jarre-Teichman *et al.*, 1990), son presentados en la Tabla 12, para ambos periodos de alimentación. La tasa instantánea de evacuación gástrica ha sido determinada en 0,110 y 0,143 h⁻¹. La ración diaria de alimento fue determinada en 5,79 y 6,27 g, respectivamente

Tabla 12. Parámetros del ciclo diario de alimentación estimados para *M. gayi* con muestras de campo.

PARAMETROS	PRIMER PERIODO	SEGUNDO PERIODO
Tasa de evacuación gástrica (h ⁻¹)	0,110	0,143
Tasa de ingestión (h ⁻¹)	0,240	0,368
Contenido estomacal asintótico (g)	4,27	3,82
Inicio del período de alimentación (h)	07:45	13:20
Término del período de alimentación (h)	15:06	20:22
Ración diaria de alimento (g)	5,79	6,27
Suma de cuadrados residual	3,31	2,80

3.7. IMPORTANCIA DE LAS PRESAS EN EL CONTENIDO ESTOMACAL

3.7.1. IMPORTANCIA RELATIVA DE LAS PRESAS. ANALISIS GLOBAL

Se analiza la importancia relativa de las presas de *M. gayi*, primero de manera global y luego separando por unidad trófica ontogenética. No se efectúa análisis georreferenciados o geográficos de la importancia relativa de las presas debido a que ello no fue establecido como exigencia en las Bases Especiales. Además, ello no tendría sentido alguno, científicamente hablando, a menos que se opere con una red de muestreo a bordo que cubra sistemáticamente toda el área de distribución del recurso *M. gayi*. Por otro lado, este proyecto no consideró relevante, para cumplir con los objetivos específicos, los análisis geográficos ni menos horarios, aunque se reconoce que ambas aproximaciones pueden llegar a ser interesantes, aunque de dudosa aplicación al tema fundamental que preocupa a este proyecto, esto es, la incidencia del canibalismo en los estimados indirectos de abundancia de *M. gayi* (C-ASP). Refuerza esto el hecho que las evaluaciones indirectas clásicas (ASP) para *M. gayi* no se efectúan por área geográfica, en ningún caso. Además, se debe aclarar al lector que los objetivos específicos se refieren exclusivamente al consumo de alimento de *M. gayi* y al canibalismo, siendo el espíritu del proyecto direccionar el esfuerzo a esta especie como predador y presa, y no hacia otras especies de presas por muy importantes recursos pesqueros que sean actualmente o lo hubiesen sido anteriormente.

El número total de estómagos de *M. gayi* de los que se obtuvo información para este tipo de análisis, en todo el periodo informado, alcanza a 43.362, de los cuales el 60,7% (26.321 estómagos) se presentaron con algún tipo de contenido. La importancia de las principales presas, para el conjunto de individuos analizados de *M. gayi*, desde el primer trimestre de 1992 hasta el segundo trimestre de 1997, revela a los eufáusidos como la presa principal prácticamente durante todo el periodo, aunque con fluctuaciones en los últimos cuatro trimestres, lo que se atribuye al aumento tanto de *S. bentincki* como *P. monodon*, y parcialmente a *M. gayi* (Fig. 14)

S. bentincki muestra oscilaciones como presa, con el mayor aporte en el primer trimestre de 1992, y el segundo trimestre de 1994, desapareciendo en el año 1995, recuperándose fuertemente en los últimos 3 trimestres de este estudio. En general, *M. gayi* exhibe los mayores aportes como presa cuando son más bajos los de *S. bentincki*, desde el cuarto trimestre de 1992 hasta el cuarto trimestre de 1993, excepto en los dos últimos trimestres de 1996, cuando aumentan ambos simultáneamente como producto de la disminución de los eufáusidos, lo que se remarca en el último año de estudio.

La anchoveta *E. ringens* exhibe una tendencia decreciente como presa, desapareciendo prácticamente a partir del primer trimestre de 1993, apareciendo luego intermitentemente durante el invierno de 1994 y 1995 y el último trimestre de 1996. Los peces linterna, o sardinas fosforescentes, se revelan como presa secundaria, aunque sus máximos ocurren aproximadamente con los mínimos de *E. ringens*. *P. monodon* se revela como presa importante, aunque con oscilaciones, principalmente en los trimestres de otoño (1993, 1995) e invierno (1992, 1993, 1995), con una leve tendencia a decrecer en importancia cuando se analiza la serie hasta 1995, aunque se incrementa fuertemente a partir del tercer trimestre de 1996. Un resumen de los valores del Índice de Importancia Relativa (modificado) de las presas de *M. gayi*, por trimestre, se presenta en la Tabla 13. En los 2 primeros trimestres del año 1997 el espectro de presas importantes y secundarias de *M. gayi* se amplió, apareciendo langostino amarillo *Cervimunida jonhi*, pateador *Pterygosquilla armata* y otros.

Tabla 13. Índice de Importancia relativa de las presas de *M. gayi*, por trimestre. Periodo: 1992-1997. Los trimestres se presentan con números romanos.

PRESAS	1992				1993				1994			
	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
Eufáusidos	3,64	3,50	3,45	4,01	4,00	4,00	3,92	4,21	3,31	3,56	3,99	4,06
<i>P. monodon</i>	1,52	3,41	3,33	1,39		2,27	3,10	0,19	3,11	2,15	1,34	0,61
<i>M. gayi</i>	2,37	1,66	2,67	3,06	0,63	0,70	0,28	1,08	2,90	2,70	2,63	2,14
<i>S. bentincki</i>	1,84	0,99	0,02		1,21	1,91	1,36		0,23		0,01	
<i>E. ringens</i>	2,51	1,30	1,64			1,20	0,52		0,21	0,02	0,01	
Peces linterna	0,45	0,11	0,03	0,31	1,46	1,82	0,06	0,59	0,12	1,41	1,48	0,74

(continuación)	1995				1996				1997	
PRESAS	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II
Eufáusidos	4,12	4,11	4,23	4,10			3,31	2,78	3,94	3,17
<i>P. monodon</i>	1,54	2,53	1,46	0,64			3,03	3,04	2,39	3,82
<i>M. gayi</i>	0,95	1,59	0,27	1,73			0,80	1,26	0,57	1,78
<i>S. bentincki</i>	0,70								2,34	0,81
<i>E. ringens</i>	1,54		0,06					0,34		
Peces linterna	0,60	0,09	1,06	2,05						
Gastropoda									0,35	
<i>C. johni</i>									2,10	1,75
<i>P. armata</i>									0,34	0,63
<i>M. gaudichaudii</i>										0,22
Megalopas										0,24

3.7.2. IMPORTANCIA RELATIVA DE LAS PRESAS. ANALISIS POR UNIDAD TROFICA ONTOGENETICA (UTO)

Los principales resultados que emergen son que, en general, los eufáusidos aparecen como la presa más importante, aunque tiende a haber una disminución en su importancia como presa con el incremento en el tamaño del predador, especialmente en la UTO-3. Complementariamente, en la UTO-1 los eufáusidos son siempre la presa más importante (Tabla 14).

P. monodon tiende a aumentar como presa con el tamaño del predador, en términos de importancia relativa, aunque puede ser más importante, en algunos casos, en la UTO-2 por sobre la UTO-3. Sin embargo, la excepción la constituyen los resultados del año 1996, donde esta presa es la más importante en todos los grupos de tamaño de *M. gayi* y algo muy similar se revela en el año 1997. Todas las UTOs se revelan secundariamente ictiófagas.

Tabla 14. Índice de importancia relativa de las presas de *M. gayi* (promedio), por unidad trófica ontogenética (UTO), sin diferenciar por trimestre. Período: 1992-1997. Las UTOs se presentan con números arábigos.

	1992			1993			1994		
UNIDAD TROFICA ONTOGENETICA									
PRESAS	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Eufáusidos	3,66	3,70	3,20	4,04	3,92	3,44	4,17	4,08	2,67
<i>P. monodon</i>	1,60	2,49	2,63	1,43	2,06	1,85	1,05	1,36	2,35
<i>M. gayi</i>	1,08	2,13	2,84	1,67	2,24	3,32	0,27	0,45	1,84
<i>S. bentincki</i>	0,46	0,75	0,77	0,00	0,08	0,15	0,74	1,18	0,74
<i>E. ringens</i>	1,79	0,82	0,69	0,00	0,07	0,13	0,41	0,46	0,00
Peces linterna	0,23	0,21	0,14	0,57	1,16	0,85	0,70	1,05	0,56

(continuación)

	1995			1996			1997		
UNIDAD TROFICA ONTOGENETICA									
PRESAS	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Eufáusidos	4,13	4,17	2,62	3,34	3,42	3,18	3,85	3,62	3,34
<i>P. monodon</i>	1,30	1,56	1,08	3,65	3,64	3,36	1,56	3,42	3,56
<i>M. gayi</i>	0,70	0,60	2,44	0,00	0,82	2,38		1,37	2,19
<i>S. bentincki</i>	0,00	0,19	0,00	0,34	1,19	1,57	2,46	1,79	1,31
<i>E. ringens</i>	0,00	0,41	0,00	0,00	0,18	1,07			
Peces linterna	0,00	1,00	0,44	0,00	0,00	0,00			
<i>P. armata</i>							0,06	0,54	0,29
<i>C. johni</i>							2,60	1,90	2,12
<i>H. reedi</i>								0,01	
<i>L. gahi</i>								0,01	0,06
<i>M. gayi</i>								0,16	0,80
<i>M. gaudichaudii</i>								0,05	0,73
Megalopa								0,16	

3.8. CONSUMO DE ALIMENTO

3.8.1. DETERMINADO CON LAS CARACTERISTICAS MORFOMETRICAS Y EL PESO MAXIMO TEORICO EN PECES CARNIVOROS

Se estimó la razón consumo/biomasa (Q/B) para *M. gayi* (sexos combinados) a través de la regresión empírica propuesta por Palomares & Pauly (1989). En esta oportunidad se ingresó como datos de entrada no sólo los parámetros y sus desviaciones estándar, sino también los coeficientes y sus desviaciones estándar. Q/B es función del peso máximo teórico, de la temperatura promedio del hábitat, del "aspect ratio" de la aleta caudal y del tipo de alimento. El estimado de varianza de Q/B para *M. gayi* se obtuvo de set de 3.000 datos aleatorios por remuestreo computacional. Los supuestos son que el peso máximo teórico se distribuye normal, lo mismo que el "aspect ratio", que la temperatura se distribuye uniforme, y que el error estándar de los dos primeros parámetros corresponde al 10% del valor de aquéllos. Con información propia para *M. gayi*, se determinó que $W_{\infty}=2.551$ g; $Ar=1,37$ fue obtenido de Catrileo (1995). La temperatura del mar fue obtenida de Arancibia (1989), quien informó valores promedio de 10 °C y 10,5 °C, para 198 y 133 m de profundidad, respectivamente, aunque se ingresó como datos de entrada el rango de temperaturas entre 9 y 11 °C.

Con tales parámetros se obtiene un valor promedio de $Q/B=4,32$. Sin embargo, el valor más representativo, y que debe ser retenido en lo sucesivo, es la mediana, cuyo valor es $Q/B=2,96$; como lo sugiere la distribución de frecuencias de 3.000 simulaciones, con fuerte asimetría positiva (Fig. 15), y como se desprende de la misma ecuación de Palomares & Pauly (1989), por su forma potencial. Un resumen de los estadígrafos de Q/B obtenidos mediante el procedimiento descrito en el texto son presentados en la Tabla 15.

Tabla 15. Estadígrafos de Q/B obtenidos aplicando la técnica bootstrap a los parámetros de *M. gayi* en la regresión múltiple empírica comunicada por Palomares & Pauly (1989).

Promedio	4,32
Mediana	2,96
Moda	1,96
Desviación estándar	4,38
Varianza	19,19
Coefficiente de variación	1,01
Valor mínimo	0,15
Valor máximo	58,05
Rango	57,90

3.8.2. CONSUMO DE ALIMENTO DETERMINADO A TRAVES DE LA RACION DIARIA DE ALIMENTO, BIOMASA DEL PREDADOR, PROPORCION DE LAS PRESAS Y TIEMPO CON DATOS DE CAMPO DEL CONTENIDO ESTOMACAL

En este caso, el consumo poblacional de *M. gayi* ha sido determinado trimestralmente como la razón Q/B, siguiendo a Livingston *et al.* (1986), modificado. La razón Q/B es función de la ración diaria de alimento, el tiempo considerado (en días) y la proporción de la presa en el contenido estomacal. La razón Q/B anual se obtiene como la sumatoria de los valores trimestrales.

Los estimados trimestrales de Q/B, en conjunto para todos los grupos de tamaño de *M. gayi*, se presentan en la Fig. 16. El rango es entre 0,156 (tercer trimestre de 1994) y 0,860 (primer trimestre de 1994). En general, se observa bajos valores de Q/B, aunque ello puede deberse a que los valores de la ración diaria de alimento (rango RD trimestral: 0,17-0,93; Tabla 16) son más bajos que los estimados con el modelo de Sainsbury (1986) para muestras seriadas del contenido estomacal (rango RD: 0,110-0,143; Tabla 12). Se destaca una tendencia descendente en los valores trimestrales de Q/B en el período desde el primer trimestre de 1992 hasta el tercer trimestre de 1996, con oscilaciones, y una excepción en el primer trimestre de 1994. Sin embargo, hacia el final del año 1996 e inicios de 1997 se presenta un cambio en la tendencia de Q/B, lo que se confirma en los 2 primeros trimestres de 1997. Los valores anuales de Q/B, obtenidos como la suma de los Q/B trimestrales son: 2,465

(año 1992); 1,813 (año 1993); 1,523 (año 1994); 1,336 (año 1995); 1,246 (año 1996), siendo estimado este último como el doble de la suma de los trimestres tercero y cuarto; y 1,568 (año 1997), siendo éste igualmente estimado como el doble de la suma de los trimestres primero y segundo. Un ajuste de los valores anuales de Q/B confirma el cambio de tendencia para el último año, correspondiendo el mejor ajuste a una curva polinomial de segundo grado (Fig. 17)

Tabla 16. Valores trimestrales de consumo/biomasa (Q/B) y ración diaria (RD) de alimento en *M. gayi*. Período: 1992-1997.

AÑO	TRIMESTRE	RD (g)	Q/B
1992	I	0,44	0,588
	II	0,63	0,586
	III	0,68	0,628
	IV	0,72	0,663
	ANUAL	2,47	2,465
1993	I	0,54	0,503
	II	0,46	0,425
	III	0,35	0,322
	IV	0,61	0,563
	ANUAL		1,813
1994	I	0,93	0,860
	II	0,22	0,204
	III	0,17	0,156
	IV	0,33	3,303
	ANUAL		1,523
1995	I	0,43	0,402
	II	0,25	0,234
	III	0,40	0,370
	IV	0,36	0,330
	ANUAL		1,336
1996	I		
	II		
	III	0,27	0,244
	IV	0,42	0,379
	ANUAL		1,246
1997	I	0,433	0,401
	II	0,414	0,383
	III		
	IV		
	ANUAL		1,568

3.8.3. CONSUMO DE ALIMENTO MEDIANTE LA TASA DE INFECCION DE *Anisakis* sp.

El 62,8% de los ejemplares de *M. gayi* estaban parasitados por larvas de *Anisakis* sp., de las que se recolectó 4.717 parásitos (prom.=2,173; d.e.= 3,657; n=2.150). La prevalencia del parasitismo en los machos (64,02%) y en las hembras (61,35%) son similares, así como lo es la abundancia (machos: prom.=1,968; d.e.=2,5879; n=1.212; hembras: prom.=2,428, d.e.=4.6604; n=960). En consecuencia, se realizó los análisis posteriores con los datos de ambos sexos combinados.

La línea de regresión que mejor describe la relación entre la abundancia promedio de *Anisakis* sp. y los grupos de edad de la *M. gayi* es lineal (coeficiente de correlación de Pearson $r=0,926$; $p<0.001$), y tiene una pendiente igual a 1,009 parásitos/año. La infección comienza entre el segundo y tercer año de vida (aproximadamente a los 2,8 años; Tabla 17), por lo que se consideró que, en forma aproximada, era igual a 3 años.

Tabla 17. Abundancia promedio y desviación estándar (en paréntesis) de larvas de *Anisakis* según grupos de edad de *M. gayi*. Se indica los valores de abundancia sólo para los grupos de edad que fueron considerados en los análisis.

Grupo de edad (años)	Abundancia (número de <i>Anisakis</i> /merluza)
3	0,469 (1,047)
4	0,972 (1,427)
5	1,850 (2,340)
6	1,944 (2,386)
7	2,937 (3,742)
8	6,154 (7,342)
9	7,483 (9,057)

El peso promedio de un eufáusido fue calculado en 0,0437 g, a partir de los datos de 656 ejemplares recolectados de 15 estómagos en los que el único contenido era dicho ítem alimentario. El intervalo

de confianza al 95% del peso promedio de un eufáusido arroja límites inferiores y superiores de 0,028 y 0,058 g, respectivamente.

El rango de prevalencia de *Anisakis* en eufáusidos que fue considerado en los cálculos osciló entre 0,03% y 0,002%. Estos valores cubren un amplio espectro de valores registrados en la literatura (Smith, 1972; Oshima *et al.*, 1969; Shimazu & Oshima, 1972; Hurst, 1984; Marcogliese, 1995). Si se asume que la intensidad parasitaria en los eufáusidos es 1 (ver Smith 1972, Oshima *et al.*, 1969; Shimazu & Oshima, 1972; Hurst, 1984), entonces el número de parásitos*kg⁻¹ de zooplankton oscila entre 0,3448 y 10,710. Por consiguiente, se obtiene estimadores de consumo de alimento acumulado a esa edad que se presenta en la Tabla 18.

Para explicar la cantidad de parásitos acumulada hasta una determinada edad, las variaciones de la cantidad de alimento consumido dependerán de las variaciones del peso del eufáusido promedio, las que no son muy altas, y de la probabilidad de encontrar un eufáusido parasitado, que son naturalmente muy altas (Smith, 1972). Las estimaciones del consumo acumulado de alimento para cada grupo de edad de *M. gayi*, a partir de los 3 años, indican que al cabo de 7 de años de estar expuestas a infectarse, un ejemplar de *M. gayi* habría consumido, en promedio, entre 0,548 y 17,034 g de eufáusidos cada 48 horas. Este último valor es la frecuencia de alimentación promedio de cada individuo de *M. gayi* (Arancibia, com. pers.) Las mayores variaciones de las estimaciones de la cantidad de alimento que habrían sido consumidas por cada individuo de *M. gayi*, hasta una determinada edad (Tabla 18), se explican principalmente por las grandes variaciones de la probabilidad de encontrar un eufáusido parasitado. Para explicar la cantidad de parásitos acumulada a una determinada edad, se requeriría haber ingerido menos alimento si la prevalencia del parásito en el alimento fuera alta y las presas fueran de tamaño pequeño. En contraste, las demás combinaciones de P y w originan estimaciones de consumo de alimento menos variables.

Tabla 18. Consumo acumulado de alimento en *M. gayi*, en kilos de alimento per cápita hasta ese año, a contar del tercer año, según cuatro combinaciones de peso promedio de un eufásido (w) y de probabilidades de encontrar un eufásido parasitado (P).

Grupo de Edad (años)	$P=2 \times 10^{-5}$ $w=0,028g$	$P=3 \times 10^{-4}$ $w=0,028g$	$P=2 \times 10^{-5}$ $w=0,058g$	$P=3 \times 10^{-4}$ $w=0,058g$
3	0.6564	0.04378	1.3599	0.9066
4	1.3609	0.09077	2.8193	1.8794
5	2.5911	0.17281	5.3677	3.5783
6	2.7211	0.18148	5.6372	3.7579
7	4.1130	0.27431	8.5206	5.6801
8	8.6151	0.57458	17.8474	11.8976
9	10.4756	0.69866	21.7016	14.4669

4. DISCUSION

Para la determinación de la tasa instantánea de evacuación gástrica (R) en peces existen, en general, dos familias de métodos disponibles, a saber, los que utilizan muestreos seriados de estómagos de peces libres y aquellos experimentales con peces en cautiverio. Existen abundantes modelos de evacuación gástrica para peces en la literatura, aunque muchos estudios han demostrado que la relación entre la cantidad de alimento que permanece en el estómago y el tiempo es curvilínea, más bien que lineal, ajustándose los datos mejor a un modelo exponencial (Elliott & Persson, 1978; Jobling, 1981), entre los que se considera también el modelo de Sainsbury (1986), para el caso de datos seriados de campo, el que es particularmente útil para peces carnívoros que se alimentan "de una sola vez", esto es, aquellos que no se alimentan nuevamente sino hasta que sus estómagos se encuentran prácticamente vacíos, como *G. morhua* (Jarre *et al.*, 1991), o en general para gádidos (dos Santos & Jobling, 1991; Pillar & Barange, 1995), y como ha quedado en evidencia para *M. gayi* en el presente estudio (ver Fig. 13). Acá, el principal resultado fue que R se estimó entre 0,111 y 0,144 hr⁻¹, sin diferenciar por tamaños del predador, aunque en las muestras estuvieron mayormente presentes los ejemplares de tamaños intermedios. Este rango de valores de R parece razonable ya que, comparativamente con otros peces gadiformes en los que se ha determinado R con muestras seriadas de campo, Albert (1995) informa un valor de R=0,27 h⁻¹ tanto para el haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) como para el Norway pout (*Trisopterus esmarki*), aunque considerando sólo ejemplares juveniles en los rangos de tamaños 15-26 cm y 11-15 cm, respectivamente. Esto confirma, entonces, que peces similares o relacionados, como especies del Orden Gadiformes, presentan mayor tasa instantánea de evacuación gástrica en los ejemplares juveniles.

Según Bromley (1994), existen variadas fuentes de sesgo en la estimación del contenido estomacal de peces silvestres, lo que puede influir en las estimaciones del consumo poblacional. Este mismo autor señala su preferencia por modelos basados en patrones alimentarios naturales más bien que por aquellos experimentales basados sólo en un tipo de presa. Si aceptamos tal tesis, entonces, para el caso de *M. gayi* en este estudio, las estimaciones de la tasa instantánea de evacuación gástrica con

muestreos seriados de campo (rango de R: 0,11-0,134 h⁻¹; Tabla 12) confirman ser razonablemente útiles, conduciendo a una ración diaria de alimento en el rango 5,79-6,27 g, lo que, para un ejemplar de *M. gayi* de tamaño intermedio de unos 500 g de peso, equivale levemente sobre 1,2 % del peso corporal, valor aceptable para peces carnívoros (Macpherson, 1985a; Macpherson, 1985b). Por lo tanto, en este sentido no parece particularmente grave no haber podido mantener ejemplares de *M. gayi* en cautiverio, los que fueron en extremo difíciles de capturar vivos, primero, y totalmente imposible de mantenerlos para experimentación, después, sin llegar a alimentarse voluntariamente. En consecuencia, en el presente estudio las estimaciones de la tasa de evacuación gástrica provenientes de muestreos de campo cubrieron la falencia experimental. Sin embargo, debe recordarse que el sustrato de trabajo experimental eran peces vivos, asunto que no fue posible resolver, principalmente, por causas humano-independientes. En efecto, a pesar de las muchas oportunidades en que se intentó la captura de ejemplares vivos de *M. gayi*, atentaron al éxito del experimento, por ejemplo, la excesiva profundización de los cardúmenes, probablemente debido a alteraciones conductuales e hidrológicas, las extraordinariamente frecuentes malas condiciones climáticas y/o del estado del mar en los lugares visitados y, no menos importante, la presencia frecuente de ejemplares de lobo común *O. flavescens*, tanto individualmente como en manada, los que no sólo pudieron ahuyentar los cardúmenes de *M. gayi* sino también comieron todos los peces capturados, antes del virado.

M. gayi es la principal especie en el ambiente demersal de Chile central (Arancibia, 1989; Arancibia, 1992), constituyéndose, consecuentemente, en un predador potencialmente importante sobre otras especies recursos pesqueros, o incluso sobre si misma a través del canibalismo. Esto no es una novedad en especies de peces Gadiformes, ya que ha sido documentado para *G. morhua*, importante inductor de mortalidad por predación en clupeidos, gádidos y pleuronéctidos, entre otros (Daan, 1973). Adicionalmente, Pope & Macer (1996) informan que *G. morhua* es la especie que históricamente produce la mayor causa de mortalidad natural sobre si misma, a través del canibalismo, y sobre *M. aeglefinus*.

En el caso del canibalismo en *M. gayi*, ha quedado en evidencia que éste afecta largamente al grupo de edad 0, decreciendo rápidamente hasta los grupos de edad 1 y 2 (Fig. 18). Sin embargo, también son evidentes cambios interanuales edad-específicos en la fracción de la mortalidad natural (M) debido sólo al canibalismo (M_c). Por ejemplo, el canibalismo en el grupo de edad 0 explica entre 25% y 60% de M , en los años 1994 y 1992, respectivamente. Comparativamente, sin embargo, también es posible encontrar bajas tasas de mortalidad por canibalismo en otras especies del mismo género, como en la merluza europea *M. merluccius*, aunque ello se puede deber a una distribución diferencial entre los grupos de edad del predador y aquellos de la presa (Guichet, 1995) o, en general, a problemas no resueltos del conocimiento de la sobreposición espacial entre stocks o fracciones de stock de la presa y del predador (Bogstad & Gjøsaeter, 1994).

En general, el grupo de edad 0 como presa de la misma especie de pez, cualquiera que ésta sea, o de otras especies, parece soportar fuertes tasas de mortalidad por predación, siendo el canibalismo un caso particular de la anterior. En efecto, el whiting *Merlangius merlangus* del Mar del Norte predadora sobre siete especies de peces comerciales, direccionando la predación sobre el grupo de edad 0, primero, y sobre el grupo de edad 1, después (Hislop *et al.*, 1991). En términos más generales, Sparholt (1990) informa que el 48% de la mortalidad natural en 9 especies de peces presa comerciales del Mar del Norte se debe a la predación que ejercen 5 especies de peces predadores, concluyendo en la importancia de incorporar la componente trófica, a través del estudio del contenido estomacal, en las evaluaciones indirectas de los stocks, las que son mejoradas, estimando con mayor certeza la abundancia de peces en el mar. Sin embargo, Punt & Hilborn (1994) no encuentran mayores diferencias en modelos estructurados con y sin canibalismo para la merluza de Sudáfrica *M. capensis*, sugiriendo alternativamente, en casos particulares, estudios de simulación basados en datos existentes o colectados desde muestras piloto. En todo caso, el hallazgo de estos autores puede ser aplicable a la especie que ellos estudiaron, aún aceptando que las relaciones en los sistemas multiespecíficos son mucho más complejas que un sistema "canibalístico".

En el caso de la determinación indirecta de la abundancia de *M. gayi*, aparentemente las evaluaciones con el ASP clásico no se ven alteradas ni mejoradas con el ASP que incorpora el

canibalismo (C-ASP), ya que, en términos de remoción en número de peces, el canibalismo y la pesquería no compiten directamente (Tabla 8). En efecto, entre el 51% y 95% de los ejemplares de *M. gayi* canibalizados pertenecían al grupo de edad 0, dependiendo del año (Tabla 8). Por otro lado, la pesquería comienza a remover ejemplares del stock a partir del grupo de edad 2. La consecuencia es que las evaluaciones del stock 2+ de *M. gayi* mediante ASP no serán modificadas significativamente con la aplicación de C-ASP. Sin embargo, aunque ambas causas de remoción en número (el canibalismo y la pesca) actúan independientemente, se supone que una puede influir sobre la otra. Por ejemplo, el canibalismo parece incrementarse en condición de alta abundancia de ejemplares de edad 0, actuando como mecanismo denso-dependiente. Por lo tanto, en años con mayor éxito reproductivo se incrementará el número de individuos de edad 0 en el mar y, consecuentemente, también lo hará la remoción por canibalismo, incrementándose M_c . En este momento se hará presente un mecanismo compensatorio, en el sentido que los ejemplares más grandes de *M. gayi* pueden llegar a regular la abundancia del stock capturable a través del canibalismo temprano sobre pre-reclutas. Pero, lo anterior no significa que al remover la pesca ejemplares capturables se auto-regule la población mediante mecanismos compensatorios, esto es, que al haber menores ejemplares capturables (por mayor pesca) se vaya a incrementar, por ejemplo, la probabilidad de supervivencia de los peces pequeños (grupo de edad 0), los que incorporarían al stock dos años después. Antes de ello, lo que ocurriría, en términos simples, sería una disminución del stock capturable, afectando su capacidad reproductiva y, consecuentemente, influyendo negativamente la pesca a la probabilidad del éxito reproductivo.

En este estudio se ha confirmado que la mortalidad natural (M) de *M. gayi* no es constante entre edades, asunto que las nuevas evaluaciones mediante ASP deberán incorporar con M variable. Adicionalmente, parece razonable que, de continuar los estudios de alimentación en *M. gayi*, se utilice a la mortalidad por canibalismo (M_c) como índice de la fortaleza del reclutamiento que ocurrirá dos años más tarde, cuando los ejemplares cumplan 2 años de edad, si se considera a ésta como la edad de reclutamiento al arte. Esto puede llegar a ser un aporte significativo, si se le toma en su debida consideración, toda vez que se podrá simular anticipadamente (al menos en 2 años), y con ciertas bases más sólidas, la abundancia de reclutas en el mar. En efecto, el tema del reclutamiento

es crucial en la dinámica de poblaciones marinas explotadas y, junto con las estimaciones de la mortalidad natural, está frecuentemente sobre la mesa de discusión debido a la dificultad en estimarlas. En todo caso, significativos cambios en la importancia de las presas parecen haber ocurrido en el período de estudio, siendo de particular interés *M. gayi* como presa (ver Tablas 13 y 14). Por ejemplo, los altos valores del índice de importancia relativa por unidad trófica ontogenética evidenciados en los años 1992 y 1993 disminuyeron fuertemente en los años 1994 y 1995, parcialmente en 1996, recuperándose en el año 1997.

Lo anterior parece reflejarse en el consumo de *M. gayi*, medido en términos relativos como la razón consumo/biomasa (Q/B). En efecto, aparece una trayectoria descendente a partir del año 1993, tendiendo a recuperarse a partir del año 1997 (ver Fig. 17). Sin embargo, tales valores de Q/B no son mayores que 1, lo que se interpreta que, en un año, cada ejemplar de *M. gayi* no consume más cantidad de presas (en peso) que su propio peso corporal. Acá, el error parece provenir de las estimaciones previas de la ración diaria de alimento (RD) mediante el método de Jones & Geen (1977; ver numeral 2.8; Ec. 37). En todo caso, ya que RD es constante, si se la cambia en el estimado de Q/B, reordenado de la Ec. 49 (ver numeral 2.10.2), el efecto será desplazar los estimados puntuales en términos absolutos, pero se mantendrá exactamente la misma trayectoria. Por tal razón, un valor de Q/B más razonable para *M. gayi* parece ser aquel obtenido con el método de Palomares & Pauly (1989), igual a 2,96 (Tabla 15). Esto se interpreta como que cada individuo de *M. gayi* consume, en promedio, casi 3 veces su propio peso, por año, lo que es más parecido con el estimado de ración diaria obtenido al aplicar el modelo de Sainsbury (1986) a muestras de campo, que es de 1,2%; lo que predice un valor de Q/B igual a 4,38. Cualquiera sea el caso, el tema de Q/B queda abierto a la discusión, requiriéndose el aporte de otros investigadores, quienes, muy probablemente arribarán a diferentes estimaciones de RD, tal como lo han apuntado Boisclair & Marchand (1993) para varios casos, y en definitiva, los estimados de Q/B serán también diferentes. Sin embargo, tales diferencias no invalidan, para nada, los estimados de RD y Q/B utilizados en este estudio, en el que se ha preferido presentar las diferencias, más que ocultarlas.

Por otro lado, los resultados de la cantidad de alimento consumido por *M. gayi*, utilizando la acumulatividad de *Anisakis* y la concentración de parásitos en los eufáusidos del Océano Pacífico (Marcogliese, 1995), indican que las estimaciones están dentro de rangos verosímiles (ver numeral 3.8.3). Entre los supuestos del modelo, la acumulatividad total del parásito *Anisakis* en *M. gayi* implica que la tasa de mortalidad de los parásitos es cero en los individuos hospedadores. Este aspecto no merece mayores reparos, ya que es bastante realista, porque estos parásitos viven por muchos años en el pez y no lo abandonan por ningún orificio corporal (Des Clers, 1990; George-Nascimento, datos no publicados). Según los antecedentes, son escasas las variaciones interanuales de la magnitud de la parasitosis por *Anisakis* sp. en *M. gayi* de Chile central, de modo que este aspecto también debiera ser considerado de bastante estabilidad temporal, lo que probablemente proviene del hecho que en las etapa juvenil la presa principal son los eufáusidos.

Otro aspecto que podría incidir en las estimaciones de la cantidad acumulada de alimento ingerida por *M. gayi*, a partir de datos parasitarios, son las variaciones del tamaño promedio de la presa eufáusido. Aquí se observó que modifica las estimaciones por un factor de 2, lo que se considera plausible, según lo indican las variaciones observadas en los estómagos analizados. Un último factor, y probablemente el más importante, es la magnitud de la variabilidad espacial y temporal del parasitismo en los eufáusidos. Según los antecedentes de la literatura, hay gran variación entre lugares de muestreo en una misma área geográfica, aunque la intensidad parasitaria es bastante estable (1 parásito por eufáusido; Smith 1972). Este aspecto es el más importante en la determinación de las variaciones de las estimaciones de la demanda de alimento mediante el método de la anisakiasis, las que, sin embargo, generan valores que se aproximan a lo observado en la naturaleza. Los datos de la abundancia de *Anisakis* en los individuos de *M. gayi* son tan variables (entre 0 y 44), que perfectamente pueden reflejar la mencionada variabilidad de la concentración de parásitos en el zooplankton. De este modo, es posible entender que, incluso, después de 7 años de iniciada la exposición al parasitismo, aún es posible encontrar individuos de *M. gayi* que no lo han contraído. Por esta razón, se considera justificado, en forma similar a lo realizado por Des Clers (1989, 1990, 1991), emplear los valores promedio de abundancia parasitaria para cada grupo de edad.

5. CONCLUSIONES

- 5.1. En toda la serie analizada (años 1975 a 1996), la fracción de stock capturable 4+ de *M. gayi* exhibe una clara tendencia creciente en el número de ejemplares capturados, habiéndose casi duplicado entre el año 1987 (46,5 millones de peces) y el año 1996 (86,1 millones de peces), con la excepción en el año 1993 (55,9 millones de peces). Una situación similar ocurre con la fracción de stock 2+, que para el mismo periodo aumentó en las capturas desde 49,8 millones de peces hasta 100,9 millones de peces.
- 5.2. La abundancia de la fracción de stock 4+ de *M. gayi* fue máxima en el año 1989 (1.236 millones de peces), disminuyendo luego a 826 millones de peces en el año 1996. La máxima abundancia de la fracción de stock 2+ ocurrió dos años antes, en 1987, con 2.410 millones de ejemplares.
- 5.3. El canibalismo en *M. gayi* es selectivo sobre el grupo de edad 0, alcanzando a 95% del total de peces canibalizados (grupos de edad 0 a 3) en el año 1992, y a 51% del total en el año 1996. En términos absolutos, la máxima cantidad de individuos canibalizados del grupo de edad 0 ocurrió en el año 1992, con 323 millones de peces, y la mínima en el año 1994, con 49 millones de peces.
- 5.4. La mortalidad por canibalismo (M_c) sobre el grupo de edad 0 de *M. gayi* explica entre el 25% y el 60% de la mortalidad natural, dependiendo de la abundancia en el año respectivo. El rango de valores absolutos de M_c en el grupo de edad 0 es entre 0,069 (año 1994) y 0,307 (año 1992).
- 5.5. En *M. gayi*, la mortalidad por canibalismo (M_c) prácticamente no se sobrepone con la mortalidad por pesca, por lo que las evaluaciones indirectas con ASP clásico no se verán alteradas mayormente al incorporar el canibalismo a través de C-ASP.

- 5.6. Prácticamente, es muy difícil capturar ejemplares vivos de *M. gayi*, y los es más aún mantenerlos vivos con propósitos experimentales, debido fundamentalmente a causas humano-independientes, como la expansión de la vejiga gaseosa y las hemorragias internas, por un lado, y por otro, a la presencia de mamíferos predadores en las zonas de pesca, como el lobo común *O. flavescens*.
- 5.7. El mejor estimado de tasa instantánea de evacuación gástrica para *M. gayi*, con muestras de campo, ocurre en el rango de 0,11 y 0,143 h⁻¹. A su vez, el mejor estimado de la ración diaria de alimento ocurre entre 5,79 y 6,27 g.
- 5.8. El mejor estimado de la razón consumo/biomasa (anual) en *M. gayi* es de 2,96.
- 5.9. En términos relativos, la principal presa de *M. gayi* son los eufáusidos, aunque cambios evidentes ocurren hacia el último año de la serie (1992-1997), cuando emergen *M. gayi* y *P. monodon*.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Albert, O. T. 1995. Diel changes in food and feeding of small gadoids on a coastal bank. ICES J. mar. Sci. 52:873-885.
- Angelecu, V. & L.B. Prenski. 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 las evaluaciones de los efectivos en su área de distribución. INIDEP (Argentina) Contrib. 561, 205 p.
- Aguayo, M. 1995. Biology and fisheries of Chilean hakes (*M. gayi* and *M. australis*). In: Hake. Biology, fisheries and markets. Alheit, J. & T. J. Pitcher (eds.), pp. 305-335. Chapman & Hall.
- Arancibia, H.; J. Toro, V. Fernández & R. Meléndez. 1986. Estimación de la mortalidad por depredación del langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) por la merluza común (*Merluccius gayi*) en el área 35°45'S-37°10'S. In: La Pesca en Chile. P. Arana (Ed.) Escuela de Ciencias del Mar, UCV: 57-67.
- Arancibia, H. 1987. On the application of multivariate analysis in the determination of "ontogenetic trophic units" in Chilean hake, *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848). ICES. Demersal Fish Cttee., Ref. Statistics Cttee., C.M. 1987/G:67, 19 p.
- Arancibia, H. & R. Meléndez. 1987. Alimentación de peces concurrentes en la pesquería de *Pleuroncodes monodon* Milne Edwards. Investigación Pesquera (Chile) 34:113-128.
- Arancibia, H. 1988. Cluster analysis: the use of a simple statistical methods in the identification of groups. ICES. C.M/D:12 Statistics Cttee., Ref. Demersal Fish Cttee., 18 p.
- Arancibia, H. 1989. Distribution patterns, trophic relationships and stock interactions in the demersal fish assemblage off Central Chile. *Dr. rer. nat.* Thesis, University of Bremen, RFA, 221 p.
- Arancibia, H. 1991. Análisis ecológico-pesquero del recurso langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) y su interacción con merluza común (*Merluccius gayi*) y lenguado de ojos grandes (*Hippoglossina macrops*). Biol. Pesq. 20:37-48.
- Arancibia, H. 1992. Distribution patterns of the demersal fish assemblage off central Chile. Biol. Pesq. 21:43-53.
- Arancibia, H. & S. Mora. 1992. Cuantificación de la abundancia de merluza común (*Merluccius gayi*) por el método del area barrida. Programa básico de investigación del recurso merluza común, *Merluccius gayi*. Instituto de Investigación Pesquera/Instituto de Fomento Pesquero/Empresas Pesqueras El Golfo y Biobío. Informe Final, 20 p. + 8 figs.

- Arancibia, H. 1993. Identificación y determinación de la importancia relativa de las especies que constituyen la fauna acompañante de la pesquería de merluza común en el área prospectada por el método del área barrida, 76-93 p. En: Informe Final Proyecto FIP "Evaluación directa del stock de merluza común de la zona centro-sur". Instituto de Fomento Pesquero/Instituto de Investigación Pesquera VIII Región S.A., 121 p. + figuras + anexos.
- Arancibia, H. & M. Fuentealba. 1993. Análisis de la alimentación de *Merluccius gayi gayi* (Guichenot, 1848) de Chile central, en el largo plazo. Biol. Pesq. 22:5-11.
- Arancibia, H. & L. Cubillos. 1993. Evaluación del stock de merluza común (*Merluccius gayi*) de Chile centro-sur en el período 1975-1991 por análisis de población virtual. Investigaciones Marinas 21:23-41.
- Arancibia, H., R. Alarcón, L. Miranda, A. Pacheco & L. Cubillos. 1996. Fauna Acompañante, 1-83 p. En: Informe Final Proyecto FIP "Evaluación hidroacústica del stock de merluza común en la zona centro-sur. Instituto de Fomento Pesquero/Instituto de Investigación Pesquera VIII Región S.A., 157 p. + Anexo figuras + Anexo tablas.
- Arancibia, H., E. Yáñez, M. Fuentealba & R. Meléndez. (Manuscrito a). A comparative study of food daily ration in two Gadiforms fishes: *Merluccius gayi gayi* (Guichenot) off central Chile and *Gadus morhua* (Lineaus) of the North Sea.
- Arancibia, H., E. Yáñez & M. Fuentealba (Manuscrito b). Feeding of horse mackerel *Trachurus symmetricus murphyi* (Nichols, 1920) and the estimation of the consumption/biomass ratio.
- Arancibia, H. & M. Fuentealba. (Manuscrito). Ontogenetic trophic units in Chilean hake (*Merluccius gayi*): reality or analytical device?
- Arancibia, H. & L. Cubillos. (Manuscrito). Evaluación del stock de merluza común (*Merluccius gayi*) de Chile centro-sur mediante Análisis Secuencial de Población en el período 1975-1995.
- Berg, J. 1979. Discussion of methods of investigating the food of fishes with reference to a preliminary study of the prey of *Gobiusculus flavescens* (Gobiidae). Mar. Biol. 50:263-273.
- Bogstad, B. & H. Gjøsæter. 1994. A method for estimating the consumption of capelin by cod in the Barents Sea. ICES J. mar. Sci. 51:273-280.
- Boisclair, D. & F. Marchand. 1993. The guts to estimate fish daily ration. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50:1969-1975.

- Brander, K. & D. Bennet. 1986. Interactions between lobster (*Nephrops norvegicus*) and cod (*Gadus morhua*) and their fisheries in the Irish sea. In: North Pacific Workshop on Stock Assessment and Management of Invertebrates. G. S. Jamieson & N. Bourne (Eds.) Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 92:269-281
- Bromley, P. J. 1987. The effects of food type, meal size and body weight on digestion and gastric evacuation in turbot, *Scophthalmus maximus* L. J. Fish Biol. 30: 501-512.
- Bromley, P. 1988. Gastric digestion and evacuation in whiting, *Merlangius merlagus* (L.). J. Fish Biol. 33:331-338.
- Bromley, P. 1991. The role of gastric evacuation experiments in quantifying the feeding rates predatory fish. Rev. Fish Biol. and Fisheries 4:36-66.
- Bromley, P. 1994. The role of gastric evacuation experiments in quantifying the feeding rates of predatory fish. Rev. Fish Biol. and Fisheries 4:36-66.
- Caddy, J. F. 1985. Species interactions and stock assessment. Some ideas and approaches. In: Symp. Int. Afr. O. Afr., Inst. Inv. Pesq., Barcelona:703-734.
- Castillo, R., L. Juárez & L. Higgison. 1989. Predación y canibalismo en la población de la merluza peruana de la zona de Paita. En: Memorias del Simposio Internacional sobre Recursos Vivos y Pesquerías en el Pacífico Sudeste (Viña del Mar, Chile, 1988). Revista de la Comisión Permanente del Pacífico Sur (Número Especial), 1989:273-286.
- Catrilao, M. 1995. Aproximación ecotrófica del ecosistema marino de Chile centro-sur. Informe de tesis para optar al Título de Biólogo Marino, Universidad de Concepción, 58 p.
- Cubillos, L. & H. Arancibia. 1994. Evaluación indirecta de merluza común (*Merluccius gayi*) entre 1975 y 1993 por análisis secuencial de población. Doc. Téc. Inst. Invest. Pesq. (IIP), Talcahuano, Vol 3, Núm. 6, 24 p.
- Cubillos, L. P. Sobarzo & H. Arancibia. 1994. Análisis retrospectivo de la evaluación de merluza común (*Merluccius gayi*) utilizando análisis secuencial de la población sitiozoado. Biol. Pesq.23:19-30.
- Daan, N. 1973. A quantitative analysis of the food intake in cod (*Gadus morhua* L). ICES Mar. Sci. Symp. 193:93-98.
- Deriso, R.B., T.J. Quinn II & P.R. Neal. 1985. Catch-at-age analysis with auxiliary information. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42:815-824.
- Deriso, R.B., P.J. Neal & T.J. Quinn II. 1989. Further aspects of catch-age analysis with auxiliary information. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 108:127-135

- Des Clers, S. 1989. Modelling regional differences in 'sealworm' *Pseudoterranova decipiens* (Nematoda, Ascaridoidea), infections in some North Atlantic cod, *Gadus morhua*, stocks. J. Fish Biol. 35 (Supplement A): 187-192.
- Des Clers, S. 1990. Modelling the life cycle of the sealworm (*Pseudoterranova decipiens*) in Scottish waters. En: W.D. Bowen (ed.) Population biology of the sealworm in relation to its intermediate and seal hosts. Can. Bull. Fish. and Aquatic Sciences 222: 273-288.
- Des Clers, S. 1991. Functional relationship between sealworm (*Pseudoterranova decipiens*, Nematoda, Ascaridoidea) burden and host size in Atlantic cod (*Gadus morhua*). Proc. Royal Society of London, Series B, 245: 85-89.
- Diana, J.S. 1979. The feeding pattern and daily ration of a top carnivore, the northern pike (*Esox lucius*). Canadian J. Zool. 57:2121-2127.
- dos Santos, J. & M. Jobling. 1991. Factors affecting gastric evacuation in cod, *Gadus morhua* L., fed single-meals of natural prey. J. Fish. Biol. 38:697-713.
- Elliott, J. M. & L. Persson. 1978. The estimation of daily rates of food consumption for fish. J. Anim. Ecol. 47:977-991.
- Espino, M. & C. Wosnitza-Mendo. 1989. Relación entre las poblaciones de merluza (*Merluccius gayi peruanus*) y anchoveta (*Engraulis ringens*). En: Memorias del Simposio Internacional de los Recursos Vivos y Pesquerías del Pacífico Sudeste. R. Jordán, R. Kelly, O. Mora, A. Ch. de Vildoso & N. Henríquez (Eds.). Revista de la Comisión Permanente del Pacífico Sur (Número Especial):267-271.
- Fuentealba, M. 1993. Relaciones tróficas intraespecíficas de la merluza común, *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848) de Chile central. Tesis Magister en Ciencias con Mención en Zoología, Universidad de Concepción, Chile, 110 p.
- Gavaris, S. 1988. An Adaptive framework for the estimation of population size. CAFSAC Res. Doc. N° 29, 12 p.
- Gavaris, S. 1994. ADAPT (ADAPTive framework), User's guide versión 1.1, Manual impreso, 36 p.
- Guichet, R. 1995. The diet of European hake (*Merluccius merluccius*) in the northern part of the Bay of Biscay. ICES J. mar. Sci. 52:21-31.
- Guzmán, O., S. Lillo, I. Giakoni, J. Avilés. 1981. Evaluación directa del recurso merluza común utilizando técnicas hidroacústicas. En: Perspectivas de desarrollo de las principales pesquerías nacionales. CORFO/IFOP, 59 p.

- He, E. & W. Wurtsbaugh. 1993. An empirical model of gastric evacuation rates for fish and an analysis of digestion in piscivorous brown trout. *Trans. American Fish. Soc.* 122:717-730.
- Hilborn, R. & C.J. Walters. 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, New York, 570 p.
- Hislop, J. R. G., A. P. Robb, M. A. Bell & D. W. Armstrong. 1991. The diet and food consumption of whiting (*Merlangius merlangus*) in the Northe Sea. *ICES J. mar. Sci.* 48(2):139-156.
- Hyslop, E. J. 1980. Stomach contents analysis. A rewiew of methods and their application. *J. Fish Biol.* 17:411-429.
- Hurst, R. J. 1984. Marine invertebrate hosts of New Zealand Anisakidae (Nematoda). *New Zealand J. Mar. Freshwater Res.* 18: 187-196.
- Jarre-Teichmann, A., M.L. Palomares, F.C. Gayanilo & D. Pauly. 1990. A user's manual for MAXIMS. Estimating the food consumption of fishes from diel stomach constents data and population parameters. ICLARM Software 4, Rev. 1, 24 p.
- Jarre, A., M. L. Palomares, M. L. Soriano, V. C. Simbalay, Jr., & D. Pauly. 1991. Some new analytical and comparative methods for estimating the food consumption of fish. *ICES mar. Sci. Symp.* 193:99-108.
- Jobling, M. 1981. Mathematical models of gastric emptying and the estimation of daily rates of food consumption for fish. *J. Fish Biol.* 19:245-257.
- Jones, B. & G. Geen. 1977. Food and feeding of spiny dogfihs (*Squalus acanthias*) in British Columbia waters. *J. Fish. Res. Board Canada* 34:2067-2078.
- Kovari, J. 1984. Hidraulic formulas used in designing of fish farms. ADCP/FAO, 226 p.
- Livingston, R. 1982. Trophic organization of fishes in a coastal seagrass system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 7:1-12.
- Livingston, P. & K. Bailey. 1985. Trophic role of the Pacific whiting, *Merluccius productus*. *Mar. Fish. Review* 47(2):16-22.
- Livingston, P.A., D.A. Dwyer, D.L. Wencker, M.S. Yang & G.M. Lang 1986. Trophic interactions of the key fish species in the Eastern Bering Sea. *Inst. North. Pacific. Fish. Comm. Bull.*, 47:49-65.
- Lleonart, J., J. Salat & E. Macpherson. 1985a. CVPA, an expanded VPA with cannibalism. Aplication to a hake populations. *Fish. Res.* 3:61-79.

- Leonart, J.J. Salat & E. Macpherson. 1985b. Un MSVPA, (Multispecies Virtual Population Analysis) empírico. Aplicación a la merluza del Cabo, considerando el canibalismo y la depredación de la rosada. In: Symp. Int. Afl. O. Afr., Int. Inv. Pesq; Barcelona: 1041-1052.
- Lillo, S., I. Giakoni, A. Paillaman, I. Payá, S. Mora, C. Cerda, J. Blanco & H. Arancibia. 1994. Evaluación directa del stock de merluza común en la zona centro-sur. Informe Final Proyecto FIP IFOP/INPESCA, 122 pp +60 figs+anexo.
- MacCall, A.D. 1986. Virtual population analysis (VPA) equations for non-homogeneous populations, and a family of approximations including improvements on Pope's cohort analysis. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43:2406-2409.
- Macpherson, E. 1985. Daily ration and feeding periodicity of some fishes off the coast of Namibia. Mar. Ecol. Prog. Ser. 6:253-260.
- Macpherson, E. 1985a. Daily ration and feeding periodicity of some fishes off the coast of Namibia. Mar. Ecol. Prog. Ser. 26:253-260.
- Macpherson, E. 1985b. Efecto de la depredación de *Lophius upsicephalus* sobre la población de *Merluccius capensis*. ICSEAF Colln. sci. Pap. int. Comm. SE Atl. Fish.:155-162.
- Macpherson, E. & B. Roel. 1987. Trophic relationships in the demersal fish community off Namibia. In: The Benguela and Comparable Ecosystems. A. I. L. Payne, J. A. Gulland and K. H. Brink (Eds). South African J. mar. Sci. 5:585-596.
- Marcogliese, D. J. 1995. The role of zooplankton in the transmission of helminth parasites to fish. Rev. Fish Biol. and Fisheries, 5: 336-371.
- Medina, M. & H. Arancibia. 1994. Estudio biológico pesquero sobre el recurso jurel en la zona norte (Regiones I y II). Pre-Informe Final, Sección Alimentación. Instituto de Fomento Pesquero/Universidad Arturo Prat/Instituto de Investigación Pesquera, 221 p.+ 93 tablas + 66 figs.
- Medina, M., H. Arancibia, M. Araya & M. Vargas. 1995. Evacuación gástrica en *Trachurus symmetricus murphyi* del norte de Chile. Trabajo presentado a las XV Jornadas de Ciencisa del Mar, Coquimbo, Resúmenes:128.
- Megrey, B.A. 1989. Review and comparison of age structured stock assessment model from theoretical and applied points of view. Amer. Fish. Soc. Symposium. 6:8-48.
- Mehl, S. & T. Westgård. 1983. Gastric evacuation rates in mackerel (*Scomber japonicus* L.). ICES C.M./H:33. Pelagic Fish. Cttee., 11 p.

- Nelson, G. A. and M. R. Ross. 1995. Gastric evacuation in little skate. *J. Fish Biol.* 46: 977-986.
- Oshima, T., Shimazu, T., Koyama, H. & Akahane, H. 1969. On the larvae of the genus *Anisakis* (Nematoda: Anisakinae) from the euphausiids. *Japanese J. Parasitology*, 18: 241-248.
- Palomares, M.L.D. & D. Pauly, 1989. A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. *Australian J. Mar. Freshwater Res.* 40:259-273.
- Pauly, D. 1989. A simple index of metabolic level in fishes. *Fishbyte*. Newsletter of the Network of Tropical Fisheries Scientists, ICLARM 7(1):22-23.
- Payá, I.; J. Sateler, J.M. Donoso & S. Mora. 1992. Diagnóstico de las principales pesquerías nacionales 1991. *Pesquerías demersales, peces. Zona centro-sur. Estado de situación y perspectivas del recurso (SGI-IFOP 92/3)*. CORFO/IFOP, 52 p.
- Payá, I.; J. Sateler, J.M. Donoso & S. Mora. 1993. Diagnóstico de las principales pesquerías nacionales 1992. *Pesquerías demersales, peces. Zona centro-sur. Estado de situación y perspectivas del recurso (SGI-IFOP 93/2)*. CORFO/IFOP, 41 p.
- Payá, I. *et al.* 1996. Evaluación hidroacústica del stock de merluza común en la zona centro-sur, Feb. 1996, Informe Final FIP N°95-14. Sección I: Evaluación hidroacústica, estructura de edad y oceanografía. 73 p.+ 44 figs.+20 tablas.
- Payne, A., B. Rose & W. Leslie. 1987. Feeding of hake and a first attempt at determining their trophic role in the South African west coast marine environment. In: Paine, A. I. L., Gulland, J. A. & K. H. Brink (Eds.). *South African J. mar. Sci.* 5:471-501.
- Pennington, M. & R. Bowman. 1982. Variability of the weight of stomach contents of fish and its implications for food studies. In: *Gutshop '81. Fish Food Habits Studies. Proc. Third Pacific Workshop*. G. M. Cailliet and Ch. A. Simenstad (Eds.):2-7.
- Pillar, S. C. & M. Barange. 1995. Diel feeding periodicity, daily ration and vertical migration of juvenile Cape hake off the west coast of South Africa. *J. Fish Biol.* 47:753-768.
- Pinkas, L., M. Oliphant, I. Iverson. 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in California waters. *Fishery Bull. U.S.* 152:1-105.
- Powers, J.E. y V.R. Restrepo. 1993. Evaluation of stock assessment research for Gulf of Mexico king mackerel: benefits and costs of management. *North American J. Fisheries Management*, 13:15-26.
- Pope, J. G. & Macer. 1996. An evaluation of the stock structure of North Sea cod, haddock, and whiting since 1920, together with a consideration of the impacts of fisheries and predation effects on their biomass and recruitment. *ICES J. mar. Sci.* 53:1157-1169.

- Punt, A. E. & R. Hilborn. 1994. A comparison of fishery models with and without cannibalism with implications for the management of the Cape hake resources off southern Africa. ICES J. mar. Sci. 51:19-29.
- Punt, A., R. Leslie & S. Du Plessis. 1992. Estimation of the annual consumption of the food by Capehake *Merluccius capensis* and *M. paradoxus* off the South African west coast. Benguela Trophic Functioning. South African J. mar. Sci. 12:611-634.
- Restrepo, V.R., J.M. Hoening, J.E. Powers, J.W. Baird, S.C. Turner. 1992. A simple simulation approach to risk and cost analysis, with applications to swordfish and cod fisheries. Fish. Bull. U.S., 90:736-748.
- Sainsbury, K. 1986. Estimation of food consumption from field observations of fish feeding cycles. J. Fish Biology 29:23-26.
- Seber, G.A.F. & C.J. Wild 1989. Nonlinear regression. Wiley, New York.
- SERNAPESCA. 1996. Anuario Estadístico de Pesca 1995. Servicio Nacional de Pesca. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, Chile, 239 p.
- Shimazu, T. & Oshima, T. 1972. Some larval nematodes of euphausiid crustaceans. In: Takenouti, A. Y. (ed.). Biological Oceanography of the Northern North Pacific Ocean, pp. 403-409. Idemitsu Shoten, Tokyo.
- Smith J. W. 1972. *Thysanoessa inermis* and *T. longicaudata* (Euphausiidae) as first intermediate hosts of *Anisakis* sp. (Nematoda: Ascaridata) in the Northern North sea, to the north of Scotland and at Faroe. Nature 234: 478.
- Sokal, R.R. & F. J. Rohlf. 1979. Biometría: principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. H. Blume Ediciones. Madrid, España, 832 p.
- Sparholt, E. 1990. Improved estimates of the natural mortality rates of nine commercially important fish species included in the North Sea Multispecies VPA model. J. Cons. int. Explor. Mer 46:211-223.
- Worobec, M. N. 1984. Field estimation of the daily ration of winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus* (Walbaum) in a southern New England pond. J. Exp. Mar. Biol. and Ecol. 77:183-196.

ANEXO

FIGURAS

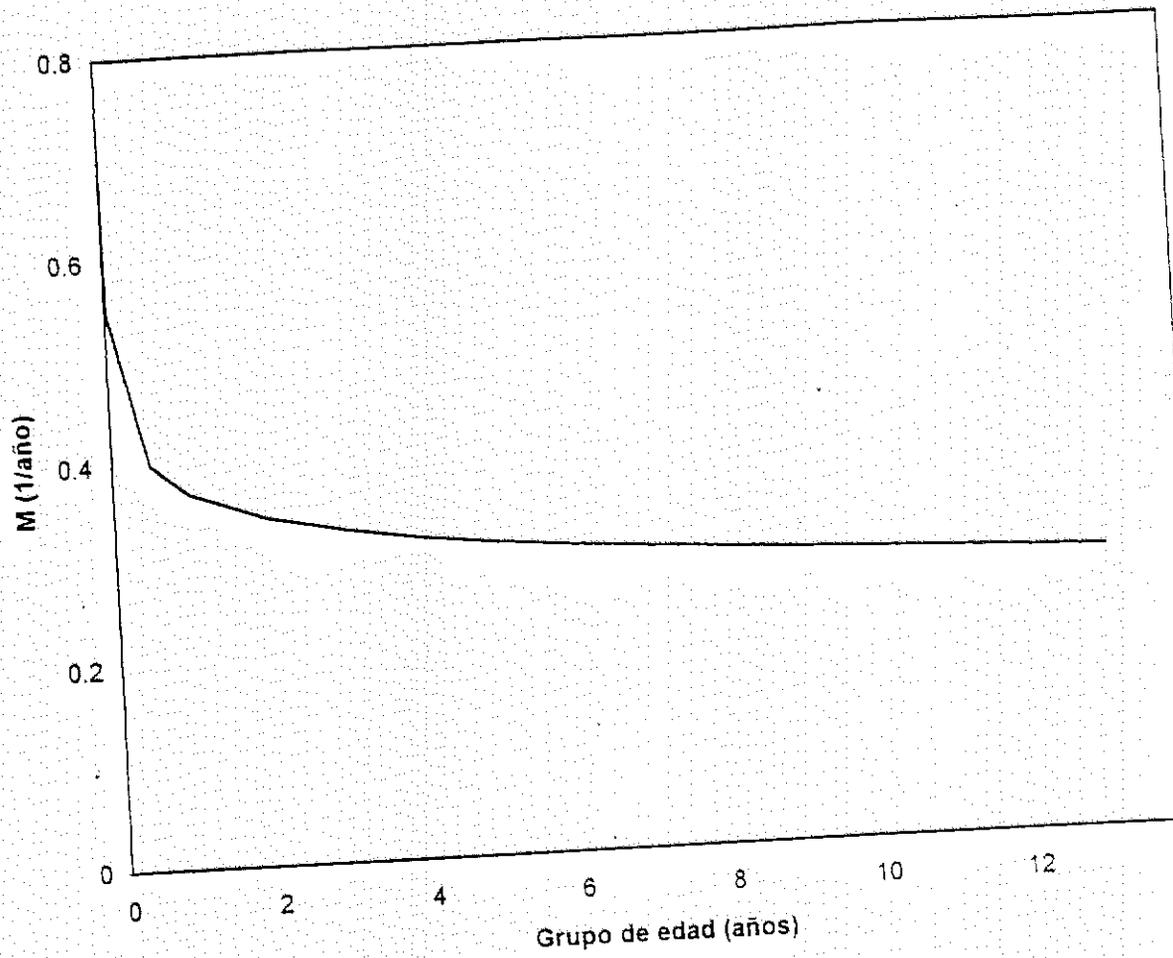
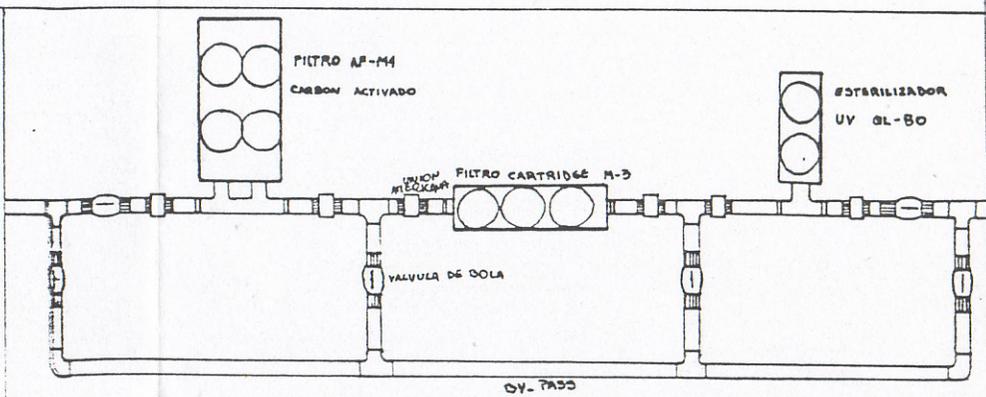
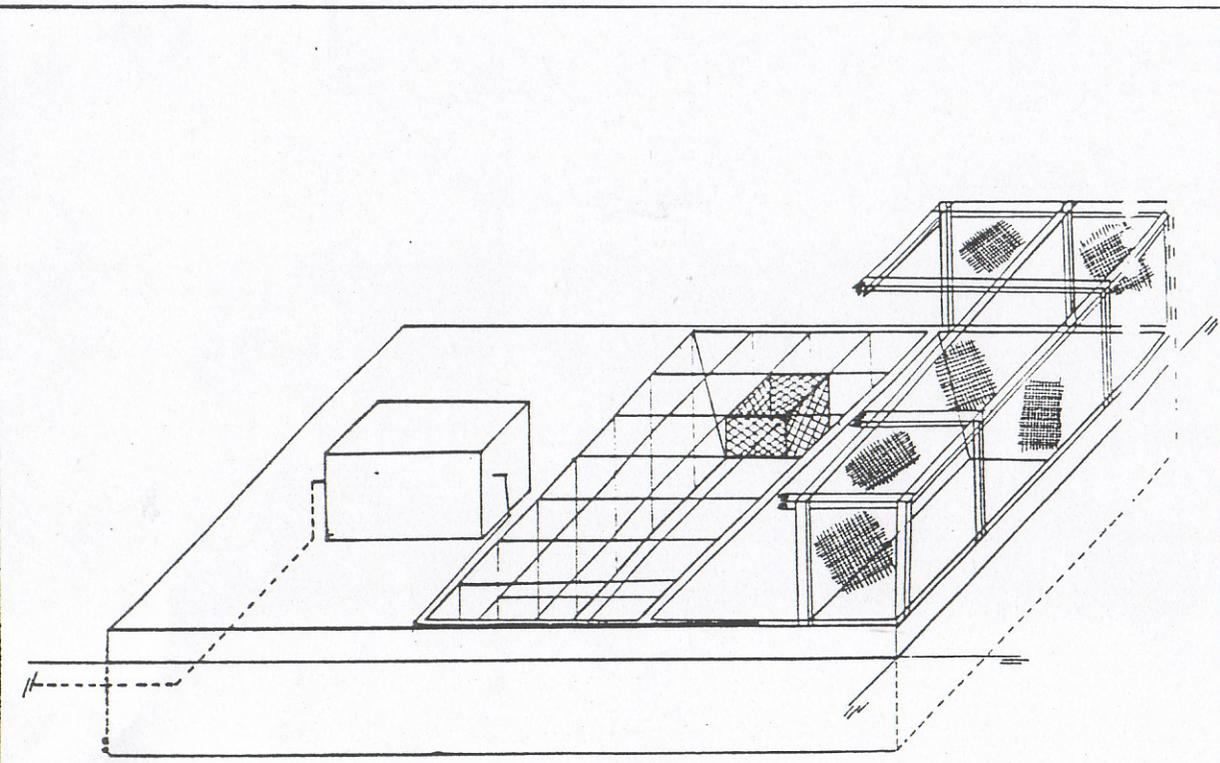
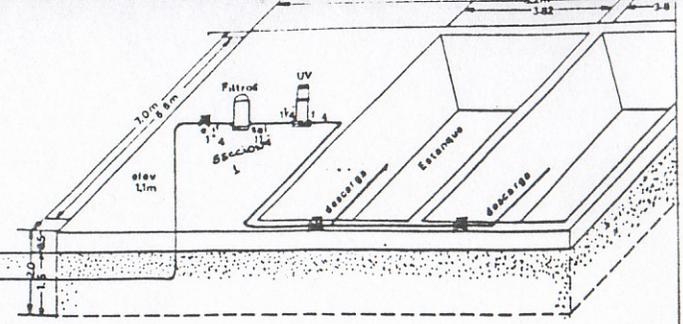
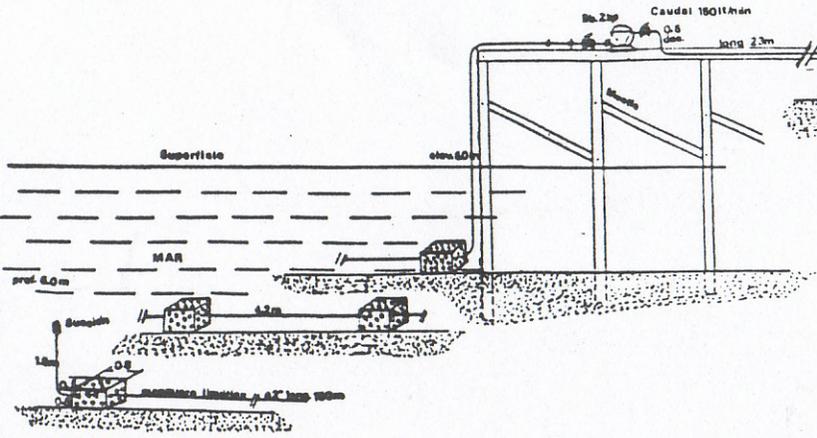


Fig. 1. Mortalidad natural en *M. gayi* por grupo de edad (años)

Fig. 2. Plano del sistema de abastecimiento de agua de mar instalado en la Estación de Biología Marina de Dichato.



SECCION I

Nº	Denominación	Material	Nº	Denominación	Material
1	Bomba 6 trifase autocebame	2hp	4	Abrazadera	2 1/2"
1	Filtro de Cartridge M-3	PVC	30	Red Anchozera 1/2" L. s/n	80.1m
1	Filtro Carbon Activado AF-M4	PVC	1	Bobina coradm 210 Td 38	
1	Esterilizador por Luz UV QL-80	PVC alto impacto			
20	Manquera Liquiflex verde 100	2"			
5	Tubo PVC-P C-10 Hidraulica	2"			
4	Tubo PVC	3"			
1	Valvula de Pie	Z			
5	Valvula Compuer abierto	2"			
10	Codo PVC-P 90G	2"			
10	Copie PVC-P	2"			
2	Tee PVC-P	2"			
4	Buis Reduccion	PVC			

Dia	Nombre
	MYANEZ
Dibujada	
Comprova	
Compara	
Escala	
1:100	
Medidas en indicacion de tolerancia según	

ESCALA 1:65

ESCALA 1:18

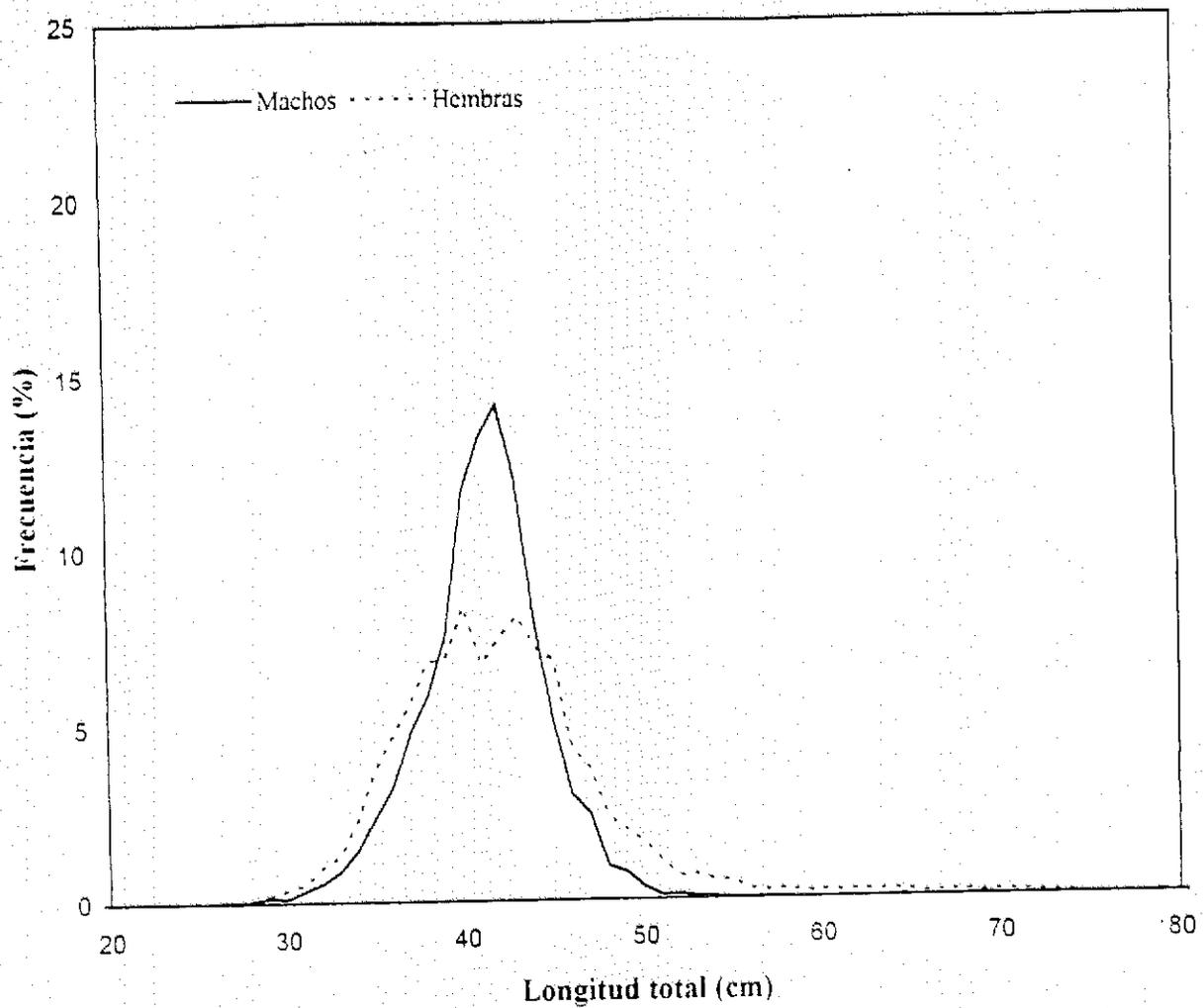


Fig. 3a. Distribución de frecuencias de tamaño en *M. gavi*. Segundo semestre 1996 (machos=7.209; hembras=7.742).

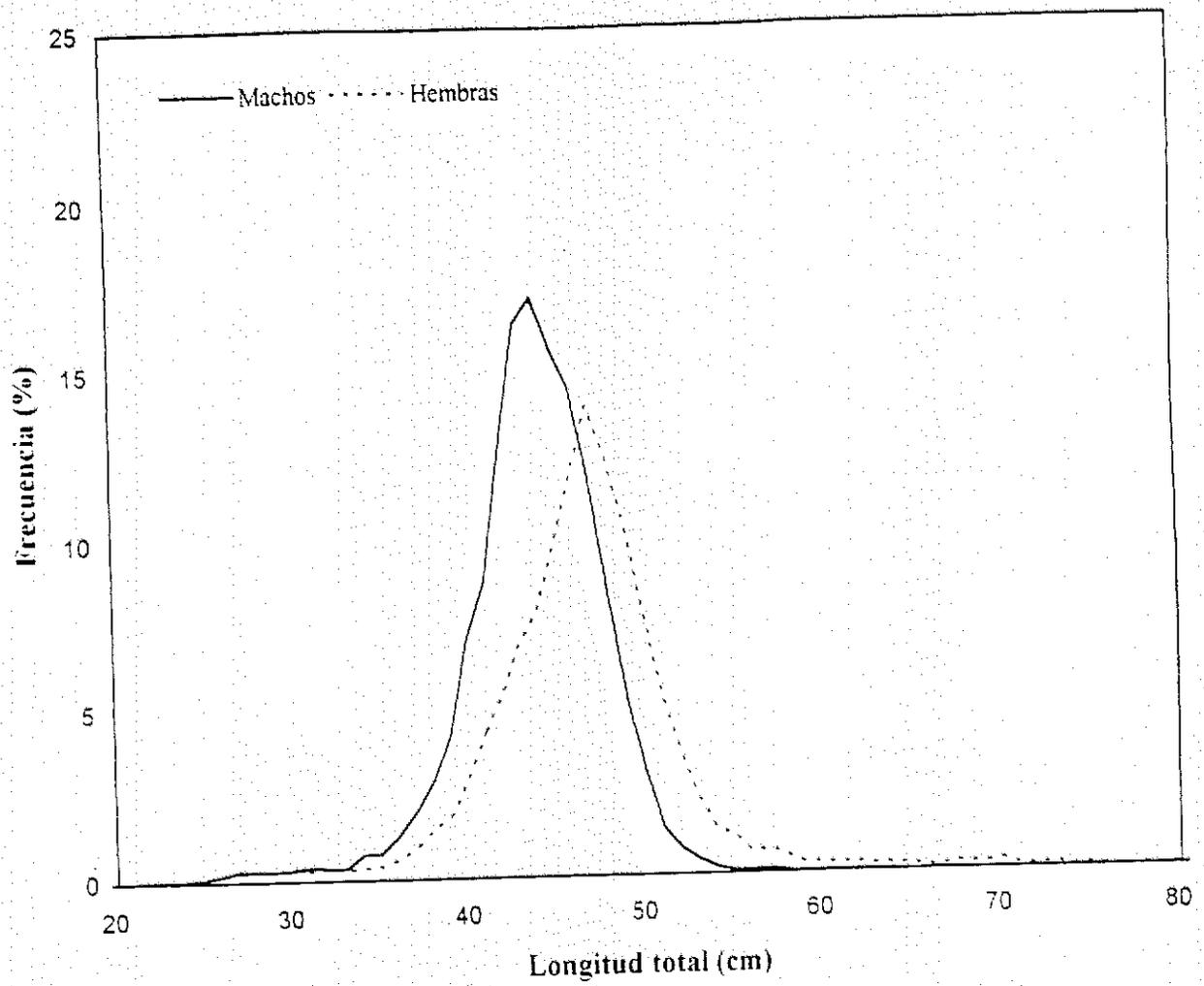


Fig. 3b. Distribución de frecuencias de tamaño en *M. gayi*. Primer semestre 1997 (machos=9.981; hembras=10.354).

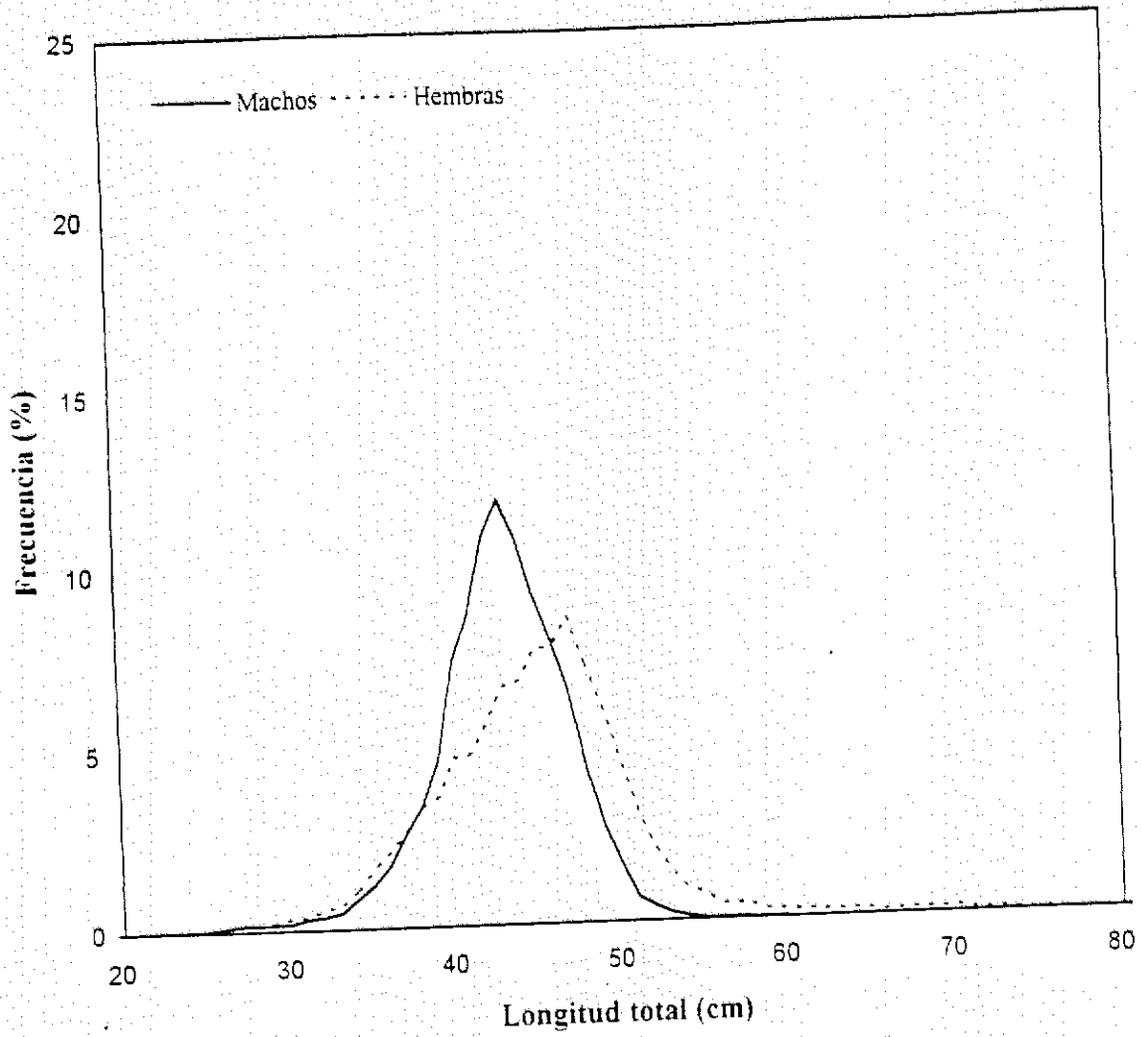


Fig. 3c. Distribución de frecuencias de tamaño en *M. gayi*. Segundo semestre 1996 y Primer semestre 1997 (machos=21.023; hembras=20.173).

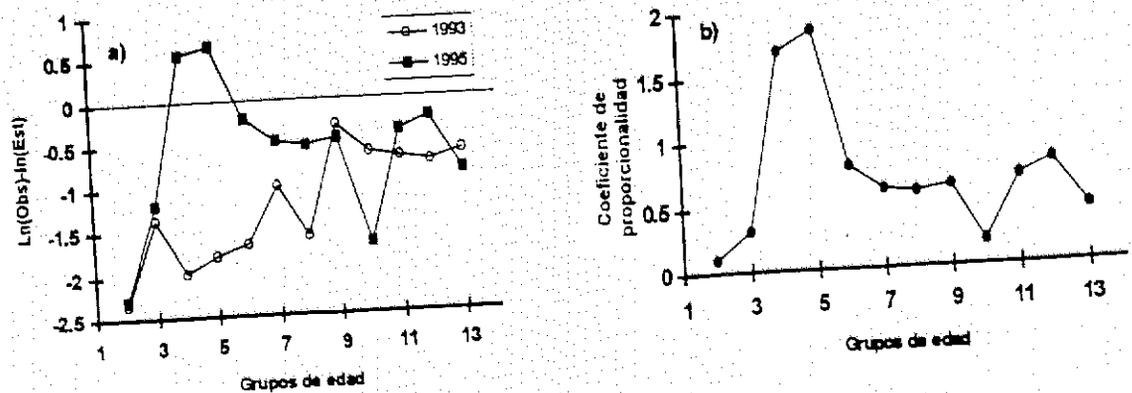


Fig. 4. Residuos (a) y coeficiente de proporcionalidad entre la abundancia obtenida de los cruceros hidroacústico y la abundancia estimada con el ASP, años 1993 y 1995.

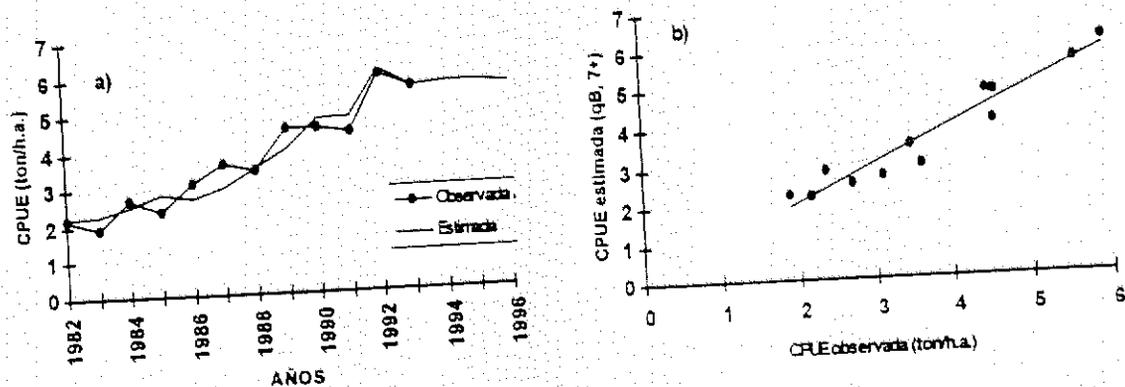


Fig. 5. Captura por unidad de esfuerzo observada y estimada por el ASP, como directamente proporcional a la biomasa promedio 7+. Período 1982-1993.

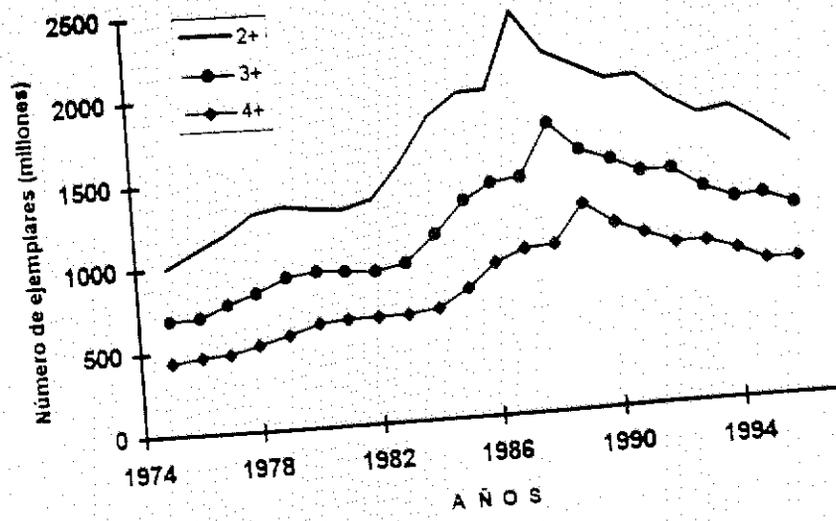


Fig. 6. Evolución anual de la abundancia (millones de ejemplares) en el stock de *M. gayi*. Período 1975-1996.

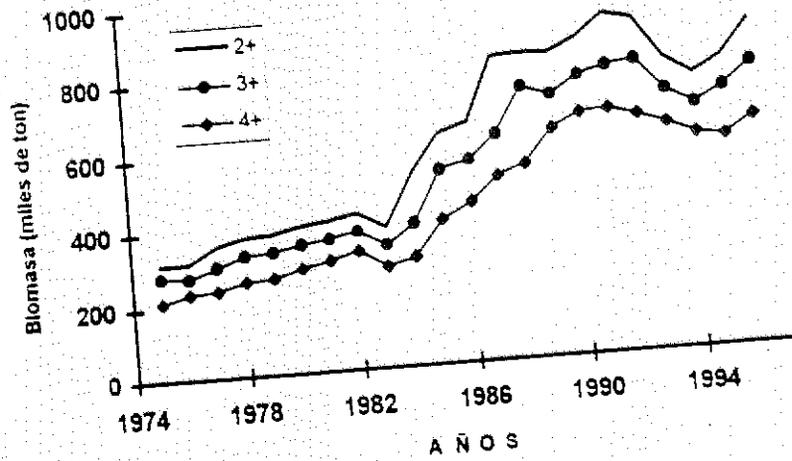


Fig. 7. Evolución anual de la biomasa (miles de ton) del stock de *M. gayi*. Período 1975-1996.

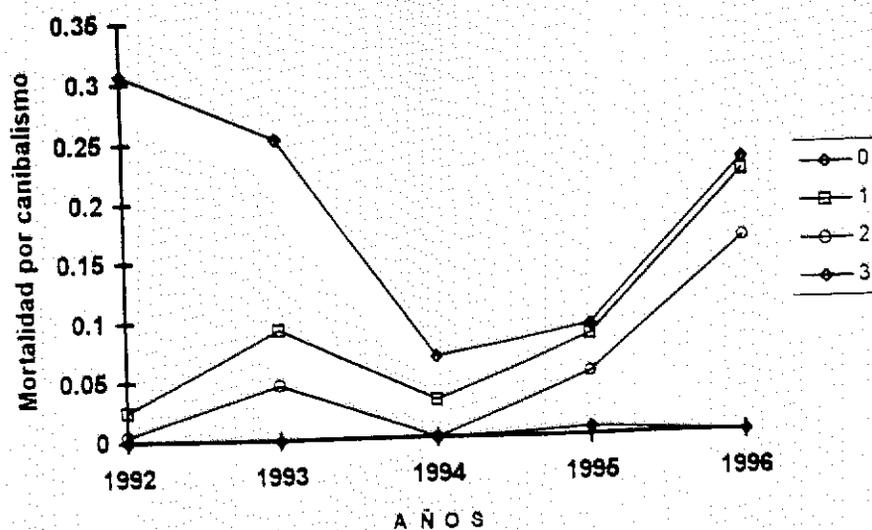


Fig. 8. Tasa de mortalidad por canibalismo (M_c) estimada para los grupos de edad 0 al 3 de *M. gayi* con el C-ASP. Periodo 1992-1996.

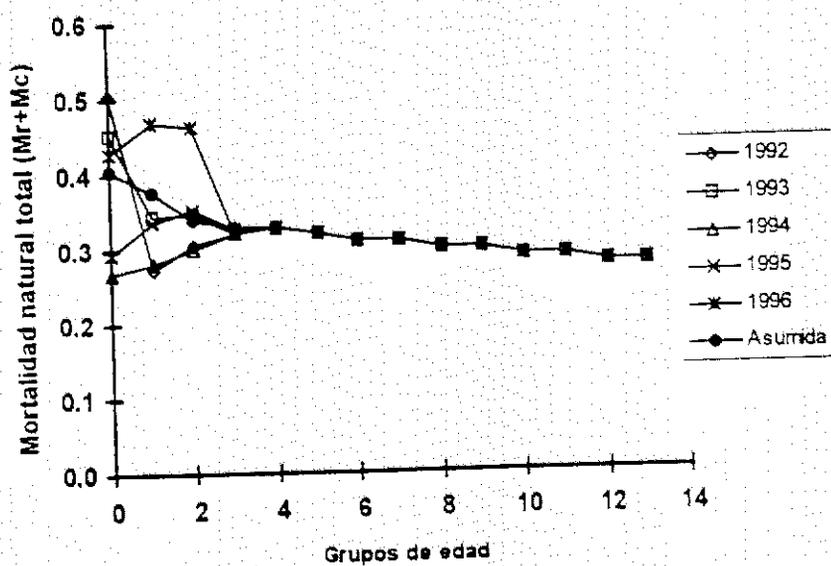


Fig. 9. Mortalidad natural total ($M=Mr+Mc$) obtenida con el C-ASP para las edades 0, 1 y 2 comparadas con las asumidas en base a la extrapolación de las estimaciones realizadas por Arancibia & Cubillos (1993).

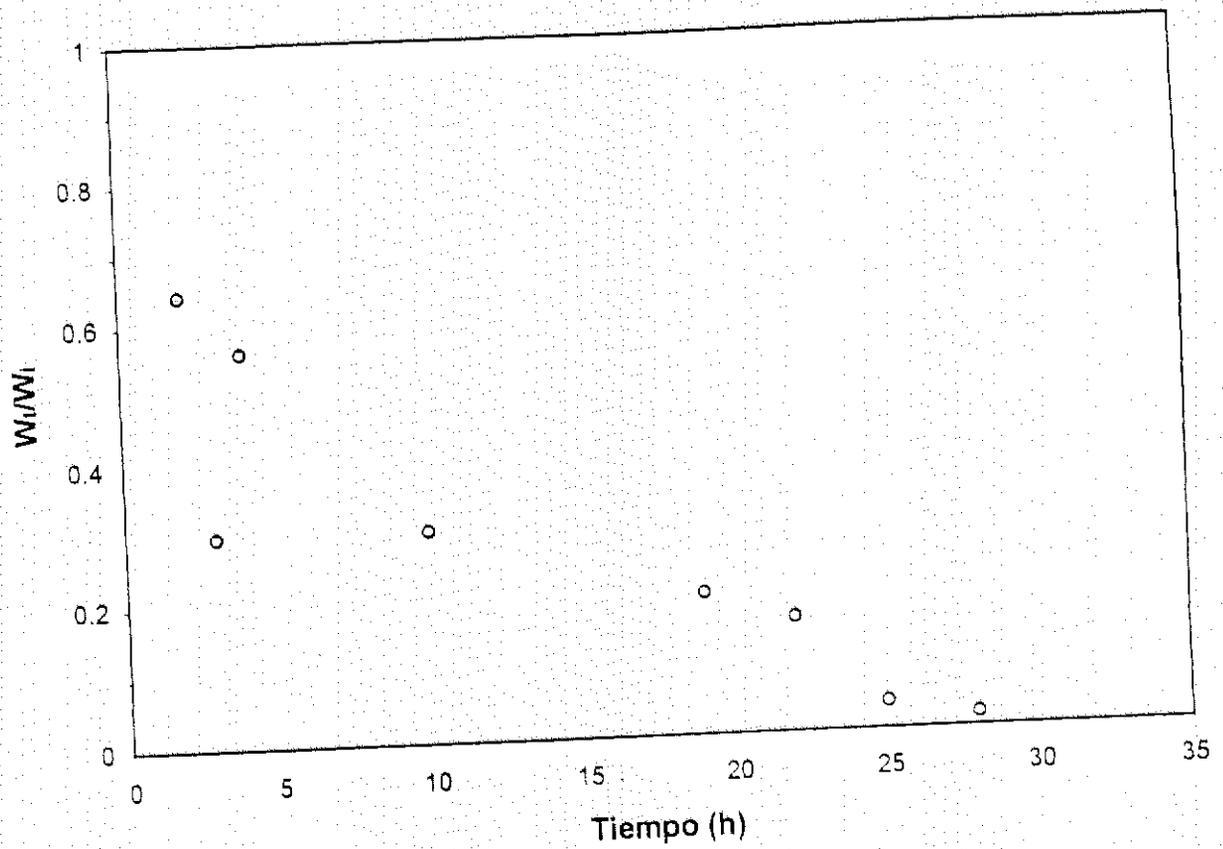


Fig. 10. Razón peso a tiempo t (W_t) y peso inicial (W_i) de *C. uncinata* en estómagos de *P. jugularis*. Los puntos corresponden a promedios.

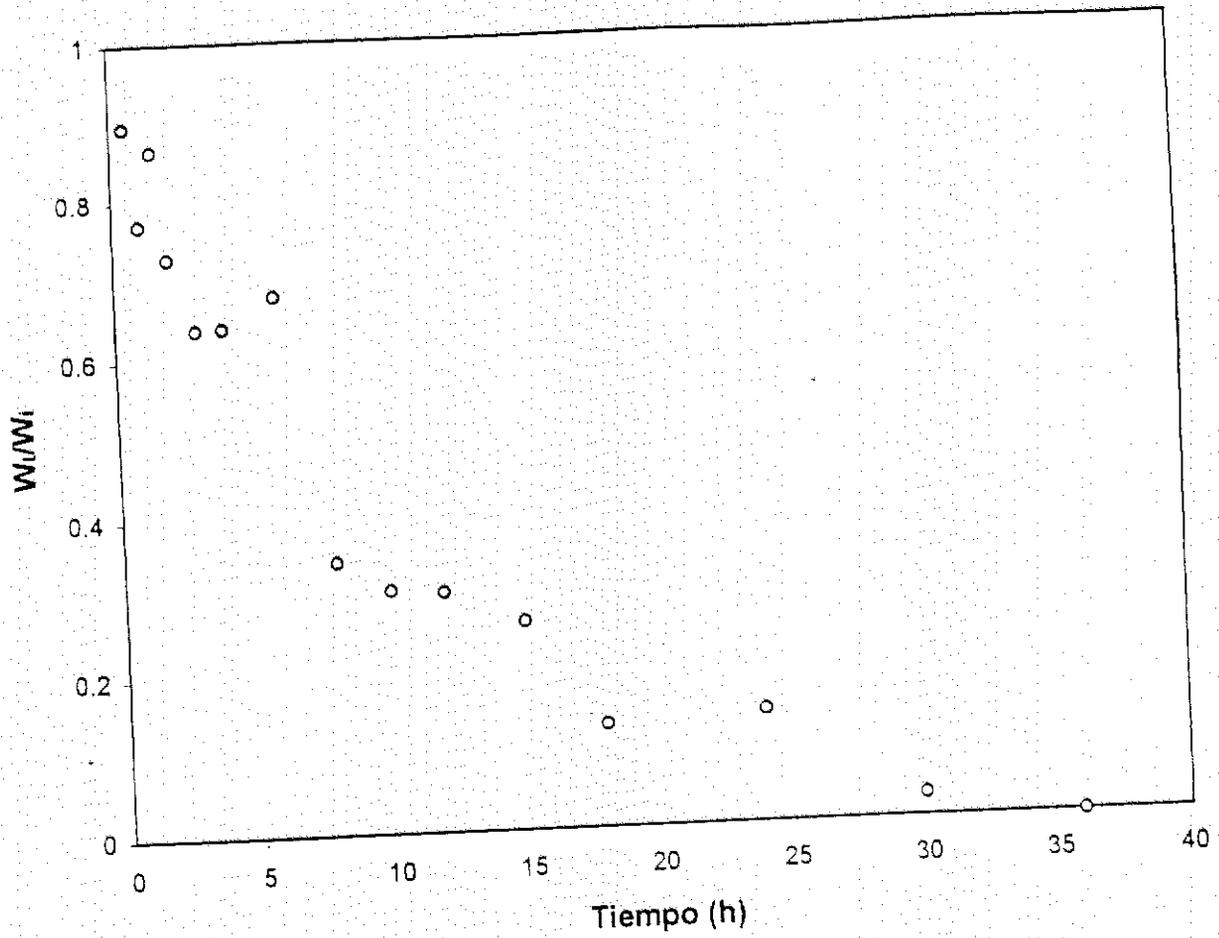


Fig. 11. Razón peso a tiempo t (W_t) y peso inicial (W_i) de *P. monodon uncinata* en estómagos de *P. jugularis*. Los puntos corresponden a promedios.

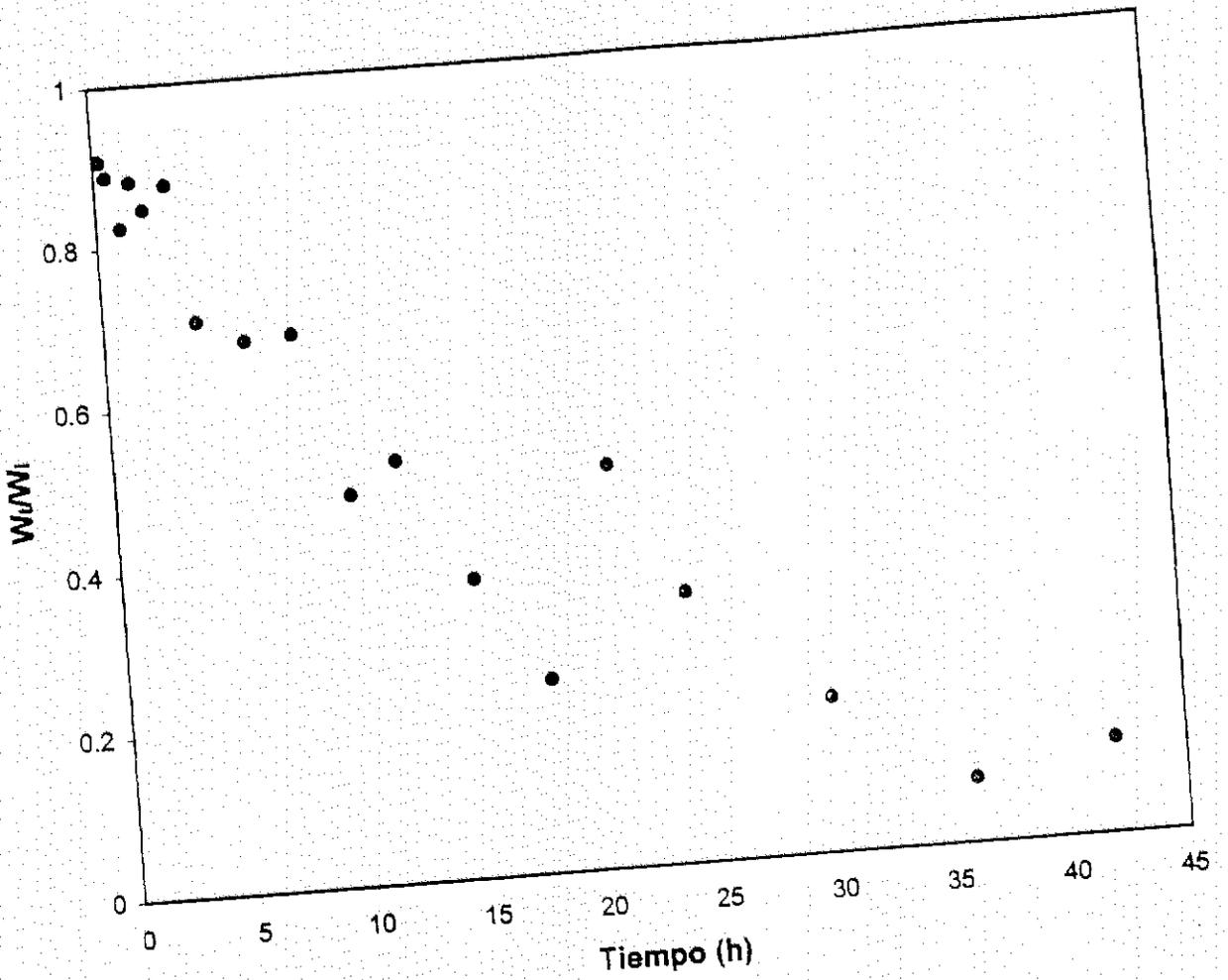


Fig. 12. Razón peso a tiempo t (W_t) y peso inicial (W_i) de *I. conceptionis* en estómagos de *S. chilensis*. Los puntos corresponden a promedios.

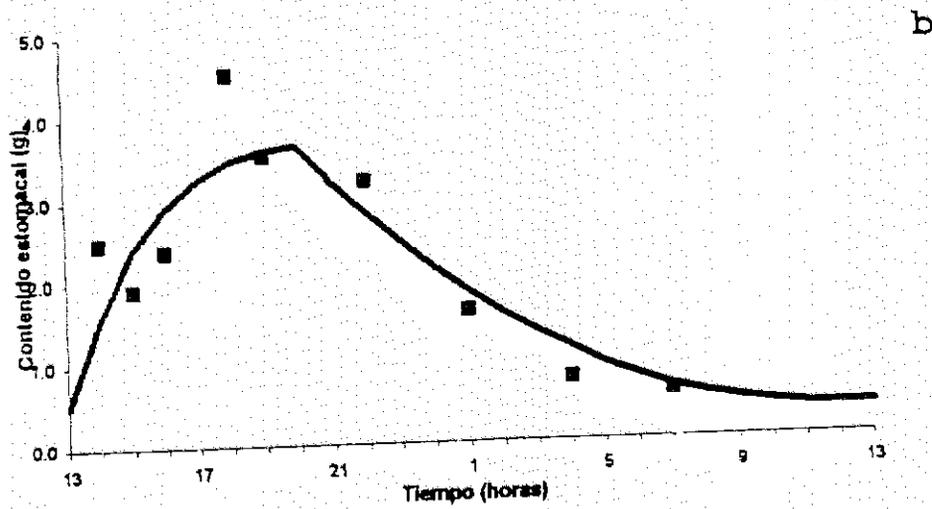
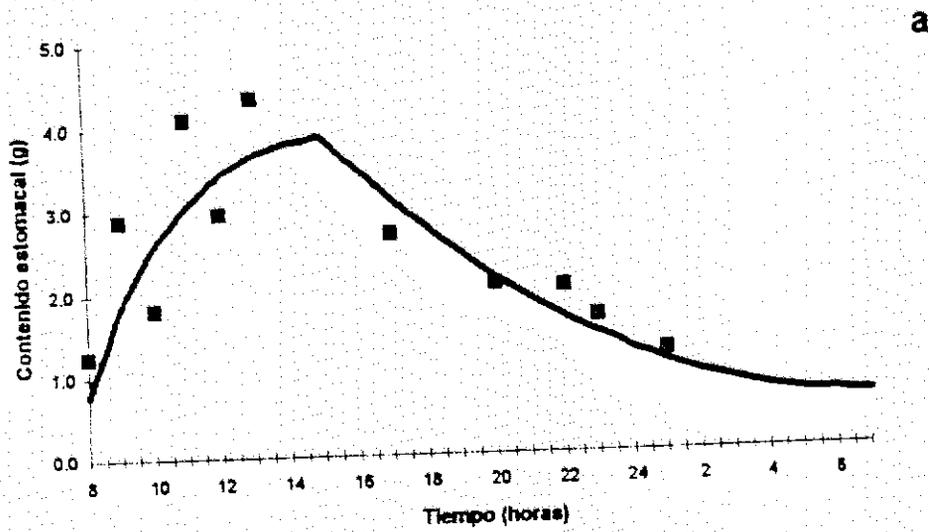


Fig. 13. Periodos de alimentación de *M. gayi*; a=primer periodo; b=segundo periodo.

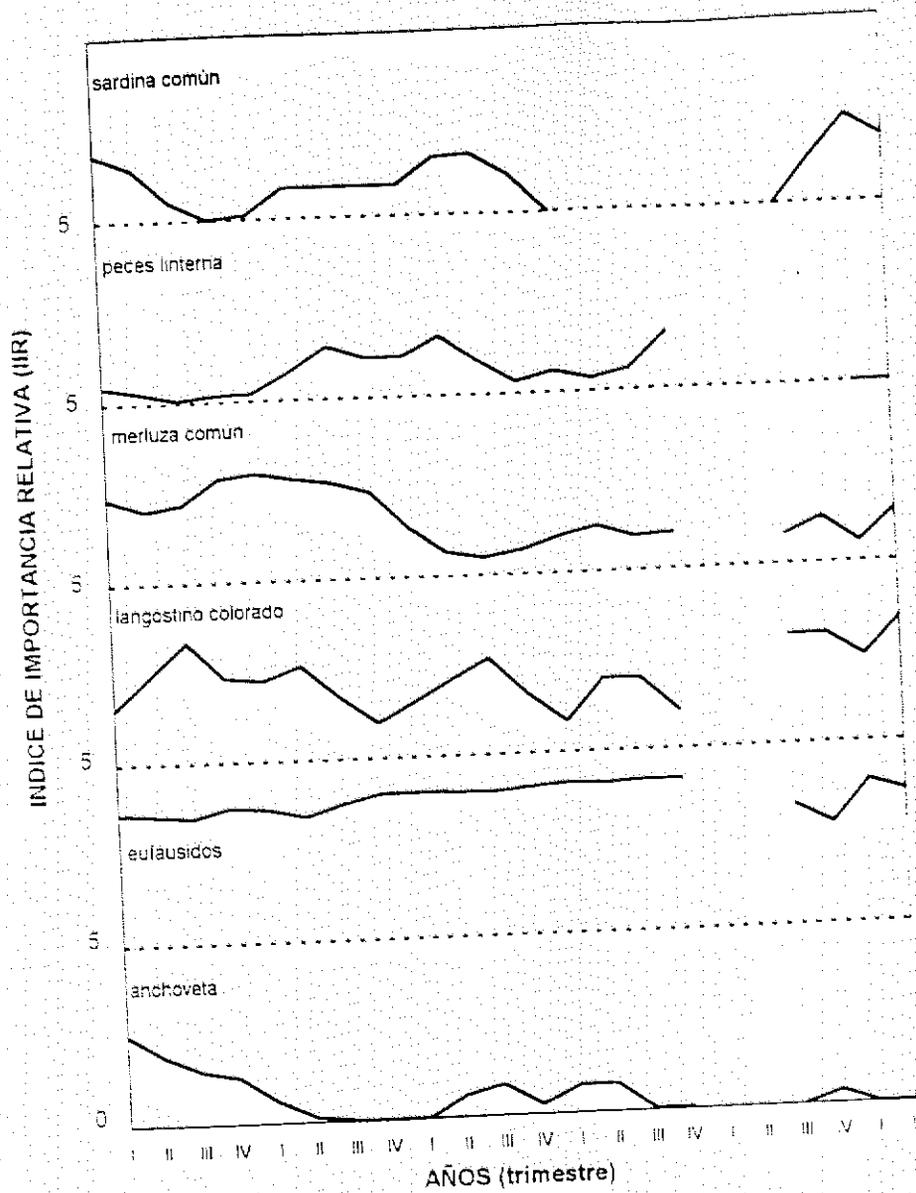


Fig. 14. Importancia relativa (IIR) de las principales presas de *M. gayi*, por trimestre. Período: 1992-1997.

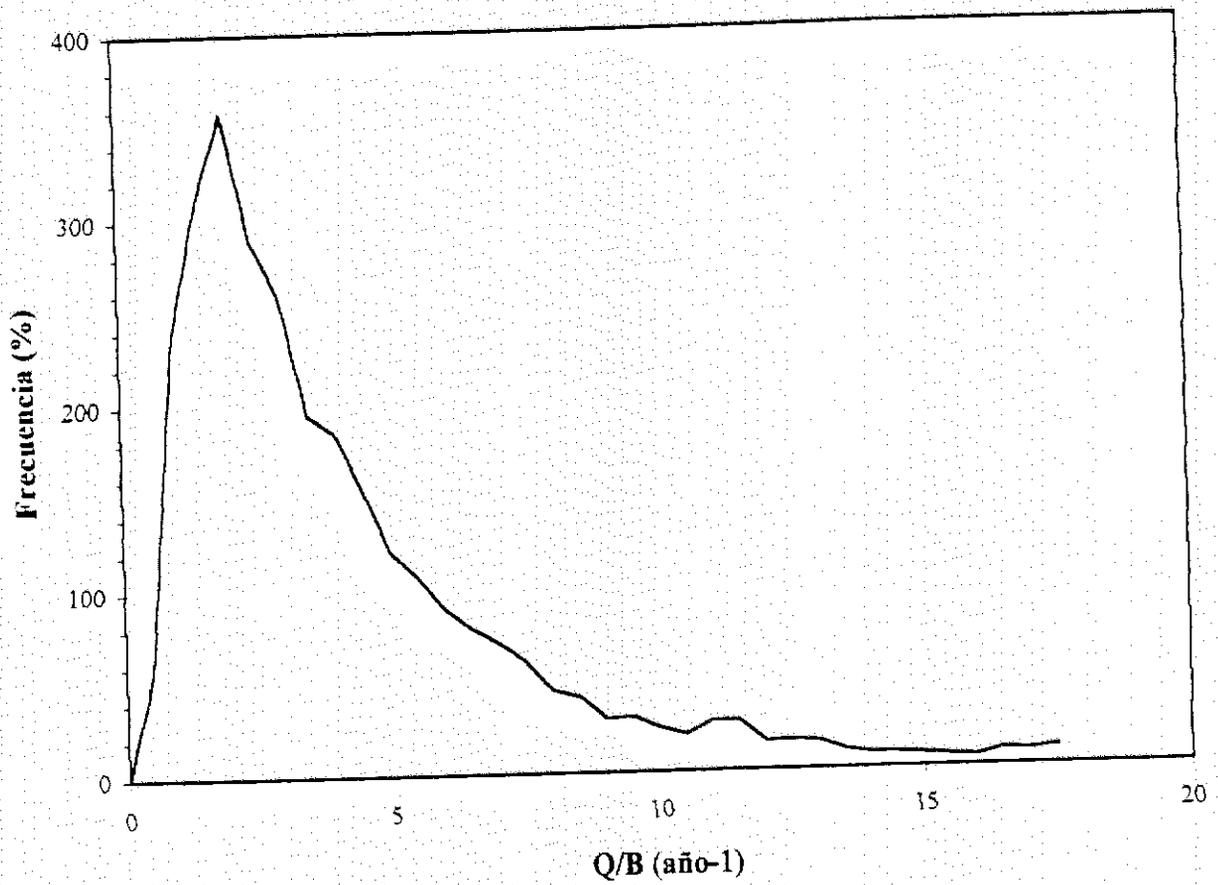


Fig. 15. Distribución de frecuencias de una simulación de Q/B con la técnica bootstrap (3000 simulaciones; 60 valores fuera de rango).

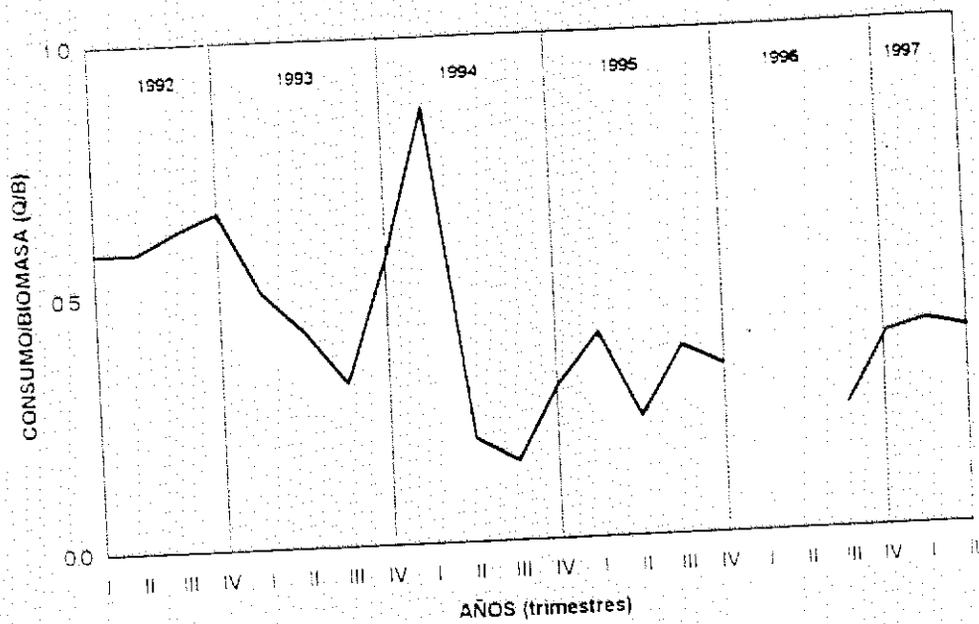


Fig. 16. Razón consumo/biomasa trimestral (Q/B) de *M. gayi*. Periodo: 1992-1997

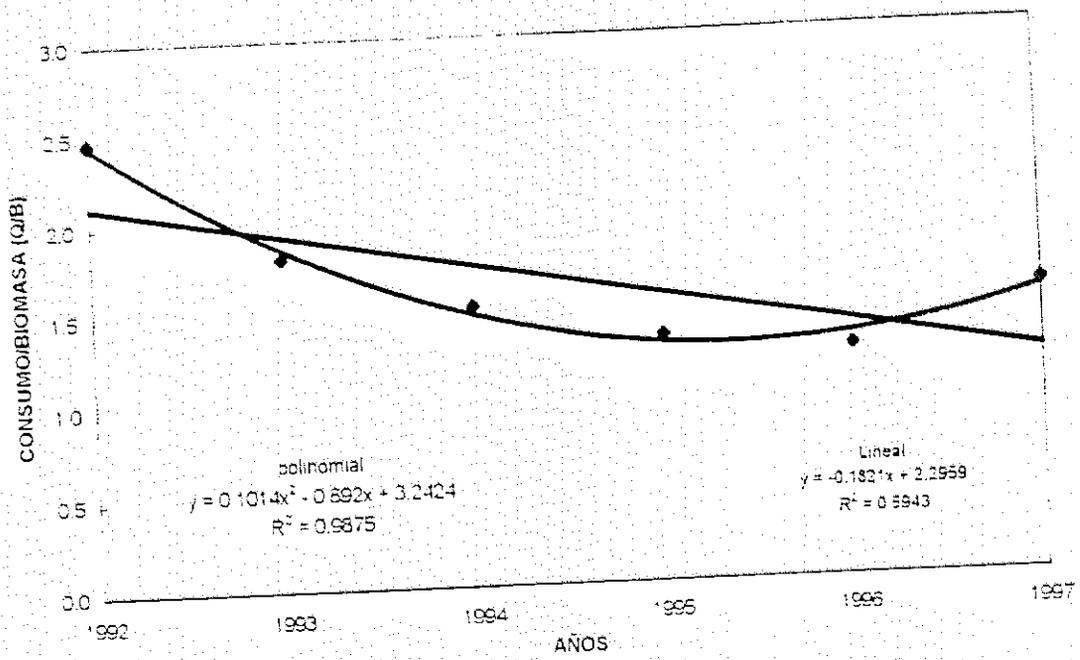


Fig. 17. Ajuste a los valores anuales de Q/B en *M. gayi*. Periodo: 1992-1997

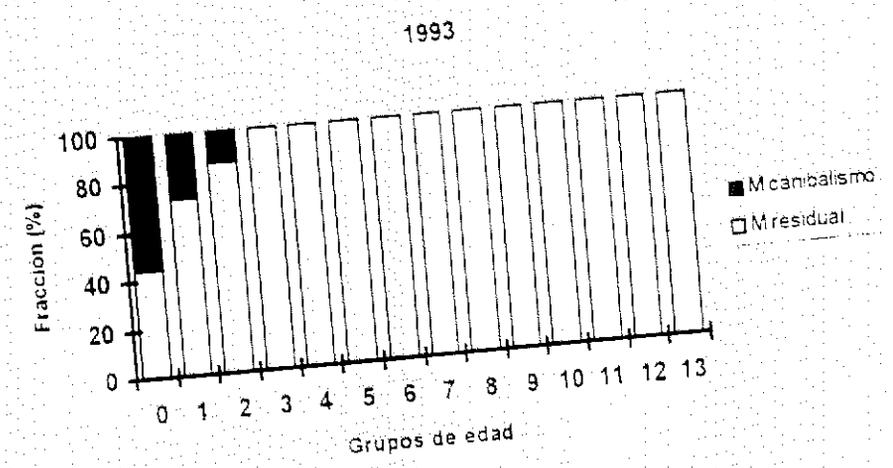
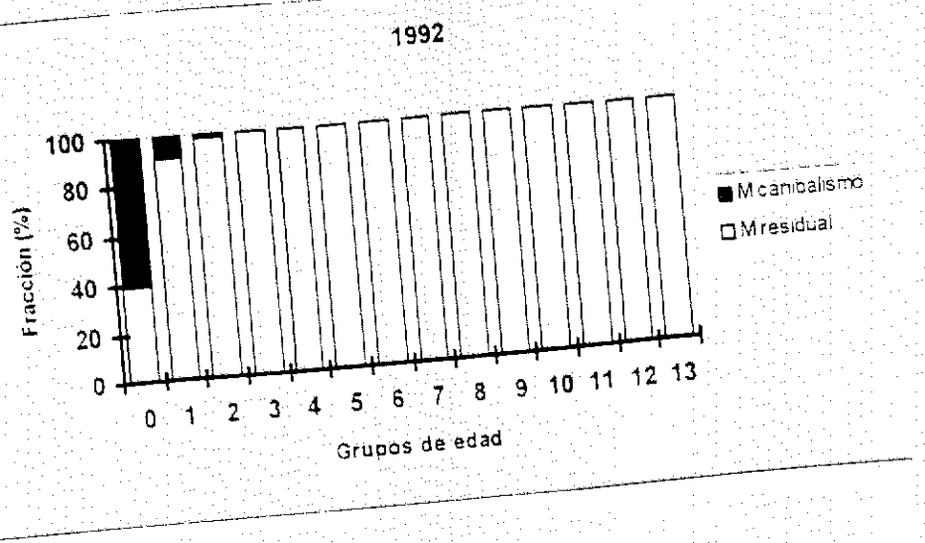


Fig. 18. Mortalidad por canibalismo y residual como fracción de la mortalidad natural por grupo de edad en *M. gayi*.

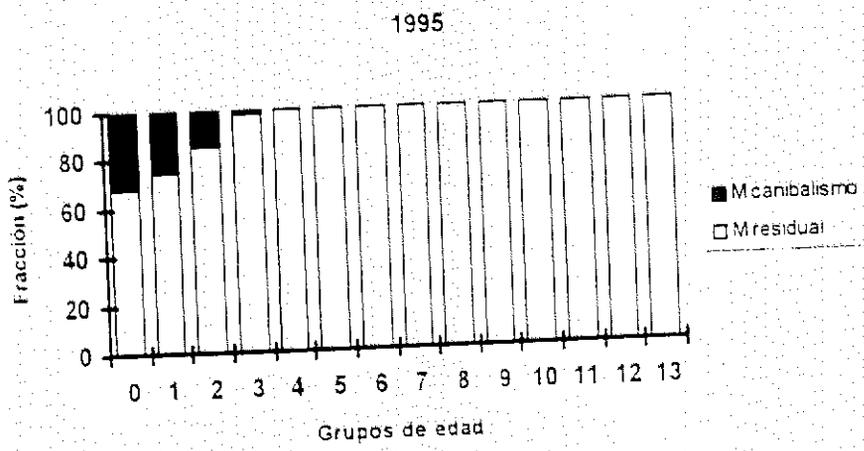
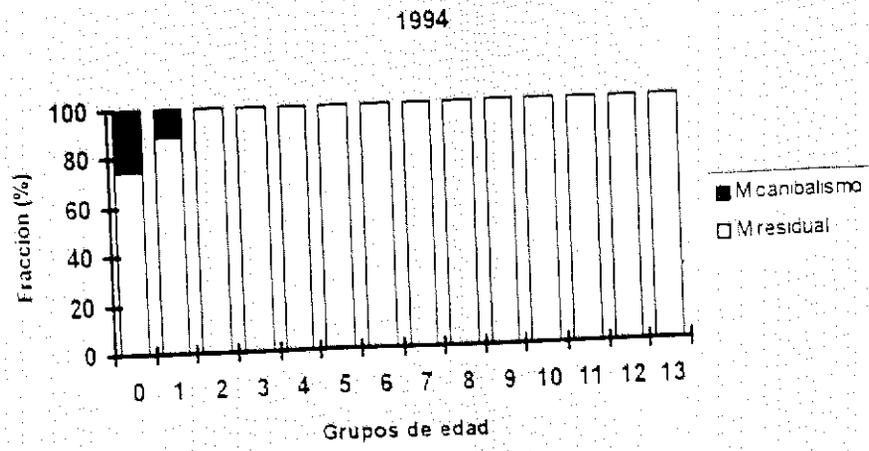


Fig. 18. (continuación).

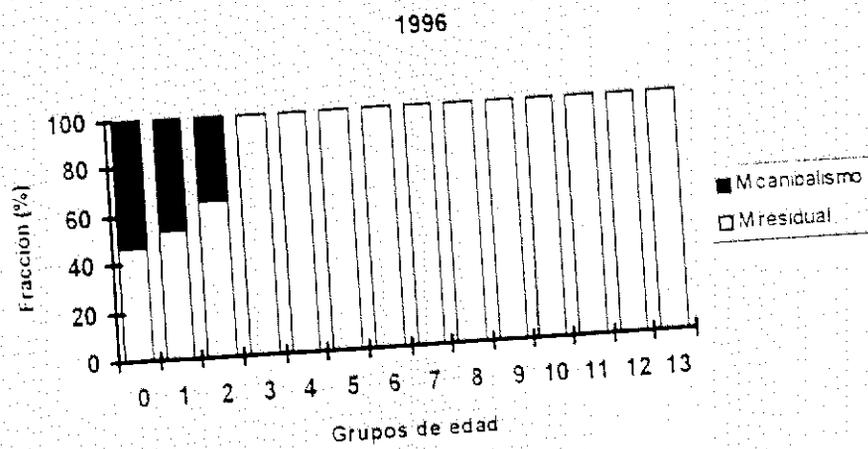


Fig. 18. (continuación).