

Tesis de Posgrado

Ecología pesquera de lagos y embalses patagónicos (Argentina)

Baigun, Claudio Rafael Mariano

2001

Tesis presentada para obtener el grado de Doctor en Ciencias Biológicas de la Universidad de Buenos Aires

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en digital.bl.fcen.uba.ar. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in digital.bl.fcen.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:

Baigun, Claudio Rafael Mariano. (2001). Ecología pesquera de lagos y embalses patagónicos (Argentina). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_3376_Baigun.pdf

Cita tipo Chicago:

Baigun, Claudio Rafael Mariano. "Ecología pesquera de lagos y embalses patagónicos (Argentina)". Tesis de Doctor. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2001. http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_3376_Baigun.pdf

EXACTAS UBA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

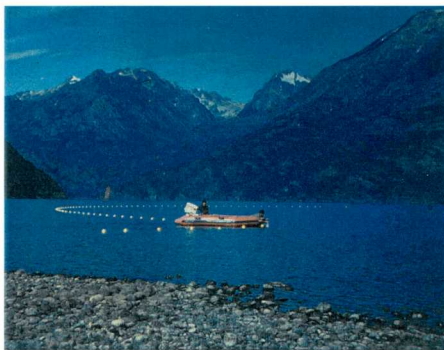


UBA

Universidad de Buenos Aires

**UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES**

**ECOLOGIA PESQUERA DE LAGOS
Y EMBALSES PATAGONICOS (ARGENTINA)**



AUTOR: CLAUDIO RAFAEL MARIANO BAIGUN

DIRECTOR: BRUNO PRENSKI

**Tesis presentada para optar al título de
Doctor en Ciencias Biológicas**

Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero

**UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES**

**FISHERY ECOLOGY OF PATAGONIAN LAKES
AND RESERVOIRS (ARGENTINA)**

AUTHOR: CLAUDIO RAFAEL MARIANO BAIGUN

DIRECTOR: BRUNO PRENSKI

**Thesis submitted in fulfillment for the degree of
Doctor in Biological Sciences**

Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero

- 2001 -

**Key words: Patagonia, lakes, fisheries resources, community, native species,
salmonids**

**Palabras claves: Patagonia, lagos, recursos pesqueros, comunidad, especies
nativas, salmónidos**

***Ahora se que la distancia no es real
y me descubro en ese punto cardinal
volviendo a la niñez, desde la luz
teniendo siempre el corazón mirando al sur***

Eladia Blázquez

INDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN	XVIII
ABSTRACT	XXI
AGRADECIMIENTOS	XXIII
CAPITULO I	
INTRODUCCION	1
1. CONSIDERACIONES GENERALES	2
2. PRINCIPALES ANTECEDENTES SOBRE LA ICTIOFAUNA PATAGÓNICA	4
3. OBJETIVOS DE LA TESIS	14
4. MARCO CONCEPTUAL DE LA TESIS	15
5. BIBLIOGRAFIA	18
CAPITULO II	
CARACTERISTICAS AMBIENTALES Y TIPOLOGIA DE LAGOS Y EMBALSES PATAGONICOS	31
1. INTRODUCCIÓN	32
2. OBJETIVOS	33
3. DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIOS	33
3.1. ASPECTOS GEOLÓGICOS	33
3.2. ASPECTOS FLORÍSTICOS	34
3.3. ASPECTOS CLIMÁTICOS	35
3.4. ASPECTOS TÉRMICOS E HIDROLÓGICOS DE LOS LAGOS	36
4. MATERIALES Y MÉTODOS	37
4.1. VARIABLES LIMNOLÓGICAS Y CLIMÁTICAS	37
4.2. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	41
5. RESULTADOS	42
5.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LOS AMBIENTES	42
5.2. ORDENACIÓN DE LAGOS Y EMBALSES	46
5.3. ANÁLISIS COMPARATIVOS	48
5.3.1. <i>Estimación de la profundidad de la termoclina</i>	49
5.3.2. <i>Estimación de clorofila-a</i>	50

6. DISCUSIÓN	50
7. BIBLIOGRAFIA	54
TABLAS	63
CAPITULO III	
CARACTERISTICAS DE LA ICTIOFAUNA PATAGONICA	72
1. INTRODUCCIÓN	73
2. OBJETIVOS	75
3. RESULTADOS	75
3.1. NÚMERO DE ESPECIES	75
3.2. CARACTERES DIAGNÓSTICOS Y BIOECOLÓGICOS	77
3.2.1. <i>Especies autóctonas</i>	77
3.2.1.1. Familia Aplochitonidae	77
3.2.1.2. Familia Galaxiidae	79
3.2.1.3. Familia Percichthyidae	82
3.2.1.4. Familia Atherinopsidae	86
3.2.1.5. Familia Diplomistidae	88
3.2.1.6. Familia Trichomycteridae	89
3.2.1.7. Familia Characidae	91
3.2.2. <i>Especies exóticas</i>	93
3.2.2.1. Familia Cyprinidae	93
3.2.2.2. Familia Salmoniidae	94
4. CONCLUSIONES	99
5. BIBLIOGRAFIA	101
TABLAS	104
CAPITULO IV	
INTRODUCCION DE ESPECIES EXOTICAS	112
1. INTRODUCCIÓN	113
2. OBJETIVOS	113
3. MARCO HISTORICO DE LAS INTRODUCCIONES	114
4. MATERIALES Y METODOS	115
5. RESULTADOS	116
5.1. EVOLUCIÓN HISTÓRICA DE LAS SIEMBRAS	116
5.2. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA DE LAS SIEMBRAS	119
5.3. FRECUENCIAS DE SIEMBRAS POR AMBIENTE	120
5.4. FRECUENCIAS DE SIEMBRAS POR ESPECIE	122

5.5. RELACIÓN ENTRE ACLIMATACIÓN DE ESPECIES Y AMBIENTES DE INTRODUCCIÓN	123
6. DISCUSIÓN	124
6.1. IMPACTO SOBRE ESPECIES AUTÓCTONAS	127
6.2. PAUTAS DE MANEJO DE ESPECIES EXÓTICAS Y NATIVAS	135
7. CONCLUSIONES	144
8. BIBLIOGRAFÍA	146
TABLAS	154

CAPITULO V

EVALUACION DE LA COMPOSICION Y ABUNDANCIA DE PECES MEDIANTE CAPTURAS EXPERIMENTALES	158
1. INTRODUCCION	159
2. OBJETIVOS	160
3. MATERIALES Y METODOS	161
4. RESULTADOS	163
4.1. ABUNDANCIA DE ESPECIES	163
4.2. CAPTURAS EXPERIMENTALES EN AMBIENTES CON MUESTREOS INTENSIVOS	164
4.2.1. <i>Variación de longitud y peso medio por tamaño de malla</i>	165
4.2.2. <i>Análisis de capturabilidad relativa de las redes</i>	169
4.3. ESTIMACIÓN DE SELECTIVIDAD	172
4.3.1. <i>Pejerrey patagónico</i>	172
4.3.1.1. Lago Rosario	172
4.3.2. <i>Perca boca chica</i>	173
4.3.2.1. Lago Musters	173
4.3.2.2. Lago Colhue Huapi	174
4.3.2.3. Laguna Esquel	175
4.3.2.4. Embalse Florentino Ameghino	176
4.3.3. <i>Perca boca grande</i>	177
4.3.3.1. Lago Colhue Huapi	177
5. DISCUSIÓN	177
6. BIBLIOGRAFÍA	182
TABLAS	185
APENDICE A	207

CAPITULO VI

PARAMETROS Y ATRIBUTOS POBLACIONALES	209
1. INTRODUCCION	210
2. OBJETIVOS	211
3. MATERIAL Y METODOS	211
3.1. RELACIÓN LONGITUD-PESO	211
3.2. FACTOR DE CONDICIÓN RELATIVO	212
3.3. PARÁMETROS DE CRECIMIENTO	212
3.3.1. <i>ELEFAN</i>	213
3.3.2. <i>Método de Wetherall.</i>	215
3.3.3. <i>Fórmula de Taylor</i>	215
3.4. MORTALIDAD	215
3.4.1. <i>Mortalidad natural</i>	215
3.4.1.1. Ecuación de Pauly	215
3.4.1.2. Método de Taylor	216
3.4.2. <i>Mortalidad total</i>	216
3.4.2.1. Método de Hoenig	216
3.5. EDAD CRÍTICA	216
4. RESULTADOS	217
4.1. DETERMINACIÓN DE LONGITUDES Y PESOS MEDIOS Y MÁXIMOS	217
4.1.1. <i>Pejerrey patagónico</i>	217
4.1.2. <i>Perca boca chica</i>	217
4.1.3. <i>Trucha arco iris</i>	217
4.2. RELACIÓN LONGITUD-PESO	218
4.3. FACTOR DE CONDICIÓN RELATIVO	218
4.3.1. <i>Pejerrey patagónico</i>	218
4.3.2. <i>Perca boca chica</i>	219
4.3.3. <i>Trucha arco iris</i>	220
4.4. PARÁMETROS DE CRECIMIENTO	221
4.4.1. <i>Ambientes con muestreos intensivos</i>	221
4.4.1.1. <i>Perca boca chica</i>	221
4.4.1.1.1. <i>Lago Colhue Huapi</i>	221
4.4.1.1.2. <i>Lago Musters</i>	222
4.4.1.1.3. <i>Laguna Esquel</i>	222
4.4.1.1.4. <i>Embalse Florentino. Ameghino</i>	222
4.4.1.2. <i>Perca boca grande</i>	223
4.4.1.2.1. <i>Lago Colhue Huapi</i>	223
4.4.1.3. <i>Pejerrey patagónico</i>	224
4.4.1.3.1. <i>Lago Rosario</i>	224
4.4.2. <i>Ambientes muestreados extensivamente</i>	224
4.5. RELACIÓN ENTRE VARIABLES AMBIENTALES, PARÁMETROS DE CRECIMIENTO Y ATRIBUTOS POBLACIONALES	224
4.5.1. <i>Perca boca chica</i>	225
4.5.2. <i>Pejerrey patagónico</i>	227
4.5.3. <i>Trucha arco iris</i>	228
4.6. MORTALIDAD NATURAL	230

4.7. LONGITUD Y EDAD CRÍTICA	230
5. DISCUSIÓN	231
6. BIBLIOGRAFIA	239
TABLAS	244
CAPITULO VII	
CARACTERISTICAS DE LAS COMUNIDADES DE PECES PATAGONICOS PATAGONICOS Y SUS FACTORES REGULADORES	267
1. INTRODUCCION	268
2. OBJETIVOS	269
3. MATERIALES Y METODOS	269
4. RESULTADOS	270
4.1. DELIMITACIÓN DE COMUNIDADES TIPO	270
4.2. RELACIÓN ENTRE VARIABLES AMBIENTALES, NÚMERO Y ABUNDANCIA DE PECES	273
4.2.1 <i>Análisis univariado</i>	273
4.2.2 <i>Análisis multivariado</i>	278
5. DISCUSION	280
6. BIBLIOGRAFIA	286
TABLAS	290
CAPITULO VIII	
RENDIMIENTO PESQUERO Y PAUTAS PARA EL MANEJO DE LOS RECURSOS	295
1. INTRODUCCION	296
2. OBJETIVOS	298
3. MATERIALES Y METODOS	298
3.1. MODELOS EMPÍRICOS	298
3.1.1. <i>Modelos aplicables a lagos</i>	298
3.1.1.1. Modelos dependientes de variables morfoométricas	298
3.1.1.1.1. <i>Modelo de Hanson y Leggett</i>	298
3.1.1.1.2. <i>Índice morfoedáfico</i>	299
3.1.1.1.3. <i>Modelo morfoedáfico</i>	300
3.1.1.1.4. <i>Modelo de Matuszek</i>	300
3.1.1.1.5. <i>Modelos de Oglesby</i>	300
3.1.1.1.6. <i>Modelo de Youngs y Heimbuch</i>	300
3.1.1.2. Modelos que dependen de factores climáticos	301

3.1.1.2.1. <i>Modelos de Schlesinger y Regier</i>	301
3.1.2. <i>Modelos aplicables a embalses</i>	301
3.2. MODELOS DE PRODUCCIÓN EXCEDENTE	302
3.2.1. <i>Modelo de Graham-Shaefer</i>	302
3.2.2. <i>Modelo de Máxima Producción Biológica</i>	303
3.2.3. <i>Aproximación de Gulland</i>	303
3.3. ESTIMACIÓN DE ESFUERZO PESQUERO	305
4. RESULTADOS	305
4.1. ESTIMACIÓN DEL RENDIMIENTO PESQUERO	305
4.1.1. <i>Modelos empíricos</i>	305
4.1.2. <i>Modelos de producción excedente</i>	313
4.1.3. <i>Integración de modelos pesqueros, rendimiento por grupos de especies y tipología lacustre</i>	313
4.2. PAUTAS DE MANEJO Y EXPLOTACIÓN PESQUERA	317
5. DISCUSION	320
5.1. RENDIMIENTO PESQUERO	320
5.1.1. <i>Modelos empíricos</i>	320
5.1.2. <i>Modelos de producción excedente</i>	326
5.2. BASES PARA LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS PESQUEROS	327
6. BIBLIOGRAFIA	333
TABLAS	337
CAPITULO IX	
CONCLUSIONES FINALES	346
BIBLIOGRAFIA	364
CREDITOS	368

INDICE DE FIGURAS

CAPITULO I

- Figura 2.1:** Variación temporal del número de trabajos realizados sobre peces patagónicos entre 1900 y 2000.4
- Figura 2.2:** Número de trabajos realizados en Patagonia entre 1900 y 1999 (basado en la recopilación realizada por Ferriz *et al.* 1998 y trabajos posteriores), agrupados por disciplina. BIOL: estudios biológicos; ZOOG. estudios zoogeográficos; PISC: estudios de piscicultura; SIST: estudios de sistemática; TROF: análisis tróficos; AMB: relaciones ambiente-abundancia de especies; PESQ: estudios pesqueros; CONS: estudios de conservación13
- Figura 2.3:** Número de trabajos realizados en Patagonia entre 1900 y 2000 (basado en la recopilación realizada por Ferriz *et al.* 1998 y trabajos posteriores), ponderados por el número de especies nativas y exóticas y agrupados por disciplina. BIOL: estudios biológicos; ZOOG. estudios zoogeográficos; PISC: estudios de piscicultura; SIST: estudios de sistemática; TROF: análisis tróficos; AMB: relaciones ambiente-abundancia de especies; PESQ: estudios pesqueros; CONS: estudios de conservación14
- Figura 4.1:** Esquema de las relaciones temáticas y su vinculación tratadas en la tesis.16

CAPITULO II

- Figura 4.1.1:** Posición geográfica de los lagos y embalses ambientes analizados.....38
- Figura 5.1.1:** Relación entre fósforo total (FT) y clorofila-a (CHL) en los ambientes estudiados. Los números que identifican a los ambientes corresponden a los de la Tabla 5.1.1. Otras variables presentaron también un alto poder predictivo. Tal fue el caso de SEC ($n = 54$; $r = 0.78$), a pesar que lagos con elevada turbidez inorgánica como Colhue Huapi ($L = 0.19$; $SR = -3.45$), Argentino ($SR = -3.59$; $L = 0.04$) y Blanco ($SR = -0.28$; $L = 0.28$), Colhue Huapi ($L = 0.19$; $SR = -3.45$), afectan el ajuste de la regresión (Figura 5.1.2). La eliminación de estos ambientes aumenta la varianza explicada hasta un 76 %.44
- Figura 5.1.2:** Relación entre la profundidad del disco de Secchi (SEC) y clorofila-a (CHL) en lagos y embalses patagónicos. Los números de los ambientes corresponden a los de la Tabla 5.1.1.45
- Figura 5.2.1:** Localización de los ambientes en el espacio reducido como resultado del análisis de componentes principales tras aplicar una rotación VARIMAX. Los números de los ambientes corresponden a los de la Tabla 5.1.1.47
- Figura 5.3.1.1:** Relación entre fetch (FETCH) y profundidad de la termoclina (ZTER) en lagos patagónicos basados en los siguientes modelos: 1: ecuación 1 (Tabla 5.3.1.1); 2: Quirós y Drago (1985) para lagos Araucanos; 3: Green *et al.* (1987) para lagos de Nueva Zelanda; 4: Shuter *et al.* (1983) para lagos de Norteamérica; 5: Arai (1981) para lagos de Japón; 6: Patalas (1961) para lagos de Polonia; 7: Hanna (1990) para lagos mundiales. es patagónicos con $FT < 100 \mu g/l$ con los siguientes modelos y condiciones: OECD (1982, según White 1983) a nivel mundial basado en valores anuales de CHL y FT; White (1983) para Nueva Zelanda sobre valores anuales de CHL y FT; Sakamoto (1966, según Dillon y Rigler 1974).48

Figura 5.3.2.1: Relación entre FT y CHL en lagos patagónicos basados en los siguientes modelos: 1: Ecuación 6 de Tabla 5.1.2; 2: OECD (1982) para lagos del mundo; 3: White (1983) para lagos de Nueva Zelanda; 4: Sakamoto (1966) para lagos del Japón; 5: Lambou <i>et al</i> (1982) para lagos de USA; 6: Prepas y Trew (1983) para lagos del escudo canadiense	49
---	----

CAPITULO III

Figura 3.1.2: Número de especies nativas y exóticas presentes por provincia	77
Figura 3.2.1.1.1: <i>Aplochiton taeniatus</i>	78
Figura 3.2.1.1.2: <i>Aplochiton zebra</i>	79
Figura 3.2.1.2.1: <i>Galaxias maculatus</i>	80
Figura 3.2.1.2.2: <i>Galaxias platei</i>	81
Figura 3.2.1.3.1: <i>Percichthys trucha</i>	83
Figura 3.2.1.3.2: <i>Percichthys colhuapiensis</i>	84
Figura 3.2.1.3.3: <i>Percichthys altispinnis</i>	85
Figura 3.2.1.4.2: <i>Odontesthes bonariensis</i>	87
Figura 3.2.1.4.1: <i>Odontesthes microlepidotus</i>	88
Figura 3.2.1.5.1: <i>Diplomystes viedmensis</i>	89
Figura 3.2.1.6.1: <i>Hatcheria macreii</i>	90
Figura 3.2.1.6.2: <i>Trichomycterus aerolatus</i>	91
Figura 3.2.1.7.1: <i>Jenynsia multidentata</i>	93
Figura 3.2.2.1.1: <i>Cyprinus carpio</i>	94
Figura 3.2.2.2.1: <i>Oncorhynchus mykiss</i>	96
Figura 3.2.2.2.2: <i>Salmo trutta</i>	97
Figura 3.2.2.2.3: <i>Salmo salar sebago</i>	98
Figura 3.2.2.2.4: <i>Salvelinus fontinalis</i>	99

CAPITULO IV

Figura 5.1.1: Desarrollo cronológico de las siembras de salmónidos en ambientes lóticos y lénticos realizadas en Patagonia	117
Figura 5.1.2: Variación temporal de siembras de trucha arco iris	117
Figura 5.1.3: Variación temporal de siembras de trucha de arroyo	118
Figura 5.1.4: Variación temporal de siembras de trucha marrón	118
Figura 5.1.5: Variación temporal de siembras del salmón encerrado	119
Figura 5.2.1: Frecuencia de siembras de salmónidos por provincia	120
Figura 5.3.1: Proporción de tipo de ambientes sembrados	121
Figura 5.3.2: Frecuencia de especies sembradas en ambientes lénticos y lóticos	121
Figura 5.4.1: Número de siembras realizadas por especie. TAI: trucha arco iris; TAR: trucha de arroyo; MAR: trucha marrón; SAL: salmón encerrado; TLAG: trucha de lago; COR: pez blanco; SOCK: salmón sockeye; CHIN: salmón chinook; COHO: salmón coho; SATL: salmón del Atlántico	122
Figura 5.5.1: Resultados del Análisis de Correspondencia que exhibe la asociación entre especies y tipos de ambientes. TLAG: trucha de lago; SAL: salmón encerrado; TAI: trucha arco iris; MAR: trucha marrón; TAR: trucha de arroyo	123
Figura 6.2.1: Variación temporal del número de siembras practicadas en la Patagonia y el número de estudios de carácter científico desarrollados	138
Figura 6.2.1: Esquema de decisión para la introducción de especies exóticas	141

CAPITULO V

Figura 4.1.1: Composición porcentual de Atherinidos (A), Percictidos (P) y Salmónidos (S) según los tipos de ambientes definidos en el Capítulo II.....	164
Figura 4.2.1.1: Relación entre el tamaño de malla y la longitud media de captura para perca boca chica en el lago Colhue Huapi	165
Figura 4.2.1.2: Relación entre el tamaño de malla y el peso medio de captura para perca boca chica en el lago Colhue Huapi.....	166
Figura 4.2.1.3: Relación entre el tamaño de malla y la longitud media de captura para perca boca chica en la laguna Esquel.....	166
Figura 4.2.1.4: Relación entre el tamaño de malla y el peso medio de captura para perca boca chica en la laguna Esquel.....	167
Figura 4.2.1.5: Relación entre el tamaño de malla y la longitud media de captura para perca boca chica en el lago Musters.....	167
Figura 4.2.1.6: Relación entre el tamaño de malla y el peso medio de captura para perca boca chica en el lago Musters.....	168
Figura 4.2.1.7: Relación entre el tamaño de malla y la longitud media de captura para trucha arco iris en el lago Musters	168
Figura 4.2.1.8: Relación entre el tamaño de malla y la longitud media de captura para trucha arco iris en el lago Musters	169
Figura 4.2.2.1: Coeficiente de capturabilidad relativa (CCR) de las capturas por tamaño de malla para boca chica en los lagos Musters, Colhue Huapi, embalse F. Ameghino y laguna Esquel.....	170
Figura 4.2.2.2: Coeficiente de capturabilidad relativa (CCR) de las capturas por tamaño de malla para boca grande en el lago Colhue Huapi y embalse F. Ameghino.	171
Figura 4.2.2.3: Coeficiente de capturabilidad relativa (CCR) de las capturas por tamaño de malla para trucha arco iris en el lago Musters, embalse Ameghino, lago Rosario y laguna Esquel.	172
Figura 4.3.2.1.1: Relación entre la longitud media de perca boca chica del lago Musters y el tamaño de malla (mm entre nudos) considerada como mas eficiente (Mef). ($Y = -10.37 + 1.54 x$; $r = 0.97$).	173
Figura 4.3.2.1.2: Curva de selectividad de la perca boca chica del lago Musters, utilizando el método de Gulland y Harding (1963). La abscisa representa el logaritmo del cociente entre la abertura de malla mas efectiva (Mef) y la abertura de malla utilizada (Mu).	174
Figura 4.3.2.3.1: Relación entre la longitud media y el tamaño de malla (mm entre nudos) mas eficiente (Mef) de las capturas de perca boca chica en la laguna Esquel.	175
Figura 4.3.2.3.2: Curva de selectividad resultante de las capturas de perca boca chica de la laguna Esquel según el método de Gulland y Harding (1963). La abscisa representa el logaritmo del cociente entre la malla abertura de mas efectiva (Me) y la abertura de malla mas utilizada (Mu).....	176

CAPITULO VI

Figura 4.3.1.1: Valores del factor de condición relativo (W_r) de pejerrey en diferentes ambientes para diferentes intervalos de tallas. 2: Pellegrini; 3: Mari Menuco; 7: Ramos Mexia; 9: Quilén; 12: Nahuel Huapi; 13: Ne-Luan; 20: Rosario; 22: Los Mosquitos; 29: F. Ameghino; 30: Rosario; 31: Colhue Huapi; 32: Musters; 36: Terraplén. El rectángulo entre 90 y 110 define la condición óptima.	219
--	-----

Figura 4.3.2.1: Valores del factor de condición relativo (W_r) de perca boca chica en diferentes ambientes para diferentes intervalos de tallas. 2: Pellegrini 3: Mari Menuco 4: Los Barreales; 9: Quillén 18: Puelo 19: Epuyen; 20: Lezama; 22: Los Mosquitos; 28: Esquel; 29: F. Ameghino; 31: Colhue Huapi; 32: Musters. El rectángulo entre 90 y 110 define la condición óptima.....	220
Figura 4.3.3.1: Valores del factor de condición relativo (W_r) de trucha arco iris en diferentes ambientes para diferentes intervalos de tallas. 4: Los Barreales; 7: Ramos Mexía; 9: Quillén; 10: Huechulafquen; 11: Lacar; 12: Nahuel Huapi; 13: Ñe-Luan; 14: Gutiérrez; 16: Guillermo; 17: Steffen; 18: Puelo; 23: Rivadavia; 24: Verde; 25: Futalafquen; 26: Amutui Quimei; 28: Esquel; 30: Rosario; 33: Brecham; 36: Terraplén; 41: Pico 1; 42: Pico 2; 43: Pico 3; 48: Cardiel; 44: La Plata; 45: Fontana; 49: Roca.....	221
Figura 4.4.1.1: Relación entre longitud infinita (L_∞) y constante de crecimiento (K) de perca boca chica a partir de sus estimaciones en los lagos Colhue Huapi, Musters, embalse F. Ameghino y laguna Esquel.	223
Figura 4.5.1.2: Relación entre el logaritmo de la concentración del nitrógeno orgánico total (NOT) y el logaritmo de la longitud infinita (L_∞) de poblaciones de perca boca chica..	226
Figura 4.5.1.3: Relación entre el logaritmo de la CPUE y la longitud media (LM) de las poblaciones de perca boca chica.	226
Figura 4.5.2.1: Relación entre el logaritmo de la profundidad media (ZMED) y la longitud media (LM) de las poblaciones de pejerrey. Se excluye del análisis de regresión a la laguna Terraplén.	227
Figura 4.5.2.2: Relación entre la lectura del disco de Secchi y la longitud infinita (L_∞) de las poblaciones de pejerrey.	228
Figura 4.5.2.3: Relación entre fósforo total (FT) y la longitud infinita (L_∞) de las poblaciones de pejerrey.	228
Figura 4.5.3.1: Relación entre el logaritmo de la concentración de fósforo total (FT) y longitud infinita (L_∞) de las poblaciones de trucha arco iris. Zeta, Cardiel, Esquel y Ñe Luan no fueron incluidos en la regresión.	229
Figura 4.5.3.2: Relación entre la lectura del disco de Secchi y la longitud media (LM) de las poblaciones de trucha arco iris. Se excluye el lago Puelo de la regresión.	230
Figura 4.7.1: Relación entre longitud de primera reproducción (L_r), longitud de primera captura (L_{pc}), longitud media (L_m), longitud crítica (L_c) y longitud infinita (L_∞), en poblaciones de perca boca de ambientes intensivamente muestreados.	231
 CAPITULO VI	
Figura 4.1.1: Representación del Análisis de Correspondencia según los perfiles de la Tabla de Contingencia. Los puntos representan la ubicación de los ambientes y las letras la de las especies. MAR: trucha marrón; BCH: perca boca chica; BOC: perca bocona; TAI: trucha arco iris; PEJ: pejerrey; MAR: trucha de arroyo.....	271
Figura 4.1.2: Posición de las especies en el espacio tridimensional del Análisis de Correspondencia de acuerdo a su abundancia relativa por ambiente. TAR: trucha de arroyo; MAR: trucha marrón; TAI: trucha arco iris; BCH: perca boca chica; PEJ: pejerrey; BOC: perca bocona.....	272

Figura 4.2.1.1: Relación entre el logaritmo del área de los ambientes y el número de especies detectado en los ambientes estudiados.....	273
Figura 4.2.1.2: Relación entre log CHL (clorofila-a) y log CPUE (captura por unidad de esfuerzo). Se excluyen de la regresión Brecham, Cronómetro, Ñe Luan y Blanco. Ecuación de regresión: $\log CPUE = 0.95 + 0.80 \log CHL$; $r = 0.66$ $P < 0.01$	274
Figura 4.2.1.3: Relación entre log TSD (total de sólidos disueltos) y log CPUE (captura por unidad de esfuerzo). Se excluyen de la regresión Cronómetro y Blanco. Ecuación de regresión: $\log CPUE = 0.95 + 0.80 \log CHL$; $r = 0.66$ $P < 0.01$	275
Figura 4.2.1.4: Relación entre log FT (fósforo total) y log CPUE (captura por unidad de esfuerzo). Se excluyen de la regresión los ambientes Zeta, Blanca, Ñe Luan, Cardiel, Cronómetro y Blanco. Ecuación de regresión: $\log CPUE = 0.85 + 0.39 \log CHL$; $r = 0.63$; $P < 0.01$	275
Figura 4.2.1.5: Relación entre SEC (lectura del disco de Secchi) y CPUE (captura por unidad de esfuerzo).....	276
Figura 4.2.1.6: Relación entre ZMED (profundidad media) y CPUE (captura por unidad de esfuerzo).....	277
Figura 4.2.1.7: Relación entre ZMED (profundidad media) y CPUE (captura por unidad de esfuerzo) para ambientes con CPUE <50 kg/noche-batería).....	277
Figura 4.2.2.1: Posición de los ambientes en el espacio discriminante según los dos primeros ejes. M: centroide correspondientes a las comunidades MIX; P: centroide correspondiente a las comunidades PER; S: centroide correspondiente a las comunidades SAL.....	279

CAPÍTULO VIII

Figura 4.1.1.1: Relación entre el logaritmo del índice morfoedáfico (IME) y el logaritmo de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE). Los ambientes indicados con cuadrados no fueron incluidos en la regresión.	307
Figura 4.1.1.2: Comparación del índice morfoedáfico (IME) entre lagos canadienses (C) de la provincia de Ontario (según OMNR 1982) y lagos patagónicos (P) de 0.1-10 km ² , 10.1-50 km ² y 50.1-100 km ² . DS: desvío estándar. ES: error estándar.	308
Figura 4.1.1.3: Comparación de la profundidad media (ZMED) entre lagos canadienses (C) de la provincia de Ontario (según OMNR 1982) y lagos patagónicos (P) de 0.1-10 km ² , 10.1-50 km ² y 50.1-100 km ² . DS: desvío estándar. ES: error estándar.	309
Figura 4.1.1.4: Comparación de la concentración del total de sólidos disueltos (TSD) entre lagos canadienses (C) de la provincia de Ontario (según OMNR 1982) y lagos patagónicos (P) de 0.1-10 km ² , 10.1-50 km ² y 50.1-100 km ² . DS: desvío estándar. ES: error estándar.	310
Figura 4.1.1.3: Ubicación de los lagos patagónicos en el esquema mundial de lago propuesto por Ryder <i>et al.</i> (1974) respecto a TSD y ZMED. A-A1: Límite inferior de restricción de ZMED debido a congelamiento; B-B1: Profundidad media de la zona trofógena; C-C1: Límite superior de restricción debido a ZM; D-D: Límite superior osmoregulatorio e iónico para peces estenohalinos de agua dulce; E-E1: Línea de relación de iones óptima; F-F1: Límite inferior debido a concentraciones de iones; I-I1: isolinia de IME óptimo; G: punto de IME óptimo. Las líneas punteadas indican los límites globales esperados para ZMED y TSD.....	312
Figura 4.1.3.1: Rendimientos pesqueros expresados como porcentajes del rendimiento total, de acuerdo al empleo de los modelos descriptos en la Tabla 3.1.1. A: atherinidos; P: perclitidos; S: salmónidos. A1, A2, A3, B, C1 y C2 representan ambientes tipo definidos en el Capítulo II.....	314

Figura 4.1.3.2: Relación entre el índice morfoedáfico (IME) y el rendimiento pesquero potencial (Y) para diferentes tasas de explotación (isolíneas).....	315
Figura 4.1.3.4: Caracterización trófica de los ambientes según su tipología (A1, A2, A3, B, C1 y C2) y distribución de comunidades tipo a lo largo del gradiente definido por el índice morfoedáfico (IME). ULTRAOLIG: ultraoligotrófico; OLIGOTR: oligotrófico; MESOTR: mesotrófico; EUTR: eutrófico; DISTR: distrófico.	316
Figura 4.2.1: Relación entre la superficie del arte de pesca y el número de pescadores según distintos esfuerzos temporales de pesca (isolíneas) para la pesca de perca boca chica en el lago Musters.	319
Figura 4.2.2: Relación entre la superficie del arte de pesca y el número de pescadores según distintos esfuerzos temporales de pesca (isolíneas) para la pesca de perca boca chica en laguna Esquel.	320

CAPITULO IX

Figura 1: Esquema conceptual de preguntas de interés pesquero en relación con la gestión y manejo de los recursos a diferentes escalas espaciales.....	349
Figura 2: Esquema conceptual para un enfoque integral de manejo pesquero para ambientes patagónicos.	361

INDICE DE TABLAS

CAPITULO II

Tabla 5.1.1: Variables ambientales analizada en los ambientes estudiados. L: lago; E: embalse; LAT: latitud; AREA: área (km ²); ALT: altitud (msm); TEMP: temperatura media anual del aire (°C); FETCH: fetch (km); PER: perímetro (km); DLC: desarrollo de línea de costa; ZMED: profundidad media (m).....	64
Tabla 5.1.2: Ecuaciones de regresión para la estimación de clorofila -a (CHL, mg/l) basadas en: profundidad media (ZMED, m), fósforo total (FT, µg/l), nitrógeno orgánico total (NOT, mg/l), y profundidad del disco de Secchi (SEC, m). ** P<0.01.....	68
Tabla 5.3.1.1: Modelos utilizados para la predicción de la termoclina (ZTH) en lagos templados basados en fetch (FETCH, km) y longitud máxima efectiva (LME, km) aplicados a lagos y embalses patagónicos. Los valores del residuo medio cuadrado (RMC) indican la diferencia entre el valor de ZTH observado y predicho por cada modelo. El modelo de Green <i>et al.</i> (1987) utiliza profundidad del epilimnion, por lo que ZTH fue determinada utilizando el factor sugerido por Hanna (1990).....	69
Tabla 5.3.2.1: Modelos predictivos de clorofila-a (CHL, µg/l) en lagos templados, basados en fósforo total (FT, µg/l) aplicados a lagos patagónicos. RMC: residuo medio cuadrado que indica la diferencia entre el valor observado y el predicho de acuerdo a cada modelo.....	70
Tabla 5.2.1: Valores propios, porcentaje de varianza explicada y cargas de los factores del ACP sobre una rotación de ejes de tipo llevado a cabo sobre 16 variables (ver Tabla 5.1.1 para las abreviaciones), ordenados de acuerdo a sus valores de comunalidad.....	71

CAPITULO III

Tabla 3.1.1: Detalle de las especies autóctonas, transplantadas y exóticas presentes en ambientes lóticos y lénticos de la Patagonia argentina.....	109
Tabla 3.1.2: Detalle de las especies presentes por provincia.....	111

CAPITULO IV

Tabla 5.1.1: Detalle de las especies de la familia Salmonidae introducidas en la Patagonia entre 1904 y 1910.....	155
Tabla 5.3.1: Frecuencia de primeras siembras de dos especies realizadas en forma conjunta en ambientes lénticos y lóticos. TAR: trucha de arroyo; TAI: trucha arco iris; MAR: trucha marrón; SAL: salmón encerrado; LAG: trucha de lago.....	155
Tabla 5.3.2: Frecuencia de primeras siembras de tres especies realizadas en forma conjunta en ambientes lénticos y lóticos. TAR: trucha de arroyo; TAI: trucha arco iris; MAR: trucha marrón; SAL: salmón encerrado; LAG: trucha de lago.....	156
Tabla 5.5.1: Frecuencias de siembras consideradas como establecidas y/o posiblemente establecidas diferenciadas por tipo de ambiente. TAR: trucha de arroyo; TAI: trucha arco iris; MAR: trucha marrón; SAL: salmón encerrado; LAG: trucha de lago.....	156
Tabla 6.2.1: Pautas de gestión de recursos pesqueros exóticos (salmónidos) en Patagonia, según el estado trófico y tipo de conectividad de los ambientes.....	157

CAPITULO V

Tabla 3.1: Características estructurales de las redes enmalladoras utilizadas en los ambientes estudiados	186
Tabla 4.1.1: CPUE (kg) de las especies detectadas en los ambientes estudiados. PEJ: pejerrey patagónico; PEJB: pejerrey bonaerense; BOC: perca boca grande; BCH: perca boca chica; TAI: trucha arco iris; TAR: trucha de arroyo; MAR: trucha marrón; TLAG: trucha de lago; SAL: salmón encerrado; PUY: puyen; PEL: peladilla.....	187
Tabla 4.1.2: Porcentajes de co-ocurrencia de especies en los ambientes estudiados. PEJ: pejerrey patagónico; PEJB: pejerrey bonaerense; BOC: perca boca grande; BCH: perca boca chica; TAI: trucha arco iris; TAR: trucha de arroyo; MAR: trucha marrón; TLAG: trucha de lago; SAL: salmón encerrado; PUY: puyen; PEL: peladilla.....	189
Tabla 4.2.1.1: Parámetros de las regresiones entre la longitud y el peso medio versus el tamaño de abertura de malla para perca boca chica, boca grande, trucha arco iris y pejerrey en diferentes ambientes Lm: longitud media (mm); Wm: peso medio (gr); TM: tamaño de abertura de malla (mm bar)	190
Tabla 4.3.1.1: Distribución de frecuencias de tallas por tamaño de malla (estirada en cm) de pejerrey patagónico en el lago Rosario.	191
Tabla 4.3.1.2: Parámetros de la relación $\ln (M_{i+1}/M_i)$ versus longitud total de pejerrey patagónico del lago Rosario.....	192
Tabla 4.3.1.3: Longitud modal (l_m) y factor de selección (k) de las mallas utilizadas en el cálculo de la selectividad de las capturas de pejerrey patagónico del lago Rosario.....	192
Tabla 4.3.1.4: Distribución de frecuencias de tallas corregidas por selectividad de pejerrey patagónico en el lago Rosario.....	193
Tabla 4.3.2.1.1: Distribución de frecuencias de tallas por tamaño de malla (bar en mm) de perca boca chica en el lago Musters.	195
Tabla 4.3.2.1.2: Frecuencias de tallas corregidas por selectividad de perca boca chica en el lago Musters.	196
Tabla 4.3.2.2.1: Distribución de frecuencias de tallas por tamaño de malla (bar en mm) de perca boca chica en el lago Colhue Huapi.	197
Tabla 4.3.2.2.2 : Frecuencias de tallas corregidas por selectividad de perca boca chica en el lago Colhue Huap.....	198
Tabla 4.3.2.3.1: Distribución de frecuencias de tallas por tamaño de malla (bar en mm) de perca boca chica en la laguna Esquel	199
Tabla 4.3.2.3.2: Frecuencias de tallas corregidas por selectividad de perca boca chica en la laguna Esquel.....	200
Tabla 4.3.2.4.1: Distribución de frecuencias de tallas por tamaño de malla (estirada en cm) de perca boca chica en el embalse Florentino Ameghino.	201
Tabla 4.3.2.4.2: Parámetros de la relación $\ln (M_{i+1}/M_i)$ versus longitud total de perca boca chica en el embalse Florentino. Ameghino.....	202
Tabla 4.3.2.4.3: Longitud modal (l_m) y factor de selección (k) de las mallas utilizadas en el cálculo de la selectividad de las capturas de perca boca chica en el embalse Florentino. Ameghino.....	202
Tabla 4.3.2.4.4: Distribución de frecuencias de tallas corregidas por selectividad de perca boca chica en el embalse Florentino. Ameghino.....	203
Tabla 4.3.3.1.1: Distribución de frecuencias de tallas por tamaño de malla (bar en mm) de perca boca grande en el lago Colhue Huapi.	204
Tabla 4.3.3.1.2: Distribución de frecuencias de tallas corregidas por selectividad de perca boca grande en el lago Colhue Huapi.	205

Tabla 5.1: Comparación de las características de diferentes métodos de muestreo aplicables a ambientes lénticos. 0: inviable; La escala 1 a 4 representa un ranking de: características muy poco adecuado a muy adecuado. UE: unidad de esfuerzo. Se considera que la pesca eléctrica se realiza con equipo portante (backpack) y el buceo con aire comprimido.....	206
--	-----

CAPITULO VI

Tabla 3.4.4.1: Edad máxima de diferentes especies de peces patagónicos obtenidos a partir de datos de Cataldo (1989, Tabla 6), Guerrero (1989, Tabla 6) y Lafarga y Guerrero (1991, Tabla 3).....	245
Tabla 4.1.1: Valores de longitud media y máxima, peso medio y máximo del pejerrey patagónico en los ambientes estudiados.....	246
Tabla 4.1.2: Valores de longitud media y máxima y peso medio y máximo de la perca boca chica en los ambientes estudiados.....	247
Tabla 4.1.3: Valores de longitud media y máxima y peso medio y máximo de la perca boca grande en los ambientes estudiados.....	248
Tabla 4.1.4: Valores de longitud media y máxima y peso medio y máximo de trucha arco iris en los ambientes estudiados.....	248
Tabla 4.1.5: Valores de longitud media y máxima y peso medio y máximo de la trucha de arroyo en los ambientes estudiados.....	250
Tabla 4.1.6: Valores de longitud media y máxima y peso medio y máximo de la trucha marrón en los ambientes estudiados.....	250
Tabla 4.1.7: Relación longitud media (Lm) a longitud máxima (Lmax) y peso medio (Wm) a peso máximo (Wmax) de pejerrey patagónico en los ambientes analizados.....	251
Tabla 4.1.8: Relación longitud media (Lm) a longitud máxima (Lmax) y peso medio (Wm) a peso máximo (Wmax) de perca boca chica en los ambientes analizados.....	252
Tabla 4.1.9: Relación longitud media (Lm) a longitud máxima (Lmax) y peso medio (Wm) a peso máximo (Wmax) de trucha arco iris en los ambientes analizados.....	253
Tabla 4.2.1: Parámetros de la relación longitud-peso de pejerrey patagónico en los ambientes estudiados. El valor de a (ordenada al origen) se presenta en escala logarítmica.....	254
Tabla 4.2.2: Parámetros de la relación longitud-peso de trucha arco iris en los ambientes estudiados. El valor de a (ordenada al origen) en escala logarítmica.....	255
Tabla 4.2.3: Parámetros de la relación longitud-peso de perca boca chica en los ambientes estudiados. El valor de a (ordenada al origen) en escala logarítmica.....	257
Tabla 4.3.1.1: Resultado de los análisis de la significación de las pendientes de la relación entre W_r y la talla para perca boca chica en los ambientes estudiados. r^2 indica el coeficiente de determinación; b: valor de la pendiente; * $P < 0.05$ para el test de t con n-2 g.l.; ** $P < 0.001$ para el test de t con n-2 g.l.....	258
Tabla 4.3.2.1: Resultado de los análisis de la significación de las pendientes de la relación entre W_r y la talla para pejerrey patagónico en los ambientes estudiados. r^2 indica el coeficiente de determinación; b: valor de la pendiente; * $P < 0.05$ para el test de t con n-2 g.l.; ** $P < 0.001$ para el test de t con n-2 g.l.....	259
Tabla 4.3.3.1: Resultado de los análisis de la significación de las pendientes de la relación entre W_r y la talla para trucha arco iris en los ambientes estudiados. r^2 indica el coeficiente de determinación; b: valor de la pendiente; * $P < 0.05$ para el test de t con n-2 g.l.; ** $P < 0.001$ para el test de t con n-2 g.l.....	260

Tabla 4.4.1.1: Parámetros de crecimiento comparados para perca boca chica obtenidos en diferentes ambientes. * calculado de los datos originales.	262
Tabla 4.4.3.1: Parámetros de crecimiento e índice de performance de crecimiento de pejerrey patagónico en diferentes ambientes. * calculado de los datos originales.	262
Tabla 4.4.2.1: Longitud infinita (mm) obtenida por el método de Taylor (1958) para pejerrey, perca boca chica y trucha arco iris en ambientes muestreados únicamente durante la época estival.	263
Tabla 4.6.1: Valores de mortalidad natural estimada (M) de perca boca chica, pejerrey y trucha arco iris de acuerdo a diferentes modelos.	265
Tabla 4.7.1: Valores de edad crítica (Ec) y longitud crítica (Lc) determinados en aquellos ambientes donde se estimó la mortalidad natural (M) y la constante de crecimiento (K) de la ecuación de von Bertalanffy.	266

CAPITULO VII

Tabla 4.1.1: Comunidades tipo definidas para los ambientes prospeccionados en función de los porcentajes relativos de captura (valores redondeados). Se excluyen los porcentajes correspondientes a aplochitónidos y galáxidos. PER: perclitidos-atherínidos; SAL: salmónidos; MIX: perclitidos-atherínidos-salmónidos.	291
Tabla 4.2.2.1: Valores de curtosis y desvío (skewness) para la primera función canónica según los grupos considerados.	293
Tabla 4.2.2.2: Valores de curtosis y desvío (skewness) para la segunda función canónica según los grupos considerados.	293
Tabla 4.2.2.3: Cargas canónica de las dos funciones discriminantes y potencia de las variables.	293
Tabla 4.2.2.4: Resultados de la clasificación de ambientes según el tipo de comunidad predominante. MIX: perclitidos-atherínidos-salmónidos; PER: perclitidos-atherínidos; SAL: salmónidos. Valores en negrita indican el número de ambientes correctamente clasificados.	294

CAPITULO VIII

Tabla 3.1.1: Descripción de los modelos utilizados para la estimación del rendimiento pesquero mediante modelos empíricos. TSD= total de sólidos disueltos (mg/l); ZMED= profundidad media (m); FT= fósforo total (mg/l); TEMP= temperatura media del aire (°C); A= área (hectáreas); VOL= volumen (m ³); CHL= clorofila a (mg/m ³); IME= índice morfoedáfico.	338
Tabla 3.2.1: Información general pesquera y poblacional de perca boca chica del lago Musters y laguna Esquel y del pejerrey patagónico del lago Rosario (véase también Capítulo V y VI). L _∞ : longitud infinita; K: constante de crecimiento; Lc: longitud de primera captura; M: mortalidad natural; W: peso medio; r: tasa intrínseca de crecimiento anual; Bt _∞ : biomasa total vírgen; B _∞ : biomasa de la especie.	340
Tabla 4.1.1.1: Rendimientos pesqueros (kg/ha) según los modelos presentados en la Tabla 3.1.1. Valores de 0.0 implica rendimientos <0.1 kg/ha.	341
Tabla 4.1.1.2: Rendimientos pesqueros estimados por tipo de ambiente basados en modelos empíricos. Se indican los intervalos de confianza del 95 % de la media. ^a Incluye modelos 1 a 13. ^b Incluye modelos 14 a 17.	343
Tabla 4.1.1.3: Valores medios y sus intervalos de confianza al 95 % del índice morfoedáfico (IME) para los tipos de ambientes.	343

Tabla 4.1.2.1: Rendimientos pesqueros estimados. F_{RMS} : mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible; C (tons/año): captura para todo el ambiente según la ecuación de Shaefer (modificada por Ricker 1975). RMS (tons/año):rendimiento máximo sostenible; H (tons); cosecha para todo el ambiente según la aproximación de Gulland (1970); Y: rendimiento máximo sostenible según Gulland (1970); Y' : rendimiento máximo sostenible corregido según Beddington y Cook (1983); F_{MPB} : representa mortalidad por pesca que corresponde a la máxima producción biológica; Y_{MPB} : rendimiento máximo sostenible que corresponde a la máxima producción biológica.....	344
Tabla 4.1.3.1: Rendimiento pesquero estimado para los tipos de ambientes determinados según la clasificación tipológica.	344
Tabla 4.2.1: Relación entre la longitud de primera madurez (L_m), longitud correspondiente a la malla mas eficiente (L_{mef}), longitud crítica (L_c), tamaño de malla correspondiente a la longitud crítica (M_{lc}) y eficiencia estimada de M_{lc} (E). Todas las longitudes y los tamaños de mallas se expresan en mm.....	345
Tabla 6.2.1: Pautas de gestión de recursos pesqueros exóticos (salmónidos) en Patagonia, según el estado tróficos y grado de conectividad de los ambientes.....	367

RESUMEN

Esta tesis presenta un análisis de las características ecológico-pesqueras en 54 lagos y embalses patagónicos de Argentina. Mediante Análisis de Componentes Principales se realizó un ordenamiento de los ambientes basado en diferentes características limnológicas, definiéndose tres tipologías básicas de lagos y embalses que definieron ambientes de ecotono, andinos y de meseta, estos dos últimos grupos conteniendo, a su vez, subcategorías. Los lagos y embalses patagónicos exhibieron diferencias a lo largo de un gradiente ambiental definido por las características tróficas y edáficas, principalmente y secundariamente por factores morfométricos y climáticos.

La composición y abundancia relativa de especies se obtuvieron mediante muestreos intensivos y extensivos, utilizando una batería experimental de enmalladoras. Se analizó el comportamiento de las redes en función de la longitud y peso de los ejemplares capturados y se corrigieron por selectividad, las estructuras de tallas de las especies en aquellos ambientes con muestreos estacionales. Se identificó un total de 10 especies a saber: *Odontesthes microlepidotus* (pejerrey patagónico), *O. bonariensis* (pejerrey bonaerense), *Percichthys trucha* (perca boca chica), *P. colhuapiensis* (perca bocona), *Oncorhynchus mykiss* (trucha arco iris), *Salmo trutta* (trucha marrón), *Salvelinus fontinalis* (trucha de arroyo), *S. namaycush* (trucha de lago), *Salmo salar sebago* (salmón encerrado), *Galaxias platei* (puyen grande) y *Aplocheilichthys* sp. (peladilla)

Los salmónidos, que son especies exóticas en la Patagonia, representaron el 53 % de las capturas experimentales. Los percicétidos, a su vez, constituyeron el 22 % de la captura, mientras el pejerrey patagónico representó el 19 % de las capturas. Dado la importancia que poseen los salmónidos en Patagonia, se analizó el proceso de su introducción y las características de sus siembras por tipo de ambiente (lagos, laguna, río y arroyo), provincia y año. Mediante Análisis de Correspondencia se determinó que la trucha de lago y el salmón encerrado estuvieron muy asociados a los ambientes lénticos de grandes dimensiones, mientras la trucha de arroyo resultó característica de los ambientes lóxicos de bajo orden y la trucha marrón de ambientes tipo laguna o lénticos someros. La trucha arco iris fue la más ubicua de las especies.

En todos los ambientes se determinó la longitud y peso medio de las especies y en ambientes con muestreos intensivos se estimaron los factores de condición relativa. Utilizando estructuras de tallas se establecieron los parámetros de crecimiento, tasas de mortalidad natural, edades y longitudes críticas. Tanto la longitud media como infinita estuvieron relacionadas con los niveles de nitrógeno y fósforo total, transparencia y profundidad media, si bien no siempre de manera lineal, sugiriendo la existencia de óptimos ambientales. Para una misma especie, se encontró además, que estos parámetros variaron entre ambientes.

El Análisis de Correspondencia mostró la existencia de ambientes con comunidades dominadas por salmónidos y percicidos-atherínidos respectivamente y también de carácter mixto. La riqueza de especies estuvo correlacionada con el área de los ambientes y se determinó que la abundancia de peces correlacionó positivamente con nitrógeno orgánico total, fósforo total y clorofila y negativamente con la profundidad media y transparencia. Al aplicarse Análisis Discriminante se estableció que la conductividad, temperatura media anual del aire, transparencia del agua, fósforo total y profundidad media resultaron ser las variables que contribuyeron a explicar un 81 % de la variación entre las medias de las abundancias de las especies de las comunidades tipo, siendo el porcentaje de ambientes correctamente clasificado por la función discriminante del 74 %.

Los rendimientos pesqueros se obtuvieron mediante el empleo de modelos empíricos derivados de pesquerías deportivas y comerciales de lagos y embalses del hemisferio norte y utilizando modelos de producción en aquellos ambientes con mayor información poblacional para estimar el máximo rendimiento sostenible. Se consideró que los ambientes cordilleranos generan un rendimiento anual de hasta 5 kg/ha, los de ecotono entre 20-40 kg/ha y los de la meseta de 20 a 30 kg/ha. Sobre la base de la tipología lacustre desarrollada y de las comunidades definidas se proponen pautas para una gestión que contemple asignar distintas estrategias de uso y aprovechamiento de los recursos, mantener un uso sustentable de aquellas pesquerías con mayor demanda y conservar y mejorar las poblaciones de peces nativos.

Se concluyó que la gestión y manejo de los recursos pesqueros patagónicos, a escala regional, debe apoyarse en criterios ambientales y utilizar, a escala local, la información derivada del análisis de poblaciones y de las pesquerías existentes. Asimismo, es

necesario modificar los paradigmas de manejo tradicionales que existen en Patagonia, incorporando la conservación de la biodiversidad como eje central del uso sustentable de los recursos, así como para desarrollar estrategias de manejo adecuadas.

ABSTRACT

This thesis presents an analysis of fisheries ecology on 54 Argentine patagonian lakes and reservoirs. An ordination of lakes and reservoirs based on different limnological characteristics was performed using Principal Component Analysis. Three basic types of environments: located on the ecotone, Andean mountains and plateau were defined, having the last two types subcategories. Patagonian lakes and reservoirs exhibited differences across a gradient defined mainly by trophic and edaphic characteristics, and secondarily by morphometry and climatic factors.

Species composition and relative abundance were obtained by extensive and intensive sampling designs using experimental gill net gangs. Gill net captures were analyzed as function of length and weight and for those lakes with seasonal information, length structures were corrected by selectivity for the different species. A total 10 species were identified: *Odontesthes hatcheri* (pejerrey patagónico), *O. bonariensis* (pejerrey bonaerense), *Percichthys trucha* (perca boca chica), *P. colhuapiensis* (perca bocona), *Oncorhynchus mykiss* (trucha arco iris), *Salmo trutta* (trucha marrón), *Salvelinus fontinalis* (trucha de arroyo), *S. namaycush* (trucha de lago), *Salmo salar sebago* (salmón encerrado), *Galaxias platei* (puyen grande) and *Aplochiton sp.* (peladilla).

Salmonids are exotic species in Patagonia and represented 53 % of experimental captures. In turn, percicids comprised 22 %, whereas 19 % corresponded to Patagonian pejerrey. Due to the importance of salmonids in Patagonia, the introduction process and stocking characteristics in different waterbodies types (large and small lakes, rivers and creeks) were analyzed. Using Correspondence Analysis it was found that *S. namaycush* and *S. salar sebago* were strongly associated with large lakes, whereas *S. trutta* was mostly related to small lakes size. In turn, *S. fontinalis* appeared mostly associated with creeks, while *O. mykiss* was the most ubiquitous of the salmonid species.

Species mean length and mean weight were estimated for all lakes and reservoirs where extensive information was available and relative condition was determined in those environments with intensive samplings. Using length structure analysis growth parameters, natural mortality rates and critical age and length were estimated. Both mean and infinite length were related to total nitrogen, total phosphorous, transparency and mean depth,

although not linearly in all cases, suggesting the existence of ecological optima. It was noted that for some species, natural mortality and critical length varied among environments.

Community patterns were analyzed using Correspondence Analysis and showed that several communities were dominated by only salmonids and atherinopsids-percicetids respectively, but other were mixed. Species richness was related to surface lakes and fish abundance was correlated with total organic nitrogen, total phosphorous and chlorophyll and negatively with mean depth and transparency. Use of Discriminant Analysis showed that conductivity, mean annual air temperature, transparency and mean depth were the variables that accounted for 81 % of differences between mean species abundance at each community type. Discriminant function correctly classified 74 % of environments

Fish yield were estimated applying empirical models derived from sport and commercial fisheries from Northern Hemisphere lakes and reservoirs. Also production models were used and maximum sustainable yield was estimated for those environments with suitable fishery information. Such estimations allowed to predict that Andean lakes yield up to 5 kg/ha, ecotone lakes may range between 20 and 40 kg/ha and plateau lakes and reservoirs will yield between 20 to 30 kg/ha on annual basis. Based on lake typology and community types, several guidelines were proposed to develop strategies for resource exploitation, to maintain sustainable use of those fisheries with high fishing pressure and to preserve and enhance native species populations.

It was concluded that management of Patagonian fisheries resources requires the application of environmental criteria at a regional scale and use of population parameters and fishery information at a local scale. It is also necessary to modify traditional management paradigms, encompassing the conservation of biodiversity as a main goal for a sustainable resource use and for developing sound management strategies.

AGRADECIMIENTOS

Esta tesis es el producto de un largo camino iniciado varios años atrás, que no ha estado libre de vacilaciones, tropiezos y hasta retrocesos. Hubiera sido imposible completarla sin el apoyo de muchas personas que me han alentado incesantemente a lo largo de varios años de mi carrera profesional. Otras, sin saberlo, han permitido también que esta tesis fueran posible de realizar en la Patagonia argentina. A este grupo de personas pertenece el Perito Francisco Pascacio Moreno, por cuya persona y obra cabe la misma admiración que provoca la visión del imponente glaciar que lleva su nombre.

Quiero agradecer al Dr. Bruno Prenski, Director de esta Tesis, con quien hice mis primeras armas en la investigación pesquera continental, contribuyendo a mi formación como biólogo. También a la Dra. Graciela Esnal, por su siempre oportuna participación y apoyo como Consejera de Estudios.

No puedo dejar de mencionar la participación de mis ex colegas del Departamento de Aguas Continentales del INIDEP, donde viví varios años de fructífera experiencia personal y profesional. Todos ellos tomaron parte activamente en numerosas campañas realizadas en la Patagonia. Simón Cuch, Hugo Senone, Ricardo Merello, Cristina Marinone, Silvina Menu Marque, Rolando Quiros y Santiago Sebastiani, colaboraron activamente en la recolección de la información limnológica y pesquera que terminaron por conformar la base de esta tesis, pero tengo un agradecimiento muy especial para Ricardo Delfino Schenke (Caco), con quien tengo el privilegio de compartir su amistad y mi labor profesional desde hace 20 años. Caco ha sido un excelente compañero de ruta y es, sin duda, artífice que esta tesis hoy se encuentre concluida.

Es necesario también mencionar la participación del personal de la Dirección de Pesca e Intereses Marítimos de la Provincia de Chubut, particularmente de Antonio de Nichilo y José Saravia, a quienes agradezco por su dedicación y participación en los muestreos que han dado origen a mucha de la información analizada. También mi reconocimiento al Dr. Hugo López por su asesoramiento en aquellos aspectos relacionados con la taxonomía de las especies patagónicas.

Por último, quiero dedicar esta tesis de manera especial a mi familia, que es, por cierto, numerosa. A mi esposa Priscilla y mis hijas Luciana y Alejandra (Lu y Ale), por soportar las innumerables horas que pasé en las bibliotecas y frente a las computadoras, y por quedarme con un tiempo que, sin duda, les pertenecía y que espero, pueda devolverles de acá en adelante. También se la dedico a mis padres y a Cecilia por su permanente e incondicional apoyo de todo tipo y estímulo incesante.

CAPITULO I

INTRODUCCION

1. CONSIDERACIONES GENERALES

La Patagonia posee un misterio natural difícil de explicar y descifrar. Su paisaje está típicamente identificado con la vastedad, el sonido permanente del viento, el murmullo apagado de los arroyos y por sobre todo, con esa sensación de desolación de territorios casi sin límites precisos y de horizontes infinitos, que aún aguardan el paso del tiempo. Hace casi un siglo y medio, luego de su regreso a Inglaterra y después de haber realizado entre 1831 y 1836 el viaje que marcaría para siempre el pensamiento, Charles Darwin escribía:

*.....Al evocar imágenes de lo pasado veo cruzar a menudo ante mis ojos las llanuras de la Patagona, que generalmente son consideradas yermas e inútiles.. Solo pueden ser descriptas por los caracteres negativos: sin viviendas, sin agua, sin árboles, sin montañas, sin vegetación, fuera de alguna planta enana. Porqué, pues, y no soy el único a quién esto le sucede, porqué estos áridos desiertos han echado tan profundas raíces en mi memoria? **

Charles Darwin, 1860 (Diario del viaje de un naturalista alrededor del mundo)

Darwin, guiado por su agudo espíritu de observación había percibido el mismo mensaje que la Patagonia sigue entregando hoy a quienes intentan interpretar y abarcar su geografía. Es una de las pocas regiones del planeta, donde aún se puede estirar la mirada y no ver otra cosa que una fusión de cielo, desiertos, lagos, bosques y montañas, que definen paisajes donde el hombre, parece estar a menudo ausente. Debido a su ubicación austral en el hemisferio sur, la Patagonia ha quedado, en cierto modo, marginada de los polos de desarrollo económicos e industriales, pero ello no significa que se encuentre libre de distintos impactos que han comenzado a vulnerar su integridad ambiental. La crisis mundial que afecta el manejo de los recursos naturales por doquier, está también alcanzando a esta maravillosa y recóndita región.

La preservación de los recursos naturales es un objetivo altamente deseable para el hombre, pero ello no resulta sencillo en muchos casos, por el valor económico que los recursos encierran en si mismos. En la Patagonia, por ejemplo, la explotación maderera, la extensión de la frontera agropecuaria, el desarrollo de proyectos hidroeléctricos y la extracción de recursos petrolíferos y mineros ha producido numerosos focos de impacto que aguardan aún de una evaluación adecuada y de medidas de mitigación efectivas. Existe ciertamente una perentoria

necesidad de desarrollar y aplicar metodologías de manejo de recursos, que conduzcan a un aprovechamiento mas racional de los mismos, en el caso de un uso sostenido, y a una conservación efectiva, en aquellas situaciones donde estos recursos se encuentren seriamente amenazados.

En el caso de los recursos acuáticos patagónicos continentales, se comienza ya a percibir una creciente demanda para debatir sobre tópicos tan importantes como impacto e introducción de especies exóticas, explotación de pesquerías o impacto de los ecosistemas terrestres, con el fin de desarrollar estrategias que privilegien su conservación y minimicen los disturbios ambientales en sus diferentes formas. Estos objetivos son ciertamente ambiciosos y la ausencia de una adecuada información ecológica de base, constituye un obstáculo considerable para implementar medidas en el corto plazo. Asimismo, la creciente demanda de aprovechamiento de los recursos naturales ha obligado a los ecólogos y administradores de recursos a intervenir, en ocasiones tardíamente, mas para mitigar que para prevenir, lo que ha conspirado contra la formulación de planes de manejo orientados al largo plazo y de alcance regional.

Se puede afirmar que se dispone todavía de un conocimiento fragmentario de los recursos acuáticos continentales patagónicos. Las poblaciones de peces no han sido aún adecuadamente evaluadas, y en el caso de ciertas especies nativas, no se les ha adjudicado un valor ecológico y económico suficiente. Tampoco se ha prestado debida importancia a las posibilidades económicas y de desarrollo que poseen las pesquerías comerciales o deportivas. La existencia de unos pocos lagos con explotación comercial moderada pero discontinuada como ha ocurrido en los lagos Cardiel, Buenos Aires y Pellegrini, o el desarrollo temporario de una pesca de tipo artesanal en los lagos Musters y Colhue Huapi, no alcanzó para reconocer que ciertos ambientes patagónicos pueden ofrecer alternativas económicas de interés para la región. En el caso de la pesca deportiva, si bien existe la percepción que esta actividad constituye una fuente de ingresos económicos importantes, no se dispone sino de cifras preliminares que den cuenta de su verdadero impacto regional. Vigliano (1993) estimó que solamente esta actividad en el área de San Carlos de Bariloche, generaría unos \$8.000.000 anuales, lo cual revela la importancia que estas pesquerías poseen en términos del movimiento económico y sugiere, en definitiva, la conveniencia de invertir esfuerzo en la evaluación, desarrollo y manejo de la ictiofauna y los recursos pesqueros.

2. PRINCIPALES ANTECEDENTES SOBRE LA ICTIOFAUNA PATAGÓNICA

Aún cuando los estudios sobre peces patagónicos continentales no han sido en extremos abundantes, los mismos han cubierto varios aspectos importantes de su biología y ecología. El desarrollo de estos trabajos siguió, de algún modo, las tendencias históricas observadas en el estudio de peces en aguas continentales de la Argentina. Así predominaron inicialmente las contribuciones sobre la zoogeografía y sistemática de peces nativos y exóticos, para luego incorporarse estudios sobre ecología y diversos aspectos biológicos. Un análisis histórico de la realización de trabajos sobre peces patagónicos, tomando como base el trabajo de recopilación realizado por Ferriz *et al.* (1998) y los posteriores realizados en 1999, indica que a partir de 1980, se produce un aumento sustancial de la producción científica sobre la ictiología de la región (Figura 2.1).

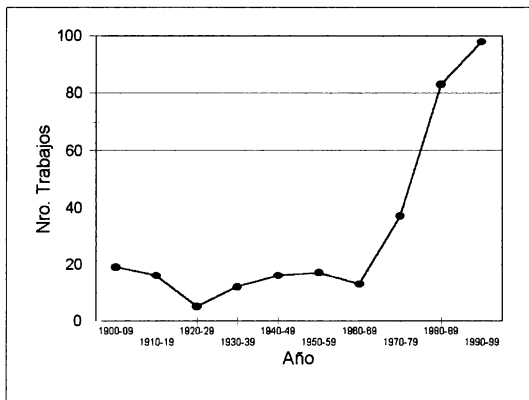


Figura 2.1: Variación temporal del número de trabajos realizados sobre peces patagónicos entre 1900 y 2000.

A continuación se presenta una revisión de varias de las contribuciones más significativas relacionadas con aspectos bioecológicos y pesqueros, fundamentalmente sobre lagos y

embalses de la Patagonia, y que brindan un panorama global sobre el conocimiento que se posee en este campo.

a) Estudios de síntesis y revisión

Ringuelet *et al.* (1967) presentaron el primer tratado exhaustivo sobre sistemática de peces continentales que incluyó naturalmente a los peces patagónicos, mientras que Ringuelet (1975) proporcionó una primera síntesis comprehensiva sobre la zoogeografía de peces argentinos y patagónicos, trabajo que luego fue expandido por Arratia *et al.* (1983) para las especies nativas en particular. En una línea mas de divulgación Ortubay *et al.* (1994) elaboraron un catálogo de peces de la Patagonia y Del Valle y Nuñez (1990) y Miquelarena *et al.* (1997) presentaron una descripción de los peces de la provincia del Neuquén. De gran utilidad resulta, a su vez, la compilación bibliográfica elaborada por Ferriz *et al.* (1998).

b) Ecología trófica

Existe una información importante respecto a las especies autóctonas. Ferriz (1994) consideró la alimentación de *Olivaichthys (Diplomystes) viedmensis* y *Hatcheria macraei* en el río Limay y Grosman (1993-1994) analizó la interacción trófica entre *Oncorhynchus mykiss*, *Percichthys trucha* y *Odontesthes hatcheri* en la laguna Terraplén. De esta última especie y en este mismo ambiente, Grosman y Rudzik (1990) determinaron los componentes de su dieta. Otros estudios sobre alimentación de pejerrey han sido desarrollados en la laguna Ñe-Luan por Baiz *et al.* (1982,1983) y Bello *et al.* (1991) y en el embalse Ramos Mexía por Ferriz (1987 a). A su vez Cervellini *et al.* (1993) investigaron la dieta de la especie en sus estadios larvales y juveniles. Los hábitos alimentarios de larvas de *Galaxias maculatus* fueron abordados por Modenutti *et al.* (1993) y para los adultos de esta especie del río Limay, merece citarse el estudio de Ferriz (1984), el de Ferriz y Salas Aramburu (1994, 1996) en el embalse Ramos Mexía y el de Bello y Ortubay (1980) en el lago Nahuel Huapi. Recientemente Ortubay *et al.* (2001) estudiaron la dieta de *A. zebra*.

Por su parte López Cazorla y Tejera (1999) indagaron sobre la dieta de *P. trucha* en el río Negro y Macchi *et al.* (1995) analizaron la alimentación de *P. trucha* en los embalses de Alicurá, Piedra del Aguila, lago Moreno y río Ñirihuau. Macchi *et al.* (1997 b) consideraron la dieta de especies autóctonas y exóticas del lago Gutiérrez y Macchi *et al.* (1997 a)

presentaron resultados sobre características tróficas en ambos grupos de especies que habitan en los embalses del río Limay. Asimismo, Ruzzante *et al.* (1998) relacionaron las características de la dieta de *P. trucha* con caracteres polimórficos.

Respecto a las especies exóticas, Ferriz (1988) describió las relaciones tróficas entre *Salmo trutta* y *O. mykiss* en el embalse Ramos Mexía. También Ferriz (1993-94) dió a conocer los resultados de alimentación de *P. trucha*, *O. hatcheri*, *O. mykiss* y *S. trutta* en el río Limay, mientras Ferriz (1989) proporcionó los resultados de su estudio sobre las dietas de *S. trutta*, *O. mykiss* y *Percichthys colhuapiensis* en el embalse Ramos Mexía. De los ríos Malleo y Chimehuin, Roa *et al.* (1993) presentaron resultados de alimentación de *S. trutta* y *O. mykiss*, mientras Sakai *et al.* (1993 b) dieron a conocer información sobre la amplitud y superposición de nicho trófico de juveniles de *Salmo salar sebago*, *Salvelinus fontinalis* y de *S. trutta* del río Currhue Grande. Para juveniles de *O. mykiss* se analizó su dieta en los arroyos Loncochinoco (Hougham *et al.* 1999) y Chaluaco (Bello *et al.* 1999), mientras la alimentación de los adultos de la especie fue objeto de análisis en el lago Cardiel (Guijo *et al.* 1980). Recientemente, Macchi *et al.* (1999) consideraron la interacción entre especies nativas y exóticas en varios ambientes de la Patagonia norte

c) Edad y crecimiento

Sobre especies autóctonas pueden mencionarse los estudios de Dománico y Guerrero (1989, 1990) en el embalse Ramos Mexía sobre *P. trucha* y de Guerrero (1984) sobre *P. colhuapiensis* de las cuencas de los ríos Limay y Neuquén. Guerrero (1991), a su vez, determinó el crecimiento de *P. trucha* en la laguna Esquel, en el embalse Ameghino y en los lagos Colhue Huapi y Musters. Grosman (1991; 1993) evaluó los parámetros de crecimiento de *O. hatcheri* en la laguna Terraplén, mientras que Cataldo (1989) determinó los parámetros de crecimiento de diferentes especies en los lagos Musters, Rosario, Terraplén y embalse Ramos Mexía. En juveniles de pejerrey patagónico, se destaca el trabajo de Fernández *et al.* (1997) y en larvas de esta especie, puede mencionarse el de Battini *et al.* (1995). Battini *et al.* (1994) por su parte, estudiaron el crecimiento de larvas de *Galaxias maculatus*

Para especies exóticas se analizó edad de *S. salar sebago* del río Traful (Sakai *et al.* 1993 a) y del río Currhue Grande (Sakai *et al.* 1993 b). Por su parte, Sakai y Espinós

(1992) determinaron el crecimiento de *O. mykiss* y de *S. trutta* provenientes del lago Buenos Aires. Asimismo, Guerrero y Lafarga (1986) establecieron la edad de *O. mykiss* de la laguna Zeta y Lafarga y Guerrero (1991) hicieron lo propio para esta especie en los lagos Musters, Rosario, Esquel, Brecham y Zeta. García Asorey *et al.* (2001) presentan resultados comparados de crecimiento de trucha arco iris y marrón en tres embalses de la cuenca del Limay. De particular interés es el trabajo de Grosman (1992) realizado sobre *Oncorhynchus tshawytscha*, dado que esta especie es anádroma

d) Estructura de tallas

Baigún y De Nichilo (1985) determinaron las estructuras de tallas para *P. trucha*, *P. colhuapiensis* y *O. hatcheri* en varios ambientes patagónicos. Ferriz (1987 b) consideró la estructura de tallas por sexos de *G. maculatus* en el embalse Ramos Mexía y Baiz y Candia (1978) analizaron la composición de tallas de *O. mykiss* en la laguna Ñe Luan

e) Comportamiento y uso del hábitat

Ortubay *et al.* (1995) y Menni y Gómez (1995) indagaron sobre las pautas de comportamiento y uso del hábitat de *Gymnocharacinus bergi* en presencia de predadores en el arroyo Valcheta. Bello *et al.* (1997) encontraron resultados sobre frecuencia de uso de diferentes hábitats en el arroyo Loncochinoco por parte de juveniles de *O. mykiss*. A su vez, Macchi *et al.* (1997 b) y Vigliano *et al.* (1997;1998; 1999) consideraron la distribución espacial de la comunidad de peces del lago Gutiérrez, mientras Vigliano *et al.* (1999) determinaron la distribución espacial en detalle de *O. mykiss*, *S. trutta*, *S. fontinalis*, *D. viedmensis*, *G. platei* y *G. maculatus* en este mismo lago. Alonso *et al.* (2001) compararon la distribución de *S. fontinalis* y *O. mykiss* en diferentes hábitats del lago Guillermo. En la laguna Ezquerra, Cussac *et al.* (1992) han estudiado los desplazamientos de larvas de *G. maculatus* y *O. hatcheri* entre el hábitat limnético y el litoral. Baiz y Bello (1989) lograron establecer el uso de hábitats de desove de *S. trutta* y *O. mykiss* en un tributario del Nahuel Huapi, mientras Ruzzante *et al.* (1998) relacionaron el uso del hábitat con los hábitos alimenticios de *P. trucha* en varios ambientes. Ortubay *et al.* (2001), ha llevado a cabo los primeros estudios sobre el uso del hábitat de *Aplocheilichthys zebra* en dos lagos de Chubut

f) Otros parámetros poblacionales

Para especies exóticas se deben mencionar los trabajos de Sakai *et al.* (1993 a, b) sobre estimación de las tasas de mortalidad total de *S. salar sebago* del río Traful y del lago Currhué Grande respectivamente y de Sakai y Espinós (1992) sobre *O. mykiss* y *S. trutta* en el lago Buenos Aires. Sakai y Espinós (1992), a su vez, proporcionaron información sobre la tasa intrínseca de crecimiento de *O. mykiss* y *S. trutta* en este ambiente.

g) Desplazamientos y movimientos migratorios

Se destaca el trabajo de Mendoza *et al.* (1993) en el río Chimehuin sobre los desplazamientos de *O. mykiss* y de *S. trutta*. Espinós *et al.* (1993) analizaron el comportamiento migratorio de *O. mykiss* en el lago Huechulafquen y afluentes. Similarmente, Baiz y Padilla (1995) presentaron evidencias de los períodos de migración de esta especie entre el lago Gutierrez y el arroyo Loncochinoco. En este afluente, Biscayart *et al.* (2001) aplicaron un modelo de programación dinámica para predecir los movimientos de *O. mykiss*, mientras que Bello y Hougham (2001) estudiaron las migraciones de juveniles de esta especie entre el arroyo y el lago. Por su parte, Cussac *et al.* (1992) han analizado los desplazamientos intralacustrinos de juveniles de *G. maculatus* y *O. hatcheri*.

h) Reproducción y desarrollo embriológico

Existen estudios sobre especies autóctonas como el de Fuster de Plaza y Plaza (1955) que describen algunas de las características reproductivas observadas en ejemplares de *P. trucha* capturados en ambientes naturales y el de Bello (1982) sobre *Galaxias* del lago Nahuel Huapi. Los aspectos reproductivos de *G. maculatus* en el lago Nahuel Huapi fueron abordados por Bello (1982), por Oliveros y Cordiviola de Yuan (1974) en el lago Nahuel Huapi y por Ferriz (1987 b) en el embalse Ramos Mexía. También sobre esta especie se determinó su ciclo reproductivo y fecundidad en el lago Moreno (Bello *et al.* 1995) y en este mismo ambiente, se desarrolló un estudio similar sobre *P. trucha*, así como en el embalse Alicurá (Milano y Bello 1995). Guerrero y Bisbal (1989) estudiaron la fecundidad de *P. colhuapiensis* del embalse Ramos Mexía y la fecundidad de *P. trucha* en la laguna Esquel fue estimada por Iwaszkiw (1992). Las características sobre el desarrollo embriológico de *O. hatcheri* fueron considerados por Battini y Cussac (1997), las de *G. bergi* por Cussac y Ortubay (1997), y las de *G. platei* por Ortubay y Wegrzyn

(1991). Por su parte, Milano y Cussac (2001) establecieron el ciclo reproductivo de *G. platei* en los lagos Moreno y Rivadavia.

Con relación a las especies exóticas merece mencionarse el trabajo pionero de Fuster de Plaza (1949) sobre cruzamiento de salmónidos. López (1986 a, b) describió las características de las áreas naturales de desove de salmónidos y Del Valle *et al.* (1992) investigaron los movimientos reproductivos de la trucha arco iris en un arroyo tributario del lago Huechulafquen. A su vez, Sakai *et al.* (1993 a, b) estableció las características poblacionales de reproductores de *S. salar sebago* en los ríos Traful y Currhue Grande respectivamente. Aspectos sobre fecundidad de *O. mykiss* del lago Buenos Aires han sido considerados por Iwaszkiw y Padín (1987).

i) Sistemática y zoogeografía

Existen varios trabajos, fundamentalmente sobre los Parques Nacionales, que han descrito las especies presente (Bruno Videla 1945, Fuster de Plaza 1950, Marini 1936, González Regalado 1945 y Fuster de Plaza 1950). Muy importantes fueron las contribuciones de Mac Donagh y Thomahlen (1945), Mac Donagh (1950) y Mac Donagh (1953) sobre los percicidos y recientemente Alonso *et al.* (1997) y Cussac *et al.* (1998) pusieron de manifiesto la diversidad morfológica de *P. trucha* y *P. vinciguerrai* en diferentes embalses de la cuenca del Limay.

Otros interesantes aportes sobre especies nativas se deben Azpelicueta (1994 a, b) que examinó la distribución de los diplomistidos, cuya taxonomía fue también abordada por Arratia (1987). A su vez, Arratia y Menu Marque (1981) analizaron aspectos zoogeográficos y la taxonomía del género *Hatcheria*, realizando Arratia (1990) un estudio global de la sistemática de los trichomicterídidos. A su vez, Gostonyi y McDowall (1974) y Azpelicueta *et al.* (1996), consideraron la distribución de *G. maculatus*. Sobre esta especie y Azpelicueta *et al.* (1997) dieron a conocer un estudio sobre variaciones de sus características morfométricas. Gostonyi (1974) examinó la distribución general de *Diplomystes*, mientras Gostonyi (1988) realizó estudios de este género en el bajo río Chubut y amplió su rango conocido de distribución así como el de *H. macraei*. En el Parque Nacional Nahuel Huapi Christie (1984) presentó la distribución de diferentes especies de peces

Existe asimismo una importante bibliografía referida a la distribución de *G. bergi* en el arroyo Valcheta. A los trabajos pioneros de Lüling (1978 a, b, c) se deben agregar los de Miquelarena

(1982), Miquelarena y Aramburu (1983) y Menni y Gómez (1995), Ortubay *et al.* (1995) y Milano y Vigliano (1997). Los estudios sobre especies marginales son aún escasos y por ejemplo Feriz y López (1987) describieron la distribución de *Jenynsia lineata lineata* (*J. multidentata*) y Baigún *et al.* (en consideración) mencionan la presencia de *Corydoras paleatus* en el río Limay.

j) Ecofisiología

Menni y Gómez (1995) investigaron la distribución de *O. mykiss* en función de las características termales del arroyo Valcheta, mientras Gómez (1990) analizó aspectos de la fisiología termal de *H. macraei*.

k) Introducción de especies exóticas

Marini y Mástrarrigo (1962) y Baigún y Quirós (1986) han recopilado la historia de la introducción y actividades de piscicultura de salmónidos. Grosman (1991a, 1992) consideró la introducción natural de *O. tshawytscha* en los ríos Grande y Corcovado de Chubut y Quirós (2001) analizó las consecuencias termodinámicas de las introducciones de exóticos sobre los ecosistemas. Macchi *et al.* (2001) evaluaron la evolución de la población de trucha arco iris en la laguna Ñe Luan a partir de la introducción del pejerrey patagónico.

l) Relación de abundancia de peces con factores ambientales

Quirós *et al.* (1986) establecieron los factores ambientales que condicionan la estructura de la comunidad de peces en lagos de diferente estado trófico y Quirós (1991) relacionó estos factores con la distribución de salmónidos. Por su parte, Milano *et al.* (2000) presentaron evidencias de la incidencia de condiciones ambientales sobre la variación morfológicas de *G. platei*. En ambientes lóticos se ha estudiado la relación entre presencia de juveniles de trucha arco iris y diferentes variables ambientales (Baiz *et al.* 1999; Bello *et al.* 1999).

m) Evaluaciones de abundancia y biomasa

La mayoría de estos trabajos se han centrado sobre especies exóticas. Del Valle y Nuñez (1991) estimaron las abundancias de *O. mykiss*, *S. fortinalis* y *S. trutta* en pozones del Río Chimehuin, mientras que Sakai *et al.* (1993 b) determinaron la abundancia de juveniles de salmón encerrado en el río Curruhué Grande. A su vez, Sakai y Espinós (1992) presentaron información sobre variación de capturas de *O. mykiss* y *S. trutta* en el lago Buenos Aires. Para especies autóctonas merece citarse el trabajo de Grosman (1991 b) sobre *O. hatcheri*

utilizando métodos alternativos de captura. En el lago Moreno Alonso *et al.* (1995) establecieron las variaciones estacionales de captura y biomasa de *O. mykiss* y *O. hatcheri*. y Baigún y De Nichilo (1985) determinaron valores de biomasa relativa de *P. trucha*, *P. colhuapiensis* y *O. hatcheri* en los lagos Musters, Colhue Huapi, laguna Esquel, Embalse Ameghino y laguna Las Chultas. Asimismo. Quirós y Baigún (1986) obtuvieron valores de captura por unidad de esfuerzo de la comunidad de peces de un amplio número de ambientes patagónicos localizados en el área cordillerana y en la meseta. Guerrero *et al.* (1989) analizaron las variaciones de capturas experimentales en el embalse Ramos Mexía y en el lago Gutiérrez y Vigliano *et al.* (1999; 2001) obtuvieron la captura por unidad de esfuerzo de especies exóticas y nativas recurriendo al empleo de enmalladoras caladas a diferentes profundidades. En diferentes lagos del Chubut Baigún *et al.* (2001) compararon las capturas con baterías de enmalladoras de mono y multifalmento caladas, en ambos casos, en superficie y a fondo.

n) Conservación y manejo

Bello y Ubeda (1997; 1998) examinaron el status de riesgo y amenaza de diferentes especies del Parque Nacional Nahuel Huapi sobre la base de la ponderación de diferentes atributos. También Chebez (1994) y Bertonatti y González (1992) evaluaron el estado de conservación de varias especies nativas. Cussac *et al.* (2001) discuten el impacto de las especies exóticas a partir de la complejidad y evolución de los ecosistemas. Y aspectos sobre conservación de peces exóticos anádromos han sido discutidos recientemente por Pascual (2001).

o) Estadísticas de captura

Es muy escasa la información existente al respecto. En el lago Buenos Aires Sakai y Espinós (1992) proporcionaron algunos datos de pesca comercial, mientras Vigliano y Grosman (1986) y Vigliano *et al.* (1993) presentaron resultados sobre pesca deportiva en otros ambientes.

p) Estudios sobre selectividad y características de artes de captura

Baigún y De Nichilo (1985) han dado a conocer resultados sobre parámetros de selectividad y características de una batería estandarizada de enmalladoras para *P. trucha* en la laguna Esquel, lago Colhue Huapi y lago Musters, para *O. hatcheri* en el lago Rosario y para *O. mykiss* en la laguna Esquel.

Esquel, lago Colhue Huapi y lago Musters, para *O. hatcheri* en el lago Rosario y para *O. mykiss* en la laguna Esquel.

q) Evaluación de pesquerías deportivas

Vigliano y Lippolt (1991 a) describieron una metodología para evaluar estas pesquerías, considerando Vigliano y Lippolt (1991 b) los aspectos sociales de la pesquería del lago Fonck. Por su parte, Vigliano *et al.* (1998) presentaron información de capturas y esfuerzos en las nacientes del río Limay y Urbanski y Sanguinetti (1997) llevaron a cabo una valoración económica de la pesca deportiva en el río Chimehuin.

r) Otros estudios

Especies como *G. bergi*, por su interés, han promovido estudios particulares. Así Géry (1978) y Miquelarena y Aramburu (1983) y Miquelarena *et al.* (2000) han investigado aspectos relacionados con la osteología y lepidología de esta especie de extraordinario endemismo. Por otra parte, merecen citarse los estudios sobre parasitismo realizados por Ortubay *et al.* (1989) y Ortubay *et al.* (1994).

Las tendencias sobre la diversidad de los diferentes trabajos llevados a cabo en la región pueden ser analizadas temporalmente. Así, cuando los trabajos implementados en la Patagonia para el ciclo 1900-2000, se agrupan según diversas categorías (biología, zoogeografía, piscicultura, sistemática, trófica, relaciones ambiente-abundancia de especies, pesquerías y conservación), se observa que los estudios sobre biología y zoogeografía han predominado, y entre éstos, los correspondientes a especies nativas. Este patrón responde, en parte, a una predisposición a desarrollar trabajos más básicos sobre la biología de las especies y a analizar sus patrones de distribución. En tercer lugar, se ubican los trabajos relacionados con piscicultura, dominados casi exclusivamente por aquellos correspondientes a especies exóticas. Este hecho no debe llamar tampoco la atención, ya que con excepción de la piscicultura de Plottier de Neuquén, hoy ya desaparecida, que se especializó en la cría de percas, el resto de las estaciones de cría fueron asignadas a la cría de salmónidos. Finalmente, se observa que los trabajos vinculados con aspectos de manejo pesquero y conservación de especies han resultado muy escasos (Figura 2.2).

de la piscicultura de Plottier de Nequén, hoy ya desaparecida, que se especializó en la cría de percas, el resto de las estaciones de cría fueron asignadas a la cría de salmónidos. Finalmente, se observa que los trabajos vinculados con aspectos de manejo pesquero y conservación de especies han resultado muy escasos (Figura 2.2).

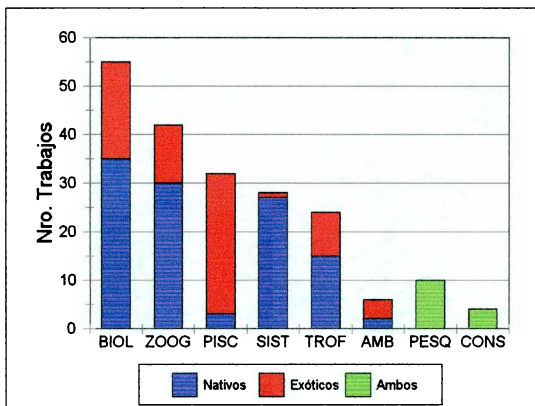


Figura 2.2: Número de trabajos realizados en Patagonia entre 1900 y 1999 (basado en la recopilación realizada por Ferriz *et al.* 1998 y trabajos posteriores), agrupados por disciplina. BIOL: estudios biológicos; ZOOG: estudios zoogeográficos; PISC: estudios de piscicultura; SIST: estudios de sistemática; TROF: análisis tróficos; AMB: relaciones ambiente-abundancia de especies; PESQ: estudios pesqueros; CONS: estudios de conservación

Cuando los resultados precedentes se ponderan por el número de especies típicamente patagónicas, tanto nativas como exóticas (Capítulo II), si bien se aprecia una tendencia similar al gráfico anterior en cuanto a la distribución de los esfuerzos de investigación, se puede notar un incremento en la frecuencia relativa los trabajos relacionados con especies exóticas.(Figura 2.3). Esta tendencia se advierte, precisamente, en las categorías de

trabajos vinculados a aspectos biológicos y zoogeográficos, lo que se explicaría por el bajo nivel de conocimiento que se poseía en el pasado de las especies nativas.

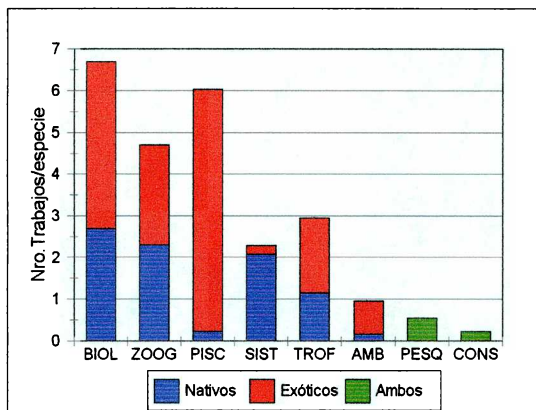


Figura 2.3: Número de trabajos realizados en Patagonia entre 1900 y 2000 (basado en la recopilación realizada por Ferriz *et al.* 1998 y trabajos posteriores), ponderados por el número de especies nativas y exóticas y agrupados por disciplina. BIOL: estudios biológicos; ZOOG: estudios zoogeográficos; PISC: estudios de piscicultura; SIST: estudios de sistemática; TROF: análisis tróficos; AMB: relaciones ambiente-abundancia de especies; PESQ: estudios pesqueros; CONS: estudios de conservación

3. OBJETIVOS DE LA TESIS

El objetivo generar de esta tesis es analizar aquellas características ecológico-pesqueras más relevantes en un número importante de lagos y embalses de la Patagonia con el fin de establecer pautas para un manejo sustentable de los recursos pesqueros con importancia económica y para la conservación de aquellos con valor ecológico. Para ello, y de manera más específica, se desarrollan los siguientes objetivos.

- Obtener una adecuada descripción de los ambientes lénticos analizados en este estudio a partir de sus características morfométricas, físico-químicas y climáticas mas relevantes, así como desarrollar un análisis tipológico con el objeto de ordenar los ambientes en función de dichas características.
- Analizar el comportamiento y selectividad de las artes de pesca experimental utilizadas para describir y estimar aquellos parámetros y atributos poblacionales de interés para desarrollar pautas de manejo pesquero.
- Determinar las características estructurales de las comunidades de peces en los ambientes seleccionados en este estudio.
- Analizar el proceso de introducción de especies exóticas y evaluar sus resultados en relación con su potencial impacto sobre las especies nativas.
- Identificar aquellos factores ambientales que pudieran tener influencia sobre la distribución y abundancia de las principales especies nativas y exóticas.
- Estimar aquellos parámetros poblacionales que resulten sensibles a las condiciones bióticas y abióticas en los ambientes y que puedan ser utilizados como elementos diagnósticos para el manejo de las pesquerías.
- Determinar los rendimientos pesqueros potenciales utilizando modelos empíricos y de producción y evaluar su aplicabilidad en los lagos y embalses patagónicos.

4. MARCO CONCEPTUAL DE LA TESIS

La tesis se desarrolla en nueve capítulos, los cuales han sido elaborados en cierta forma de manera independiente. Aún cuando en casi todos ellos se presenta un análisis de diferentes tópicos siguiendo un esquema formal (objetivos, material y métodos, resultados, discusión y bibliografía), existe una relación unificadora que apunta a integrar los resultados y conclusiones con el fin de definir un marco de gestión y manejo a partir de la integración de las características ambientales, de la organización y estructura de las comunidades de peces y de aspectos poblacionales. La figura 4.1 ilustra la organización de la tesis, describiendo la relación entre los diferentes aspectos temáticos, y como éstos se vinculan a través de elementos comunes de análisis y discusión. En definitiva, el enfoque propuesto en esta tesis apunta a enfatizar la

necesidad de encarar el manejo pesquero de las aguas continentales patagónicas dentro del marco conceptual que propone la ecología pesquera como disciplina integradora de fenómenos bióticos y abióticos.

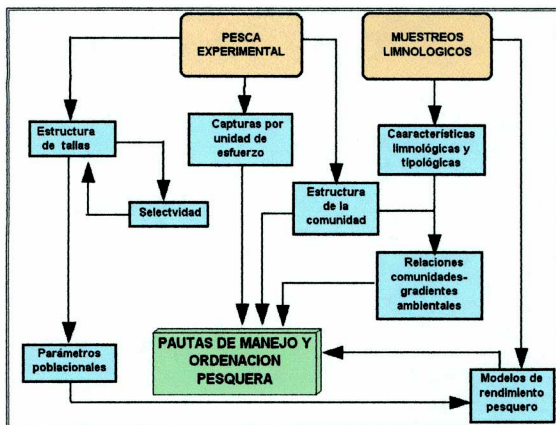


Figura 4.1: Esquema de las relaciones temáticas y su vinculación tratadas en la tesis.

Se presenta a continuación una breve descripción del contenido de los subsiguientes capítulos.

En el capítulo II se consideran, con cierto detalle, las características limnológicas de los ambientes estudiados. Este análisis persigue obtener un panorama global de la limnología lacustre patagónica, incluyendo una caracterización tipológica. Ello posee fundamental importancia ya que en un contexto ecológico-pesquero, es necesario disponer de una adecuada descripción ambiental de los cuerpos de agua que contienen las comunidades o poblaciones de mayor interés. Asimismo, este análisis permite llevar a

cabo una comparación con otras regiones climáticamente afines y establecer la validez de aplicación de modelos pesqueros.

El capítulo III presenta una descripción sucinta de la ictiofauna patagónica de agua dulce y de sus caracteres diagnósticos mas sobresalientes. Este capítulo está estrechamente vinculado con el capítulo IV, donde se practica un análisis exhaustivo de las características de las introducciones de las especies exóticas, se discute su potencial impacto sobre las especies nativas y se proponen recomendaciones para su manejo y control. El capítulo V considera los resultados obtenidos mediante pesca experimental realizada en forma intensiva y extensiva en distintos ambientes. Se lleva a cabo un análisis del comportamiento y selectividad de las redes utilizadas, con el objeto de ajustar la información pesquera básica para la estimación de parámetros poblacionales. Estos parámetros se determinan en el capítulo VI, obteniéndose resultados sobre crecimiento, mortalidad y edad crítica y se explora su relación con distintos factores ambientales.

El capítulo VII pone énfasis en reconocer los posibles tipo de comunidades que habitan los ambientes lénticos patagónicos y apunta a identificar aquellos factores ambientales que pueden ser determinantes de su estructura. El capítulo VIII aborda el conflictivo tema de la estimación del rendimiento pesquero. Para ello se utilizan diferentes modelos empíricos desarrollados a partir de pesquerías deportivas y comerciales templadas del hemisferio norte y ampliamente utilizados en diferentes regiones del mundo. Se analiza y discute la validez de su aplicación en los lagos y embalses patagónicos y en aquellos ambientes con mayor disponibilidad de información pesquera, se aplican modelos de producción excedente para estimar los rendimientos máximos sostenibles. Por último, el Capítulo IX presenta, a modo de conclusión, una revisión y síntesis de los problemas mas importantes que afectan la gestión de los recursos recursos pesqueros continentales patagónicos y propone lineamientos metodológicos y conceptuales para desarrollar un manejo sustentable de las especies exóticas y garantizar la conservación de las especies nativas y sus ambientes.

5. BIBLIOGRAFIA

- Alonso, M. F., P. J. Macchi, M. T. Bello, D. Milano y A. García. 1995. Registros e interpretación de los desplazamientos de peces en un brazo del lago Moreno. Páginas 277-278 *en*: Resúmenes XVII Reunión Argentina de Ecología, Mar del Plata, Abril de 1995.
- Alonso, M. F., V. E. Cussac, D. Ruzzante, S. Walde y P. J. Macchi. 1997. Crecimiento alométrico en *Percichthys* spp. en relación a su variación morfológica. Página 31 *en* Resúmenes II Congreso Argentino de Limnología, Buenos Aires, Septiembre de 1997.
- Alonso, M. F., P. H. Vigliano, P. J. Macchi, M. A. Denegri, D. Milano, G. E. Lippolt, M. I. García Asorey y G. Padilla. 2001. Composición y distribución espacial de la comunidad ictica del lago Guillermo. Páginas 42 *en* Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Aramburu, R. H. 1968. Nuevos aportes a la piscicultura. Bol. Dir. Rec. Pesq. Prov. Bs. As. Nro. 113, La Plata (mimeo).
- Arratia, G. 1987. Description of the primitive family Diplomystidae (Siluriformes, Teleostei, Pisces): morphology, taxonomy, and phylogenetic implications. Bonner Zool. Monogr. 24, 120 p.
- Arratia, G. 1990. The South American Trichomycterinae (Teleostei, Siluriformes): a problematic group. Páginas 395-403 *en* Vertebrates in tropics (Peters, G. y R. Hutterer, eds.), Museum Alexander Koening, Bonn.
- Arratia, G. y S. Menu Marque 1991. Revision of the freshwater catfishes of the genus *Hatcheria* (Siluriformes, Trichomycteridae) with commentaries on ecology and biogeography. Zool. Anz. Jena 217 (1/2): 88-111.
- Arratia, G., M. B. Peñafort y S. Menu-Marque. 1983. Peces de la región sureste de los Andes y sus probables relaciones biogeográficas actuales. *Deserta* 7: 48-107.
- Azpelicueta, M. 1994 a. Los diplomistidos en Argentina (Siluriformes, Diplomystidae). Fauna de agua dulce de la República Argentina. PROFADU-CONICET, La Plata 40: 5-27.
- Azpelicueta, M. 1994 b. Three East-Andean species of *Diplomystes* (Siluriformes: Diplomystidae). Ichtyol. Explor. Freshw. 5: 223-240.
- Azpelicueta, M., A. Almiron, A. López Cazorla y J. Casciotta. 1996. Geographical distribution of *Galaxias maculatus* (Jenyns) (Pisces: Osmeriformes: Galaxiidae) in Patagonia. *Biogeographica* 72: 157-160.
- Azpelicueta, M. A. López y A. Gostonyi. 1997. Morfometría de tres especies de *Diplomystes* (Siluriformes, Diplomystidae). *En* Resúmenes VIII Congreso Iberoamericano de biodiversidad y vertebrados, Concepción, Chile, Abril 1997.

- Baigún, C. y A. De Nichilo. 1985. Pesca experimental. III Parte. Páginas 66-130 *en* Evaluación del potencial pesquero en seis lagos de la provincia del Chubut (Quiros, R., coord.). INIDEP, Dpto. de Aguas Cont., Informe de Avance No 1.
- Baigún, C. y R. Quirós. 1986. La introducción de peces exóticos en la República Argentina. INIDEP, Inf. Téc. Dpto. Aguas Cont No. 3, Mar del Plata, 97 p.
- Baigún, C., N. Oldani, N. Bovcon y M. Soutric. 2001. Página 251 *en* Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Baiz, M de L, M. T. Bello y M. M. Bunge. 1982. Alimentación del pejerrey introducido en la laguna Ñe-Luan, Maquinchao, Río Negro. *En* Resúmenes III Reunión Iberoamericana de Conservación y Zoología de Vertebrados, Buenos Aires, Noviembre 1982.
- Baiz, M de L., M. T. Bello y M. M. Bunge. 1983. Interacción trófica entre trucha y pejerrey de laguna Ñe-Luan (R.N). Página 80 *en* Resúmenes XI Reunión Argentina de Ecología, Villa Giardino, Córdoba 1983.
- Baiz, M. de L. y M. T. Bello. 1989. Utilización del hábitat por dos poblaciones de trucha en la época invernal. Página 92 *en* VX Reunión Argentina de Ecología, Jujuy, Abril 1989.
- Baiz, M y C. Candia. 1978. Características estructurales de la población de trucha arco iris (*Salmo gairdneri* - Salmonidae) de laguna Ñe-Luan, Maquinchao, Río Negro. Datos preliminares. *Ecología* 3: 31-42.
- Baiz, M. de L. y G. Padilla. 1995. Agregación con fines reproductivos de la trucha arco iris, *Oncorhynchus mykiss* (Pisces) en el lago Gutiérrez, P.N. Nahuel Huapi, Argentina. Páginas 262-263 *en* Resúmenes XVII Reunión Argentina de Ecología, Mar del Plata, Abril de 1995.
- Baiz, M. de L., M. T. Bello, G. Padilla y V. Hougham. 1999. Relación ambiente/localización de crías de truchas en el arroyo Mallín Ahogado. Página 41 *en* Resúmenes XIX Reunión Argentina de Ecología, Tucuman, Abril 1999.
- Battini, .A. y .E. Cussac. 1997. Desarrollo embrionario y larval de *Odontesthes hatcheri* (Atherinidae). Página 39 *en* Resúmenes II Congreso Argentino de Limnología, Buenos Aires, Septiembre de 1997.
- Battini, M. A., M. F. Alonso y V. E. Cussac. 1994. Morfometría y crecimiento de larvas de *Galaxias maculatus* (Pisces, Galaxiidae) en relación con la privación alimentaria. *Tankay* I: 217-218.
- Battini, M. A., M. F. Alonso y V. E. Cussac. 1995. Growth and nutritional condition of the larvae of *Odontesthes microlepidotus* (Atherinidae): an experimental approach. *Env. Biol. Fish.* 42: 391-409.

- Bello, M. T. 1982. Sobre la reproducción de *Galaxias maculatus* Jenyns (Galaxidae, Pisces) del lago Nahuel Huapi. En Resúmenes III Reunión Iberoamericana de Conservación y Zoología de Vertebrados, Noviembre de 1982, Buenos Aires.
- Bello, M. T. y S. Ortubay. 1980. Algunas observaciones bioecológicas de *Galaxias* sp. del lago Nahuel Huapi con datos sobre su alimentación. Página 73 en Resúmenes VIII Reunión Argentina de Ecología, Santa Fé, 1980.
- Bello, M. T., M. M. Bunge y M. Lourdez de Baiz. 1991. Alimentación natural del pejerrey (*Patagonina hatcheri*) introducido en la laguna Ñe Luan, Río Negro. Biol. Pesq. 20: 13-19.
- Bello, M. T., M. F. Alfonso y P. J. Macchi. 1994. Estado del pejerrey patagónico introducido en la laguna Ñe Luan (Río Negro), Tankay I: 219-221.
- Bello, M. T., A. García, M. M. Beveraggi y M. F. Alonso. 1995. Estrategia reproductiva de *Galaxias maculatus* (Pisces) en el lago Moreno. Página 264 en Resúmenes XVII Reunión Argentina de Ecología, Mar del Plata, Abril de 1995.
- Bello, M. T., M. de Lourdez Baiz, V. N. Hougham, y A. A. García. 1997. Índice de conveniencia de microhábitats para trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) juveniles. Páginas 157-159 en Resúmenes VI Jornadas de Ciencias Naturales del Litoral, Corrientes, 5-8 de Agosto de 1997.
- Bello, M. T. y C. A. Ubeda. 1998. Estado de conservación de los peces de agua dulce de la Patagonia Argentina. Aplicación de una metodología objetiva. Gayana Zool. 62: 45-60.
- Bello, M. T., M. de L. Baiz, G. Padilla y C. D. Pascuale. 1999. Los arroyos como productores de crías de salmónidos. Guía para su evaluación. Página 41 en Resúmenes XIX Reunión Argentina de Ecología, Tucuman, Abril 1999.
- Bello, M. T. y V. Hougham. 1999. Las truchas del arroyo Challuaco. Página 41 en Resúmenes XIX Reunión Argentina de Ecología, Tucuman, Abril 1999.
- Bello, M. T. y V. Hougham. 2001. Migraciones "lakeward" de truchas juveniles en el arroyo Loncochinoco, afluente del lago Gutiérrez (Río Negro, Argentina). Página 253 en Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Bertonatti, C. y F. González. 1992. Lista de vertebrados argentinos amenazados de extinción. Fundación Vida Silvestre Argentina, Bol. Téc. 8, 32 p.
- Biscayart, C., C. Di Pasquale y M. T. Bello. La programación dinámica en la migración de salmónidos. Página 59 en Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Bruno Videla, P. 1945. Algunos controles efectuados sobre peces existentes en la región de los lagos. Rev. Agric. y Vet. 1: 116-147.

- Cataldo, D. H. 1989. Crecimiento del pejerrey patagónico (*Patagonina hatcheri*) en cuatro ambientes lénticos de la Patagonia Argentina. Seminario de Licenciatura Cienc. Biol. Fac. Cienc. Exactas y Nat., Univ. Bs. As, 44 p.
- Cussac, V. E., P. Cervellini y M. A. Battini. 1992. Intralacustrine movements of *Galaxias maculatus* (Galaxiidae) and *Odontesthes microlepidotus* (Atherinidae) during their early life history. *Env. Biol. Fishes* 35: 141-148.
- Cervellini, M. P., M. A. Battini y V. E. Cussac. 1993. Ontogenetic shifts in the diet of *Galaxias maculatus* (Galaxiidae) and *Odontesthes microlepidotus* (Atherinidae). *Env. Biol. Fish.* 38: 283-290.
- Cussac, V., D. Ruzzante, S. Walde, P. Macchi, V. Ojeda, M. Alonso y M. A. Denegri. 1998. Body shape variation of three species of *Percichthys* in relation to their coexistence in the Limay river basin. *Env. Biol. Fish.* 53: 143-153.
- Cussac, E. y S. Ortubay. 1997. Reproducción inducida, desarrollo embrionario y larval de *Gymnocharacinus bergi*. Página 50 en Resúmenes II Congreso Argentino de Limnología, Buenos Aires, Septiembre de 1997.
- Cussac, V., M. Battini, S. Ortubay, P. Macchi, D. Milano, M. Alonso, J. Barriga. 2001. Edad de los ecosistemas, complejidad y peces autóctonos: el ipso nativo. Página 19 en Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Chebez, J. C. 1994. Los que se van. Especies argentinas en peligro. Ed. Albatros, Bs. As., 604 p.
- Christie, M. I. 1984. Inventario de la fauna de vertebrados del Parque Nacional Nahuel Huapi. *Rev. Mis. Arg. Cs. Nat. "Bno. Rivadavia", Zoología* 13 (56): 535-544.
- Del Valle, A. E. y P. Nuñez. 1990. Los peces de la provincia del Neuquén. Centro de Ecología Aplicada del Neuquén, Dpto. Acuicultura, Inf. Téc. No 1, CEAN-JICA, 83 p.
- Del Valle, A. E. y P. Nuñez. 1991. Evaluación subacuática de los pozones del río Chimehuin. Potencial de pesca deportiva de salmónidos. Centro de Ecología Aplicada del Neuquén, Dpto. Acuicultura. Inf. Téc. No 3, CEAN-JICA, 50 p.
- Del Valle, A. E., A. Espinós y P. Nuñez. 1992. Reproductores de trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) en un arroyo tributario del lago Huechulafquen (Neuquén, Argentina). Centro de Ecología Aplicada del Neuquén, Dpto. Acuicultura. Inf. Téc. No 7, CEAN-JICA, 21 p.
- Dománico, A. A. y C. A. Guerrero. 1989. Edad y crecimiento de la perca boca chica (*Percichthys trucha*) en un embalse norpatagónico. Página 88 en Resúmenes XIV Reunión Argentina de Ecología, Jujuy, Abril 1989.

- Dománico, A. A. y C. A. Guerrero. 1990. Utilización del otofto para la determinación de la edad y el crecimiento en *Percichthys trucha* (Valenciennes 1890) (Osteichthyes, Percichthyidae), Medio Ambiente 11: 43-52.
- Espinós, A. C., M. Sakai, R. Roa y J. L. Mendoza. 1993. Comportamiento migratorio de la trucha arco iris adulta en el lago Huechulafquen (Campaña de marcación 1990-1991). Centro de Ecología Aplicada del Neuquén, Departamento de Acuicultura. Informe Téc. No 12, CEAN-JICA : 42 p.
- Fernández, C., V. H. Baez y V. E. Cussac. 1997. Tasa metabólica y crecimiento de "pejerrey patagónico" *Odontesthes hatcheri* (Eigenman)(Pisces, Atherinidae). Página 63 en Resúmenes VIII Congreso Iberoamericano de Biodiversidad y Zoología de Vertebrados, Concepción, Chile 1997.
- Ferriz, R. A. 1984. Alimentación del puyen *Galaxias maculatus* (Jenyns) en el río Limay, Provincia de Neuquén. Physis (Buenos Aires), Secc. B, 42: 29-32.
- Ferriz, R. A. 1987 a. Alimentación del pejerrey patagónico, *Patagonina hatcheri* (Eigenmann, 1909) en el embalse Ramos Mexía, Neuquén, Argentina. Rev. Museo Argentino Cs. Nat. "Bno. Rivadavia", Tomo IV (9): 61-66.
- Ferriz, R. A. 1987 b. Biología del puyen *Galaxias maculatus* (Jenyns) (Teleostomi, Galaxiidae) en un embalse norpatagónico. Ciclo de vida, ciclo gonadal y fecundidad. Rev. Museo Argentino Cs. Nat. "Bno. Rivadavia", Tomo VI (5): 29-38.
- Ferriz, R. A. 1987 c. *Jenynsia lineata lineata* (Jenyns) (Teleostei, Cyprinodontiformes, Jenynsiidae). Nueva cita para el norte de Patagonia. Rev. Museo Argentino Cs. Nat. "Bno. Rivadavia", Tomo VI (4): 23-27.
- Ferriz, R. A. 1998. Relaciones tróficas de trucha marrón, *Salmo fario* Linne y trucha arco iris *Salmo gairdneri* Richardson (Osteichthyes, Salmoniformes) en un embalse norpatagónico. Stud. Neotrop. Fauna, 23: 123-131.
- Ferriz, R. A. 1989. Alimentación de *Percichthys colhuapiensis* Mac Donagh 1955 y *P. trucha* (Girard 1854) (Osteichthyes, Percichthyidae) en el embalse Ramos Mexía, Provincia del Neuquén, Argentinas. Iheringia, Sér. Zool.69: 109-116.
- Ferriz, R. A. 1993/1994. Algunos aspectos de la dieta de cuatro especies icticas del río Limay (Argentina). Rev. Ictiol. 2/3 (1/2): 1-7.
- Ferriz, R. A. 1994. Alimentación de *Olivaichthys viedmensis* (Mac Donagh 1931) y *Hatcheria macraei* (Girard, 1855) (Teleostei, Siluriformes) en el río Limay, Argentina. Naturalia Patagónica, Cienc. Biol. 2: 83-88.
- Ferriz, R. A. y W. Salas Aramburu. 1994. Relaciones tróficas de los peces de un embalse patagónico, Provincia del Neuquén, Argentina. Bioikos 8 (1-2): 7-19.
- Ferriz, R. A. y W. Salas Aramburu. 1996. Dieta de *Galaxias maculatus* (Jenyns, 1842) (Salmoniformes: Galaxiidae) en un embalse norpatagónico. Boll. Mus. Reg. Sci. nat. Torino 14: 249-257.

- Ferriz, R. A., H. L. López y S. Gómez. 1998. Bibliografía de los peces continentales patagónicos. *Aquatec* 6, 12 p.
- Fuster de Plaza, M. L. 1949. Obtención de híbridos entre "trucha arco iris" *Salmo iridea* Gibbons y "trucha de arroyo" *Salvelinus fontinalis* (Mitchill) Jordan. *Minist. Agr. Gan. Públ. Misc.* 319: 12.
- Fuster de Plaza, M. L. 1950. Reconocimiento y determinación de las especies de salmones introducidas en el Parque Nacional Nahuel Huapi. *Min. Agric. Ganad. Rep. Arg., Publ. Misc.* 336, 55 p.
- Fuster de Plaza, M. L. y J. C. Plaza. 1955. Nuevos ensayos para obtener la reproducción artificial de las percas o truchas criollas (*Percichthys* sp.). *Minist. Agric. y Ganad., Publ. Misc.* No 407.
- García Asorey, M. I., M. F. Alonso, P.H. Vgliano. 2001. Conocimiento de trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) y trucha marrón (*Salmo trutta*) en embalses de la Patagonia norte. Página 115 en Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Gery, J. 1978. Results of Dr. K. Lülings research in Argentina in 1975. The relation ships of the naked characid *Gymnocharacinus bergi* Steindachner 1903 (Characidae, Tetragonopteridae). *Rev. Biol., Uruguay* 6 (1): 19-29.
- Gómez, S. E. 1990. Some thermal ecophysiological observations on the catfish *Hatcheria macraei* (Girard, 1855) (Pisces, Trichomycteridae). *Biota* 6: 89-95.
- González Regalado, T. 1945. Peces de los Parques Nacionales Nahuel Huapi, Lanin y Los Alerces. *An. Mus. Patag., Tomo I*: 121-138.
- Gostonyi, A. E. 1974. Zoogeography of *Galaxias maculatus* in South America. *Copeia* 4: 978-979.
- Gosztonyi, A. E. 1988. Peces del río Chubut. *Physis, Secc. B* 46: 41-50.
- Gosztonyi, A. E. y R. M. McDowall. 1974. Zoogeography of *Galaxias maculatus* in South America. *Copeia* 4: 978-979.
- Grosman, M. F. 1991 a. Presencia del "salmón rey" *Oncorhynchus tshawytscha* Walbaum en los ríos Grande y Corcovado, Prov. Del Chubut. Propuesta de pautas de manejo del recurso. *Biol. Acuát.* 15:200-201.
- Grosman, M. F. 1991 b. Estudio demográfico del "pejerrey patagónico" *Patagonina hatcheri* Eigenman 1909, de la laguna Terraplén, Prov. del Chubut. *Biol. Acuática* 15: 198-199.
- Grosman, M. F. 1992. Algunos aspectos de la biología del "salmón del Pacífico" (*Oncorhynchus tshawytscha*) presente en la provincia del Chubut. Centro de Ecología Aplicada del Neuquén, Depto. Acuicultura. *Inf. Téc.* No 8, CEAN-JICA, 12 p.

- Grosman, M. F. 1993. Comparación de diferentes metodologías para la estimación del crecimiento del pejerrey patagónico. *Ecol. Austral* 3: 33-41.
- Grosman, M. F. 1993-1994. Interacciones tróficas entre trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*), pejerrey patagónico (*Patagonina hatcheri*) y perca (*Percichthys trucha*) en un ambiente patagónico. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 24-25: 15-25.
- Grosman, M. F. y G. Rudzik. 1990. Análisis de la dieta del "pejerrey patagónico" *Patagonina hatcheri* Eigenmann, 1909, Atherinidae, de la laguna Terraplén, Chubut, Argentina. *Biota (Chile)* 6: 71-88.
- Guerrero, C. A. 1984. Edad y crecimiento en la perca criolla bocona, "*Percichthys colhuapiensis*" Mac Donagh, 1955 (Osteichthyes, Percichthyidae). *Com. Museo Arg. Cs. Nat. "Bno Rivadavia", Zool. Tomo IV, No 12: 95-104.*
- Guerrero, C. A. 1991. Crecimiento de la perca boca chica (*Percichthys trucha*) en cuatro ambientes leníticos patagónicos. Páginas 47-71 *en* Trabajos presentados al segundo taller internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses (Vila, I., ed.), Santiago de Chile, 28 de setiembre - 3 de octubre de 1987. COPECAL, Doc. Téc. 9.
- Guerrero, C. A y A. Lafarga. 1986. Edad de la trucha arco iris (*Salmo gairdneri*) de la laguna Zeta (Prov. de Chubut), Argentina. *Inst. Nac. Inv. Desarr. Pesquero. Series Inf. Téc. Dpto. Aguas Cont. No 4, 15 p.*
- Guerrero, C. A. y G. Bisbal. 1989. Fecundidad de *Percichthys colhuapiensis* (Perciformes Percichthyidae) del embalse Ramos Mexía, Provincia de Neuquén, Provincia de Neuquén, y Río Negro, Argentina. *Physis, Secc. B. 47 (113): 33-37.*
- Guerrero, C. A., A. A. Dománico, R. A. Ferriz y G. R. López. 1989. Variaciones en la composición de capturas experimentales de peces en un embalse norpatagónico. *En* Resúmenes XIV Reunión Argentina de Ecología, Jujuy, Abril de 1989.
- Guijo, A., L. Companucci y C. Herrera. 1980. Estudio sobre la biología de la trucha arco iris (*Salmo gairdneri*) del lago Cardiel (Provincia de Santa Cruz). Página 72 *en* Resúmenes VIII Reunión Argentina de Ecología, Mayo 1980, Santa Fe.
- Hougham, V., M. T. Bello y M. de L. Baiz. 1999. Alimentación de truchas durante su residencia en el arroyo de origen. Página 47 *en* Resúmenes XIX Reunión Argentina de Ecología, Tucuman, Abril 1999.
- Iwaszkiw, J. M. 1992. Fecundidad de la perca boca chica *Percichthys trucha* (Pises Percichthyidae) de la laguna Esquel, Prov. Chubut, Argentina, *Ecognition (Univ. CAECE)* 3: 53-61.
- Iwaszkiw, J. M. y O. Padin. 1987. Fecundidad de la trucha arco iris (*Salmo gairdneri*) del lago Buenos Aires. *J. Fish. Biol.* 36: 97-98.
- Lafarga, A. M. y C. A. Guerrero. 1991. Crecimiento de la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) en ambientes patagónicos. Páginas 72-90 *en* Trabajos presentados al

segundo taller internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses (Vila, I., ed.). Santiago, Chile, 28/9-3/10 1987. COPESCAL Doc. Téc. 9, 196 p.

- López, R. G. 1986. Determinación del área de desove de la trucha arco iris (*Salmo gairdneri*) en ambientes naturales. Página 6 en Resúmenes I Jornadas Argentinas de Salmonicultura '86, San Carlos de Bariloche, Mayo de 1986.
- López, H. L., R. C. Menni y A. Miquelarena. 1987. Lista de los peces de agua dulce de la Argentina. Biol. Acuát. 12, 50 p.
- López Cazorla, A. y L. Tejera. 1999. Alimentación de *Percichthys trucha* en el río Negro, Argentina. Página 54 en Resúmenes XIX Reunión Argentina de Ecología, Tucuman, Abril 1999.
- Lüling, K. H. 1978 a. Nuevo hallazgo y notas sobre *Gymnocharacinus bergi* Steindachner 1902 (Characidae Tetragonopteridae). Rev. Biol. del Uruguay 6: 19-29.
- Lüling, K. H. 1978 b. Wissenschaftliche ergebnisse des forschungsaufenthaltes Dr. K.H. Lüling in Argentinien 1975 über den biotop des patagonischen messingsallers *Gymnocharacinus bergi* (Pisces Characidae). Zool. Anz., 201 (5-6): 410-413.
- Lüling, K. H. 1978 c. Der shuppensole messingsalmer (*Gymnocharacinus bergi*) aus Patagonien. Tetra Informat., 12, 28 p
- Mac Donagh, E. J. 1948. Sobre la cría de carpa y pejerreyes en la Provincia de San Luis. Notas Museo La Plata Tomo XIII, Zool., 14: 313-325.
- Mac Donagh, E. J. 1950. Las razas de percas o truchas criollas (*Percichthys*) y su valor para la repoblación pesquera. Rev. Museo La Plata (n.s.) t6, secc. Zool: 71-170.
- Mac Donagh, E. J. 1953. Las truchas criollas. Anales Parques Nacionales Vol III: 90-102
- Mac Donagh, E. J. y A. L. Thormälen. 1945. Observaciones sobre las especies de truchas criollas. Rev. Museo La Plata (n.s.) t6, secc. Zool: 139-193.
- Macchi, P. J., M. F. Alonso, M. A. Denegri y M. T. Bello. 1995. Piscivoría de la perca de boca chica (*Percichthys trucha*, Pisces) en cuatro ambientes de la Patagonia Argentina. Página 292 en Resúmenes XVII Reunión Argentina de Ecología, Mar del Plata, Abril de 1995.
- Macchi, P. J., F. Alonso, E. Cussac y A. Denegri. 1997 a. Piscivoría en salmónidos y peces nativos en lagos y embalses de la Patagonia norte. Página 96 en Resúmenes II Congreso Argentino de Limnología, Buenos Aires. Septiembre de 1997.
- Macchi, P. J., D. Milano, P. H. Vigliano y M. F. Alonso. 1997 b. Alimentación, relaciones tróficas y uso del espacio de la comunidad de peces del lago Gutiérrez, Prov. de Río Negro. Página 97 en: Resúmenes II Congreso Argentino de Limnología, Buenos Aires, Septiembre de 1997.

- Macchi, P. J., V. E. Cussac, M. F. Alonso y M. A. Denegri. 1999. Predation relationships between introduced salmonids and the native fish fauna in lakes and reservoirs in northern Patagonia, Ecol. Freshw. Fish 8: 227-236.
- Macchi, P. J., M. F. Alonso, P. F. Temporetti, M. T. Bello, M. de L. Baiz. 2001. Página 152 *en* Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Marini, T. L. 1936. Los salmónidos en nuestro parque nacional Nahuel Huapi. An. Soc. Cientif., Argentina 121: 1-25.
- Marini, T. L. y R. L. López. 1963. Recursos acuáticos vivos, Consejo Federal de Inversiones. Serie Evaluación de los Recursos Naturales de la Argentina. Tomo VII: Recursos Acuáticos Vivos, 347 p.
- Marini, T. L. y V. Mástarrigo. 1963. Piscicultura. Páginas 267-347 *en* Serie Evaluación de los Recursos Acuáticos Naturales de la Argentina (Primera Etapa) Tomo VII. Recursos Acuáticos Vivos. Volumen 2, Apéndice, Piscicultura.
- Mendoza, J. L., A. Espinós y M. Sakai. 1993. Crianza experimental de alevinos silvestres, *Oncorhynchus mykiss* y *Salmo trutta* del río Chimehuin, marcados y con impresión olfatoria. Primera Etapa. Centro de Ecología Aplicada del Neuquen, Dpto. de Acuicultura, Inf. Téc. No 13, CEAN-JICA, 17 p.
- Menni, R. C y S. E. Gómez. 1995. On the habitat and isolation of *Gymnocharacinus bergi* (Osteichthyes, Characidae). Env. Biol. Fish. 42: 15-23.
- Menni, R. C., S. E. Gómez y F. López Armengol. 1996. Subtle relationships: freshwaters fishes and water chemistry in southern South America. Hydrobiologia 328: 173-197.
- Milano, D. y M. T. Bello. 1995. Aspectos reproductivos de la perca boca chica (*Percichthys trucha*) (Pisces) en dos ambientes patagónicos. Página 265 *en* Resúmenes XVII Reunión Argentina de Ecología, Mar del Plata, Abril de 1995.
- Milano, D., V. E. Cussac, P. Macchi, P. Vigliano y M. Alonso. 2000. Asociaciones locales de peces y polimorfismo entre lagos en *Galaxias platei* Steindachner, 1898 (Pises, Galaxiidae). Páginas 41-43 *en*: IX Congreso Iberoamericano de biodiversidad y zoología de vertebrados Buenos Aires, Abril de 2000.
- Milano, D. y V. E. Cussac. 2001. Talla de primera madurez y ciclo reproductivo de *Galaxias platei* (Pises Galaxiidae) en dos lagos andino patagónicos (Moreno y Rivadavia). Página 163 *en* Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Miquelarena, A. M. 1982. Estudio comparado del esqueleto caudal en peces characoideos del a República Argentina. II. Familia Characidae. Limnobiós 2: 227-304.
- Miquelarena, A. M. y R. H. Aramburu. 1983. Osteología y lepidología de *Gymnocharacinus bergi* (Pisces characidae). Limnobiós 2 (7): 491-512.

- Miquelarena, A. M., H. L. López y L. C. Protogino. 1997. Los peces del Neuquen. Total Austral S.A., Buenos Aires, 50 p.
- Miquelarena, A., S. G. Ortubay y V. E. Cussac. 2000. Reducciones morfológicas y osteológicas en la ontogenia de *Gymnocharacinus bergi* (Pisces Characidae). Páginas 43-44 en IX Congreso Iberoamericano de biodiversidad y zoología de vertebrados Buenos Aires, Abril de 2000.
- Milano, D. y P. H. Vigliano. 1997. Nuevos registros de *Galaxias platei* (Teleostei: Osmeriformes: Galaxiidae), Neotrópica 43: 109-111.
- Modenutti, B. E., E. G. Balseiro y P. M. Cervellini. 1993. Effect of the selective feeding of *Galaxias maculatus* (Salmoniformes, Galaxiidae) on zooplankton of a South Andes lake. Aquatic Sciences 55/1: 65-75.
- Modenutti, B. E., E. G. Balseiro y P. M. Cervellini. 1993. Effect of the selective feeding of *Galaxias maculatus* (Salmoniformes, Galaxiidae) on zooplankton of a South Andes lake. Aquatic Sciences 55/1: 65-75.
- Oliveros, O. B. y E. Cordiviola de Yuan. 1974. Contribución al conocimiento de la biología del puyen *Galaxias variegatus* del lago Argentino, Prov. de Santa Cruz (Pisces Galaxiidae). Physis (Bs. As.), Secc. B, 33: 227-231.
- Ortubay, S. G., L. G. Semenas y C. A. Ubeda. 1989. Elminți parassiti e loro effecti sui pesci del lago Rosario (Chubut, Argentina). Riv. Ital. Acquacol., 24: 207-218.
- Ortubay, S. G. y D. R. Wegrzyn. 1991. Fecundidad artificial y desarrollo embrionario de *Galaxias platei* Steindachner (Salmoniformes, Galaxiidae). Medio Ambiente 11: 84-89.
- Ortubay, S. G., D. R. Wegrzyn, V. E. Cussac. 1995. Distribución, comportamiento y hábitat de *Gymnocharacinus bergi* (Pisces, Characidae) en el arroyo Valcheta, Río Negro, Argentina. Páginas 288 en Resúmenes Reunión Argentina de Ecología, Mar del Plata, Septiembre de 1995.
- Ortubay, S. G., S. E. Gómez y V. Cussac. 1997. Lethal temperatures of a neotropical fish relic in Patagonia, the scale-less characinid *Gymnocharacinus bergi*. Env. Biol. Fishes 49: 341-350.
- Ortubay, S., M. E. Lattuca y V. E. Cussac. 2001. Presencia de *Aplocheilichthys zebra* (Pisces, Aplocheilichthidae) en ambientes patagónicos de vertiente pacífica. Página 174 en Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Pascual, M. 2001. Manejo de especies anádromas introducidas: conservación en el mundo real. Página 29 en Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Quiros, R. 1991. Factores que afectan la distribución de salmónidos en Argentina. Páginas 163-183 en Trabajos presentados al segundo taller internacional sobre ecología y

- Qurós, R. y C. R. Baigún. 1986. Prospección pesquera en 33 embalses y lagos patagónicos (Argentina). Páginas 159-179 *en* Trabajos presentados al taller internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses (Vila I. y E. Fagetti, eds.). Santiago, Chile, 5-10 Noviembre de 1984. COPESCAL, Doc. Téc. 4.
- Qurós, R., S. Cuch y C. R. Baigún. 1986. Relación entre abundancia de peces y ciertas propiedades físicas, químicas y biológicas en lagos y embalses patagónicos (Argentina). Páginas 180-222 *en* Trabajos presentados al taller internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses (Vila I. y E. Fagetti, eds.). Santiago, Chile, 5-10 Noviembre de 1984. COPESCAL, Doc. Téc. 4.
- Qurós, R. Éxito o fracaso de la introducción de especies en ambientes naturales: una visión desde la termodinámica. Página 30 *en* Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Ringuelet, R. A. 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictológicas de América del Sur. *Ecosur* 2: 1-122.
- Ringuelet, R. A., R. H. Aramburu y A. M. de Aramburu. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión Científica de la Provincia de Buenos Aires, La Plata, 602 p.
- Roa, R., A. C. Espinós y M. Sakai. 1993. Biomasa y composición de bentos en los ríos Chimehuin y Malleo y su incidencia en la dieta de la trucha arco iris y marrón. Centro de Ecología Aplicada del Neuquén, Dpto. Acuicultura. Inf. Téc. No 15, CEAN-JICA, 25 p.
- Ruzzante, D. E., S. J. Walde, V. E. Cussac, P. J. Macchi y M. F. Alonso. 1998. Trophic polymorphism, habitat and diet segregation in *Percichthys trucha* (Pisces: Percichthyidae) in the Andes. *Biol. J. Linn. Soc.* 65: 191-214.
- Sakai, M. y A. C. Espinós. 1992. On the trout resources in lake Buenos Aires southern Argentina. Centro de Ecología Aplicada del Neuquén, Dpto. Acuicultura. Inf. Téc. No 4, CEAN-JICA, 26 p.
- Sakai, M., A. C. Espinós, R. Roa y J. L. Mendoza. 1993 a. Population dynamics of Trafal salmon landlocked Atlantic salmon (*Salmo salar*), Neuquén Province, Argentina, Dpto Acuicultura. Inf. Téc. No 11, CEAN-JICA, 23 p.
- Sakai, M., A. C. Espinós, R. Roa y J. L. Mendoza. 1993 b. The landlocked Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Currhue Grande lake system, Neuquen Province, Argentina, Dpto Acuicultura Inf. Téc. No 9, CEAN-JICA, 27 p.
- Urbanski, J. y J. Sanguinetti. 1997. Valoración económica de la pesca deportiva en el río Chimehuin. *Boletín CEAN* 4: 24-29.
- Vigliano, P. H. y F. Grosman, 1986. Análisis comparativo entre pesquerías recreacionales de Bariloche, Provincia de Río Negro, Argentina. *Medio Ambiente* 1: 80-87.

- Vigliano, P. H. y G. E. Lippolt. 1991 a. Factibilidad de aplicación de las metodologías de entrevista " creel census" en ambientes cordilleranos de la Provincia de Río Negro. Páginas 307-328 *en* Gestión en Recursos Naturales. Un enfoque integrado para el desarrollo (Oltremari Arregui J., ed.). Actas del II Congreso Internacional, Tomo I, Valdivia, Chile.
- Vigliano, P. H. y G. E. Lippolt. 1991 b. El factor humano de la pesca deportiva y recreacional de salmónidos en el lago Fonck, provincia de Río Negro, Argentina. Medio Ambiente (Chile) 11: 69-78.
- Vigliano, P. H., G. Lippolt y M. Alonso. 1993. La pesquería del lago Fonck. *En* Resúmenes XVI Reunión Argentina de Ecología, Pto. Madryn, Abril de 1993
- Vigliano, P. H., P. Macchi, M. Alonso, A. Denegri, G. Lippolt, G. Milano y G. Padilla. 1997. Rendimiento y distribución espacial de la distribución de peces del lago Gutierrez, Prov. de Río Negro. Página 158 *en* Resúmenes II Congreso Argentino de Limnología, Buenos Aires, Septiembre de 1997.
- Vigliano, P. H., M. Alonso, P. Macchi, M. Denegri y G. Lippolt. 1998. Uso de registros de pesca personales en la evaluación y manejo de pesquerías deportivas. *Natura Neotropicalis* 29: 1-8.
- Vigliano, P. H., P. J. Macchi, M. A. Denegri, M. F. Alonso, D. Milano, G. Lippolt y G. Padilla. 1999. Un diseño modificado de calado de redes agalleras para estudios cuali-cuantitativos de peces por estratos de profundidad en lagos araucanos. *Natura Neotropicalis* 30 (1-2): 1-12.
- Vigliano, P. H., M. A. Denegri, G. E. Lippolt, M. F. Alonso, P. J. Macchi, D. Milano, M. I. García Asorey. 2001. Evaluación íctica de los lagos Moreno Este, Oeste y Morenito (R.N), mediante el uso de redes enmalladoras. Página 239 *en* Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.

CAPITULO II

CARACTERISTICAS AMBIENTALES Y TIPOLOGIA DE LAGOS Y EMBALSES PATAGONICOS

1. INTRODUCCIÓN

A pesar de la diversidad de ambientes existentes en la Patagonia, la realización de estudios limnológicos regionales no comenzó sino hasta pocos años atrás. Este hecho no resulta por cierto llamativo, por cuanto la existencia de lagos templado-fríos en el hemisferio sur se encuentra restringida tan solo al sur de Chile, parte de Nueva Zelanda y prácticamente a toda la Patagonia argentina. En Nueva Zelanda las investigaciones limnológicas extensivas tomaron impulso en los últimos 20 años (e.g. Jolly y Brown 1975; Viner 1987; Burns 1991), reconociendo que importantes diferencias existían con los lagos templados del hemisferio norte (Bayly y Williams 1975; White 1983, 1989; Pridmore *et al.* 1985; Green *et al.* 1987). En la parte austral de América del Sur, por su parte, los estudios se limitaron a ambientes individuales (Cordini 1939, 1950, 1964; Drago 1974; Campos *et al.* 1977, 1978 a, 1978b, 1980, 1981, 1982, 1983, 1987 a, 1987 b, 1988, 1989, 1990, 1992 a, 1992 b; 1994 a, b; Phiney 1988; Conzonno *et al.* 1981; Land de Castello 1981), y rara vez abarcaron más de una cuenca (Thomasson 1959, 1963, 1964; Löffler 1960; INALI 1972; Campos 1984; Montecino y Cabrera 1984; Quirós *et al.* 1985; Quirós y Drago 1985; Mariazzi *et al.* 1987; Steffen 1991; Geller 1992; Pedrozo *et al.* 1993; Pizzolón 1993).

En el caso particular de la Patagonia argentina, esta falta de trabajos regionales, sumado a la publicación de resultados en idioma español o bien en informes técnicos, impidió la inclusión de la información limnológica de sus ambientes lacustres en modelos globales o comparativos a nivel mundial. Como ejemplo, baste citar que el desarrollo de tópicos de gran relevancia tales como niveles de nutrientes (Vighi y Chiaudani 1985; Prairie *et al.* 1989), productividad (Brilinsky y Mann 1973), relaciones fósforo-clorofila-*a* (Straskraba 1980), producción de fitoplancton (Schindler 1978), biomasa de zooplancton (Hanson y Peters 1984), biomasa de zoobentos (Hanson y Peters 1984; Rasmussen y Kalf 1987), producción de peces (Downing *et al.* 1990; Downing y Plante 1993), variables morfométricas (Straskraba 1980; Herdendorf 1990) y profundidad de la termoclina (Patalas 1984; Hanna 1990), han incorporado rara vez lagos del hemisferio sur y excepcionalmente de América del Sur. Como fuera notado por Schindler (1978), la falta de datos de base del hemisferio sur, ha privado a los limnólogos desarrollar modelos a escala global más completos. Los intentos de generalizar sobre la limnología de los lagos del hemisferio sur (véase Davis y Walmsley 1985) no parecen en todo caso ser suficientes, ya que estos esfuerzos fueron basados principalmente en observaciones de lagos tropicales y subtropicales.

2. OBJETIVOS

El objetivo de este capítulo es examinar y describir las principales características limnológicas de los lagos y embalses estudiados, con el fin de reconocer la diversidad tipológica existente y poderlas relacionarlas con aspectos pesqueros y realizar comparaciones inter e intra- hemisféricas de ciertos factores críticos, tales como profundidad de la termoclina, concentración de clorofila y fósforo total, con el fin de verificar la aplicabilidad de modelos limnológicos en los lagos patagónicos. El enfoque comparativo es considerado de gran interés dado que a lo largo de la tesis, ya sea por falta de información básica o bien con el fin de cotejar los resultados obtenidos, se recurre repetidamente a ejemplos y resultados observados en ambientes templado-fríos de otras regiones. En todo caso, se busca obtener una perspectiva general de la capacidad productiva de los lagos y embalses patagónicos mediante el análisis de factores ambientales directamente vinculados a la productividad del ambiente y que resultan, en buena medida, reguladores de la producción pesquera.

3. DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIOS

3.1. Aspectos geológicos

La Patagonia argentina se extiende al sur del río Colorado, limitada hacia el oeste por la Cordillera de los Andes y hacia el este por el Océano Atlántico. El relieve patagónico dista de ser uniforme. La cordillera de moderada altura y corriendo en dirección norte-sur, constituye el elemento geográfico más conspicuo. En su sector medio y hacia el este, las elevaciones cordilleranas pierden altitud, para transformarse en elevaciones serranas y terminar por confundirse con el macizo de los Patagónides. La mayor unidad morfológica sin embargo, esta dada por lo que se denomina la meseta o plateau. No se trata de una superficie regular. Por el contrario, posee valles, depresiones y cañadones, salinas, sierras bajas y pampas elevadas, algunas de las cuales como la Pampa del Castillo en la provincia del Chubut, se extienden por sobre los 1000 m de altitud.

La región patagónica presenta una historia geológica compleja (Rapela y Kay 1988). Las pasadas glaciaciones pleistocénicas afectaron severamente las latitudes medias del continente (Ashworth y Hokanson 1993). Finalizado dicho período, el calentamiento del clima alrededor de 12.000 a 8.500 años atrás (a bajas y altas latitudes respectivamente), indujo la formación de numerosos lagos a lo largo de la Cordillera de los Andes (Markgraf 1988). La mayoría de los lagos andinos han sido reconocidos como del tipo glaciarío con morenas depositadas en su

costa este (Hutchinson 1957; Auer 1958). Aún cuando no se dispone de evidencias definitivas, los efectos de las glaciaciones podrían haberse extendido a la región extra-andina, alguna vez transformada en un sistema de intenso lavado fruto del deshielo andino (Auer 1958).

La Patagonia contiene lagos de origen tectónico, periglacial, volcánico, eólico y cárstico (Iglesias de Cuello 1982). Estos lagos pueden ser desde someros a profundos, intermitentes a permanentes (Iriondo 1989), localizándose en la Cordillera de los Andes aquellos de tipo periglaciales y volcánicos y en la Patagonia extra-andina aquellos de tipo eólico. El vulcanismo ha tenido en la Patagonia un efecto importante ya que su incidencia parece haberse proyectado varios kilómetros hacia el este de los Andes (Rapela y Kay 1988). Ello ha permitido que varias de las cuencas próximas a la cordillera, se hayan rellenado con cenizas volcánicas siendo de alta fertilidad (Marcolini *et al.* 1988). La estructura de los suelos patagónicos es diversa (Beeskow *et al.* 1987), lo cual se traduce en diferencias en la composición iónica de los cuerpos de agua. Del Valle (1998) menciona que los suelos predominantes en Patagonia son los Aridisoles, entre los cuales se destacan los cálcicos, ricos en carbonatos y usualmente presentes en zona donde discurren ríos o se encuentran lagos

3.2. Aspectos florísticos

Fitogeográficamente, la Patagonia pertenece a la provincia homónima, del dominio altoandino (Cabrera 1976). Paruelo *et al.* (1998 a) distinguen 12 biozonas, siendo característico la dominancia de estepas de monte, arbustos y gramíneas hacia la meseta y de bosques deiciduos hacia la Cordillera de los Andes. León *et al.* (1998) han caracterizado recientemente las unidades de vegetación presentes en la Patagonia extrandina y consideran que en ella aparecen además unidades fisonómicas de la Provincia fitogeográfica del Monte y un ecotono Monte-Patagonia, que abarca el sector norte y la Península de Valdéz.

En la Provincia Patagónica distinguen varios distritos: a) distrito Occidental, caracterizado por una estepa arbustiva graminosa, donde sobresale la comunidad integrada por *Stipa speciosa* y *S. humilis* (coirón), *Adesmia campestris* (choique), *Poa lanuginosa* (pasto hilo) y *Berberis heterophylla* (calafate); b) distrito Central, que es el dominante en la Patagonia extrandina, con estepas arbustivas de media altura, arbustos enanos en cojín (eriales) y desiertos de halófilas pudiéndose mencionar como los géneros dominantes a *Nassauvia*, *Chuquiraga*, *Cpelliguaya* y *Nardophyllum*; c) distrito del golfo San Jorge, con

estepa arbustiva alta (*Stipa* y *Colliguaya*) y estepa gramínea-arbustiva (*Senecio*; *Nardophyllum*); d) distrito Subandino, caracterizado por la presencia de una estepa gramínea donde sobresale *Festuca pallecens* (coirón blanco); e) distrito Magellánico, definido por estepas gramíneas xéricas y húmedas siendo característico la presencia de *Festuca gracillia*; f) distrito de la Payunia, con dominancia de diversas especies según la altura, pudiéndose citar entre los géneros más típicos as *Azorella*, *Mullinum*, *Stillingia*, *Ephedra*, etc.

La Patagonia andina, a su vez, ocupa la franja occidental desde Neuquén hasta Tierra del Fuego y representa el 8% del territorio. La vegetación puede ser de tipo perenne o caducifolio mono o pluriespecíficas y son importantes los bosques de *Notophagus* (raulí, coihue, lenga y ñire) y de *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la cordillera), cuyas composiciones florísticas varían de acuerdo a condiciones climáticas locales que dependen de la altitud, exposición de la ladera, intensidad y frecuencia de eventos catastróficos. Una particularidad es la existencia de especies exóticas de crecimiento rápido en la Patagonia andina media y norte, donde se ha plantado *Pinus* (pino ponderosa y murrayana) y *Pseudotsuga menziesii*, (pino de Oregon). El género *Pinus* se distribuye fundamentalmente en las áreas de ecotono, mientras *Pseudotsuga* crece más favorablemente en zonas más húmedas. (Schlichter y Laclau 1998).

3.3. Aspectos climáticos

El clima de la Patagonia puede definirse como templado-frío, con temperaturas medias que van desde los 12 °C en su sector noroeste hasta 3 °C en la parte más austral (Paruelo *et al.* 1998 b) en la región es heterogéneo, particularmente en un sentido este-oeste. La humedad de los vientos provenientes del Pacífico es mayormente removida por el efecto orográfico de la cordillera sobre la ladera oeste (Chile), resultando en un marcado gradiente de humedad hacia el este (Argentina) (Prohaska 1976). Como consecuencia de ello, los bosques patagónicos en el lado argentino que corresponde a bosques de *Notophagus* se hallan restringidos a una angosta franja de no más de 40-50 km. Veblén y Lorenz (1988) han señalado que pocas regiones en el mundo ofrecen un gradiente climático tan pronunciado, en el cual las precipitaciones disminuyen en tan solo unas decenas de kilómetros. Este gradiente desciende desde 2000-4000 mm anuales, que caracterizan el bosque templado-frío lluvioso cordillerano, a 200-1000 mm anuales propios de la estepa desértica patagónica.

En la zona de la Patagonia extrandina, predomina el clima frío y seco, donde se advierte una erosión eólica importante y una vegetación arbustiva (Paruelo *et al.* 1998 a). En un contexto limnológico, ello se traduce en que muchos lagos de grandes dimensiones presentan sus costas occidentales cubiertas de densos bosques, mientras que sus costas orientales exhiben paisajes desertificados. El elemento dominante en el clima patagónico está dado por la persistencia y fuerza del viento (los llamados "40 bramadores"). La velocidad media del viento en la Patagonia ha sido estimada en 21 km/h con máximas en primavera y verano (Prohaska 1976).

3.4. Aspectos térmicos e hidrológicos de los lagos

La información hidrológica existente indica que la mayoría de los lagos patagónicos resultan monomícticos cálidos o polimícticos fríos. Los lagos se estratifican en verano hasta el otoño temprano (Cordini 1939, 1950; INALI 1972; Drago 1974; Pizzolón 1993), ya que los fuertes vientos durante el resto del año impiden una estratificación adicional. En general los lagos patagónicos no se congelan durante el invierno, pero aquellos ambientes de altura (Modenutti 1993), o bien los ambientes pequeños, someros y protegidos del viento, localizados en los Andes, pueden presentar una gruesa capa de hielo (Thomasson 1959; Balseiro *et al.* 1991; Martínez Peck 1993; Díaz y Pedrozo 1993; Pizzolón 1993). Similarmente, ciertos lagos de la meseta pueden exhibir sus costas protegidas del viento debido a la influencia de la orografía local, congelándose su superficie o incluso presentando estratificación invertida (Baigún *observ. pers.*).

El sistema hidrográfico patagónico constituye un buen reflejo de la conformación orográfica y del clima existente. Los cursos de agua nacen todos en el sector cordillerano, constituyendo una densa red. Su origen es diverso, ya que bien pueden formarse a partir del deshielo, actuar como emisarios de cuerpos lacustres o incluso provenir de surgentes (mallines). La Patagonia posee veinticuatro cuencas hidrográficas, once de las cuales pertenecen a la vertiente Pacífica. En este caso, los cursos de agua, a poco de alcanzar los valles intracordilleranos, y por la presencia de sedimentos morénicos, tuercen su rumbo hacia el oeste para atravesar la cordillera y desaguar como vertiente Pacífica. Este tipo de sistema no existe en la provincia del Neuquén, pero aparece ya en el norte de la provincia de Río Negro. A diferencia de los ríos de vertiente Atlántica, los cursos con salida al Pacífico poseen todos una gran similitud de sus características físico-químicas,

variando entre límites muy estrechos (Scapini y Orfila, 1984). Todos ellos exhiben una relación iónica similar a los lagos, en los cuales el calcio y el bicarbonato son dominantes (Pedrozo *et al.* 1993). Estos cursos tendrían una gran importancia como corredores de dispersión de especies a ambos lados de la Cordillera.

En los cursos de vertiente Atlántica los ríos tienden a seguir una dirección oeste-este, disminuyendo la superficie de la red, dando finalmente lugar a un curso de agua, usualmente de más de tercer orden, el cual atraviesa la meseta. Estos ríos sufren de gran evaporación, discurren por valles anchos y planos, flanqueados por bardas de altura variable, desembocando en rías o estuarios. Este esquema reconoce las grandes cuencas del Colorado, Negro, Chubut, Deseado, Santa Cruz y Gallegos. Completan la red de vertiente Atlántica, los arroyos y cañadas con derrame directo y arroyos interiores sin salida al mar. Aún cuando los estudios de estas grandes cuencas son incompletos, los ríos de esta vertiente presentan gran variación de sus componentes, fundamentalmente de sulfatos y total de sólidos disueltos (Scapini y Orfila 1984), lo que evidencia la heterogeneidad de las litofacies que atraviesa. Por el contrario, los que desaguan al Pacífico son cortos y más caudalosos y permiten que exista cierta comunicación entre los sistemas dulceacuícolas a ambos lados de la cordillera.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Variables limnológicas y climáticas

El conjunto de datos limnológicos incluyó 48 lagos, 5 embalses y un lago artificial formado en una depresión natural (lago Pellegrini) (Figura 4.1.1). El muestreo se caracterizó por un enfoque de tipo extensivo (Whittier y Paulsen 1992; Larsen y Christie 1993), el cual ha sido recomendado en situaciones en donde es necesario cubrir una amplia región geográfica con información de base reducida y condiciones logísticas limitadas. Se buscó recopilar aquella información que permitiera reconocer patrones generales antes que características particulares (Kratz *et al.* 1986). Los ambientes fueron muestreados una vez durante el verano, entre 1984 y 1987, con excepción de los ambientes 27 a 32, los cuales fueron visitados trimestralmente entre 1983 y 1985, y de los ambientes 33 a 35, que fueron muestreados en 1984 y 1986. En todo caso, y a fin de homogeneizar la información disponible, se consideraron los valores estivales promedios de aquellos ambientes con muestreos anuales. Las muestras se obtuvieron *in situ*, a partir de considerar una estación central en el caso de los lagos y una estación localizada 0.5 a 2 km de las represas, en el caso de los embalses. Los métodos analíticos para el

procesamiento de las muestras limnológicas han sido descritos en detalle por Quirós (1988), por lo que en este capítulo se hará tan solo una referencia general.

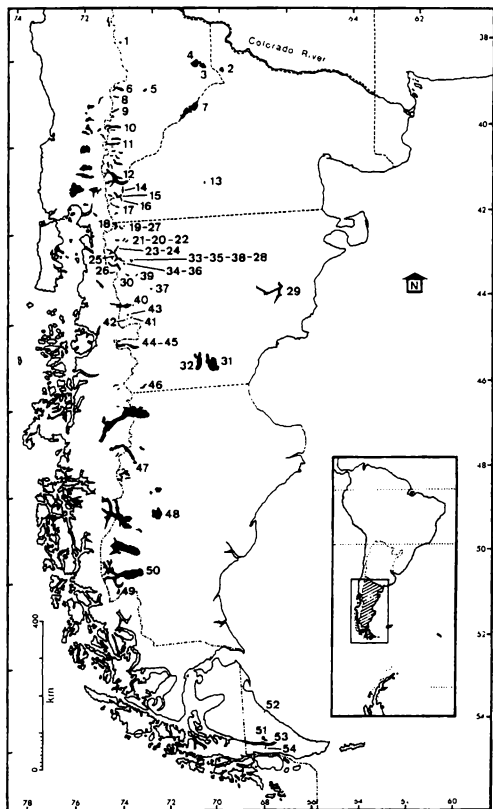


Figura 4.1.1: Posición geográfica de los lagos y embalses ambientes analizados.

Los números que identifican los ambientes se presentan en la Tabla 5.1.1 La base de datos limnológicos se confeccionó a partir de diversas fuentes de información. La latitud (LAT), área (AREA), altitud (ALT), concentración de clorofila a (CHL), nitrógeno orgánico total (NOT), fósforo total (FT), lectura del disco de Secchi (SEC), conductividad específica a 20 °C (K_{20}) y alcalinidad (ALK) fueron tomados de Quirós (1989, 1990) para los lagos 1 a 26 y 47 a 54, y de Baigún (inédito) para los lagos 47 a 54. El fetch (FETCH) se consideró como la máxima distancia recta de aguas abiertas, sobre la cual el viento afectaba sin interrupciones de tierra firme o islas (Wetzel 1975). Valores de FETCH para los lagos 1 a 20 y 23 a 26 fueron obtenidos de Quirós y Drago (1985), mientras FETCH y AREA de los lagos 21, 22, y 27 al 54 fueron determinados de mapas con escala 1:100.000 utilizando un digitalizador electrónico. El oxígeno disuelto en la interface sedimento-agua u oxígeno de fondo (OF) se obtuvo de Quirós (1990). La proporción nitrógeno/fósforo total (NT:FT) para el conjunto total de lagos, se derivó de transformar los datos expresados como fracciones molares a relaciones de masa a partir de Quirós (1989). Ello permitió un análisis comparativo con diferentes conjuntos de lagos citados en la literatura.

La temperatura media anual del aire (TEMP) fue determinada según Hoffmann (1975) y Hoffmann (Servicio Meteorológico Nacional, com. pers.). Las temperaturas superficiales del agua (TS) son dato inéditos, mientras que las temperaturas de fondo (TF) se obtuvieron de Quirós y Drago (1985). Para el ambiente 50, los datos de TS y TF pertenecen a Díaz (1994). La profundidad de la termoclina (ZTH) se tomó de Quirós y Drago (1985), correspondiendo el concepto de termoclina planar a la profundidad a la cual el gradiente de máxima temperatura es detectado (Hutchinson 1957). En el lago 45, ZTH fue estimado teniendo en cuenta la analogía con el ambiente 44 respecto a su localización geográfica, su similitud de parámetros morfométricos y patrones térmicos en el perfil de 50 m de profundidad.

La profundidad media (ZMED) y profundidad máxima (ZX) se determinaron usando una ecosonda SIMRAD Skipper 411 de registro gráfico hasta 146 m y analógico para profundidades mayores. Las transectas se realizaron según un diseño tipo zig-zag siguiendo la metodología recomendada por Welch (1948). La profundidad máxima en el ambiente 50 fue tomada de ILEC (1992, en Díaz 1994). La profundidad media al igual que el índice de desarrollo de costa (IDC), se calculó acorde con Welch (1948). Para los ambientes 44 y 45, ZMED se calculó a partir de la regresión de ZMED sobre ZX tomando en cuenta únicamente los lagos y excluyendo los embalses ($\log ZMED = -0.3128 + 1.0136 \log ZX$; $r^2 = 0.97$; $n = 50$). Se

utilizaron, asimismo, dos variables compuestas: La razón ZMED:ZX o cociente de profundidad (CP)(Carpenter 1983) y la razón ZTH:ZX (MIX), definida como el alcance del efecto de mezcla relativo a la máxima profundidad (ZTH= ZX en ambientes no estratificados). La profundidad de la zona eufótica (ZEU) fue estimada para todo el conjunto de datos multiplicando SEC por 2.4 (Smith 1979).

El estado trófico de los ambientes fue caracterizado usando los rangos sugeridos por Chapra y Reehow (1979). De este modo, los ambientes con $FT < 10 \mu\text{g/l}$ fueron considerados oligotróficos; entre $10\text{-}20 \mu\text{g/l}$ FT, mesotróficos y con $FT > 20 \mu\text{g/l}$, eutróficos.

4.2. Análisis estadísticos

Con el propósito de manejar la complejidad ambiental encontrada, se utilizó análisis de componentes principales (ACP). Esta técnica tiene como objetivo reducir la información contenida en un número grande de variables y presentarla en forma condensada a través de un nuevo set de variables compuestas, con una pérdida mínima de información. Dado que ACP es una técnica de ordenación, el resultado es una reducción en la posible redundancia de la información contenida en los datos originales, ubicando a aquellos objetos o entidades que comparten similar, próximos en un espacio multidimensional.

Los datos fueron analizados según sus patrones de desvío ("kurtosis") y de "skewness" a fin de determinar su normalidad. Excepto TEMP, ALT y CP, la mayoría de las variables no presentaron distribuciones normales, por lo que se decidió aplicar una transformación de tipo logarítmica ($\log x$) y del tipo $\log x + 1$ para alcalinidad (Green 1979). La variable MIX fue sometida a una transformación de tipo arco-seno por variar entre 0 y 1. En el ACP, se aplicó una rotación de tipo VARIMAX y se decidió considerar como significativas aquellas cargas ("loadings") con valores > 0.6 .

Los análisis de correlación simple y múltiple se llevaron a cabo utilizando el paquete estadístico SYSTAT. Se utilizó el test de t (test de Student) para verificar la significación de los coeficientes de regresión. El análisis de residuos se basó en los residuos "studentizados" y valores de "leverage". Se calcularon los cuadrados medios residuales para evaluar la potencia de los modelos lineales predictivos (Neter *et al.* 1989).

5. RESULTADOS

5.1. Características generales de los ambientes

Los ambientes muestreados resultaron notablemente heterogéneos (Tabla 5.1.1). La mayoría de ellos se localizaron entre 500 y 1000 m de altitud, excepto los ubicados en el extremo sur de Santa Cruz y en la isla de Tierra del Fuego cuya altura se encuentra casi a nivel del mar. La superficie de los ambientes varió entre 0.6 y 1466 km². Según el área, los lagos Argentino, Nahuel Huapi, Fagnano y Colhue Huapi, se considerarían dentro de la categoría de "grandes lagos" (Herdendorf 1990), aún cuando, si se considera la existencia de una zona pelagial y estratificación térmica como criterio de clasificación (Tilzer y Bozzard 1992), el lago Colhue Huapi (ZX= 5.5 m) debería ser exceptuado. La profundidad media de los ambientes varió entre 0.7 y 166 m. La máxima profundidad correspondió al lago Nahuel Huapi y Argentino con 464 y 500 m respectivamente. El cociente de profundidad presentó valores entre 0.28 y 0.74 y en general próximo a 0.5 en la mayoría de los ambientes, lo que implica un perfil de tipo paraboloide.

La profundidad media de la termoclina de los ambientes estratificados fue de 37 m, mientras que la media de la razón ZTH:ZX fue de 0.62. La máxima profundidad encontrada para una termoclina fue de 88 m y correspondió al lago Argentino. Aquellos ambientes con ZMED >20 m o ZX <50 m, y AREA >2.8 km² siempre presentaron termoclinas, excepto el lago Huechulafquen con ZMED >100 m, donde no se detectó estratificación. Por el contrario, la laguna Blanca con ZMED <10 m, exhibió estratificación, si bien, ésta sería inestable, tal como ha sido observado en otros ambientes someros de la región andina (Díaz y Pedrozo 1993; Díaz 1994; Martínez Peck 1993; Pizzolón 1993). Todos los ambientes estratificados mostraron ZTH <1.2 ZMED con CP <0.5, o ZTH <1.75 ZMED con CP >0.5, lo que indicaría un bajo reciclado potencial de nutrientes (Carpenter 1983). Para todo el conjunto de ambientes, la media del cociente ZEU:ZTH fue 0.87, lo cual denota que la productividad epilimnética no debería verse limitada por el ingreso de luz. Sin embargo, el 33% de los ambientes presentaron una razón ZEU:ZTH >1, lo que sugiere que la producción primaria tiene lugar aún en el metalimnion o partes superiores del hipolimnion, tal como fuera notado por Quirós y Drago (1985) en los lagos Araucanos chilenos.

Las variables FETCH, AREA y VOL resultaron ser los mejores predictores y estuvieron altamente asociados con ZTH para 26 ambientes estratificados. Los lagos 44 y 45 no se incluyeron en el análisis por poseer valores de ZTH extraordinarios para su superficie y por lo tanto se los consideró "outliers". Para los ambientes restantes, ZTH puede ser entonces estimada según las siguientes ecuaciones:

$$ZTH = 12.93 + 5.95 \text{ FETCH}^{0.5} \quad r = 0.82; P < 0.01$$

$$ZTH = 23.56 + 1.6 \text{ AREA}^{0.5} \quad r = 0.81; P < 0.01$$

$$ZTH = 26.55 + 0.13 \text{ VOL}^{0.5} \quad r = 0.81; P < 0.01$$

La mayoría de los ambientes mostraron valores de conductividad en general por debajo de 600 $\mu\text{S/cm}$ (o 500 mg/l de total de sólidos disueltos), por lo que deben ser considerados ambientes de agua dulce (Trimbee y Prepas 1987). Sin embargo, lagos como el Colhue Huapi y Blanco, presentaron tenores más salinos debido a condiciones edáficas locales (Beeskow *et al.* 1987) y a balances hídricos negativos. Otros lagos localizados en la meseta, como el Cardiel resultaron altamente alcalinos, debido a la existencia de abundantes depósitos de CaCO_3 (Stine y Stine 1990; Del Valle 1998). Por otra parte, el lago Caviahue situado en un paisaje netamente volcánico, exhibió alcalinidad nula y pH de 2.7. Las concentraciones de OF superaron en general los 7 mg/l . Si bien algunos lagos mostraron valores por debajo de 5 mg/l , en ningún caso se detectaron hipolimnios anóxicos.

Los ambientes estudiados exhibieron valores de TS y TF de 13.7 °C y 9.9 °C respectivamente. Para un conjunto reducido de ambientes estratificados ($n = 19$), que excluía lagos del plataeu, ecotonales y embalses en general, se obtuvieron valores de TS igual a 13.7 °C y de TF igual a 6.6 °C. El ciclo termal de los lagos patagónicos argentinos es conocido en tan solo algunos de ellos (Cordini 1939, 1964; Drago 1974; Conzonno *et al.* 1981; Land de Castello 1981; Balseiro y Modenutti 1990; Balseiro *et al.* 1991; Martínez Peck 1993; Díaz y Pedrozo 1993; Díaz 1994). En un total de 28 lagos y en el embalse Amutui Quimei, formado a partir de 3 lagos glaciares preexistentes, se detectó estratificación termal. En general los lagos con más de 20 m de profundidad exhibieron una estratificación termal bien definida, pero se observaron algunas excepciones en lagos moderadamente profundos localizados en Tierra del Fuego.

El análisis de FT como indicador del estado trófico, reveló que el 57% de los ambientes resultaron oligotróficos o ultraoligotróficos, un 37% apareció como eutrófico y solamente un 6% fue definido como mesotrófico. Como era de esperar, los ambientes oligotróficos correspondieron a los lagos de origen glaciaro de la cordillera, aún cuando el lago Huechulafquen presentó valores de FT más altos que los observados para un lago de sus características. El grupo de ambientes eutróficos comprendió ambientes fundamentalmente localizados en las estribaciones andinas lindante con la meseta y en la meseta misma. Por su parte los niveles de clorofila-a variaron entre 0.16 (Epuyen) y 77.8 mg/l (Blanco) lo que también revela condiciones de amplio rango del estado trófico de los ambientes.

De particular interés fue el análisis de la relación entre FT y CHL, por sus implicancias ecológicas. La literatura es rica en ejemplos y estudios que han puesto en evidencia la importancia de FT como predictor de CHL (e.g. Dillon y Rigler 1974; Jones y Bachmann 1976; Carlson 1977; Schindler 1978; Smith y Shapiro 1981; Canfield *et al.* 1985). Al ensayar dicha relación en el conjunto total de lagos (n= 54), FT solo explicó el 50% de la variabilidad de CHL (Figura 5.1.1), aún cuando la pendiente de regresión tomó valores dentro del rango esperado (Cook *et al.* 1993). La regresión obtenida fue la siguiente:

$$\log \text{CHL} = -0.66 + 0.70 \log \text{FT}; r = 0.73; P < 0.05$$

Los lagos con FT >30 $\mu\text{g/l}$ (eutróficos) mostraron un amplio rango de variabilidad y presentando, en algunos casos, altos valores de CHL respecto a las concentraciones de FT determinadas. Los residuos studentizados (RS) y los valores de "leverage" (L), fueron utilizados para reconocer la influencia de ambientes con condiciones extremas que afectarían la relación CHL-FT. Así, los lagos Cavihue (RS= -2.8), Cardiel (RS= -3.34) y Los Mosquitos (RS= 3.02) mostraron excepcionales valores de CHL. Dado que los límites de "leverage" críticos para n= 54 es 0.07, los lagos Blanco (L= 0.17) y Colhue Huapi (L= 0.12), y en menor medida, Cardiel y Cavihue (L= 0.08), fueron considerados con inusuales niveles de FT y no limitantes. El lago Cardiel mostró alta K_{20} , lo cual es indicativo de condiciones más salinas. Dependiendo de la composición iónica, los lagos salinos pueden poseer mayor o menor CHL (véase Hammer 1981; Wetzel 1975). La eliminación de estos ambientes incrementó la predictibilidad de CHL hasta 69 %. De este modo el modelo que mejor predice CHL en los ambientes estudiados es:

$$\log \text{CHL} = -0.84 + 0.96 \log \text{FT}; r = 0.83$$

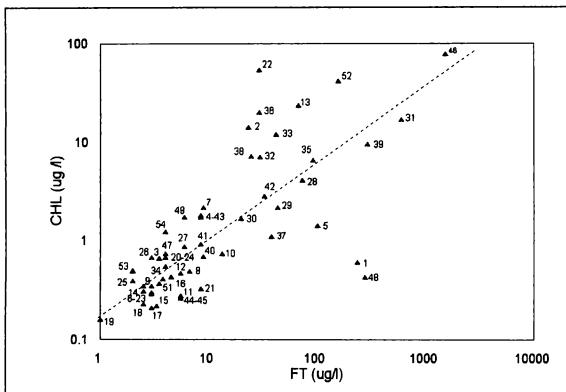


Figura 5.1.1: Relación entre fósforo total (FT) y clorofila-a (CHL) en los ambientes estudiados. Los números que identifican a los ambientes corresponden a los de la Tabla 5.1.1. Otras variables presentaron también un alto poder predictivo. Tal fue el caso de SEC ($n=54$; $r=0.78$), a pesar que lagos con elevada turbidez inorgánica como Colhue Huapi ($L=0.19$; $SR=-3.45$), Argentino ($SR=-3.59$; $L=0.04$) y Blanco ($SR=-0.28$; $L=0.28$), Colhue Huapi ($L=0.19$; $SR=-3.45$), afectan el ajuste de la regresión (Figura 5.1.2). La eliminación de estos ambientes aumenta la varianza explicada hasta un 76 %.

Otras variables presentaron también un alto poder predictivo. Tal fue el caso de SEC ($n=54$; $r=0.78$), a pesar que lagos con elevada turbidez inorgánica como Colhue Huapi ($L=0.19$; $SR=-3.45$), Argentino ($SR=-3.59$; $L=0.04$) y Blanco ($SR=-0.28$; $L=0.28$), Colhue Huapi ($L=0.19$; $SR=-3.45$), afectan el ajuste de la regresión (Figura 5.1.2). La eliminación de estos ambientes aumenta la varianza explicada hasta un 76 %.

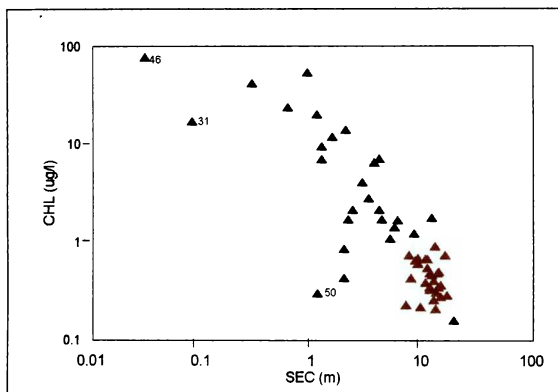


Figura 5.1.2: Relación entre la profundidad del disco de Secchi (SEC) y clorofila-a (CHL) en lagos y embalses patagónicos. Los números de los ambientes corresponden a los de la Tabla 5.1.1.

En la Tabla 5.1.2 se sintetizan aquellas relaciones más significativas entre CHL y diversos parámetros.

5.2. Ordenación de lagos y embalses

El análisis de componentes principales (ACP) demostró que los tres primeros componentes resumieron el 78.6% de la variación total. El componente I explicó el 40.3% de la varianza y representó un gradiente definido por las condiciones tróficas y edáficas (Tabla 5.2.1). El componente II explicó el 29.9% de la varianza y principalmente se identificó con el efecto de la morfometría. El componente III explicó solo el 8.3% de la variación y está asociado al gradiente dado por la temperatura y la forma de la cubeta del lago o embalse (indicativo de su origen).

Los resultados de la ordenación muestran una tipología definida, conformada por tres grupos principales (Figura 5.2.1). El grupo **A** representa los lagos andinos oligotróficos. Este grupo puede ser subdividido en tres subgrupos: El subgrupo **A1** incluye los "grandes lagos", muy

profundos y ultraoligotróficos a oligotróficos. El subgrupo A2 comprende lagos andinos típicos de superficie moderada, generalmente estratificados, con baja conductividad y alta transparencia. El subgrupo A3 incluye lagos someros, nunca estratificados, pero con mayor conductividad y menor transparencia. El grupo B comprendió lagos ecotonales situados en las estribaciones cordilleranas y "precordilleranas". Estos ambientes pueden describirse como muy someros, nunca estratificados, meso a eutróficos con moderados a altos niveles de nutrientes y de conductividad. El grupo C incluyó los lagos y embalses de la meseta, el que a su vez, se dividió en dos subgrupos. El subgrupo C1 abarcó solo embalses situados en el límite norteoeste de la meseta, los que se caracterizan por ser profundos, oligotróficos y estratificados durante el verano. El subgrupo C2 comprende grandes lagos y embalses de moderada profundidad que en general no estratifican. Estos ambientes cubren una amplia región geográfica y poseen como característica distintiva, altos niveles de nutrientes, elevada conductividad y baja transparencia.

Finalmente, algunos lagos también localizados en la meseta (e.g. 5, 31, 46, 47 y 52) se distribuyen en forma aislada y dispersa en el espacio de ordenación. Estos ambientes exhiben muy elevadas concentraciones de nutrientes y valores de conductividad y en algunos casos, excepcional turbidez inorgánica, y pertenecen a cuencas cerradas. A pesar de estas condiciones extremas, no deberían ser considerados como "outliers", dado que este tipo de cuenca abunda en la meseta y región ecotonal (Iturondo 1989).

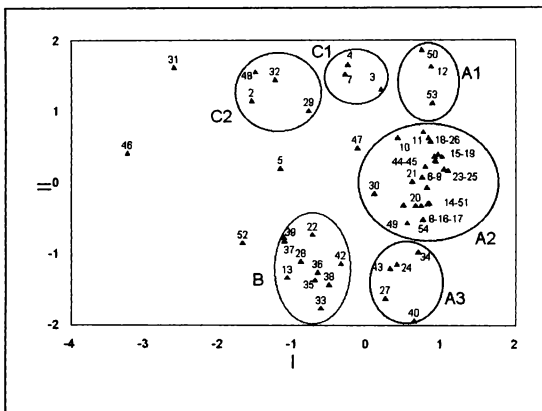


Figura 5.2.1: Localización de los ambientes en el espacio reducido como resultado del análisis de componentes principales tras aplicar una rotación VARIMAX. Los números de los ambientes corresponden a los de la Tabla 5.1.1.

5.3. Análisis comparativos

Dado el enfoque de la presente tesis, resulta de mucho interés ensayar una comparación entre lagos patagónicos y otros lagos templados fríos, particularmente de Norte América. Para ello se recurrió a los parámetros ZTH y CHL. La profundidad de la termoclina tiene un efecto general sobre la distribución de nutrientes y el metabolismo del lago (Northcote y Larkin 1956; Jansson 1984), mientras que la clorofila-a ha probado ser un excelente adecuado de la productividad y biomasa algal (Sakamoto 1966; Canfield *et al.* 1985), niveles de nutrientes (e.g. Dillon y Rigler 1974; Smith y Shapiro 1981), y últimamente resulta un buen descriptor de lagos templados. Para ello fue necesario previamente desarrollar modelos empíricos predictivos de ZH y CHL que pudieran ser comparados con similares de otras áreas templado-frías.

5.3.1. Estimación de la profundidad de la termoclina

Se utilizó FETCH como variable predictiva de ZTH, dado que el mismo es el factor más importante que afecta la profundidad de mezcla (Patalas 1984) y se efectuó una comparación con diferentes modelos (Figura 5.3.1.1). Los lagos del hemisferio sur fueron cotejados con los modelos desarrollados por Quirós y Drago (1985) para lagos Araucanos chilenos y Green *et al.* (1987) para lagos de Nueva Zelanda. Para el hemisferio norte se escogieron los modelos de Shuter *et al.* (1983) para América del Norte, Arai (1981) para Japón, Patalas (1961) para Polonia y Hanna (1990) a nivel mundial (Tabla 5.3.1.1). Dado que algunos modelos utilizan la longitud máxima efectiva en lugar del FETCH, se asumió que ambos parámetros eran similares (Hanna 1990). Del mismo modo, la profundidad del metalimnio fue considerada equivalente a ZTH. A escala mundial, Hanna (1990) ha demostrado que ZTH es equivalente a la profundidad del epilimnio + 2.37 m.

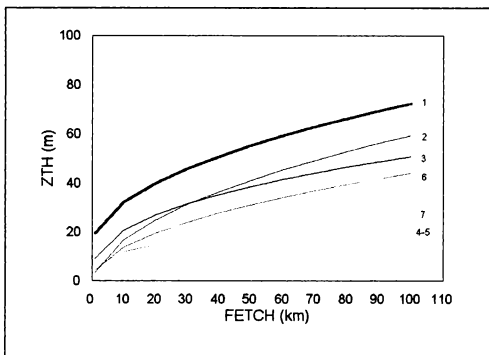


Figura 5.3.1.1: Relación entre fetch (FETCH) y profundidad de la termoclina (ZTER) en lagos patagónicos basados en los siguientes modelos: 1: ecuación 1 (Tabla 5.3.1.1); 2: Quirós y Drago (1985) para lagos Araucanos; 3: Green *et al.* (1987) para lagos de Nueva Zelanda; 4: Shuter *et al.* (1983) para lagos de Norteamérica; 5: Arai (1981) para lagos de Japón; 6: Patalas (1961) para lagos de Polonia; 7: Hanna (1990) para lagos mundiales. es patagónicos con FT < 100 µg/l con los siguientes modelos y condiciones: OECD (1982, según White 1983) a nivel mundial basado en valores anuales de CHL y FT; White (1983) para Nueva Zelanda sobre valores anuales de CHL y FT; Sakamoto (1966, según Dillon y Rigler 1974).

Para los lagos patagónicos, FETCH explicó un moderado porcentaje de la variación de ZTH, pero ello resultó similar al resto de los modelos, excepto el de Hanna (1990) y Patalas (1961). Sin embargo, ninguno de estos modelos resultó apropiado para predecir la ZTH en los lagos patagónicos..

5.3.2. Estimación de clorofila-a

Se compararon los valores de CHL estimada en lagos y embals Rigler 1974) para Japón, a partir de niveles estivales de CHL y primaverales de FT; Lambou *et al.* (1982) para USA según valores estivales de CHL y FT, y Prepas y Trew (1983) para Canadá según concentraciones estivales de CHL y FT. Los modelos de OECD (1982) y Lambou *et al.* (1982) exhibieron los menores valores residuales (Tabla 5.3.2.1). Todos los modelos sobrestimaron considerablemente CHL para los lagos patagónicos, al ser comparados con los valores derivados de la ecuación 1 (Tabla 5.3.2.1), particularmente bajo condiciones eutróficas (Figura 5.3.2.1).

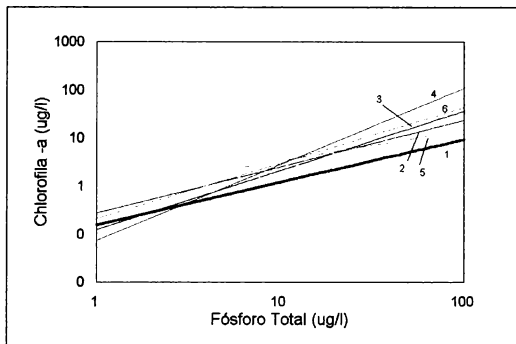


Figura 5.3.2.1: Relación entre FT y CHL en lagos patagónicos basados en los siguientes modelos: 1: Ecuación 6 de Tabla 5.1.2; 2: OECD (1982) para lagos del mundo; 3: White (1983) para lagos de Nueva Zelanda; 4: Sakamoto (1966) para lagos del Japón; 5: Lambou *et al* (1982) para lagos de USA; 6: Prepas y Trew (1983) para lagos del escudo canadiense.

6. DISCUSIÓN

A una escala geográfica amplia los componentes químicos y morfométricos parecen determinar las variaciones importantes que originan diferencias entre los lagos patagónicos, lo cual en última instancia, esta reflejando diferencias edáficas e historias geológicas disímiles en las cuencas. La tipología identificada mediante ACP claramente indica la diferente naturaleza de las condiciones limnológicas imperantes en estos ambientes. En el presente análisis, el efecto del clima no parece jugar un rol preponderante en la tipología desarrollada, pero ello puede atribuirse a la falta de registros adecuados. La topografía local, en especial en la región andina, es un factor modificador muy importante de la dirección e intensidad del viento, el cual, a su vez, influye sobre los gradientes térmicos. Lamentablemente, existen escasos registros climáticos en la región, como para poder realizar un análisis más exhaustivo o llevar a cabo extrapolaciones.

En los lagos andinos el epilimnio no presenta limitaciones de productividad atribuibles a la intensidad lumínica, pero la naturaleza cristalina de las rocas (ígneas, volcánicas y plutónicas) resulta restrictiva para el aporte de nutrientes (Pedrozo *et al.* 1993). Basado en la resistencia termal a la mezcla (Wetzel 1975), Gliwicz (1979) propuso que el tiempo medio de residencia de los nutrientes en el epilimnio podría acortarse en aquellos lagos con metalimnios que poseen gradientes termales débiles. Dado que los lagos andinos presentan termoclinas con esas características, ello contribuiría a explicar las condiciones ultra-oligotróficas de muchos de estos ambientes. Los lagos ecotoniales, por el contrario, combinan condiciones más favorables para una mayor productividad, dado por condiciones someras y altos niveles de nutrientes. Los ambientes de la meseta, a su vez, definen un diverso espectro de condiciones, por sobre todo químicas. La idea de un gradiente ambiental cordillera-meseta propuesta por Quirós *et al.* (1985) sería válida si estos ambientes son considerados como constituyendo una unidad a gran escala.

Las profundidades de mezcla de los lagos patagónicos resultan comparativamente mayores que aquellas correspondientes a los lagos de América del Norte y Europa. Un patrón similar ha sido observado en Nueva Zelanda (Green *et al.* 1987; Burns 1991) y en los lagos araucanos chilenos (Quirós y Drago 1985). Los modelos desarrollados en América del Norte fracasan en estimar ZTH en la Patagonia argentina, ya que originalmente incluyen ambientes someros con una estratificación estival bien definida (e.g. Cruikshank 1984). Los lagos patagónicos con gran FETCH presentaron termoclinas más profundas que las predichas por Straskraba (1980) y

Patalas (1984) y excedieron el límite de profundidad de 25 m esperado para lagos con longitudes máximas por encima de 25 km. Por el contrario, no resultó sorprendente que los modelos derivados del hemisferio sur mostraran las menores desviaciones respecto a los modelos patagónicos. La gran influencia del viento no parece casual. Dado que la mayoría de los lagos andinos se disponen sobre valles glaciares transversales, esto facilita una máxima exposición a los fuertes vientos del oeste, lo cual incrementa las profundidades de mezcla (Jolly y Irwin 1975; Allot 1986). Un cuadro totalmente diferente se observa en la meseta, donde los fuertes vientos y la baja profundidad de los ambientes impiden la formación de termoclinas e incluso de congelamiento invernal en algunos casos.

El escaso poder predictivo de FT sobre CHL revela la diversidad limnológica existente en la región. Este fenómeno, sin embargo, ha sido ya notado en los lagos patagónicos chilenos (Soto *et al.* 1994) y lagos del hemisferio norte (Dillon y Rigler 1974). En la meseta, por ejemplo, los numerosos lagos bajos y ventosos presentan una circulación permanente y una producción constante a lo largo del año, lo cual origina un reciclado permanente de fósforo y nitrógeno (Sakamoto 1966; Hamilton y Mitchell 1988). Este amplio espectro de características limnológicas observadas en la región limitaría así el poder predictivo del fósforo sobre la clorofila. En esta tesis no se intentará profundizar en las causas que pueden contribuir a estas desviaciones. Baste aquí mencionar que muchos ambientes patagónicos poseen o bien condiciones salinas, que incrementaría la productividad (Hammer 1981, 1986), o bien exhiben altos niveles de turbidez no algal, lo cual contribuiría a un decrecimiento de la productividad. (Carfield y Bachmann 1981).

Al aplicar modelos empíricos de otras regiones del mundo para predecir CHL, se observó una notable sobrestimación de la productividad en los lagos patagónicos. Ferris y Tyler (1985) han postulado la validez de las relaciones de FT-CHL derivadas de lagos del hemisferio norte, pero estos autores han utilizado una muestra atípica de lagos del hemisferio sur que no consideraba los lagos templado fríos. En este estudio, los modelos de OECD (1982) y Lambou *et al.* (1982), ambos basados en un pool de datos heterogéneos, son los que exhiben las mayores coincidencias con los lagos patagónicos. El modelo de White (1983) presenta un alto grado de desvío, pero esto se explicaría porque los lagos patagónicos poseen un promedio de FT y CHL muy por debajo de los límites inferiores considerados en Nueva Zelanda (5 y 0.6 $\mu\text{g/l}$ respectivamente). Los lagos del oeste canadiense, a su vez, promedian niveles de FT y CHL de

3 a 5 veces por encima de los lagos patagónicos (Tabla 2 en Prepas y Trew 1983) y, de modo similar, los lagos japoneses resultan mas productivos (Sakamoto 1966).

Diferencias de características químicas entre ambos hemisferios han sido ya notadas por White (1983, 1989), mientras que Soto *et al.* (1994) han arguido que las limitaciones por nitrógeno definen un patrón característico de los lagos del hemisferio sur. Esta apreciación, no obstante, no se correspondería con recientes evidencias. Documentadas investigaciones llevadas a cabo en los lagos templados de América del Norte (e.g. Goldman 1981; Morris y Lewis 1988) han puesto de manifiesto similares limitaciones por nitrógeno (véase Elser *et al.* 1990 para una revisión). Estos lagos, al igual que varios situados en la Patagonia (Pizzolón com. pers), no se ajustarían al paradigma de la limitación por fósforo desarrollado a partir de los trabajos de Schindler (1978) en los lagos canadienses, y demostrarían que las diferencias de composición química no son tan evidentes, al menos, entre lagos del continente americano..

Se puede concluir que la componente climática juega un rol destacado en diferenciar los lagos patagónicos de los templado-fríos del hemisferio norte, mientras que las diferencias de tipo químico son tal vez de menor importancia. El hemisferio sur se encuentra fuertemente influenciado por vastas masas oceánicas, las cuales dictan fenómenos climáticos e hidrológicos no observados en el hemisferio norte (Davies y Walmsley 1985). Las menores amplitudes termales observadas en el hemisferio sur (Van Loon 1972 a), sumadas a los fuertes vientos del oeste durante el verano (Van Loon 1972 b), podrían ser las causantes de las diferencias en los balances térmicos (Green 1975) y explicaría porque no se observan condiciones típicamente dimícticas en los lagos templado-fríos del hemisferio sur (Viner 1987). Claramente, los patrones de estratificación en lagos del hemisferio sur comprenden un período mas breve que los predichos solamente por la temperatura (Imberger 1985). Como consecuencia de ello, los modelos empíricos del hemisferio norte sobre patrones en lagos (e.g. Shuter *et al.* 1983) son inaplicables en lagos templados de latitud similar en el hemisferio sur. Asimismo, la clasificación revisada de Lewis (1983, Fig. 2) falla en estimar el comportamiento termal de los lagos patagónicos, a los cuales clasifica como dimícticos por su latitud, y de tipo no cálidos monomícticos como ocurre en la realidad. Se debe realzar la importancia del viento como factor climático fundamental y distintivo que afecta los procesos de mezcla y la productividad de los lagos templados del hemisferio sur. Ello ha sido notado en Nueva

Zelandia por Green (1975), Green *et al.* (1987) y Malthus y Mitchell (1990), en Chile por Soto *et al.* (1994) y en esta tesis se enfatiza que un fenómeno similar se verifica en los lagos patagónicos argentinos.

7. BIBLIOGRAFIA

- Allot, N. A. 1986. Temperature, oxygen and heat-budgets of six western Irish lakes. *Fresh. Biol.* 16: 145-154.
- Arai, T. 1981. Climatic and geomorphological influences on lake temperature. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 21: 130-134.
- Ashworth, A. C. y J. W. Hoganson. 1993. The magnitude and rapidity of the climate change marking the end of the Pleistocene in the mid-latitudes of South America. *Palaeogeogr., Palaeoclimat., Palaeoecol.* 101: 263-270.
- Auer, V. 1958. The Pleistocene of Fuego-Patagonia. Part II: the history of the flora and vegetation. *Ann. Acad. Sci. Fennica, Geologica-Geographica, Ser. A, III*, 50: 1-239.
- Balseiro, E. G. y B. E. Modenutti. 1990. Zooplankton dynamics of Lake Escondido (Río Negro, Argentina), with special reference to a population of *Boeckella gracilipes* (Copepoda, Calanoida). *Int. Revue ges. Hydrob.* 75: 475-491.
- Balseiro, E. G., C. P. Queimaliños y B. E. Modenutti. 1991. Evidence of interference of *Asterionella formosa* with the feeding of *Bosmina longirostris* in a south Andes lake. *Hydrobiologia* 224:111-116.
- Bayly, I. A. y W. Williams. 1975. *Inland waters and their ecology*. Longman, Australia, 316 p.
- Beeskow, A. M., H. del Valle y C. Rostagno. 1987. Los sistemas fisiográficos de la región árida y semiárida de la provincia del Chubut. SECYT, Deleg. Reg. Patag., 13 p.
- Briinsky, M. y K. H. Mann. 1973. An analysis of factors governing productivity in lakes and reservoirs. *Limnol. Oceanogr.* 18: 1-14.
- Burns, C. W. 1991. New Zealand lakes research, 1967-1991. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 25: 359-379.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Tomo II, Fase 1. ACME, Buenos Aires, 85 p.
- Campos, H. 1984. Limnological study of Araucanian lakes (Chile). *Verh. Int. Verein. Limnol.* 22: 1319-1327.
- Campos, H., J. Arenas, W. Steffen y G. Agüero. 1977. Estudio limnológico, morfométrico, físico y químico del lago Neltume (Valdivia, Chile). *Medio Ambiente* 3: 37-47.
- Campos, H., J. Arenas, W. Steffen y G. Agüero. 1978 a. Morfometría y características físico-químicas. *Medio Ambiente* 3: 76-88.
- Campos, H., J. Arenas, W. Steffen y G. Agüero. 1978 b. Physical and chemical limnology of lake Ríñihue (Valdivia, Chile). *Arch Hydrobiol.* 8 4: 405-429.
- Campos, H., J. Arenas, W. Steffen, G. Agüero y J. Burz. 1980. Limnologische Untersuchungen an den Seen Pellaifa und Calafquén in Chile. *Beitr. Hydrol.* 7: 99-137.

- Campos, H., J. Arenas, W. Steffen y G. Agüero. 1981. Morphometrical, physical and chemical limnology of Lake Panguipulli (Valdivia, Chile). *N. Jb. Geol. Paläont. Mh.* 10: 603-625.
- Campos, H., J. Arenas, W. Steffen, C. Roman y G. Agüero. 1982. Limnological study of Lake Ranco (Chile). Morphometry, physics, chemistry and plankton. *Archiv Hydrobiol.* 94: 137-171.
- Campos, H., W. Steffen, C. Roman, L. Zuñiga y G. Agüero. 1983. Limnological studies in lake Villarica. Morphometric, physical, chemical, planktonical factors and primary productivity. *Archiv Hydrobiol. Suppl.* 65: 371-406.
- Campos, H. W. Steffen, W. Agüero, O. Parra y L. Zuñiga. 1987 a. Limnology of Lake Riñihue. *Limnologica* 18: 339-357.
- Campos, H., W. Steffen, O. Parra, P. Dominguez y G. Agüero. 1987 b. Estudios limnológicos en el lago Caburgua (Chile). *Gayana (Botánica)* 44: 61-84.
- Campos, H. W. Steffen, W. Agüero, O. Parra y L. Zuñiga. 1988. Limnological study of Lake Lanquihue (Chile). Morphometry, physics, chemistry, plankton, and primary productivity. *Archiv Hydrobiol Suppl.* 81: 37-67.
- Campos, H., W. Steffen, W. Agüero, O. Parra y L. Zuñiga. 1989. Estudios limnológicos en el lago Puyehue (Chile). Morfometría, factores físicos y químicos, plancton y productividad primaria. *Medio Ambiente* 10: 36-53.
- Campos, H., W. Steffen, W. Agüero, O. Parra y L. Zuñiga. 1990. Limnological study of lake Todos Los Santos (Chile). Morphometry, physics, chemistry, plankton, and primary productivity. *Archiv Hydrobiol.* 117: 453-484.
- Campos, H., W. Steffen, W. Agüero, O. Parra y L. Zuñiga. 1992a. Limnology of Lake Ranco. *Limnologica* 22: 337-355.
- Campos, H., W. Steffen, W. Agüero, O. Parra y L. Zuñiga. 1992b. Limnology of Lake Rupanco. *Archiv Hydrobiol.* 90: 85-113.
- Campos, H., D. Soto, W. Steffen, G. Agüero, O. Parra y L. Zuñiga. 1994 a. Limnological studies of Lake del Toro (Chile). Morphometry, physics, chemistry, and plankton. *Archiv Hydrobiol. Suppl.* 99: 199-215.
- Campos, H., D. Soto, W. Steffen, O. Parra, G. Agüero y L. Zuñiga. 1994 b. Limnological studies of Lake Sarmiento (Chile): A subsaline lake from Chilean Patagonia. *Archiv Hydrobiol. Suppl.* 99: 217-234.
- Canfield, D. E. Jr. y R. W. Bachmann. 1981. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll *a*, and Secchi depths in natural and artificial lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 414-425.
- Canfield, D. E. Jr., S. B. Linda y L. M. Hodgson. 1985. Chlorophyll-biomass-nutrient relationships for natural assemblages of Florida phytoplankton. *Water Res. Bull.* 21: 381-386.

- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369.
- Carpenter, S. R. 1983. Lake geometry: implications for production and sediment accretion rates. *J. Theor. Biol.* 105: 273-286.
- Chapra, S. C. y K. H. Reckhow. 1979. Expressing the phosphorus loading concept in probabilistic terms. *J. Fish. Res. Board. Can.* 36: 225-229.
- Conzonno, V. H., A. A. Mariazzi, M. A. Echenique, R. A. Labollita y M. Petrocchi. 1981. Estudio limnológico en el lago Pellegrini (Río Negro, Argentina). *Ecosur* 8: 53-170.
- Cook, G. D., E. B. Welch, S. A. Peterson y P. R. Newroth. 1993. Restoration and management of lakes and reservoirs. Lewis Publishers, Boca Raton, 548 p.
- Cordini, R. 1939. El lago Nahuel Huapi. Contribución a su conocimiento limnológico. *Bol. Dir. Minas Geol. Minist. Agric.* (Argentina) 47, 56 p.
- Cordini, R. 1950. Algunas características limnológicas del lago Nahuel Huapi. *An. Mus. Nahuel Huapi* 2: 113-127.
- Cordini, R. 1964. El lago Lacar del Parque Nacional Lanín (Neuquén). *Anal. Parques Nac.* (Buenos Aires) 10: 111-183.
- Cruikshank, D. R. 1984. The relationship of summer thermocline depth to several physical characteristics of lakes. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1248: 1-33.
- Davies, B. R. y R. D. Walmsley. 1985. Perspectives in Southern Hemisphere limnology: introduction. *Hydrobiologia* 125: 1-5.
- Del Valle, H. F. 1998. Patagonian soils: a regional sintesis. *Ecol. Austral* 8: 103-124.
- Díaz, M. 1994. Fitoplancton de lagos andino-patagónicos. Su relación con factores abióticos. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Buenos Aires, 178 p.
- Díaz, M. y F. L. Pedrozo. 1993. Seasonal succession of phytoplankton in a small Andean patagonian lake (Rep. Argentina) and some considerations about the PEG model. *Archiv. Hydrobiol.* 127: 167-184.
- Dillon, P. J. y F. H. Rigler. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 19: 767-773.
- Donoso, T. G. y H. K. Phinney. 1988. Physical and chemical characteristics of Lago Rupanco, Osorno, Chile. *Archiv Hydrobiol.* 112: 351-369.
- Downing, J. A. y C. Plante. 1993. Production of fish populations in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 110-120.
- Downing, J. A., C. Plante y S. Lalonde. 1990. Fish production correlated with primary productivity, not morphoedaphic index. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1929-1936.

- Drago, E. 1974. Estructura térmica del lago Máscardi (provincia de Río Negro, Argentina). *Physis* (B) 33: 207-216.
- Elsler, J. J., E. R. Marzoff y C. R. Goldman. 1990. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton in the freshwaters of North America: a review and critique of experimental enrichments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1468-1477.
- Ferris, J. M. y P. A. Tyler. 1985. Chlorophyll-total phosphorus relationships in lake Burragorang, New South Wales, and some other southern hemisphere lakes. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 36: 157-168.
- Geller, W. 1992. The temperature stratification and related characteristics of Chilean lakes in midsummer. *Aquat. Sci.* 54: 37-57.
- Gliwicz, Z. M. 1979. Metalimnetic gradients and trophic state of lake epilimnia. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 37: 121-143.
- Goldman, C. R. 1981. Lake Tahoe: two decades of change in a nitrogen deficient oligotrophic lake. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 21: 45-70.
- Green, J. D. 1975. Heat budgets. *En New Zealand lakes* (Jolly, V. H. y J. M. Brown eds.), Auckland University Press, Auckland, 388 p.
- Green, R. H. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. J. Wiley & Sons, New York, 257 p.
- Green, J. D., A. B. Viner y D. J. Lowe. 1987. The effect of climate on lake mixing patterns and temperatures. Páginas 65-76 en *Inland waters of New Zealand* (Viner, A. B., ed.), DSIR Bull. 241.
- Hamilton P. y S. F. Mitchell. 1988. Effects of wind on nitrogen, phosphorus and chlorophyll in a shallow New Zealand lake. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 23: 624-628.
- Hammer, U. T. 1981. Primary production in saline lakes. *Hydrobiologia* 81: 47-57.
- Hammer, U. T. 1986. Saline lake ecosystems of the world. *Monogr. Biolog.* 59, Dr. W. Junk, The Hague, 616 p.
- Hanna, M. 1990. Evaluation of models predicting mixing depth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 940-947.
- Hanson, J. M. y R. H. Peters. 1984. Empirical prediction of crustacean zooplankton biomass and profundal macrobenthos biomass in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 439-445.
- Herdendorf, C. 1990. Distribution of World's large lakes. Páginas 3-37 en *Large lakes. Ecological structure and function* (Tilzer, M. y C. Serruya, eds.), Springer Verlag, Berlin.
- Hoffmann, J. A. 1975. Climatic Atlas of South America. 1. Maps of mean temperature and precipitation. WMO-UNESCO, Cartographia, Budapest.

- Hutchinson, G. E. 1957. A treatise on limnology.1. Geography, physics, and chemistry. John Wiley & Sons, New York, 1015 p.
- Iglesias de Cuello, A. 1982. Cuencas salinas y espejos de agua. Páginas 282-291 *en* Atlas físico de la República Argentina. Atlas total de la República Argentina (Chiozza, E. y R. Figueira, eds.), Vol. 2. Centro Editor de América Latina, Buenos Aires.
- Imberger, J. 1985. Thermal characteristics of standing waters: an illustration of dynamic processes. *Hydrobiologia*. 127: 7-29.
- INALI (Instituto Nacional de Limnología). 1992. II. Patagonian lakes. Páginas 27-44 *en* Report on IBP/PF projects, Contribution to the IBP/PF National Programme. INALI, Santo Tomé, Argentina.
- Iriondo, M. 1989. Quaternary lakes of Argentina. *Palaeogeogr., Palaeoclimat., Palaeoecol.* 70: 81-88.
- Jansson, M. 1984. Experimental lake fertilization: turnover of nitrogen and phosphorus in stratified and non stratified lakes subarctic lakes in northern Sweden. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22: 708-711.
- Jolly, V. H. y J. M. Brown (eds.). 1975. New Zealand lakes. Auckland University Press, Auckland, 388 p.
- Jolly, V. H. y J. I. Irwin. 1975. Thermal conditions. Páginas 90-105 *en* New Zealand lakes. (Jolly, V. H. y J. M. Brown, eds.), Auckland University Press, Auckland:
- Jones, J. R. y R. W. Bachmann. 1976. Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. *J. Wat. Pollut. Cont. Fed.* 48: 2176-2182.
- Kratz, T. K., J. J. Magnuson, C., B. Bowser y T. T. Frost. 1986. Rationales for data collection and interpretation in the northern lakes long term ecological research program. Páginas 22-23 *en* Rationale for sampling and interpretation of ecological data in the assessment of freshwater ecosystems (Isom, B.G., ed.), American Society for testing and materials, ASTM STP 894.
- Lambou, V. W., S. C. Hern, W. D. Taylor y L. R. Williams. 1982. Chlorophyll, phosphorus, Secchi disk and trophic state. *Water Res. Bull.* 18: 807-813.
- Land de Castello, H. 1981. Algunos aspectos limnológicos abióticos de la cuencas de los ríos Limay y Neuquén, con especial referencia al embalse Ramos Mexía. *Ecosur* 8: 1-27.
- Larsen, D. P. y S. J. Christie (eds.). 1993. EMAP-surface waters 1991 pilot report. EPA/620/R-93/003: 1-201.
- León, J. C., D. Bran, M. Collantes, J. M. Paruelo y A. Soriano. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecol. Austral* 8: 125-144.
- Lewis, W. M. Jr. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1779-1787.

- Löffler, H. 1960. Limnologische Untersuchungen an chilenischen und peruanischen Binnengewässern. I. Die physikalisch-chemischen Verhältnisse. Arkiv Geofysik 3: 155-254.
- Malthus, T. J. y C. F. Mitchell. 1990. On the occurrence, causes, and potential consequences of low zooplankton to phytoplankton ratios in the New Zealand lakes. Freshw. Biol. 22: 383-394.
- Marcolini, A., C. Lopez y M. L. Lanciotti. 1988. Características de los suelos derivados de cenizas volcánicas de la cordillera de los Andes y precordillera del norte de la Patagonia. INTA, Informe Técnico s/n, 39 p.
- Mariazzi, A. A., V. Conzonno, J. Ullbarrena, J. C. Paggi y J. L. Donadelli. 1987. Limnological investigation in Tierra del Fuego, Argentina. Biol. Acuát. (La Plata) 10: 1-74.
- Markgraf, V. 1988. Paleoclimas del último glacial y postglacial en los Andes de Argentina. Acta Geocriogénica 4: 93-110.
- Martínez Peck, L. 1993. La comunidad de macrófitas de la laguna Zeta, provincia del Chubut. Informe de Beca de Iniciación del CONICET, 37 p.
- Modenutti, B. E. 1993. Summer population of *Hexarthra bulgarica* in a high elevation lake of South Andes. Hydrobiologia 259: 33-37.
- Montecino, V. y S. Cabrera. 1984. Limnological pilot project for the characterization of temperate lakes in Central Chile. Verh. Int. Ver. Limnol. 22: 1332-1334.
- Morris, D. P. y W. M. Lewis. 1988. Phytoplankton nutrient limitation in Colorado mountain lakes. Freshw. Biol. 20: 315-327.
- Neter, J. W. Wasserman y M. H. Kutner. 1989. Applied linear regression models. Irwin, Boston, 667 p.
- Northcote, T. G. y P. A. Larkin. 1956. Indices of productivity in British Columbia lakes. J. Fish. Res. Board. Can. 13: 515-540.
- OECD (Organization for Economic Co-operation and Development) 1982. Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control. Organ. Econ. Co-operation Dev., Paris, 154 p.
- Paruelo, J. M., E. G. Jobbágy y O. Sala. 1998 a. Biozones of Patagonia (Argentina). Ecol. Austral 8: 145-153.
- Paruelo, J. M., A. Beltrán, E. Jobbágy, O. E. Sala y R. Golbuscio. 1998 b. The climate of Patagonia. General patterns and controls on biotic processes. Ecol. Austral 8: 85-101.
- Patalas, K. 1961. Wind und morphologiebedingte Wasserwegungstypen als bestimmender Faktor für die Intensität des Stoffkreislaufes in nordpolnischen Seen. Verh. Int. Ver. Limnol. 14: 59-64.

- Patalas, K. 1984. Mid-summer mixing depth of lakes of different latitudes. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22: 97-102.
- Pedrozo, F., S. Chilrud, P. Temporetti y M. Díaz. 1993. Chemical composition and nutrient limitation in rivers and lakes of northern Patagonian Andes (39.5° S; 71° W) (Rep. Argentina). *Verh. Int. Ver. Limnol.* 25: 207-214.
- Pizzolón, L. 1993. Limnología de la cuenca del río Futaleufú (Chubut, Argentina). Informe Final PID1290/90 CONICET, PI 56/8 PI 108/90, PI 118/90 CIUNPAT-FCN-UNPSJB, 286 p.
- Prairie, Y.T., C. M. Duarte y J. Kalff. 1989. Unifying nutrient-chlorophyll relationships in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1176-1182.
- Prepas, E. E. y D. O. Trew. 1983. Evaluation of the phosphorus-chlorophyll relationship for lakes off the Precambrian Shield in western Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 27-35.
- Pridmore, R. D., W. N. Want y J. C. Rutherford. 1985. Chlorophyll-nutrient relationships in North Island lakes (New Zealand). *Hydrobiologia* 121: 181-189.
- Prohaska, F. 1976. The climate of Argentina, Paraguay and Uruguay. Páginas 13-112 en *World survey climatology*. 12 (Scherdtfeger, W., ed.), Climate of Central and South America. Elsevier, Amsterdam:
- Quirós, R. 1988. Relationships between air temperature, depth, nutrients and chlorophyll in 103 Argentinian lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 23: 647-658.
- Quirós, R. 1989. Relaciones entre niveles de pigmentos fotosintéticos y diversos factores ambientales en ambientes acuáticos de la República Argentina. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, 258 p.
- Quirós, R. 1990. Predictors of relative fish biomass in lakes and reservoirs of Argentina. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 928-939.
- Quirós, R. y E. Drago. 1985. Relaciones entre variables físicas, morfométricas y climáticas en lagos patagónicos. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 16: 181-189.
- Quirós, R. y C. R. Baigún. 1986. Prospección pesquera en 33 embalses y lagos patagónicos (Argentina). Páginas 159-179 en *Trabajos presentados al taller internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses* (Vila I. y E. Fagetti, eds.). Santiago, Chile, 5-10 Noviembre de 1984. COPESCAL, Doc. Téc. 4.
- Quirós, R., S. Cuch y C. R. Baigún. 1986. Relaciones entre abundancia de peces y ciertas propiedades físicas químicas y biológicas en lagos y embalses patagónicos. Páginas 180-202 en *Taller internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses* (Vila, I. y E. Fagetti, eds.). I. FAO, COPESCAL. Doc. Téc. 4.
- Rapela, C. W. y S. M. Kay. 1988. Late Palaeozoic to recent magmatic evolution of northern Patagonia. *Episodes* 11: 175-181.

- Rasmussen, J. B. y J. Kalf. 1987. Empirical models for zoobenthic biomass in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 990-1001.
- Sakamoto, M. 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Archiv Hydrobiol.* 62: 1-28.
- Schindler, D. W. 1978. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. *Limnol. Oceanogr.* 23: 478-486.
- Schlichter, T. y P. L. Laclau. 1998. Ecoono estepa-bosque y plantaciones forestales en la Patagonia norte. *Ecol. Austral* 8: 285-296.
- Shuter, B. J., D. A. Schlesinger y A. P. Zimmermann. 1983. Empirical predictors of annual surface water temperature cycles in North American lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1838-1845.
- Smith, V. H. 1979. Nutrient dependence of primary productivity in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 24: 1051-1064.
- Smith, V. H. y J. Shapiro. 1981. Chlorophyll-phosphorus relations in individual lakes: their importance to lake-restoration strategies. *Environ. Sci. Technol.* 15: 444-451.
- Soto, D., H. Campos, W. Steffen, O. Parra y L. Zuñiga. 1994. The Torres del Paine lake district (Chilean Patagonia): A case of potentially N-limited lakes and ponds. *Archiv Hydrobiol. Suppl.* 99: 181-197.
- Steffen, W. 1991. Comportamiento térmico de los lagos araucanos chilenos. *Biol. Acuát. (La Plata)* 15: 48-49.
- Stine, S. y M. Stine. 1990. A record from lake Cardiel of climate change in southern South America. *Nature* 345: 705-707.
- Straskraba, M. 1980. The effects of physical variables on freshwater production: analyses based on models. Páginas 13-84 en *The functioning of freshwater ecosystems* (Le Cren, E. D. y R. H. Lowe-McConnell, eds.), Cambridge Univ. Press, IBP Handbook 22.
- Thomásson, K. 1959. Nahuel Huapi. *Acta Phytogeogr. Sueca.* 42: 1-83.
- Thomásson, K. 1963. Araucanian lakes. Plankton studies in North Patagonia with notes on terrestrial vegetation. *Acta Phytogeográfica Sueca.* 47: 1-139.
- Thomásson, K. 1964. Plankton and environment of North Patagonian lakes. *Ann. Soc. Tartuensis as res Naturae Inv. Const.* 4: 9-28.
- Van Loon, H. 1972.a. Temperature in the southern hemisphere. *Meteorol. Monogr.* 13: 25-58.
- Van Loon, H. 1972.b. Wind in the southern hemisphere. *Meteorol. Monogr.* 13: 87-100.
- Veblen, T. T. y D. C. Lorenz. 1988. Recent vegetation changes along the forest/steppe ecotone of northern Patagonia. *Ann. Assoc. Amer. Geographers* 78: 93-111.

- Vighi, M. y G. Chiaudani. 1985. A simple method to estimate lake phosphorus concentrations resulting from natural background loadings. *Water Res.* 19: 987-991.
- Viner, A. B. (Ed.). 1987. *Inland waters of New Zealand*. DSIR Bull. 241, 494 p.
- Welch, P. S. 1948. *Limnological methods*. Blakiston Co., Philadelphia, 538 p.
- Wetzel, R. G. 1975. *Limnology*. Saunders Co., Philadelphia, 743 p.
- White, E. 1983. Lake eutrophication in New Zealand -a comparison with other countries of the Organization for Economic Co-operation and Development. *New Zealand J. Mar. Freshw. Res.* 17: 437-444.
- White, E. 1989. Utility of relationships between lake phosphorus and chlorophyll-*a* as predictive tools in eutrophication control studies. *New Zealand J. Mar. Freshw. Res.* 23: 35-41.
- Whittier, T. R. y S. G. Paulsen. 1992. The surface water component of the environmental monitoring and assessment program (EMAP): an overview. *J. Aquat. Ecosyst. Health* 1: 119-126.

TABLAS

Tabla 5.1.1: Variables ambientales analizada en los ambientes estudiados. L: lago; E: embalse; LAT: latitud; AREA: área (km²); ALT: altitud (msnm); TEMP: temperatura media anual del aire (°C); FETCH: fetch (km); PER: perimetro (km); DLC: desarrollo de línea de costa; ZMED: profundidad media (m).

#	Ambiente	Tipo	Latitud	AREA	ALT	TEMP	FETCH	PER	DLC	ZMED
1	Caviatue	L	37° 53'	9.7	1650	6.0	9.0	24.0	2.2	50.8
2	Pellegrini	E	38° 25'	100.7	270	14.5	17.3	69.0	1.9	9.4
3	Mari Menuco	E	38° 35'	174.0	421	13.0	20.5	77.5	1.7	79.4
4	Los Barrantes	E	38° 32'	411.0	425	13.0	30.0	150.0	2.1	68.3
5	Bianca	L	39° 03'	17.0	1276	9.0	7.0	27.0	1.8	8.4
6	Aluminé	L	38° 55'	57.0	1125	9.0	15.0	53.0	2.0	69.4
7	Ramos Mexia	E	39° 25'	816.0	381	12.0	59.0	343.7	3.4	24.7
8	Norquingo	L	39° 09'	5.4	1025	9.5	6.0	17.0	2.1	41.9
9	Quillén	L	39° 25'	23.0	975	9.5	10.0	49.0	2.9	59.0
10	Huechulafquen	L	39° 46'	78.2	875	9.5	25.0	34.0	1.1	142.4
11	Lacar	L	40° 10'	49.0	625	9.5	20.0	55.0	2.2	166.0
12	Nahuel Huapi	L	40° 53'	557.0	764	8.8	95.0	710.0	8.5	157.0
13	Ne-Luan	L	41° 29'	0.6	1000	8.6	0.8	2.8	1.0	6.4
14	Gutiérrez	L	41° 12'	16.4	750	8.8	9.0	25.0	1.7	79.7
15	Máscardi	L	41° 18'	39.2	750	8.8	10.0	43.0	1.9	111.0
16	Guillelmo	L	41° 23'	5.4	826	8.5	7.0	17.0	2.1	61.3
17	Steffen	L	41° 31'	6.3	525	9.0	7.0	18.0	2.0	46.7
18	Puelo	L	42° 10'	44.0	270	10.0	15.0	54.5	2.3	111.4
19	Epuyen	L	42° 10'	17.4	350	9.5	8.3	32.5	2.2	92.4
20	Lezama	L	42° 27'	7.5	750	8.0	7.0	18.5	1.9	36.0
21	Chollia	L	42° 28'	17.5	540	8.5	11.4	29.0	2.0	48.5
22	Los Mosquitos	L	42° 30'	4.6	500	9.0	4.3	10.0	1.3	6.1
23	Rivadavia	L	42° 34'	21.7	527	8.5	13.0	29.0	1.8	103.7
24	Verde	L	42° 43'	1.4	522	8.5	2.5	6.0	1.4	18.3
25	Futalaufquen	L	42° 50'	44.6	518	8.5	10.6	59.5	2.5	101.1
26	Amutui Quilmei	E	42° 53'	86.7	508	8.5	15.3	108	3.3	64.7

Tabla 5.1.1 (cont.)

Variables ambientales analizada en los ambientes estudiados. L: lago; E: embalse; LAT: latitud; AREA: área (km²); ALT.: altitud (msnm); TEMP: temperatura media anual del aire (°C); FETCH: fetch (km); PER: perimetro (km); DLC: desarrollo de línea de costa; ZMED: profundidad media (m).

#	Ambiente	Tipo	Latitud	AREA	ALT	TEMP	FETCH	PER	DLC	ZMED
27	Chultas	L	42° 10'	0,6	585	8,0	0,9	2,8	1,0	50,8
28	Esquel	L	42° 53'	2,8	585	9,5	1,9	6,0	1,0	9,4
29	Ameghino	E	44° 06'	65,0	169	12,0	11,5	260,0	9,1	79,4
30	Rosario	L	43° 15'	14,5	750	7,5	8,8	19,5	1,4	68,3
31	Colhué Huapi	L	45° 30'	810,0	250	11,0	46,0	225,0	2,2	8,4
32	Musters	L	45° 22'	414,0	260	11,0	42,5	135,0	1,9	69,4
33	Brecham	L	42° 54'	0,3	480	9,0	1,0	2,0	1,0	24,7
34	Largo	L	42° 54'	2,8	800	7,5	2,8	7,0	1,2	41,9
35	Zeta	L	42° 53'	0,8	850	7,5	1,6	3,5	1,1	59,0
36	Terraplén	L	42° 59'	2,7	750	7,5	2,2	6,0	1,0	142,4
37	Quichaura	L	43° 33'	2,5	700	8,0	2,4	7,5	1,3	166,0
38	Williamco	L	42° 53'	0,6	700	8,0	1,0	3,0	1,1	157,0
39	Cronómetro	L	43° 15'	3,1	850	7,5	4,0	10,5	1,7	6,4
40	Los Niños	L	44° 01'	0,7	900	6,5	1,1	3,5	1,2	79,7
41	Pico 1	L	44° 15'	12,0	550	8,0	5,4	15,0	1,2	111,0
42	Pico 3	L	44° 12'	4,5	500	8,3	2,3	7,5	1,0	61,3
43	Pico 4	L	44° 16'	5,3	600	7,7	2,1	8,5	1,0	46,7
44	La Plata	L	44° 52'	76,0	950	6,0	16,5	89,0	2,9	111,4
45	Fontana	L	44° 56'	81,5	925	6,0	19,0	76,0	2,4	92,4
46	Bianco	L	45° 54'	31,7	550	7,5	15,3	42,0	2,1	36,0
47	Posadas	L	47° 30'	45,3	112	10,0	10,0	29,0	1,2	48,5
48	Cardiel	L	48° 57'	480,0	275	9,0	10,5	77,0	1,0	6,1
49	Roca	L	50° 32'	6,4	200	7,0	7,0	16,5	1,8	103,7
50	Argentina	L	50° 15'	1466,0	187	7,5	120,0	590,0	4,3	18,3
51	Yehuín	L	54° 22'	43,5	241	4,0	7,5	45,0	1,9	101,1
52	San Luis	L	53° 55'	6,0	15	5,2	3,0	18,0	2,1	64,7
53	Fagnano	L	54° 34'	580,0	140	4,7	95,0	220,0	2,6	11,4
54	Escondido	L	54° 39'	7,0	142	4,7	7,0	20,0	2,1	2,1

Tabla 5.1.1 (cont.)

ZX: profundidad máxima (m); DR: razón ZMED/ZX; ZTH: profundidad de la termoclina (m); MIX: profundidad relativa de mezcla o razón ZTH/ZX);
 TS: temperatura superficial (°C); TF: temperatura de fondo (°C); NOT: nitrógeno orgánico total (µg/l); NT: nitrógeno total (µg/l); FT: fósforo total (µg/l);
 CHL: clorofila-a (µg/l).

#	Ambiente	ZX	DR	ZTH	MIX	TS	TF	NOT	NT	FT	NT:FT	CHL
1	Caviahué	92.6	0.55	33	0.36	14.0	4.9	294	355	238.0	1	0.61
2	Pellegrini	18.0	0.52		1.00	16.0	15.0	630	758	23.5	32	14.07
3	Mari Menuco	130.0	0.61	39	0.30	18.0	9.0	84	101	3.5	29	0.66
4	Los Barriales	120.0	0.57	39	0.33	16.2	9.0	168	202	8.5	24	1.73
5	Bianca	11.5	0.73	4	0.35	17.0	12.0	1611	1937	102.0	19	1.43
6	Aluminé	165.0	0.42	22	0.13	15.6	6.1	196	235	2.5	94	0.31
7	Ramos Mexía	60.0	0.41		1.00	16.2	15.4	210	252	9.0	28	2.16
8	Norquínco	87.2	0.48	21	0.24	16.0	7.0	238	286	4.5	64	0.43
9	Quilén	155.0	0.38	25	0.16	17.8	7.9	84	101	3.0	34	0.29
10	Huechulauquén	255.0	0.56		1.00	11.8	8.0	196	235	13.5	17	0.74
11	Lacar	277.0	0.60	28	0.10	17.3	7.8	294	353	3.5	101	0.37
12	Nahuel Huapi	464.0	0.34	64	0.14	13.0	7.5	210	252	3.8	66	0.41
13	Ñe-Luan	10.6	0.60		1.00	10.2	10.1	672	809	68.0	12	23.75
14	Gutiérrez	111.2	0.72	40	0.36	14.0	8.0	196	236	2.0	118	0.39
15	Máscardi	218.0	0.51	20	0.09	16.0	6.0	126	151	3.3	46	0.22
16	Guillalmo	107.2	0.57	25	0.23	14.0	5.7	196	236	4.0	59	0.55
17	Steffen	76.8	0.61	36	0.47	17.0	8.3	182	219	3.0	73	0.21
18	Puelo	180.0	0.62	38	0.21	15.7	6.8	126	151	2.5	61	0.23
19	Epuén	148.0	0.62	36	0.24	15.0	7.5	126	151	1.0	151	0.16
20	Lezama	78.0	0.46	23	0.29	15.2	6.0	280	336	4.0	84	0.74
21	Chollia	77.0	0.63	45	0.58	12.8	—	238	357	8.5	42	0.33
22	Los Mosquitos	16.7	0.37		1.00	15.7	15.7	854	1014	29.5	34	54.10
23	Rivadavia	140.0	0.74	36	0.26	14.0	6.0	238	286	2.5	114	0.35
24	Verde	25.0	0.73		1.00	13.3	13.3	322	387	4.0	97	0.68
25	Futalaufquén	168.0	0.60	43	0.26	12.7	6.5	182	219	2.0	109	0.50
26	Amutui Quilmei	300.0	0.22	46	0.15	12.7	6.0	308	370	3.0	123	0.68
27	Chulfas	92.6	0.55		1.00	15.8	14.4	406	488	9.0	54	0.69

Tabla 5.1.1 (cont.)

ZX: profundidad máxima (m), DR: razón ZMED/ZX, ZTH: profundidad de la termoclina (m), MIX: profundidad relativa de mezcla o razón ZTH/ZX; TS: temperatura superficial (°C); TF: temperatura de fondo (°C); NOT: nitrógeno orgánico total (µg/l); FT: fósforo total (µg/l); CHL: clorofila-a (µg/l).

#	Ambiente	ZX	DR	ZTH	MIX	TS	TF	NOT	NT	FT	TN:TP	CHL
28	Esquel	18.0	0.52		1.0	15.2	15.0	1008	1171	74.0	16	4.13
29	F. Arnequino	130.0	0.61		1.0	16.1	15.1	574	1244	43.4	29	2.17
30	Rosario	120.0	0.57	30	0.52	15.7	12.0	462	700	20.2	35	1.69
31	Colhue Huapi	11.5	0.73		1.00	14.4	14.4	1779	2062	608.0	3	17.00
32	Musters	165.0	0.42		1.00	14.4	14.4	728	888	29.8	30	7.09
33	Brecham	60.0	0.41		1.00	14.2	15.4	630	757	42.8	18	12.00
34	Largo	87.2	0.48	21	0.47	15.1	9.5	294	353	6.7	53	0.49
35	Zeta	155.0	0.38		1.00	15.7	15.1	892	1059	91.8	12	6.60
36	Terraplén	255.0	0.56		1.00	10.4	10.4	966	1081	29.5	37	20.10
37	Quichaura	277.0	0.60		1.00	9.6	9.6	1163	1289	38.0	34	1.10
38	Williamco	464.0	0.34		1.00	12.7	12.7	532	656	25.0	26	7.16
39	Cronómetro	10.6	0.60		1.00	10.8	10.7	1681	2021	294.0	7	9.56
40	Los Niños	111.2	0.72		1.00	11.3	11.3	308	331	5.5	60	0.47
41	Pico 1	218.0	0.51		0.34	13.0	13.0	392	511	8.5	60	0.92
42	Pico 3	107.2	0.57		1.00	13.5	13.5	574	701	33.0	21	2.83
43	Pico 4	76.8	0.61		1.00	13.0	12.9	336	457	8.5	54	1.81
44	La Plata	180.0	0.62	85	0.59	10.3	6.9	280	313	5.5	57	0.26
45	Fontana	148.0	0.62	80	0.54	10.2	?	280	313	5.5	57	0.28
46	Bianco	78.0	0.46		1.00	8.3	8.3	5757	5607	1550.0	4	77.80
47	Posadas	77.0	0.63		1.00	14.0	?	70	84	6.0	14	0.87
48	Cardiel	16.7	0.37		1.00	13.8	?	434	499	276.0	2	0.43
49	Roca	140.0	0.74		1.00	13.8	?	70	84	6.0	14	1.72
50	Argentino	25.0	0.73	88	0.18	9.1	3.8	140	168	3.0	56	0.30
51	Yehuin	168.0	0.60	50	0.49	11.0	?	196	236	3.0	79	0.35
52	San Luis	300.0	0.22		1.00	11.8	11.8	2983	3572	158.0	23	41.80
53	Fagnano	18.6	0.61	70	0.39	10.2	?	154	185	2.0	93	0.49
54	Escondido	3.9	0.54	40	0.55	9.6	?	154	184	4.0	46	1.23

Tabla 5.1.2: Ecuaciones de regresión para la estimación de clorofila a (CHL, mg/l) basadas en: profundidad media (ZMED, m), fósforo total (FT, μ g/l), nitrógeno orgánico total (NOT, mg/l), y profundidad del disco de Secchi (SEC, m). ** P<0.01.

#	Ecuación	n	r	Lagos excluidos
1	$\log \text{CHL} = 1.41 - 0.94 \log \text{ZMED}$	54	0.82**	
2	$\log \text{CHL} = - 3.26 + 1.33 \log \text{NOT}$	54	0.77**	
3	$\log \text{CHL} = - 0.66 + 0.70 \log \text{FT}$	54	0.73**	
4	$\log \text{CHL} = 0.78 - 0.99 \log \text{SEC}$	54	0.83**	
5	$\log \text{CHL} = - 0.78 + 0.87 \log \text{FT}$	52	0.83**	1,48
6	$\log \text{CHL} = - 0.80 + 0.89 \log \text{FT}$	50	0.79**	1,31,46,48
7	$\log \text{CHL} = - 0.82 + 0.92 \log \text{FT}$	49	0.78**	1,31,39,46,48
8	$\log \text{CHL} = - 0.84 + 0.96 \log \text{FT}$	47	0.83**	1,2,5,31,37,46,48
9	$\log \text{CHL} = 1.06 - 1.30 \log \text{SEC}$	51	0.87**	31,46,50
10	$\log \text{CHL} = 1.28 - 0.56 \log \text{ZMED} - 0.60 \log \text{SEC}$	54	0.88**	

Tabla 5.3.1.1: Modelos utilizados para la predicción de la termoclina (ZTH) en lagos templados basados en fetch (FETCH, km) y longitud máxima efectiva (LME, km) aplicados a lagos y embalses patagónicos. Los valores del residuo medio cuadrado (RMC) indican la diferencia entre el valor de ZTH observado y predicho por cada modelo. El modelo de Green *et al.* (1987) utiliza profundidad del epilimnion, por lo que ZTH fue determinada utilizando el factor sugerido por Hanna (1990).

#	Modelo	Región	Referencia	n	r ²	RMC
1	$ZTH = 12.91 + 5.95 \text{ FETCH}^{0.50}$	Patagonia argentina	este estudio	26	0.67	250
2	$ZTH = - 2.68 + 6.20 \text{ FETCH}^{0.50}$	Araucania chilena	Quirós y Drago 1985	13	0.72	579
3	$ZTH = 7.00 \text{ IME}^{0.42}$	Nueva Zelanda	Green <i>et al.</i> 1987	33	0.79	597
4	$\ln ZTH = 0.30 \ln \text{ FETCH} + 1.82$	Norte América	Shuter <i>et al.</i> 1983	73	0.66	1093
5	$ZTH = 6.22 \text{ FETCH}^{0.304}$	Japón	Arai 1981	36	0.53	1062
6	$ZTH = 4.40 \text{ FETCH}^{0.50}$	Polonia	Patalas 1961	53	0.88	785
7	$\log ZTH = 0.34 \log \text{ IME} - 0.245$	escala mundial	Hanna 1990	167	0.85	1034

Tabla 5.3.2.1: Modelos predictivos de clorofila-a (CHL, $\mu\text{g/l}$) en lagos templados, basados en fósforo total (FT, $\mu\text{g/l}$) aplicados a lagos patagónicos. RMC: residuo medio cuadrado que indica la diferencia entre el valor observado y el predicho de acuerdo a cada modelo.

#	Modelo	Región	Referencia	n	r ²	RMC
1	$\log \text{CHL} = -0.796 + 0.900 \log \text{FT}$	Patagonia argentina	este estudio	50	0.59	89
2	$\text{CHL} = 0.280 \text{FT}^{0.96}$	escala mundial	OECD 1982	77	0.77	136
3	$\text{CHL} = 0.125 \text{FT}^{1.23}$	Nueva Zelandia	White 1983	27	?	423
4	$\log \text{CHL} = -1.134 + 1.583 \log \text{FT}$	Japón	Sakamoto 1966	31	0.95	8032
5	$\log \text{CHL} = -0.110 + 0.640 \log \text{FT}$	USA	Lambou <i>et al.</i> 1982	757	0.36	80
6	$\log \text{CHL} = -0.661 + 1.146 \log \text{FT}$	fuera del escudo canádico	Prepas y Trew 1983	34	0.81	519

Tabla 5.2.1: Valores propios, porcentaje de varianza explicada y cargas de los factores del ACP sobre una rotación de ejes de tipo llevado a cabo sobre 16 variables (ver Tabla 5.1.1 para las abreviaciones), ordenados de acuerdo a sus valores de comunalidad.

	COMPONENTE			Comunalidad
	I	II	III	
Valor propio	7.660	3.718	1.194	
% Varianza	40.306	29.928	8.338	
VOL	0.383	0.914	-0.012	0.98
AREA	0.033	0.970	-0.129	0.96
PER	0.098	0.951	-0.197	0.95
ZMED	0.784	0.542	0.166	0.94
ZX	0.775	0.571	0.032	0.93
FETCH	0.146	0.939	-0.162	0.93
SEC	0.882	-0.080	0.275	0.86
FT	-0.909	-0.123	0.003	0.84
CHL	-0.835	-0.254	-0.223	0.81
ALK	-0.871	0.104	0.059	0.77
NOT	-0.832	-0.273	-0.032	0.77
K ₂₀	-0.845	0.123	0.113	0.74
MIX	0.690	0.372	0.137	0.63
DR	-0.074	0.151	-0.722	0.55
TEMP	-0.243	0.451	0.473	0.49
ALT	0.223	-0.237	0.563	0.42

CAPITULO III

CARACTERISTICAS DE LA ICTIOFAUNA PATAGONICA

1. INTRODUCCIÓN

La ictiofauna patagónica se caracteriza por tener una muy baja riqueza específica y casos de notable endemismo (Ringuelet *et al.* 1967), perteneciendo las especies nativas más características a la región Austral, provincia Patagónica (Ringuelet 1975; Arratia *et al.* 1983, Bello y Ubeda 1998). La ictiofauna patagónica ha sido dividida en dos macrorregiones separadas por el río Chubut. Arratia *et al.* (1983) reconocen una región norte, que incluye las provincias del Neuquén, de Río Negro, con las mesetas de Somuncurá y Canquel y la mayor parte de Chubut, y por otra parte, una región sur que se extiende desde el río Chubut hasta Santa Cruz y Tierra del Fuego. La Provincia del Neuquén constituye la transición entre dos provincias ictiogeográficas diferentes: la Patagónica y la Andino Cuyana. De acuerdo a Ringuelet (1975), es posible detectar que en la composición de la ictiofauna de la Patagonia argentina intervienen los siguientes genocentros o abolenos:

- a) Genocentro austral, por el aporte de las familias Diplomystidae y Percichthyidae.
- b) Genocentro brasilico, que incluye al charácido relictual *Gymnocharacinus bergi*, endémico de la meseta de Somuncurá
- c) Genocentro notogeico, representado por las familias Galaxiidae y Aplochitonidae
- d) Genocentro Centro-Americano, caracterizado por la familia Poeciliidae
- e) Abolengo thalasoide, que incluye a *Odontesthes hatcheri*

Por otra parte, la provincia patagónica presenta indicadores de distribución geográfica restringida (Arratia *et al.* 1983). Tal es el caso de *Gymnocharacinus bergi*, *Percichthys altispinnis*, *Diplomystes viedmensis* y *D. mesembriacus*. Las tres primeras especies recibieron una categorización particular debido a su status. De acuerdo a Bello y Ubeda (1998), tanto *D. viedmensis* como *G. bergi* deberían ser consideradas especies críticas, mientras *P. altispinnis* se ubicaría en la categoría de especies que requieren consideración especial. Otras especies como *Aplochiton zebra* y *A. taeniatus*, *Trichomycterus areolatus*, *Percichthys vinciguerrai* y *P. colhuapiensis* también son señaladas como especies de interés para su conservación.

No es tan obvio responder a la pregunta de cuantas especies de agua dulce habitan la región Patagónica, ya que el río Colorado está incluido dentro de una amplia zona de transición que se extiende hacia el norte alcanzando la porción sur de la provincia de Buenos Aires (Ringuelet 1975; Arratia *et al.* 1983; Menni *et al.* 1996). Este curso define el límite septentrional geográfico

de la Patagonia y reúne especies tanto de la región patagónica como de la región brasilica, algunas de las cuales como *Jenynsia multidentata*, especie de origen brasilico, ha llegado a expandirse hasta el río Negro (Ferriz y López 1987). Estrictamente, los ambientes que reúnen especies de origen brasilico únicamente y que integran la Provincia Parano-Platense terminarían en el arroyo Napostá Grande, que se origina en Sierra de la Ventana y desagua al Océano Atlántico (Menni *et al.* 1998), por lo que la presencia de estas especies en la cuenca del Colorado expande notablemente su distribución hacia el sur.

Lopez y Marini (1963) mencionan para la Patagonia la presencia de las familias nativas Geotriidae, Galaxiidae, Aplochitonidae, Diplomystidae, Pygidiidae, Percichthyidae, Atherinidae y Characidae. A ellas se incorpora la familia Salmonidae, compuesta exclusivamente por especies exóticas. Aratia *et al.* (1983), hacen notar que el río Chubut constituye el límite norte de la ictiofauna patagónica propiamente dicha y que si se consideran las cuencas de los ríos Negro y Colorado en su conjunto, entre el 57 y 66 % de las especies pertenecen únicamente a la Provincia Patagónica. Ello implica que, estrictamente, no existe una barrera geográfica o climática rigurosa entre ambos tipos de ictiofaunas. Ringuelet *et al.* (1967) señalan en la región patagónica al sur del río Colorado la existencia de 12 especies de peces autóctonos. Del Valle y Nufez (1990), realizando una recopilación de los peces del Neuquen, consideran 14 especies autóctonas y 5 exóticas, si bien *Jenynsia multidentata* y *Odontesthes bonariensis* deberían ser considerados transplantados de acuerdo a lo definido en el Capítulo IV. A su vez, Almirón *et al.* (1997) han reconocido 14 especies en la cuenca del río Colorado, las cuales se dividen en tres grandes grupos:

a) Especies típicamente australes:

Incluye *Hatcheria macraei*, *Diplomystes cuyanus*, *Perichthys trucha*, *Percichthys atispinnis* y *Patagonina hatcher*

b) Especies típicamente brasilicas

Comprende a *Jenynsia multidentata*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Cheirodon interruptus*, *Oligosarcus jenynsii*, *Cyprinus carpio* y *Odontesthes bonariensis*

c) Especies de erurihalinas de abolengo marino

Incorpora a *Mugil lisa*, *Paralichthys brasiliensis* y *Odontesthes argentiniensis*

Aún cuando la cuenca del Colorado nace al norte de la Patagonia, *Diplomystes cuyanus*, especie propia de la provincia Andino-cuyana, no ha logrado expandido hacia el sur y por lo tanto, no pertenece propiamente dicho a las especies patagónicas. En todo caso, el número de especies existentes en Patagonia es bajo si se lo compara con las 47 especies identificadas para Nueva Zelandia (McDowall 1990). Arratia *et al.* (1983) notan que la ictiofauna de la Patagonia argentina apenas comparte un 53 % de similitud con la correspondiente a Chile. Una probable razón de ello debe buscarse en la historia geológica de esta porción del continente sudamericano, donde la influencia de las sucesivas glaciaciones ha tenido sin duda influencia en la evolución de las comunidades de agua dulce. Mercer (1984) destaca que durante el Holoceno (aproximadamente 14.000 años atrás), los glaciares alcanzaron la estepa patagónica excediendo de este modo los límites montañosos. Una excepción a este fenómeno habría sido la meseta de Somuncurá, lo que explicaría así la presencia de *G. bergi* (Ringuelet 1975), la única especie monotípica en Patagonia y con un grado de endemismo extremo.

Las especies exóticas presentes en la Patagonia no son reconocidas como anádromas, pero existirían stocks de trucha arco iris en el río Santa Cruz y de trucha marrón en el río Deseado y río Grande de Tierra del Fuego que realizarían migraciones al mar. Este fenómeno ha ocurrido también en Nueva Zelandia tras la introducción de estas dos especies (McDowall 1986). A estas especies se incorpora *Oncorhynchus tshawytscha* detectada en los ríos Futaleufú y Corcovado desde fines de la década pasada por Grosman (1992), y recientemente en el río Pico (Baigún observ. pers), todos ellos con conexión al Pacífico, en la provincia del Chubut. Este hecho adicionaría una especie exótica mas, la cual constituiría otro caso raro de anadromía de salmónidos en la Patagonia argentina.

2. OBJETIVOS

Los objetivos de este capítulo son presentar una descripción general de la ictiofauna patagónica y describir sus caracteres diagnósticos mas sobresalientes.

3. RESULTADOS

3.1. Número de especies

Siguiendo la clasificación propuesta por López *et al.* (1987), es posible reconocer seis órdenes y once familias con veintisiete especies, considerando aquellas limitrofes de

origen brasílico. Sí, por el contrario, se tiene en cuenta únicamente aquellas especies de abalengo patagónico, el número se limita a diecinueve, catorce de las cuales corresponden a especies nativas (Tabla 3.1.1). Se destaca como novedad para la región la presencia de *Corydoras paleatus*, recientemente detectada en el Río Limay por Baigún *et al.* (en consideración). Para la confección de la Tabla 3.1.1. se han adoptado los siguientes criterios:

- a) Se incluyeron aquellas especies que habitan el río Colorado propiamente dicho, independientemente de su origen zoogeográfico.
- b) Se ha descartado la presencia de *Geotria australis*, muy abundante en la cuenca del río Negro, por pertenecer a la clase Ciclostomata. Estos organismos, por no tener mandíbula (agnatos), no son considerados peces sino únicamente vertebrados con aspecto pisciforme. Cabe mencionar que en muchos trabajos son incluidos erróneamente dentro de los listados de especies de peces patagónicas.
- c) No se han incorporado las especies marinas de ingresión ocasional en los ríos Colorado y/o Negro.
- d) Dada la controversia sistemática aún persistente en la familia Diplomystidae, se mantuvo el género *Diplomystes* (Azpelicueta 1994) como válido, no considerándose al género *Olivaichthys* como reemplazante, tal como ha sido propuesto por Arratia (1987).
- e) Solo se consideraron aquellas especies exóticas que poseen una distribución libre, excluyéndose las que se encontraren confinadas para piscicultura (e.g *Oncorhynchus massou*).

Al analizar la distribución de las diferentes especies por provincia, se advierte que existe una marcada diferencia en un sentido latitudinal. Las provincias de norte patagónico, Neuquén y Río Negro, exhiben casi el doble de especies que las del sur, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego. Sin embargo, si se compara el número de especies propias de la provincia zoogeográfica Patagónica, se evidencia una distribución mas homogénea (Figura 3.1.2).

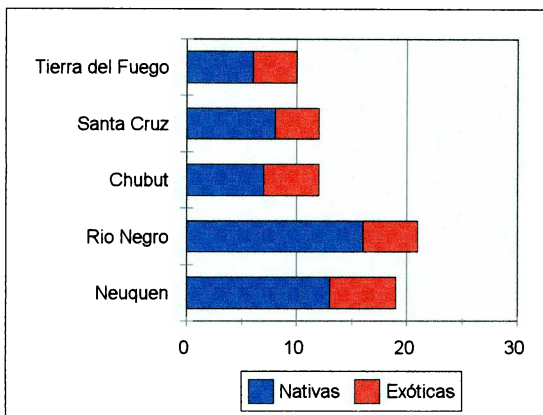


Figura 3.1.2: Número de especies nativas y exóticas presentes por provincia

En la Tabla 3.1.2 se presenta el detalle de las especies presentes en cada provincia.

3.2. Caracteres diagnósticos y bioecológicos

Se resumen las principales características de las especies que poseen mayor importancia o interés en la Patagonia:

3.2.1. Especies autóctonas

3.2.1.1. Familia Aplochitonidae

Eigenmann (1928) consideró originalmente la presencia de tres especies de esta familia, pero McDowall (1971), en su revisión, reconoció la existencia de tan solo dos especies bien definidas: *Aplochiton zebra* y *Aplochiton taeniatus*, ambas fácilmente discernibles por la relación altura cabeza/longitud cabeza.

Aplochiton taeniatus

a) Caracteres diagnósticos

- Dos aletas dorsales careciendo la adiposa de radios.

- Aletas ventrales abdominales
- Aleta caudal ahorquillada con dos lóbulos muy marcados
- Aletas sin radios osificados ni transformados en espinas punzantes
- Sin barbillas
- Sin escamas
- Sin dimorfismo sexual notable
- Coloración: dorso pardusco-verdoso, flancos plateados y con el vientre blanquecino. Cuerpo con pequeños puntos oscuros.

b) Características bioecológicas

- Tamaño hasta 30 cm
- Sin importancia pesquera
- Alimentación basada en insectos acuáticos y crustáceos
- Reproducción invernal

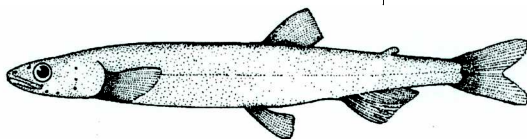


Figura 3.2.1.1.1: *Aplochiton taeniatus*.

Aplochiton zebra

a) Caracteres diagnósticos

- Dos aletas dorsales careciendo la adiposa de radios.
- Aletas ventrales abdominales
- Aleta caudal ahorquillada con dos lóbulos muy marcados
- Aletas sin radios osificados ni transformados en espinas punzantes
- Maxilar corto
- Sin barbillas

- Sin escamas
- Sin dimorfismo sexual notable
- Coloración: dorso parduzco-verdoso, flancos grisáceos con franjas transversales oscuras. Cuerpo con pequeños puntos oscuros.

b) Características bioecológicas

- Tamaño hasta 30 cm
- Sin importancia pesquera
- Alimentación basada en insectos acuáticos y crustáceos
- Reproducción desde fines de otoño a comienzos de la primavera

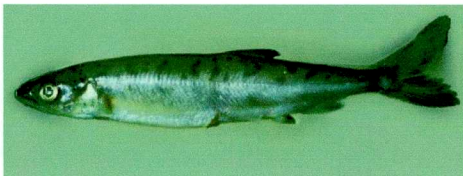


Figura 3.2.1.1.2: *Aplochiton zebra*

3.2.1.2. Familia Galaxiidae

Si bien se trata de una familia típica del hemisferio sur, en las aguas patagónicas se ha documentado la existencia tan solo el género *Galaxias* (McDowall 1971). Este género se encuentra representado por dos especies a saber: *G. maculatus*, considerada como la especie de mas amplia dispersión (Azpelicueta *et al.* 1996) y *G. platei*, esta última mencionada como *G. variegatus* por Ringuelet *et al.* (1967). A diferencia de lo observado en las aguas chilenas, donde también aparecen *Brachilaxias*, *G. globiceps* y *G. alpinus* (Bahamonde y Pequeño 1975), no se tienen evidencias concluyentes que las especies presentes en la Patagonia argentina sean diádromas (McDowall 1972).

Galaxias maculatus

a) Caracteres diagnósticos

- Cuerpo alargado cilíndrico y cabeza pequeña y corta
- Tamaño pequeño, no supera los 20 cm
- Una sola aleta dorsal de posición muy posterior
- Aletas ventrales en posición abdominal
- Aleta caudal ligeramente cóncava
- Origen de la aleta anal por delante de la dorsal
- Las aletas son radios osificados no transformados en espinas punzantes
- El maxilar alcanza el borde posterior del ojo o lo pasa ligeramente
- Sin barbillas
- Sin escamas
- Sin dimorfismo sexual
- Coloración: dorso oscuro, marrón, resto del cuerpo de tonalidad verde o amarillenta con manchas grandes de forma irregular, algunas semilunares alargadas transversalmente.

b) Características bioecológicas

- Tamaño pequeño, usualmente no sobrepasa los 15 cm
- Sin importancia pesquera
- Alimentación basada en crustáceos, zooplancton, insectos acuáticos.
- Se reproduce en los meses de verano y principios de otoño.
- Habita aguas someras en general vegetadas y puede formar cardúmenes



Figura 3.2.1.2.1: *Galaxias maculatus*

Galaxias platei

a) Caracteres diagnósticos

- Cuerpo alargado cilíndrico y cabeza pequeña y corta
- Una sola aleta dorsal de posición muy posterior
- Aletas ventrales en posición abdominal
- Aleta caudal con borde recto
- Origen de la aleta anal por detrás de la dorsal
- Las letas son radios osificados no transformados en espinas punzantes
- El maxilar alcanza la mitad del ojo.
- Sin barbillas
- Sin escamas
- Sin dimorfismo sexual

b) Características bioecológicas

- Tamaño mayor que *G. maculatus*, pudiendo llegar hasta 30-40 cm y 1 kg de peso
- Sin importancia pesquera
- Alimentación basada en crustáceos, zooplancton, insectos acuáticos.
- Se reproduce en los meses de verano y principios de otoño.
- Los ejemplares jóvenes habitan aguas someras en general vegetadas y puede formar cardúmenes. Los adultos frecuentan las aguas mas profundas.

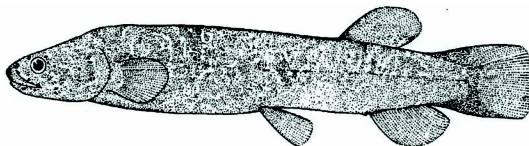


Figura 3.2.1.2.2: *Galaxias platei*

3.2.1.3. Familia Percichthyidae

Esta familia posee diferentes especies representativas. La más común y más ampliamente distribuida es *Percichthys trucha*, que habita tanto ambientes lóticos como lénticos. Por su parte *P. colhuapiensis* parece ser mucho más estenoica, ya que se la ha descrito siempre en lagos y embalses y en todo caso, en un número mucho menor de estos ambientes. Ambas especies se diferencian *prima facie* por la longitud del maxilar (más el premaxilar), tamaño de la escama y tamaño del interorbital (Mac Donagh 1953).

La gran variedad morfológica observada en poblaciones de *P. trucha*, tanto de la región patagónica como del área andino-cuyana, ha originado dudas acerca de la validez de la sistemática actual de la familia. Por ejemplo, la presencia de *P. altispinis* en el lago Argentino sigue siendo discutida, pudiéndose eventualmente ser considerado como un ecotipo. En estudios recientes, Alonso *et al.* (1997) señalan la presencia de *P. vinciguerrai* en embalses de la cuenca del Limay, constituyendo tal vez el primer reconocimiento explícito de la presencia de esta especie en la región. Debe notarse que los primeros trabajos de índole taxonómica realizados, advertían sobre la posibilidad de considerar fundamentalmente a *P. trucha*, como una especie "complejo", con razas o ecotipos (Mac Donagh y Thormahlen 1945; Mac Donagh 1950).

Personalmente he observado ciertos ejemplares *incertae cedis* en diferentes ambientes de la Provincia del Chubut, donde las características merísticas no concordaban con las claves sistemáticas. Como mejor prueba de este problema, considero útil citar los estudios del Lic. Aldo Tomo (Museo Cs. Nat. Bno. Rivadavia, Bs. As.), quien a través de análisis de merística multivariada, habría identificado la aparición de *P. altispinnis* en los lagos Colhue Huapi y Musters, también mencionada para lagos y arroyos andinos por Maríni y López (1963). Sin embargo, López Albarello (Museo Feruglio, Trelew, com. pers.) considera que esta especie no sería sino una forma juvenil de *P. trucha*. La necesidad de establecer correctamente los caracteres diagnósticos de las especies de este grupo va más allá de un mero interés científico o taxonómico, pues las percas representan, con mucho, el recurso de mayor importancia comercial entre las especies autóctonas.

Percichthys trucha

a) Caracteres diagnósticos

- Dorsal con una porción espinosa y otra blanda separada por una escotadura
- Aletas ventrales ubicadas muy adelante en posición torácica
- Caudal con borde recto
- Radios de la primera sección de la aleta dorsal, tres primeros radios de la aleta anal y primer radio de las aletas ventrales transformados en espinas fuertes muy punzantes.
- Opérculo con espinas pequeñas
- Boca no muy grande con mandíbula incluida no sobresaliente
- El maxilar pequeño suele sobrepasar el borde anterior del ojo, pero no el posterior
- Cuerpo cubierto con escamas
- Sin dimorfismo sexual
- Coloración: dorso oliváceo oscuro, vientre blanco. Puede tener tonalidad amarillenta o dorada. Dorso y flanco muy moteado con aletas oscuras

b) Características bioecológicas

- Posee cierto interés deportivo, pudiendo alcanzar tallas de mas de 40 cm.
- Se alimenta de insectos acuáticos, moluscos, crustáceos
- Se reproduce entre agosto y diciembre
- Se distribuye en Neuquen, Río Negro, Chubut y Santa Cruz



Figura 3.2.1.3.1: *Percichthys trucha*

Percichthys colhuapiensis

a) Caracteres diagnósticos

- Dorsal única dividida por una escotadura
- Aletas ventrales ubicadas muy adelante en posición torácica
- Caudal con borde recto
- Radios de la primera sección de la aleta dorsal, tres primeros radios de la aleta anal y primer radio de las aletas ventrales transformados en espinas fuertes muy punzantes.
- Cabeza grande cubierta de escamas pequeñas
- Boca grande con mandíbula muy sobresaliente y no incluida
- Maxilar muy desarrollado que suele sobrepasar el borde posterior del ojo
- Dientes maxilares y mandibulares en bandas. Dientes vomerianos y palatinos
- Opérculo con espinas bien desarrolladas.
- Sin dimorfismo sexual
- Coloración: dorso oliváceo oscuro, vientre blanco. Puede tener tonalidad amarillenta o dorada. Dorso y flanco con manchitas oscuras dispersas.

b) Características bioecológicas

- Posee interés deportivo, ya que sobrepasa los 3.5 kg de peso.
- Se alimenta de insectos acuáticos, moluscos, crustáceos, pero puede ser ictiófaga
- Se reproduce entre agosto y diciembre
- Si bien se la encuentra en Neuquen, Río Negro y Santa Cruz, su distribución es mucho mas restringida que *P. trucha* y no abunda en los ambientes lóticos



Figura 3.2.1.3.2: *Percichthys colhuapiensis*

Percichthys altispinnis

a) Caracteres diagnósticos

- Dorsal única muy alta dividida por una escotadura
- Aletas ventrales ubicadas muy adelante en posición torácica
- Caudal con borde ligeramente cóncavo
- Radios de la primera sección de la aleta dorsal, tres primeros radios de la aleta anal y primer radio de las aletas ventrales transformados en espinas fuertes muy punzantes.
- Opérculo terminado en una espina fuerte
- Boca pequeña protráctil sin barbillas
- El maxilar no llega al borde anterior del ojo y la mandíbula no es sobresaliente
- Sin dimorfismo sexual
- Coloración: dorso oliváceo oscuro, vientre blanco. Puede tener tonalidad amarillenta o dorada. Dorso y flanco con manchitas oscuras dispersas.

b) Características bioecológicas

- No posee interés deportivo, ya que suele no sobrepasar los 35 cm y 400 gr.
- Su distribución geográfica es poco conocida
- Se alimenta de insectos acuáticos, caracoles, crustáceos
- Se reproduce entre agosto y diciembre

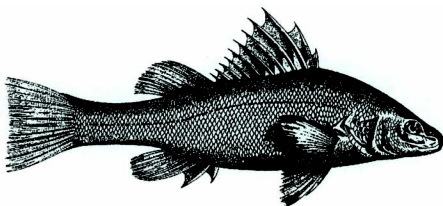


Figura 3.2.1.3.3: *Percichthys altispinnis*

3.2.1.4. Familia Atherinopsidae

Representada por dos especies: *Odontesthes bonariensis* y *O. hatcheri*.. El género *Odontesthes* ha sido reubicado por Dyer (1997) dentro de la familia Atherinopsidae, antiguamente con status de subfamilia (Athemopsinae) dentro de la familia Atherinidae. La especie *Odontesthes bonariensis*, posee una distribución restringida al lago Pellegrini y otros ambientes próximos como los embalses Mari Menuco, Los Barreales y Ramos Mexía en los que ha sido introducida y por lo tanto transplantada. Por su parte, *O. hatcheri* está ampliamente distribuida en la Patagonia, fundamentalmente en ambientes lénticos. La ubicación taxinómica de esta especie ha sufrido de varios cambios. De acuerdo a Campos (1984), se debería mantener la denominación original dada por Eigenmann (1928), esto es, *Patagonina hatcheri* ya que la especie presenta premaxilares protráctiles.

Odontesthes bonariensis

a) Caracteres diagnósticos

- Aletas pectorales elevadas
- Aletas ventrales de posición abdominal
- Aleta caudal ahorquillada con lóbulos bien definidos
- Dos aletas dorsales, la primera con 4 a 7 espinas y ubicada por delante de la anal
- Anal con una espina
- Cabeza cónica y alargada
- Boca protráctil con dientes cónicos dispuestos en hilera
- Boca sin barbillas
- Cuerpo cubierto con escamas medianas
- Sin dimorfismo sexual
- Coloración: tonalidad plateada con reflejos azulados. A veces con pequeñas manchas en todo el cuerpo. Banda longitudinal plateada a lo largo de cada flanco del cuerpo

b) Características bioecológicas

- Tiene gran valor deportivo, pudiendo alcanzar en la Patagonia hasta 700 gr
- Se alimenta de zooplancton, moluscos, insectos, crustáceos

- Se reproduce entre setiembre y enero, fijando los huevos en la vegetación
- Suele desplazarse en cardúmenes y prefiere las aguas somera o vegetadas
- Habita solamente algunos ambientes de Neuquen y Río Negro

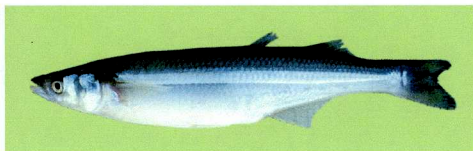


Figura 3.2.1.4.2: *Odontesthes bonariensis*

Odontesthes hatcheri

a) Caracteres diagnósticos

- Dos aletas dorsales, ambas con radios
- Aletas ventrales de posición abdominal
- Aleta caudal angosta y ahorquillada con lóbulos bien definidos
- Primera aleta dorsal con 4 a 6 espinas y aleta anal con una espina
- Boca protractil, sin barbillas
- Premaxilar con 2 a 5 hileras irregulares de dientes cónicos
- Cuerpo cubierto con escamas pequeñas y numerosas y con borde externo negro
- Sin dimorfismo sexual
- Coloración: dorso oscuro verdoso, con flancos plateados. Banda longitudinal plateada a lo largo de cada flanco del cuerpo

b) Características bioecológicas

- Tiene valor deportivo
- Alcanza hasta 35-40 cm y hasta 1 kg
- Se alimenta de larvas de quironómidos, moluscos, insectos, crustáceos
- Se reproduce entre agosto y enero, fijando los huevos en la vegetación

Figura 3.2.1.4.1: *Odontesthes hatcheri*

3.2.1.5. Familia Diplomistidae

Esta familia es considerada como la de mas antiguo linaje entre los siluriformes (Arratia 1987). Ringuet (1980) caracteriza la presencia de *D. viedmensis* en el río Senguerr y Ringuet (1982) distingue la presencia de *D. viedmensis* y *D. v. mesembricus*, a partir de estudios llevados a cabo en el río Chubut. De acuerdo a Ringuet (1982), *D. viedmensis mesembricus* se diferencia de *D. v. viedmensis* por su cabeza angosta y su boca estrecha. Azpelicueta (1994) considera que *D. mesembricus* posee categoría de especie. Para Arratia (1987), sin embargo, las tres especies de *Diplomystes* existentes deberían reunirse en el género *Olivaichthys viedmensis*.

Diplomystes viedmensis

a) Caracteres diagnósticos

- Dos aletas dorsales, la adiposa sin radios.
- Aletas ventrales de posición abdominal
- Aleta caudal hendida formando dos lóbulos bien marcados
- Primer radio de la primera dorsal y de las pectorales osificado, punzante y con pequeños dientes en su margen posterior.
- Adiposa moderadamente larga y caudal ahorquillada
- Cuerpo cubierto por papilas epidérmicas
- Presencia de neuromastos superficiales en la región cefálica, dorso del cuerpo y línea lateral
- Boca no protractil con un par de barbillas maxilares cortas y gruesas
- Dientes incisiformes y viliformes dispuestos en hileras
- Sin escamas

- Boca no protráctil con un par de barbillas maxilares cortas y gruesas
- Dientes incisiformes y viliformes dispuestos en hileras
- Sin escamas
- Sin dimorfismo sexual notable
- Coloración: pardusca o grisácea, cuerpo salpicado con manchas oscuras

b) Características bioecológicas

- No poseen valor deportivo
- Alcanzan hasta 25 cm de longitud
- Se alimentan de crustáceos e insectos acuáticos
- Habitan sobre fondos rocosos
- Se reproduce en verano
- Distribuido en las cuencas de los ríos Neuquen, Negro y Chubut y diferentes lagos cordilleranos

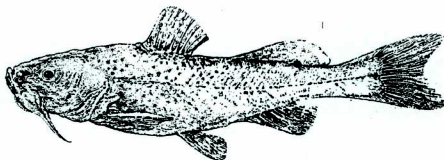


Figura 3.2.1.5.1: *Diplomystes viedmensis* (dibujo de Miquelarena *et al.* 1997)

3.2.1.6. Familia Trichomycteridae

Marini y López (1963) mencionan para la Patagonia la presencia de *Hatcheria macraei*, *H. patagonica* y *Pygidium aerolatum*, mientras Ringuelet (1975) indica la existencia de *H. patagonensis* en el lago Fontana. *Trichomycterus (Pygidium) areolatus* es citada por Arratia *et al.* (1983) en las provincias de Neuquen y Río Negro.

Hatcheria macraei

a) Caracteres diagnósticos

- Una sola aleta dorsal alargada de borde superior recto ubicada muy atrás
- Aletas ventrales en posición abdominal
- Aleta caudal ligeramente cóncava
- Aletas sin radios osificados ni transformados en espinas punzantes
- Dos pares de barbillas gemelas a cada lado de la boca y una par de barbillas nasales
- Sin escamas
- Sin dimorfismo sexual
- Coloración: tono oliváceo a amarillento con dorsos y flancos manchados y regularmente, vientre claro.

b) Características bioecológicas

- No posee valor deportivo
- Habita en fondos rocosos o arenosos
- Alcanza hasta 30 cm de longitud
- Se alimenta de insectos y otros organismos acuáticos pequeños
- La reproducción tiene lugar en primavera y parte del verano
- Se distribuye desde Neuquen hasta Santa Cruz

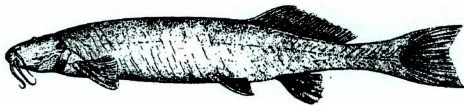


Figura 3.2.1.6.1: *Hatcheria macraei* (dibujo de Miquelarena et al. 1997)

Trichomycterus areolatus

a) Caracteres diagnósticos

- Una sola aleta dorsal corta de borde superior redondeado

- Aletas ventrales en posición abdominal
- Aleta caudal con borde recto
- Aletas sin radios osificados ni transformados en espinas punzantes
- Barbillas maxilares en el ángulo de la boca y una nasal en el borde posterior de las narinas anteriores
- Sin escamas
- Sin dimorfismo sexual
- Coloración: dorso y flancos manchados

b) Características bioecológicas

- No posee valor deportivo
- Habita en fondos rocosos o arenosos
- Alcanza hasta 15 cm de longitud
- Se alimenta de insectos y otros organismos acuáticos pequeños
- La reproducción tiene lugar en primavera y parte del verano

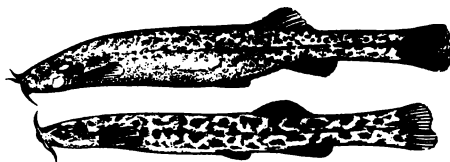


Figura 3.2.1.6.2: *Trichomycterus areolatus* (dibujo de Miquelarena *et al.* 1997)

3.2.1.7. Familia Characidae

Los integrantes de esta familia ocupan mayormente el sector mas septentrional de la Patagonia debido a que, al igual que otros characiformes poseen un abolengo brasilico. Se reconocen cuatro especies, pero dos de ellas se destacan: *Gymocharacinus bergi* por su endemismo y *Jenynsia multidentata* por su reproducción vivípara.

Gymnocharacinus bergi

La presencia de *Gymnocharacinus bergi* representa un fenómeno particular dado por su carácter de especie relictual y de alto endemismo (Pozzi 1936; Mac Donagh 1936; Arratia *et al.* 1983). Esta especie se encuentra en la cuenca del arroyo Valcheta, donde la temperatura y calidad del agua permiten su existencia (Ortubay *et al.* 1997).

a) Caracteres diagnósticos

- Cuerpo desprovisto de escamas
- Boca pequeña y terminal con hocico romo
- Aleta dorsal muy corta
- Pectorales corta distantes de las ventrales
- Ventrales pequeñas insertas a la altura de la dorsal
- Caudal escotada hasta la mitad, de lóbulos redondeados
- Premaxilar con dos hileras de dientes
- Color blanco plateado uniforme
- Alcanza hasta 9 cm de longitud

b) Características bioecológicas

- Posee importancia ecológica por su marcado endemismo
- Habita los arroyos de la meseta de Somuncurá con temperatura templada

Jenynsia multidentata

Se trata de una especie que ha sufrido una amplia introducción fuera de su rango nativo de distribución que es la cuenca del Plata (Ghedotti y Weitzman 1996). De acuerdo a Ghedotti (1998) en las aguas patagónicas habitaría únicamente *J. multidentata*.

a) Caracteres diagnósticos

- Una sola aleta dorsal
- Aletas ventrales pequeñas en posición abdominal
- Aleta caudal con borde convexo
- Aletas sin radios osificados ni transformados en espinas punzantes

- Boca superior y protractil, sin barbillas
- Dientes tricúspides en varias hileras
- Cuerpo cubierto con escamas grandes
- Dimorfismo sexual: macho con gonopodio y de menor tamaño que la hembra
- Coloración: dorso grisáceo oscuro, flancos claros, vientre y opérculos blancos y plateados.

b) Características bioecológicas

- No posee importancia pesquera
- Habita aguas lénticas y canales y arroyos de escasa velocidad y vegetados
- Alcanza hasta 10 cm de longitud (hembras)
- Se caracteriza por ser eurihalina
- Se alimenta de copépodos, anfípodos y ostrácodos, larvas de quironómidos y dípteros terrestres
- Reproducción vivípara
- Se considera que su distribución alcanzaría hasta Chubut

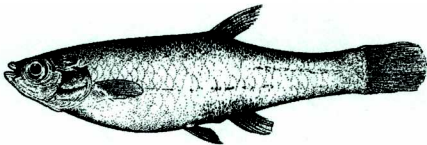


Figura 3.2.1.7.1: *Jenynsia multidentata* (dibujo de Miquelarena *et al.* 1997)

3.2.2. *Especies exóticas*

Las especies exóticas presentes en Patagonia pertenecen a la familia Cyprinidae y Salmonidae.

3.2.2.1. Familia Cyprinidae

La introducción oficial de esta especie en Argentina data de 1925 (Mac Donagh 1948), pero se desconoce cual ha sido el proceso de ingreso en la Patagonia.

Cyprinus carpio

a) Caracteres diagnósticos

- Una sola aleta dorsal larga y baja
- Sin aleta adiposa
- Aletas ventrales en posición abdominal
- Aleta caudal con dos lóbulos bien marcados
- Primer radio de la aleta dorsal y de la aleta anal endurecidos transformados en espinas con denticulos en su borde posterior
- Boca protráctil, con un par de barbillas cortas a cada lado
- Quijadas sin dientes con presencia de dientes faríngeos molariformes
- Cuerpo cubierto con escamas grandes
- Sin dimorfismo sexual notorio
- Coloración: dorso pardo verdoso, con flancos mas claros y vientre blanquecino

b) Características bioecológicas

- Si bien alcanza gran tamaño, no se la considera en Patagonia de gran interés deportivo
- Se la encuentra en aguas de los ríos Colorado y Barrancas
- Alimentación omnívora, consume crustáceos, moluscos, insectos acuáticos, vegetación acuática y detritos orgánicos, removiendo el fondo.
- Reproducción en primavera y verano con puesta de huevos adherentes



Figura 3.2.2.1.1: *Cyprinus carpio*

3.2.2.2. Familia Salmoniidae

En Patagonia, todas las especies de salmónidos pertenecen a la subfamilia salmoninae. Se trata de especies exóticas, siendo casi todas ellas de carácter no anádromo. Fueron introducidas a principios del siglo XIX

Oncorhynchus mykiss

a) Caracteres diagnósticos

- Dos aletas dorsales, la segunda sin radios (aleta adiposa)
- Aletas ventrales en posición abdominal
- Aleta caudal de borde recto o casi recto
- Aletas sin radios osificados ni transformados en espinas punzantes
- Boca grande, el maxilar sobrepasa el borde posterior del ojo
- Sin barbillas
- Cuerpo cubierto con escamas pequeñas
- Dimorfismo sexual en adultos
- Coloración: dorso oscuro, verdes a castaño, moteado negro en dorso, flancos y aleta dorsales, caudal y anal. Franja longitudinal rosada o roja en los flancos desde el ojo hasta la caudal, en particular en individuos que habitan ambientes lóticos. Cola profusamente moteada siguiendo los radios de la aleta.

b) Características bioecológicas

- Especie de gran importancia deportiva y ampliamente utilizada para cría industrial.

- Puede llegar a alcanzar hasta 12 kg
- Alimentación eurífaga compuesta por insectos acuáticos, terrestres, moluscos, crustáceos y peces.
- Reproducción entre junio y noviembre. Desova en ríos y arroyos donde nidifica.
- Es de todos los salmónidos el mas tolerable a las temperaturas mas cálidas.



Figura 3.2.2.2.1: *Oncorhynchus mykiss* (foto de FishBase)

Salmo trutta

a) Caracteres diagnósticos

- Dos aletas dorsales, la segunda (adiposa) sin radios
- Aletas ventrales en posición abdominal
- Aleta caudal de borde recto o ligeramente cóncavo
- Aletas sin radios osificados ni transformados en espinas punzantes
- El maxilar sobrepasa el borde posterior del ojo
- Sin barbillas
- Cuerpo recubierto de escamas pequeñas
- Dimorfismo sexual
- Dorso oscuro, marrón a verdoso, vientre amarillento a plateado. Cuerpo con manchas negras bordeadas por un anillo claro y presencia de puntos rojos dispersos, en particular

en individuos que habitan ambientes lóticos. La aleta caudal puede presentar manchas, pero estas son escasas y ubicadas en el lóbulo superior.

b) Características bioecológicas

- Especies de gran interés deportivo por su combatividad y el gran tamaño y peso que puede alcanzar (hasta 16 kg)
- Alimentación eurífaga consistente en insectos acuáticos y terrestres, peces y crustáceos.
- Se reproduce principalmente en otoño y comienzos del invierno hasta la primavera. Desova en ríos y arroyos donde pone los huevos en nidos



Figura 3.2.2.2.2: *Salmo trutta* (foto de FishBase)

***Salmo salar* sebago**

a) Caracteres diagnósticos

- Dos aletas dorsales, la segunda (adiposa) sin radios
- Aleta ventrales abdominales
- Aleta caudal de borde cóncavo
- Aletas sin radios osificados ni transformados en espinas punzantes
- El maxilar puede sobrepasar el borde posterior del ojo
- Sin barbillas
- Cuerpo cubierto por pequeñas escamas
- Dimorfismo sexual

- Coloración: dorso oscuro, azulado con flancos plateados, a menudo con reflejos azulados o verdosos. Cuerpo con manchas oscuras, en general escasas y pocas manchas aunque características en el opérculo.

b) Características bioecológicas

- Especie de gran interés deportivo dado el tamaño y peso que puede alcanzar hasta 16 kg.
- Alimentación eurífaga consistente en insectos acuáticos y terrestres, peces y crustáceos.
- Se reproduce principalmente en otoño e invierno..Desova en ríos y arroyos donde pone los huevos en nidos.
- Posee un grado menor de euroicidad que las especies precedentes.



Figura 3.2.2.2.3: *Salmo salar sebago* (foto de FishBase)

Salvelinus fontinalis

a) Caracteres diagnósticos

- Dos aletas dorsales, la segunda (adiposa) sin radios
- Aletas ventrales abdominales
- Caudal de borde casi recto
- Aletas sin radios osificados ni transformados en espinas punzantes
- El maxilar sobrepasa ampliamente el borde posterior del ojo
- Sin barbillas
- Cuerpo cubierto de escamas pequeñas

- Dimorfismo sexual
 - Coloración: dorso oscuro marrón a verde o incluso negro. Flancos con manchas rojas con halo claro, azulado o también manchas amarillo-verdosas. Las aletas pectorales, ventrales anal de color naranja rojizo con borde anterior blanco seguido de una banda negra. Vientre anaranjado o rojizo en los machos durante la época de reproducción.
- b) Características bioecológicas
- Especie mas pequeña que las anteriores, aunque también de interés deportivo, pudiendo llegar a 5 kg.
 - Alimentación eurífaga consistente en insectos acuáticos y terrestres, peces, crustáceos.
 - Se reproduce principalmente en otoño e invierno. Desova en ríos y arroyos donde pone los huevos en nidos.
 - Prefiere aguas muy bien oxigenadas y muy frías.

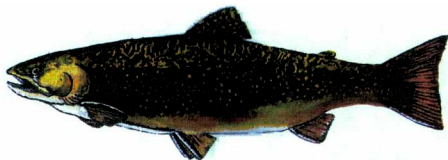


Figura 3.2.2.2.4: *Salvelinus fontinalis* (dibujo de Miquelarena et al. 1997)

4. CONCLUSIONES

La ictiofauna patagónica constituye una taxocenosis peculiar por su llamativa pobreza específica. Si se considera la composición de especies tomando en cuenta exclusivamente aquellas especies que pertenecen a la región Austral, surge que la proporción de especies exóticas es notablemente elevada. Sin embargo, no todas estas especies poseen una distribución semejante, dado que *S. namaycush*, *S. salar* *sebago* y *O. tshawytscha* poseen una distribución mas restringida. También entre las especies nativas y típicamente patagónicas se verifica este fenómeno, tal como se observa con *G. bergii*, *P. altispinnis*, *P. vinciguerrai* y en menor medida *P. colhuapiensis*.

Si bien subsisten aún discrepancias taxonómicas dentro del grupo *Percichthys* y *Diplomystes*, ello no modificaría substancialmente el número de especies que se encuentran distribuidas en ambientes lóticos y lénticos. El hallazgo reciente de *C. paleatus*, que adiciona una nueva especie para la región, plantea la necesidad de investigar más en detalle la composición y distribución de especies en el ecotono definido por los ríos Negro y Colorado. En este último curso, particularmente, habitan varias especies de origen brasílico como *J. multidentata*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Cheirodon interruptus*, *Odontesthes bonariensis*, *Oligosarcus jenynsii* y la exótica *Cyprinus carpio* que podrían haber sido transplantadas o bien se han expandido a favor de la formación de una red de canales de riego presentes en su curso inferior. Almirón *et al.* (1997), por ejemplo, determinaron que *O. jenynsii* constituía una nueva cita para este río y expandieron el límite de distribución de *A. eigenmanniorum* al bajo Colorado. Menni *et al.* (1998) consideraron la laguna de Chasicó en la Provincia de Buenos Aires como el límite natural más austral de la distribución de la ictiofauna brasílica, pero una probable razón que explica la presencia de algunas especies brasílicas en el norte de la Patagonia es su eurtermicidad. La presencia de *C. paleatus* en el río Limay constituye tal vez una situación extrema de antropocoria, pero en todo caso, ello implica que aún no se conoce en detalle la fauna de peces de esta cuenca. Ringuelet (1967) y Gómez (1996) notaron, por ejemplo, el amplio rango de tolerancia que posee esta especie que habita el río Paraná, las lagunas pampásicas y los arroyos de la Sierra de la Ventana.

Dado que el límite norte de la Patagonia constituye un ecotono desde el punto de vista zoogeográfico al confluir dos dominios, no sería de extrañar la incorporación futura de nuevas especies, particularmente aquellas que puedan provenir desde la alta cuenca del río Colorado. Este hecho reabre el debate sobre si corresponde aún mantener a la Provincia Patagónica como una unidad a ambos lados de la Cordillera de los Andes, siendo que, naturalmente, existe una moderada coincidencia de especies. La continua adición de especies brasílicas incrementaría estas diferencias conduciendo a la formulación de nuevos esquemas zoogeográficos en el futuro.

5. BIBLIOGRAFIA

- Almirón, A., M. Azpelicueta, J. Casciotta y A. López Cazorla. 1997. Ichthyogeographic boundary between the Brazilian and austral subregions in South America, Argentina. *Biogeographica* 73 (1): 23-30.
- Alonso, M. F., V. E. Cussac, D. Ruzzante, S. Walde y P. J. Macchi. 1997. Crecimiento alométrico en *Percichthys* spp. en relación a su variación morfológica. Página 31 en Resúmenes II Congreso Argentino de Limnología, Buenos Aires, Septiembre de 1997.
- Arratia, G. 1987. Description of the primitive family Diplomystidae (Siluriformes, Teleostei, Pisces): morphology, taxonomy, and phylogenetic implications. *Bonner Zool. Monogr.* 24, 120 p.
- Arratia, G., M. B. Peñafort y S. Menu Marque. 1983. Peces de la región sureste de los Andes y sus probables relaciones biogeográficas actuales. *Deserta* 7: 48-107.
- Azpelicueta, M. 1994. Los diplomistidos en Argentina (Siluriformes, Diplomystidae). Fauna de agua dulce de la República Argentina. PROFADU-CONICET, La Plata 40: 5-27.
- Azpelicueta, M., A. Almirón, A. López Cazorla y J. Casciotta. 1996. Geographical distribution of *Galaxias maculatus* (Jenyns) (Pisces: Osmeriformes: Galaxiidae) in Patagonia. *Biogeographica* 72: 157-160.
- Bahamonde, N. y G. Pequeño. 1975. Peces de Chile. Lista sistemática. Publ. Ocasional No 21, Museo Nac. Hist. Nat Chile, 29 p.
- Bello, M. T. y C. Ubeda. 1998. Estado de conservación de los peces de agua dulce de la Patagonia Argentina. Aplicación de una metodología objetiva. *Gayana Zool.* 62: 45-60
- Bello, M. T., M. F. Alfonso y P. J. Macchi. 1994. Estado del pejerrey patagónico introducido en la laguna Ñe Luan (Rio Negro), Tankay I: 219-221.
- Campos, H. 1984. Los géneros de Atherinidos (Pisces: Atherinidae) del Sur de Sudamérica. *Rev. Museo Arg. Cienc. Nat. Zool.* 13(6): 71-84.
- Del Valle, A. E. y P. Nuñez. 1990. Los peces de la provincia del Neuquén. Centro de Ecología Aplicada del Neuquén, Dpto. Acuicultura, Inf. Téc. No 1, CEAN-JICA, 83 p.
- Eigenmann, C. H. 1928. The freshwater fishes of Chile. *Mem. Acad. Sc. Wash.* 22: 61 p.
- Ferriz, R. A. y G. R. López. 1987. *Jenynsia lineata lineata* (Jenyns) (Teleostei, Cyprinodontiformes, Jenynsiidae), nueva cita para el norte de Patagonia. *Rev. Mus. Arg. Cienc. Nat. Hidrobiol.* 6 (4): 23-27.
- Ghedotti, M. J. 1998. Phylogeny and classification of the Anablepidae (Teleostei: Cyprinodontiformes. Páginas 561-582 en *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes* (Malabarba, L. R., R. E. Reis, R. P. Vari, Z. M. Lucena y C. A. Lucena, eds), Edipucrs, Porto Alegre, 603 p.

- Ghedotti, M. J. y S. H. Weitzman. 1996. A new species of *Jenynsia* (Cyprinodontiformes: Anablepidae) from Brazil with comments on the composition and taxonomy of the genus. *Ocass. Pap. Nat. Hist. Mus. Univ. Kansas, Lawrence*, 179: 1-25.
- Gómez, S. E. 1996. Resistencia a la temperatura e a la salinidad en pesci della provincia di Buenos Aires (Argentina), con implicazioni zoogeografiche. *Atti Congressuali 4° Convegno Nazionale A.I.I.A., Distribuzione della fauna ittica italiana*: 171-192.
- Grosman, M. F. 1992. Algunos aspectos de la biología del "salmón del Pacífico" (*Oncorhynchus tshawytscha*) presente en la provincia del Chubut. *Centro de Ecología Aplicada del Neuquén, Dpto. Acuicultura. Inf. Téc. No 8, CEAN-JICA*, 12 p.
- López, R. B. y T. L. Marini. 1963. Recursos vivos acuáticos. Serie Evaluación de los Recursos Naturales de la Argentina (Primera Etapa) Tomo VII Consejo Federal de Inversiones, 347 p.
- López, H. L., R. C. Menni y A. Miquelarena. 1987. Lista de los peces de agua dulce de la Argentina. *Biol. Acuát.* 12, 50 p.
- Mac Donagh, E. J. 1936. Sobre peces del territorio del Río Negro. *Rev. Museo La Plata, Zool.* 1(3): 409-422.
- Mac Donagh, E. J. 1948. Sobre la cría de carpa y pejerreyes en la Provincia de San Luis. *Notas Museo La Plata Tomo XIII, Zool.*, 14: 313-325.
- Mac Donagh, E. J. 1950. Las razas de percas o truchas criollas (*Percichthys*) y su valor para la repoblación pesquera. *Rev. Museo La Plata (n.s.) t.6, secc. Zool.* 71-170.
- Mac Donagh, E. J. 1953. Las truchas criollas. *Anales Parques Nacionales Vol III*: 90-102
- Mac Donagh, E. J. y A. L. Thormählen. 1945. Observaciones sobre las especies de truchas criollas. *Rev. Museo La Plata (n.s.) t.6, secc. Zool.* 139-193.
- Marini, T. L. y R. L. López. 1963. Recursos acuáticos vivos, Consejo Federal de Inversiones. Serie Evaluación de los Recursos Naturales de la Argentina. Tomo VII: Recursos Acuáticos Vivos, 347 p.
- McDowall, R. M. 1971. The galaxiid fishes of South America. *Zool J. Limn. Soc* 50: 33-73.
- McDowall, R. M. 1972. The species problem in freshwater and the taxonomy of the diadromous and lacustrine populations of *Galaxias maculatus* (Jenyns). *J. Roy. Soc. New Zealand* 2: 325-367.
- McDowall, R. M. 1986. *New Zealand freshwater fishes: a guide and natural history.* Heineman Educational Books, Auckland.
- McDowall, R. M. 1990. When galaxiid and salmonid fishes met: a family reunion in New Zealand. *J. Fish Biol.* 33: 35-43.

- Menni, R. C., S. E. Gómez y F. López Armengol. 1996. Subtle relationships: freshwaters fishes and water chemistry in southern South America. *Hydrobiologia* 328: 173-197.
- Menni, R.C., H. López y R. H. Aramburu 1988. Ictiofauna de Sierra de la Ventana y Chasicó (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *An. Museo Hist. Nat. Valparaiso* 19: 75-84.
- Mercer, J. H. 1984. Late Cenozoic glacial variations in South America south of the equator. Páginas 45-58 en *Late Cenozoic paleoclimates of the southern hemisphere* (Vogel J. C., ed.). Proceedings of an international symposium held by the south African society for quaternary research/Swaziland. 29 agosto -2 september 1983. A.A. Balkema Publ., Rotterdam, 520 p.
- Ortubay, S. G., C. Ubeda, L. G. Semenas y C. Kennedy. 1991. *Pomphorhynchus paragonicus* N.sp. (Acanthocephala Pomphorhynchidae) from freshwater fishes of Patagonia Argentina. *J. Parasitol.* 77: 353-356.
- Ortubay, S., S. E. Gómez y V. Cussac. 1997. Lethal temperatures of a Neotropical fish relic in Patagonia, the scale-less characinid *Gymnocharacinus bergi*. *Env. Biol. Fishes* 49: 341-350.
- Pozzi, A. 1936. Nota sobre *Gymnocharacinus bergi* Steindachner. *Physis* 43: 161-166.
- Pozzi, A. 1945. Sistemática y distribución de los peces de agua dulce de la Republica Argentina. *Anales Soc. Arg. Estud. Geograf.* 7: 239-292.
- Ringuelet, R. A. 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2: 1-122.
- Ringuelet, R. A. 1980. El bagre patagónico del río Senguerr (Chubut). *Neotropica* 26 (76): 237-245.
- Ringuelet, R. A. 1982. Una nueva subespecie del bagre patagónico *Diplomystes viedmensis* Mac Donagh, 1931 en el río Senguerr (Chubut, Argentina). *Limnobiós* 2 (5): 349-351.
- Ringuelet, R. A., R. H. Aramburu y A. M. de Aramburu. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión Científica de la Provincia de Buenos Aires, La Plata, 602 p.
- Semenas, L. y C. Ubeda. 1986. Campaña de recolección de datos con pescadores deportivos. Encuesta piloto sobre parasitismo en peces. Página 8 en *Resúmenes I Jornadas Argentinas de Salmonicultura '86*, San Carlos de Bariloche, Mayo de 1986.

TABLAS

Tabla 3.1.1: Detalle de las especies autóctonas, transplantadas y exóticas presentes en ambientes lóticos y lénticos de la Patagonia argentina

ORDEN	FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE VULGAR	STATUS
Salmoniformes	Salmonidae	<i>Oncorhynchus mykiss</i> Richardson 1836	trucha arco iris	exótica
		<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> Walbaum 1792	salmon chinook	Exótica
		<i>Salmo trutta</i> Linné, 1758	trucha marrón	Exótica
		<i>Salmo salar</i> sebago Girard, 1855	salmon encerrado	Exótica
Perciformes	Galaxiidae	<i>Salvelinus namaycush</i> Walbaum, 1792	trucha de lago	Autóctona
		<i>Salvelinus fontinalis</i> Mitchell, 1815	trucha de arroyo	Autóctona
	Aplochitonidae	<i>Galaxias maculatus</i> Jenyns, 1842	puyen grande	Autóctona
		<i>Galaxias platei</i> Steindachner 1898	puyen chico	Autóctona
	Percichthyidae	<i>Aplochiton zebra</i> Jenyns, 1842	peladilla rayada	autóctona
		<i>Aplochiton taeniatus</i> Jenyns, 1842	peladilla	autóctona
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Percichthys colhuapiensis</i> Mac Donagh, 1955	perca boca grande	autóctona
		<i>Percichthys vinciguerae</i> Perugia, 1891	perca boca chica	autóctona
		<i>Percichthys trucha</i> Cuvier y Valenciennes, 1840	perca boca chica	autóctona
		<i>Percichthys altispinnis</i> Regan 1905	perca espinuda	autóctona
Cypriniformes	Anablepidae	<i>Cyprinus carpio</i> Linné, 1758	carpa común	
		<i>Jenynsia multidentata</i> Jenyns 1842	madreita	

Tabla 3.1.1 (cont.)

ORDEN	FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE VULGAR	STATUS
Siluriformes	Diplomystidae	<i>Diplomystes viedmensis</i> Mac Donagh, 1831 <i>Diplomystes viedmensis mesembricus</i> Ringuelet, 1982	bagre otuno bagre otuno	autóctona autóctona
	Trichomyctenidae	<i>Hatcheria macraei</i> Girard, 1855 <i>Trichomycterus areolatus</i> Arratia y Chang, 1975	bagre de torrente bagre pintado	autóctona autóctona
Atheriniformes	Callichthyidae	<i>Corydoras paleatus</i> Lacepede 1803	tachuela	transplantada?
	Atherinopsidae	<i>Odontesthes bonariensis</i> Cuvier y Valenciennes, 1835 <i>Odontesthes hatcheri</i> Girard, 1855	pejerrey pejerrey patagónico	transplantada autóctona
Characiformes	Characidae	<i>Oligosarcus jenynsii</i> Gunther, 1864	dientudo	autóctona
		<i>Gymnocharacinus bergi</i> Steindachner 1903 <i>Astyanax eigenmanniorum</i> Cope, 1894 <i>Cheilodan interruptus</i> Jenyns 1842	mojarra desnuda mojarra mojarra	autóctona autóctona autóctona

Tabla 3.1.2: Detalle de las especies presentes por provincia

Especie	Neuquén	Río Negro	Chubut	Santa Cruz	Tierra del Fuego
<i>Gymnocharacinus bergi</i>		✓			
<i>Oligosarcus jenynsi</i>		✓			
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>		✓			
<i>Cheirodon interruptus</i>		✓			
<i>Corydoras paleatus</i>	✓				
<i>Odontesthes bonariensis</i>		✓			
<i>Odontesthes hatcheri</i>	✓	✓	✓	✓	
<i>Diplomystes viedmensis</i>	✓		✓	✓	
<i>Hatcheria macraei</i>	✓	✓	✓	✓	
<i>Trichomycterus areolatus</i>	✓	✓			
<i>Percichthys trucha</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Corydoras paleatus.</i>	✓				
<i>Percichthys colhuapiensis</i>	✓	✓	✓	✓	
<i>Percichthys altispinnis</i>	✓				
<i>Perchthys vinciguerrai</i>	✓	✓			✓
<i>Jenynsia multidentata</i>	✓	✓			
<i>Cyprinus carpio</i>	✓	✓			
<i>Aplochiton zebra</i>	✓	✓	✓		✓
<i>Aplochiton taeniatus</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Galaxias platei</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Galaxias maculatus</i>	✓	✓		✓	✓
<i>Oncorhynchus mikiss</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>			✓		
<i>Salmo trutta</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Salmo salar sebago</i>	✓	✓	✓		✓
<i>Salvelinus fontinalis</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Salvelinus namaycush</i>				✓	

CAPITULO IV

INTRODUCCION DE ESPECIES EXOTICAS

1. INTRODUCCIÓN

La introducción de peces exóticos en los ambientes templado-fríos del hemisferio sur data de fines del siglo XIX, habiendo sido Nueva Zelandia el primer país donde se sembraron diferentes especies de salmónidos. Las introducciones en Sud América comenzaron recién a comienzos del siglo XX, teniendo lugar en la Patagonia argentina a partir de 1904 (Baigún y Qurós 1986). Las exploraciones llevadas a cabo hacia fines del siglo XIX por el perito Francisco Moreno, llevaron a la conclusión que la Patagonia andina, con sus lagos de origen glaciario y sus torrentosos cursos de agua alimentados por el deshielo anual, proveían las condiciones adecuadas para la introducción de distintas especies de salmónidos.

En la Patagonia argentina existe una justificada preocupación por el manejo de los recursos exóticos dado que la ictiofauna nativa resulta notablemente pobre (Ringuelet 1975; Arratia *et al.* 1983). En otros países del hemisferio sur como Australia y Nueva Zelandia, el proceso de introducción ha dado lugar a un debate aún abierto sobre el verdadero impacto que los salmónidos han ocasionado sobre las especies nativas. En las aguas continentales patagónicas, donde no se dispone aún de un panorama detallado de la distribución y abundancia de estas especies, se advierte que los salmónidos se han expandido notablemente a favor de su exitosa aclimatación y de la aplicación de políticas de siembras extensivas. No existe al presente una evaluación global sobre los resultados generales de estas introducciones en diferentes cuencas, como así tampoco proyectos a nivel regional dirigidos al desarrollo de estudios intensivos para documentar los impactos sobre la fauna nativa.

2. OBJETIVOS

El presente capítulo presenta una revisión del proceso de introducción de salmónidos en la Patagonia hasta 1990, examinándose en detalle las características de este proceso para las diferentes especies. Se considera y analiza además el posible impacto sobre la ictiofauna nativa y se sugieren pautas de gestión y manejo que favorezcan un aprovechamiento más racional de las especies introducidas favoreciendo la conservación de las especies autóctonas.

3. MARCO HISTORICO DE LAS INTRODUCCIONES

La zona inicial utilizada para la introducción de los primeros salmónidos fue el área próxima a la ciudad de Bariloche. La primera remesa de huevos arribó en el verano de 1904 y estuvo compuesta por embriones de *Coregonus clupeiiformis*, *Salvelinus fontinalis*, *Salvelinus namaycush* y *Salmo salar sebago*, los cuales fueron depositados en el criadero de Nahuel Huapi, construido al efecto. La introducción de *C. clupeiiformis* seguramente tuvo el mismo objetivo que el "smelt" en Nueva Zelanda, es decir, servir de alimento a los restantes salmónidos (véase McDowall 1978).

Nuevas remesas arribaron posteriormente, quedando caracterizado el período comprendido entre 1904 y 1910 por una gran actividad de siembras, tal como lo documentan Marini y Mastrarrigo (1963) y Marini (1963). En esta etapa se introduce la totalidad de las especies, insistiéndose principalmente con los salmones del Pacífico (gro. *Oncorhynchus*), y en menor medida, con especies no anádromas. Las tareas de difusión se aseguraron a partir de una piscicultura intensiva desarrollada en la estación de Nahuel Huapi, la cuál se especializó principalmente en truchas de arroyo (Tulián 1909). Asimismo, para favorecer la distribución de salmónidos en ríos de la vertiente Atlántica, se construyó una piscicultura en Santa Cruz que funcionó hasta 1913 (Tulián 1901, Lourdez de Baiz 1984).

A partir de 1910 y hasta 1930, la actividad de siembra, cría y propagación mermó considerablemente, posiblemente por la falta de un desarrollo técnico adecuado al retirarse los técnicos americanos. En esta etapa se sucede una pesca deportiva y hasta comercial sin control ante la ausencia de una legislación pertinente. La creación del Parque Nacional Nahuel Huapi en 1934 y de otros en 1937, proporciona el estímulo necesario para iniciar una nueva etapa en la historia de la propagación de los salmónidos. Con la inauguración de la amplia piscicultura del Cerro Catedral en 1932, se renueva nuevamente la cría de salmónidos, pero ya de manera selectiva, optándose por aquellas especies que evidenciaron mejores resultados. Se procede asimismo a una nueva contratación de piscicultores americanos y nacionales, y se renuevan las siembras, ya partir de stocks establecidos (Wegrzyn *et al.* 1997).

Es interesante notar que la introducción de salmónidos en las áreas insulares fue mucho más tardía. En 1935 se producen las primeras introducciones en la Isla Grande de Tierra

del Fuego (Bruno Videla 1978) y en 1943 se los siembras en las Islas Malvinas (Arrosmith y Pentelow 1965).

4. MATERIALES Y METODOS

Para definir el status asociado a la introducción de peces exóticos en Patagonia se siguió el criterio propuesto por Shafland y Lewis (1984). Estos autores consideran que una especie introducida puede ser calificada como exótica cuando el organismo proviene de otro país en el que se encuentra y transplantado, si el organismo ha sido movido fuera de su rango nativo, pero dentro del país donde se distribuye naturalmente. Esta clasificación otorga categorías a los organismos definiéndolos como establecidos, posiblemente establecidos, localizados y detectados. La aplicación directa de esta clasificación en la Patagonia, sin embargo, presenta dificultades prácticas debido a la información limitada de que se dispone, por lo que en esta tesis se adoptó el criterio de definir las categorías de especie establecida, especie detectada y especie de resultado incierto, cuyas definiciones se presentan a continuación:

- Especie establecida: Se consideró como tal si se dispuso de estudios poblaciones, registros de capturas o siembras efectuadas durante períodos prolongados de tiempo, de modo de asegurar que la especie se perpetuara en el ambiente.
- Especie detectada: Cuando se dispuso de información de capturas únicas sin que mediara información sobre siembras previas.
- Especie de resultado incierto: Si únicamente se contó con información de siembras realizadas sin obtenerse capturas o registros posteriores.

Para determinar el status de cada especie de acuerdo a esta clasificación, se recurrió a un análisis exhaustivo de la bibliografía científica y de la literatura de divulgación disponible, tomando como base el trabajo de recopilación llevado a cabo por Baigún y Qurós (1986). Se consideró conveniente mantener la denominación de los tipos de ambientes citados por estos autores, aceptándose las acepciones de río, arroyo, lagos y lagunas para definir los ambientes mas característicos. Si bien esta nomenclatura resulta en parte subjetiva, es útil para separar, de algún modo, los ambientes lénticos de grandes dimensiones y profundidad (lagos) de aquellos mas pequeños y someros (lagunas). En el caso de los embalses, se adoptó el criterio de agruparlos junto a los lagos. También es

aplicable para diferenciar los ambientes con un mayor número de tributarios, menores pendientes, mayor ancho y caudal (ríos) de aquellos que poseen caudal reducido, grandes fluctuaciones estacionales, baja profundidad, etc. (arroyos).

5. RESULTADOS

5.1. Evolución histórica de las siembras

El número total de especies de salmónidos introducidas hasta 1990 fue de diez (Tabla 5.1.1). Las primeras siembras se concentraron en el período de 1904-1910, el cual puede definirse como el de las *introducciones fundamentales*. Ya a partir de 1930, las siembras realizadas son mayormente de repoblamiento, comenzándose a incrementar el número de salmónidos sembrados en la década del 30-40 y alcanzándose la mayor intensidad de siembras hacia mediados del siglo, para mantenerse luego en un nivel aproximadamente constante (Figura 5.1.1).

La variación temporal de primera siembra de las cuatro especies con aclimatación mas exitosa reveló que la trucha arco iris no concitó demasiado interés hasta 1940, y con excepción del período 1950-960, sus niveles de siembra se incrementaron solo posteriormente (Figura 5.1.2). La trucha de arroyo fue la especie preferida durante el período de las introducciones fundamentales, pero luego su demanda se redujo paulatinamente, resurgiendo el interés por esta especie en la década 1940-1950 (Figura 5.1.3). La siembra de trucha marrón tampoco atrajo demasiado a los administradores de recursos durante las primeras décadas, siendo rara su introducción hasta 1930. A partir de 1950 se mantuvo una tasa de siembra constante (Figura 5.1.4). Por último, el salmón encerrado comenzó a tomar cierta importancia a partir de 1930, aún cuando su interés decayó a partir de 1970 sin haberse realizado importantes intentos por reintroducir esta especie (Figura 5.1.5)

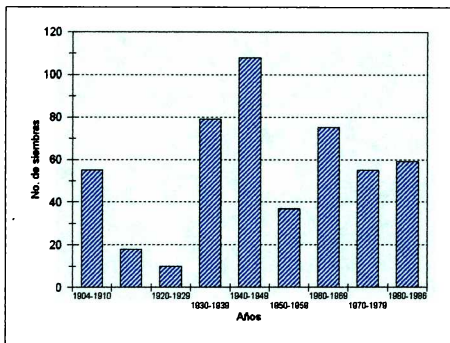


Figura 5.1.1: Desarrollo cronológico de las siembras de salmónidos en ambientes lóticos y lénticos realizadas en Patagonia.

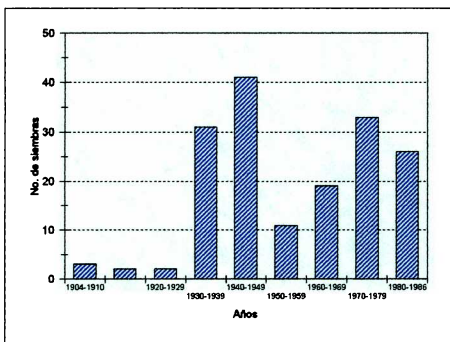


Figura 5.1.2: Variación temporal de siembras de trucha arco iris.

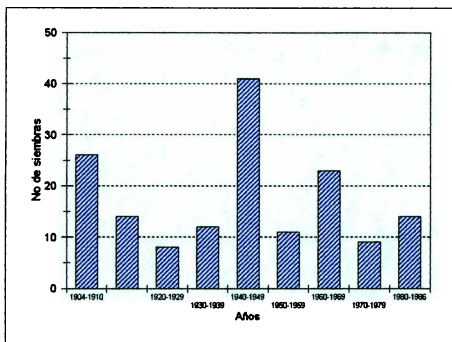


Figura 5.1.3: Variación temporal de siembras de trucha de arroyo

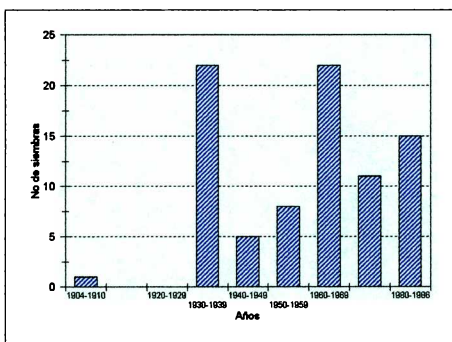


Figura 5.1.4: Variación temporal de siembras de trucha marrón

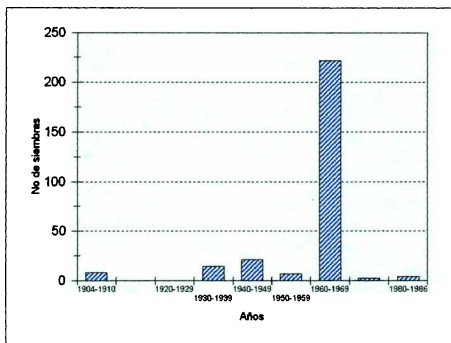


Figura 5.1.5: Variación temporal de siembras del salmón encerrado

5.2. Distribución geográfica de las siembras

Se observó que las siembras no resultaron similares en todo el territorio patagónico, priorizándose mayormente a las provincias del sector norte, fundamentalmente el territorio del Neuquén. Los menores esfuerzo de siembra se observaron en Santa Cruz. Las siembras en la Islas Malvina fueron muy ewducidos, no así en la Isla Grande de Tierra del Fuego (Figura 5.2.1).

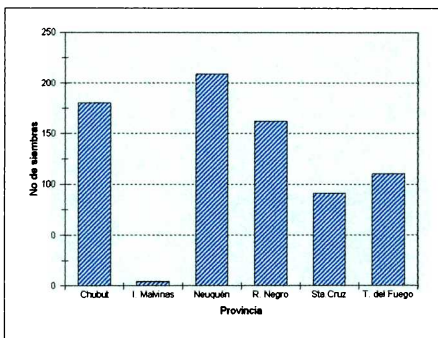


Figura 5.2.1: Frecuencia de siembras de salmónidos por provincia

5.3. Frecuencias de siembras por ambiente

El análisis de las siembras por tipo de ambiente demostró que los ambientes lóticos fueron preferidos por sobre los ambientes lénticos. Ríos y lagos, sin embargo, fueron escogidos en similares proporciones, siendo los lagos someros (lagunas) los menos favorecidos por las siembras (Figura 5.3.1)

Tanto en ambientes lóticos como lénticos predominaron fuertemente las siembras monoespecíficas (Figura 5.3.2). Los lagos Gutiérrez, Correntoso, Nahuel Huapi y Traful se destacaron por haber recibido hasta seis especies, siendo la combinación mas frecuente la de salmón encerrado, trucha arco iris, trucha de arroyo, trucha de lago y trucha marrón. Los ríos Chico y Santa Cruz, ambos situados en la Provincia de Santa Cruz, sobresalieron, a su vez, por haber recibido hasta ocho especies. En el primero de estos cursos, se introdujo salmón chinook, salmón sockeye, salmón encerrado, trucha arco iris, trucha de arroyo, trucha de lago y trucha marrón. En el segundo de estos ríos, se introdujo salmón chinook, salmón encerrado, trucha arco iris y trucha de arroyo.

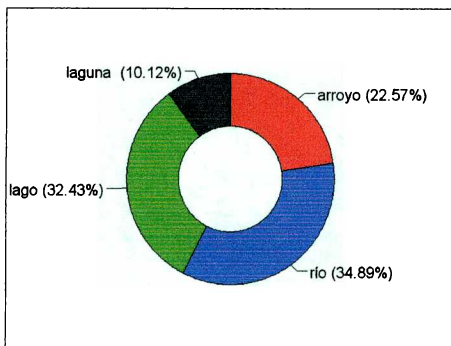


Figura 5.3.1: Proporción de tipo de ambientes sembrados

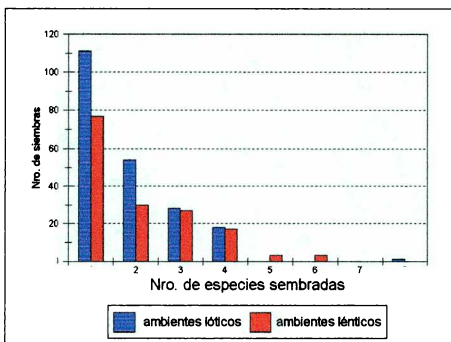


Figura 5.3.2: Frecuencia de especies sembradas en ambientes lénticos y lóticos

En la tabla 5.3.1 se comparan las combinaciones de primeras siembras de a dos especies (no necesariamente simultáneas) notándose que la combinación trucha de arroyo-trucha arco iris fue la mas frecuente, seguida de la combinación trucha arco iris-trucha marrón. Entre las siembras de tres especies predominó la introducción conjunta de trucha de arroyo-trucha arco iris-trucha marrón, siendo algunas combinaciones practicadas exclusivas de ambientes lóticos (Tabla 5.3.2). La combinación mas frecuente de cuatro especies fue similar para ambos tipos de ambientes, siendo dominante la de trucha de arroyo-trucha arco iris-trucha marrón-salmón encerrado.

5.4. Frecuencias de siembras por especie

Las truchas de arroyo y arco iris resultaron ser las especies preferidas para la siembra, seguidas por la trucha marrón y el salmón encerrado. Por el contrario, los intentos de siembra de los salmones del Pacífico y del Atlántico fueron escasos, posiblemente desalentados por los fracasos iniciales (Figura 5.4.1).

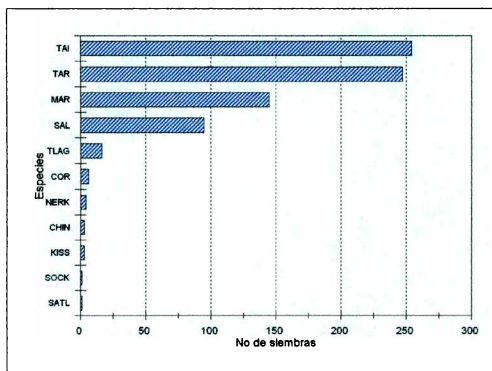


Figura 5.4.1: Número de siembras realizadas por especie. TAI: trucha arco iris; TAR: trucha de arroyo; MAR: trucha marrón; SAL: salmón encerrado; TLAG: trucha de lago; COR: pez blanco; SOCK: salmón sockeye; CHIN: salmón chinook; COHO: salmón coho; SATL: salmón del Atlántico

5.5. Relación entre aclimatación de especies y ambientes de introducción

Utilizando como base aquellos ambientes en los cuales las especies de salmónidos fueron consideradas como *establecidas* y/o *detectadas*, se practicó un Análisis de Correspondencia, con el objeto de determinar la afinidad entre las especies aclimatadas y las características de las distintas categorías de ambientes (ríos, arroyos, lagos y lagunas). Se observó que el primer eje o dimensión explicó el 75 % de la inercia y los dos primeros ejes, en conjunto, el 95 %. La trucha de arroyo fue la especie que mas contribuyó a la variación mientras el ambiente tipo arroyo fue el que mas explicó la variación entre ambientes (Tabla 5.5.1). La Figura 5.5.1 presenta la ubicación simultánea de las especies y los ambientes en el espacio bidimensional. Ciertas especies como la trucha de lago y el salmón encerrado estuvieron muy asociadas a los ambientes lénticos grandes (lagos), mientras la trucha marrón a ambientes tipo laguna. Por su parte, la trucha de arroyo, presentó preferencia por los ríos de bajo orden, resultando la trucha arco iris la mas ubicua de las especies introducidas.

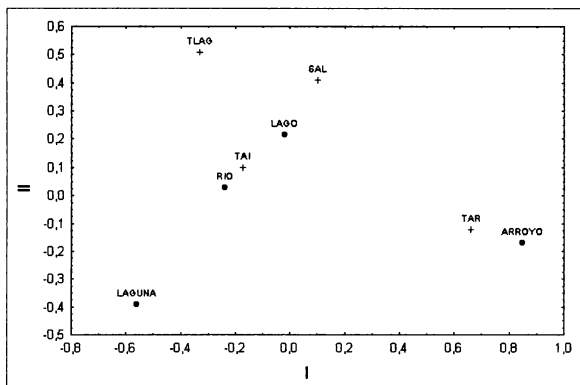


Figura 5.5.1: Resultados del Análisis de Correspondencia que exhibe la asociación entre especies y tipos de ambientes. TLAG: trucha de lago; SAL: salmón encerrado; TAI: trucha arco iris; MAR: trucha marrón; TAR: trucha de arroyo.

6. DISCUSIÓN

La historia de las introducciones de especies exóticas (salmónidos) en la Patagonia argentina exhibe aspectos únicos para ambientes templado-fríos del hemisferio sur. Los lagos patagónicos presentan no solo características limnológicas particulares (Baigún y Marinone 1995), sino que además, su ictiofauna se distingue por la baja riqueza específica de especies nativas o de especies exóticas. Ello surge claramente cuando se los compara, por ejemplo, con los lagos de Nueva Zelanda, donde se han introducidas hasta veinte especies exóticas (McDowall 1990, Tabla 1), con Australia con veintidos especies exóticas introducidas (McKay 1984) o con Chile, donde Bahamonde y Pequeño (1975) mencionan nueve especies exóticas. Por otra parte, y a diferencia de los que ocurre en estos países, casi ninguna de las especies de salmónidos introducidas es anfibiótica. Son excepciones los stocks de trucha arco iris y de trucha marrón del río Gallegos, ambos en Santa Cruz y río Grande de Tierra del Fuego, que al parecer muestran diadromía y de salmón chinook presente desde hace algunos años, en ríos del Chubut con desagüe al Pacífico.

Mientras en Nueva Zelanda y Australia, las introducciones datan de casi mitad del siglo XIX, en la Patagonia la llegada de los salmónidos fue bastante más tardía. Un aspecto llamativo es que todos los intentos de introducción iniciales se cumplieron en el breve período que abarcó entre 1904 y 1910. Esta estrategia fue acompañada por el desarrollo de pisciculturas que garantizaron la propagación y mantenimiento de las especies introducidas y aclimatadas. La dispersión de las diferentes especies, sin embargo, no fue homogénea, ya que inicialmente, se concentró en las provincias del norte patagónico y por último en los territorios insulares (Tierra del Fuego e islas Malvinas). Entre las especies introducidas sobresalieron por su importancia: la trucha de arroyo, marrón y la trucha arco iris, si bien la evolución de sus tendencias de siembras fueron diferentes. La trucha arco iris fue escasamente considerada durante los primeros años, a pesar de haber sido intensamente sembrada en las provincias del norte argentino (Baigún y Quirós 1986). Se trata de la especie que ha tenido la mayor difusión y es la única especie exótica que ha sustentado algún tipo de pesquería comercial de cierta magnitud como la del lago Cardiel de Santa Cruz (CEAL 1983).

La distribución de este salmónido en la Patagonia es muy amplia, ya que no solamente ocupa toda la franja cordillerana, sino que además se ha establecido en ambientes

someros de la planicie como las lagunas del centro-sur del Río Negro, los lagos del centro-oeste del Chubut y el tramo inferior del río Chubut. Tal como lo demuestran los resultados observados, su siembra ha sido practicada indistintamente en ambientes lóticos y lénticos en general, sin tener en cuenta las dimensiones de los ambientes como factor limitante. Sorprendentemente y hasta 1981, su introducción había sido reconocida como un fracaso para los registros internacionales (Welcomme 1984).

En el caso de la trucha de arroyo, esta especie fue la preferida inicialmente entre los salmones no migradores. Hasta 1964 se la consideraba como el salmónido de mayor difusión (Thomson 1939; González Regalado 1945). Se advierte asimismo que ha sido el único salmónido donde predominaron las siembras en arroyos sobre las de río, probablemente por su reconocida capacidad de utilizar los sectores superiores de las cuencas. La trucha marrón constituyó la tercer especie en importancia, pero es de destacar que no exhibe la amplia distribución observada por ejemplo en Nueva Zelanda, donde es el principal salmónido no anádromo (McDowall 1990). Al igual que la trucha arco iris, el interés por esta especie fue creciendo paulatinamente. Aún cuando menos eurióica que la trucha arco iris, demostró tener una gran capacidad de adaptarse en ambientes marginales, tal como el tramo inferior del río Chubut (Gostonyi 1984). Los resultados de su siembra demuestran concordantemente que la especie exhibió una notable aclimatación a los ambientes lénticos de pequeñas dimensiones.

El salmón encerrado fue una especie caracterizada por siembras irregulares. Aún cuando se lo encuentra en diferentes ambientes cordilleranos, la especie presenta la particularidad de ser típica de la provincia del Neuquén. En lo que respecta a la trucha de lago, la misma se destaca por ser el más endémico de los salmones aclimatados. A pesar de haber sido sembrada en 1904, la especie fue considerada como establecida en la Patagonia recién a partir de partir de ejemplares capturados en el lago Argentino (Santa Cruz) en 1969. Con anterioridad, Pozzi (1945) la menciona en la provincia del Neuquén, sin haberse podido confirmar nunca su aclimatación en esa provincia. Las razones de su aclimatación exitosa en Santa Cruz únicamente, pueden deberse a aspectos ligados a su biología, ya que requiere de aguas muy frías, lo cuál explica también la restringida distribución observada en Nueva Zelanda (McDowall 1978). En todo caso, la trucha de lago parece haberse aclimatado en los grandes ambientes tipo léntico más que en los lóticos.

Tal como lo demuestra el Análisis de Correspondencia, la trucha arco iris debe ser considerada el más ubicuo de todos los salmónidos introducidos en la Patagonia. Contrariamente, especies como la trucha de arroyo y trucha marrón exhiben una aclimatación más significativa en ambientes lóticos y lénticos de moderadas y pequeñas dimensiones respectivamente. Estos resultados, de alguna manera, revelan la interacción entre las características bioecológicas de estas especies y el entorno ambiental, pero también afectarían de manera diferencial, como se menciona luego, a las especies nativas.

Las introducciones de otras especies como coregónidos y de salmones del Pacífico definitivamente no prosperaron. Los coregónidos son peces eurípagos, que ingieren invertebrados, insectos e incluso pequeños peces (Scott y Crossman 1973). El objetivo de su siembra se relacionó probablemente con la posibilidad de ser utilizados inicialmente como alimento para otros salmónidos. Los salmones del Pacífico, sembrados en las nacientes de los grandes ríos que cruzan transversalmente la Patagonia hacia el Atlántico, nunca pudieron lograr una aclimatación exitosa. A pesar que los salmónidos constituyen un grupo notablemente plástico, ninguno de las especies introducidas se adaptó a condiciones de no anadromía, ni siquiera el salmón kokanee, que es el que presenta una mayor predisposición para establecer poblaciones lacustres no migratorias (Vernon 1957; Behnke 1972). La aclimatación mostrada por el salmón chinook en algunos ríos de vertiente Pacífica corrobora la potencialidad de estos cursos para actuar como corredores de dispersión de ésta y otras especies de salmones anádromos. Ello debe ser considerado con atención por los administradores de los recursos debido a la posibilidad que estos salmones ingresen en los ambientes de los Parques Nacionales.

Una característica que presentaron las introducciones fue el predominio de siembras monoespecíficas, pero no fueron infrecuentes las siembras multiespecíficas, particularmente en ambientes lénticos. Estas siembras monoespecíficas posiblemente expliquen el gran éxito de la trucha de arroyo, ya que es reconocido que la misma muestra una gran desventaja competitiva frente a otros salmónidos (MacCrimmon y Scott Campbell 1971), derivando en una pérdida de territorio y hábitats de alimentación. Si bien son aún incipientes en la Patagonia los estudios que han documentado la existencia de una partición del hábitat en ambientes lóticos o lénticos, basado en la competencia interespecífica entre salmónidos (e.g. Baiz *et al.* 1999), la profusa bibliografía existente

(e.g. Faush y White 1981; Clark y Rose 1997) indica que estas especies de salmónidos poseen también distribuciones diferentes cuando coexisten.

6.1. Impacto sobre especies autóctonas

A casi 100 años de las introducciones de salmónidos en la Patagonia, poco se ha indagado de manera científica sobre su auténtico impacto sobre las especies nativas. Si bien no era de esperar la existencia de estudios apropiados previos a su introducción, ya Lahille (1905) y Titcomb (1904) alertaban sobre los inconvenientes de índole biológico y zoogeográfico para las especies introducidas y advertían sobre los potenciales efectos sobre la por entonces casi ignota ictiofauna autóctona.

El proceso de introducción y aclimatación de las especies exóticas ha carecido de estudios acompañantes que brindaran pautas sobre su verdadero impacto. Asimismo, la falta de un exhaustivo estudio sobre la distribución de las especies nativas ha dificultado la evaluación del verdadero impacto producido por los salmónidos y ha sumido el tema en una controversia aún no resuelta. La introducción accidental de salmón chinook, detectada en los últimos veinte años en Chubut (Grosman 1992; Ortubay *et al.* 1994), plantea interrogantes respecto al manejo de esta especie. En todo caso, algunos de los aspectos que se deben considerar para una mejor comprensión de la problemática de introducción de salmónidos son los siguientes:

- a) Porqué algunas comunidades de peces han sido mas resistentes a la introducción que otras?
- b) Cuales son las fuerzas de los componentes bióticos y abióticos que han condicionado y regulado el éxito de estas introducciones?
- c) Cuales son aquellas propiedades emergentes de las comunidades de peces patagónicos (biomasa, diversidad, persistencia, resiliencia etc.) que resultan mas útiles para predecir el impacto de las especies exóticas?

Usualmente se reconoce que los efectos inmediatos de la introducción de especies exóticas son la predación directa y la competencia, pero un análisis cuidadoso de estos aspectos en diferentes ambientes, revela que en la Patagonia no existe, como se analiza a continuación, una conclusión unánime al respecto.

a) Predación

La predación ha sido esgrimida como un mecanismo importante y en lagos de Nueva Zelanda, por ejemplo, donde la introducción de trucha arco iris generó la desaparición de galáxidos en ciertos ambientes, existen numerosas evidencias de este efecto (McDowall 1968 b). También los efectos negativos por predación debido a la introducción de salmónidos han sido mencionados para ríos de Australia (e.g. Tilzey 1976) y Nueva Zelanda (Townsend y Crowl 1991). Algunas diferencias entre las características bioecológicas de la ictiofauna patagónica y de Nueva Zelanda, sin embargo, previenen sobre la posibilidad de efectuar generalizaciones: en Nueva Zelanda, los galáxidos poseen poblaciones diádromas o catádromas que incluyen incluso a la especie patagónica *G. maculatus*, con mecanismos migratorios bien definidos en ese país (McDowall y Eldon 1980), pero no comprobados aún en Patagonia. McDowall (1990) menciona que por ejemplo casi todos los galáxidos son anfidromos y ello les habría permitido minimizar el impacto en algunas cuencas (McDowall y Frankenberg 1981). A su vez, McDowall (1990) considera que estas migraciones han estimulado la gran proliferación y éxito de los primeros salmónidos. En Patagonia no se ha documentado fehacientemente la diadromía de los galáxidos, si bien Gostonyi y McDowall (1974) mencionan el hallazgo de *G. maculatus* en la costa cercana a la desembocadura del río Deseado en pozas de mareas.

La información recopilada en Patagonia indica la existencia cierta de predación por parte de los salmónidos sobre las especies nativas (Macchi *et al.* 1999). López *et al.* (1981) mostraron evidencias concluyentes de ello detectando la presencia de puyen y pejerrey patagónico en la dieta de la trucha arco iris y la trucha marrón en el embalse Ramos Mexía. A su vez, Ferriz (1993-94) indicó que la trucha arco iris que habita el río Limay, combina la ingestión de *Aegla* spp., larvas de coleópteros con juveniles de pejerrey. En el embalse Ramos Mexía, la trucha arco iris y marrón ejercen una fuerte presión de predación sobre los estadios juveniles de pejerrey y puyen (Ferriz y Aramburu 1994). También Macchi *et al.* (1997 a) hacen notar que en los embalses del Limay, el puyen es la principal especie autóctona que resulta presa de los salmónidos, siendo también frecuente que el bagre otuno forme parte de la dieta. Estos autores mencionan que los salmónidos predan también sobre los percíctidos y que al crecer se toman mas piscívoros, particularmente en el caso de la trucha marrón.

Macchi *et al.* (1997 b) observaron que en el lago Gutiérrez la trucha arco iris y de arroyo ingerían puyen grande además de anfípodos, insectos terrestres y anisópteros. Estos autores definen la trucha marrón como prácticamente piscívora, lo cual refuerza la hipótesis que esta variedad de salmónido es la que resultaría más perjudicial para las especies nativas. Sobre la trucha de lago, sin duda el salmónido menos estudiado de la Patagonia, se cita un caso de ictiofagia sobre puyen grande en el lago Viedma (Pellanda 1995). El rol trófico de *Galaxias* sp. en la cadena alimentaria de los salmónidos (y percicídidos) no puede ser menoscabado, por lo que Ferriz (1984) considera que las especies de este género, constituyen, en muchos casos, las especies forrajeras de la cuenca del río Limay. Ello ha sido verificado en otros ambientes como los lagos Gutiérrez, Morenito, embalses de Alicurá y Piedra del Águila (Macchi *et al.* 1999). De particular interés son los resultados que estos autores encuentran respecto al bagre otuno, al considerar que el mismo es ingerido exclusivamente por salmónidos.

La predación directa de los salmónidos sobre las especies nativas, sin embargo, no parece ser un mecanismo obligado. Macchi *et al.* (1997 a) señalan que la abundancia de puyen chico, pejerrey patagónico y perca en general en los embalses del río Limay, no parece reflejar un severo impacto a pesar que los salmónidos como se ha visto, pueden predar sobre estas especies. Para truchas marrones del río Limay, Ferriz (1993-94) indica la existencia de una dieta basada en el consumo de larvas de quironómidos, ninfas de efemerópteros, larvas de tricópteros e insectos terrestres, pero nunca de peces. A su vez, Baigún y De Nichilo (1985) mencionan que las truchas arco iris del lago Rosario, donde abunda el pejerrey patagónico, las del lago Musters donde se encuentra la perca boca chica y las de la laguna Esquel, donde también la perca boca chica es una especie muy frecuente, exhiben un muy bajo porcentaje de ictivoría sobre peces nativos. Tampoco Grosman (1993-1994) ha presentado evidencias de predación sostenida por parte de truchas arco iris sobre pejerreyes y percas en la laguna Terraplén (Chubut), señalando la imposibilidad de establecer la existencia de un impacto importante.

En todo caso parece conveniente diferenciar la baja frecuencia de predación debido a alimentos alternativos de la baja frecuencia de especies nativas existentes. Por ejemplo, en su clásico estudio del río Horokivi, Allen (1951) no halló evidencias de predación de la trucha marrón sobre *G. maculatus*, pero ello fue explicado por tener esta especie nativa una abundancia natural baja. Esta situación podría repetirse en la Patagonia, aunque

lamentablemente, no se dispone de información fehaciente sobre la verdadera abundancia de las especies nativas en la mayoría de los ambientes. Tal como se mencionará en el Capítulo V, las artes de pesca estandarizadas normalmente utilizados para evaluar poblaciones de peces de lagos y embalses poseen aparentemente una baja capturabilidad para aplochitónidos, y galáxidos, particularmente *G. maculatus*.

b) Competencia trófica

La superposición de nicho trófico sería también un factor importante que gobierna la interacción entre especies nativas y exóticas. Glova *et al.* (1992) demostraron que existía una considerable superposición en el nicho de *G. vulgaris* y juveniles de trucha marrón. Dado que los salmónidos son a menudo eurífagos (Merrick y Schmida 1984; Grosman 1993-1995; Roa *et al.* 1993; Macchi *et al.* 1999), ello puede influir en su impacto sobre las especies nativas, también eurífagas, pero competitivamente menos favorecidas para ocupar los mejores hábitats.

Varios de los estudios de alimentación de las especies autóctonas (e.g. Oliveros y Cordiviola de Yuan 1974; Bello y Ortubay 1980; Ferriz 1981; Baiz *et al.* 1982; Ferriz 1984; Ferriz 1987 b; Ferriz 1989; Grosman y Rudzik 1990; Bello *et al.* 1991; Ferriz 1993-94; Ferriz 1994, Ferriz y Aramburu 1994; Grosman 1993-1994, Macchi *et al.* 1997 a, b; 1999) indican en general un hábito alimentario de tipo omnívoro eurífago basado en la ingesta de organismos de diferentes órdenes: Molusca (*Diplodon patagonicus*, *Chilina gibosa*), Ostrácoda, Decápoda (*Aegla sp.*), Chironomidae, Trichóptera (*Nectopsyche sp.*), Coleóptera, Ephemeroptera (*Baetis sp.*), Plecóptera o bien directamente zooplancton. Esta amplitud trófica es coincidente para especies nativas y exóticas como lo describe Ferriz (1993-94, Fig. 1) a partir de sus estudios en el río Limay. La eurífagia que muestran tanto las especies exóticas como las nativas, particularmente para tallas intermedias, minimiza la competencia y el solapamiento trófico (Ferriz y Aramburu 1994). Se ha visto además que la trucha arco iris y marrón incorporan en su dieta un importante porcentaje de insectos terrestres (Macchi *et al.* 1999).

En los ambientes lénticos patagónicos, especies como la trucha arco iris o marrón, competirían ventajosamente con aplochitónidos y galáxidos, en particular en los estadios juveniles, donde el zooplancton es la dieta principal (Ferriz 1981; Grosman y Rudzik 1990; Modenutti *et al.* 1993). Cuando los salmónidos aumentan de tamaño comienzan a

ingerir insectos acuáticos (ninfas de ephemerópteros) compitiendo también con las especies nativas (Ferriz 1993-1994). Sin embargo esta competencia puede ocurrir en estadios tempranos. Es interesante mencionar que Lourdez de Baiz *et al.* (1981) y Macchi *et al.* (2001) han observado que en la laguna Ñe-Luan, la competencia entre trucha arco iris y pejerrey patagónico ha desfavorecido a la primera de estas especies, producto de compartir ambos el zooplancton como principal ítem alimentario. En todo caso, la diversidad trófica que muestran los salmónidos, se apoya en una ingesta de carácter bentónico a lo largo de casi todo su ciclo de vida, desarrollando la piscivoría ya en la etapa adulta y donde únicamente competiría con los grandes percididos (Macchi *et al.* 1999).

La interacción trófica, sin embargo, parece depender del tipo de ambiente, del ciclo anual y de las tallas. En ambientes lénticos se ha notado una mayor proclividad de los galáxidos a consumir alimento durante la noche, en contraposición con los salmónidos que se alimentan más activamente durante las horas de luz. Ello es considerado como un sutil pero importante mecanismo que disminuiría la interacción entre ambos grupos de especies (Glova *et al.* 1992). Los salmónidos por el contrario, han evolucionado en comunidades con un mayor grado de especialización basado en la captura de presas en forma visual directamente de la columna de agua (Merrick y Schmida 1984). En este sentido y según lo que se conoce sobre dinámica alimentaria de las especies nativas de la Patagonia, se ha observado que los galáxidos ocupan un hábitat limnético profundo en algunos lagos (Macchi *et al.* 1997; Vigliano *et al.* 1999; 2001), indicando la existencia de mecanismos de alimentación no basados necesariamente en una detección visual de presas. Lo anterior sugiere que tal vez, en aquellos lagos con suficiente profundidad, exista una segregación de hábitats naturales que permite a los galáxidos minimizar los efectos de la competencia trófica.

La dieta de los salmónidos es, a su vez, dependiente de la época anual. Ferriz (1993-1994) notó que la trucha arco iris en el río Limay consumía *Aegla sp.* larvas de coleópteros y pejerrey en invierno, reemplazando los coleópteros por insectos terrestres en verano. Este mismo autor señala que este salmónido, cuando no supera los 20 cm, ingiere preferentemente ninfas de efemerópteros, para luego predominar la ingesta de decápodos, incorporando peces a partir de los 35 cm. Los cambios en la dieta en función de las tallas también se observan en las especies autóctonas. Grosman (1990) determinó

que el pejerrey de la laguna Terraplén cambiaba su dieta planctófaga por bentónica al sobrepasar los 15 cm. A su vez, Ferriz (1987) encontró que en el embalse Ramos Mexía, los ejemplares menores a 10 cm eran fundamentalmente planctófagos, pero que a partir de esta talla, comenzaban a incorporar *Chilina* en su dieta, siendo este gasterópodo predominante en ejemplares mayor a 35 cm. Por su parte Macchi *et al.* (1999) señalan que *Percichthys* añade peces a su dieta (particularmente puyen) al superar los 15 cm.

En todo caso, la superposición en el nicho trófico entre salmónidos y especies nativas, particularmente galáxidos, no resulta infrecuente, tal como lo han mencionado Cadwallder (1975), Pollard (1973) y Glova *et al.* (1992). Ello sería una consecuencia de la plasticidad alimentaria que presentan estas especies, la cual varía de acuerdo al ambiente y al hábitat (McDowall 1968 a). Ferriz (1984) precisamente describe al puyen chico como un consumidor final de tercer o cuarto orden y como un carnívoro generalista.

c) Competencia por el hábitat

El efecto de los salmónidos sobre las especies autóctonas se manifiesta también a nivel de competencia por el hábitat. Por ejemplo Ault y White (1994) han modelado para ríos de Tasmania la densidad esperada de *G. truttaceus* en función de las características del hábitat, notando una desvío significativo de la densidad observada de esta especie respecto a la esperada cuando los ríos tenían truchas marrones. Este fenómeno ha sido notado asimismo en ríos de Australia (Tilzey 1976) donde se observó un desplazamiento territorial de los galáxidos, concluyendo Jackson (1981), en su revisión del efecto de salmónidos, que *Galaxias olidus* y otros galáxidos resultaron desfavorecidos. Por su parte, McDowall (1978) menciona que la trucha marrón ha empujado a ciertas especies de *Galaxias* hacia las nacientes de los ríos en Nueva Zelanda.

Los desplazamientos de hábitat podrían tener un gran efecto sobre las tasas de crecimiento y mortalidad de aquellas especies que resultaran menos aptas competitivamente (Crowder *et al.* 1987). Los mecanismos de competencia interespecifica entre especies nativas y exóticas por el uso del hábitat no son aún bien comprendidos en los lagos patagónicos, pero es probable que también exista un desplazamiento de hábitat de las especies autóctonas, particularmente en aquellos ambientes que posean trucha marrón. Se conoce que esta especie es altamente territorial como ha sido verificado en los ríos de Nueva Zelanda (McDowall 1978). Recientemente Menni y Gómez (1995) han

especulado que la distribución endémica de la mojarra desnuda en la meseta de Somuncurá (Río Negro) podría verse afectada por la presencia de salmónidos recientemente introducidos que han ocupado los sectores mas bajos y fríos de la cuenca del arroyo Valcheta.

Un problema adicional que no puede ignorarse, particularmente en los ambientes lóticos, es que si las especies exóticas, ya sea por competencia interespecifica por el hábitat o directamente por presión de predación, limitan los desplazamientos de las especies nativas, estarían generando un efecto similar al de fragmentación del hábitat, produciendo metapoblaciones discontinuas, y por lo tanto, aumentado el riesgo de extinción. Ello cobraría vital importancia en ambientes inestables (frecuentes en el ecotono entre cordillera y planicie en Patagonia), donde la estrategia de algunas especies nativas podría estar ajustada a desplazamientos entre hábitats mas favorables.

Para explicar o justificar el impacto de las especies exóticas, se han postulado algunas hipótesis interesantes. En Nueva Zelandia, McDowall (1968 b; 1990) analizando la introducción de salmónidos, señala que la ausencia de especies predatoras entre las especies nativas, ha impedido el desarrollo de aquellos mecanismos adaptativos que permitieran soportar la predación y competencia de las especies introducidas. Como se ha mencionado anteriormente, la comunidad de peces patagónicas no posee especies nativas característicamente predatoras, aunque se ha visto que los percíctidos ejercen cierta presión sobre otras especies nativas (Macchi *et al.* 1985; 1999) ya que estas especie posee un régimen alimentario mixto (Ferriz y Aramburu 1994). No es por lo tanto llamativo que especies de gran porte como la perca bocona integra su dieta con puyenes, pejerrey patagónico y perca boca chica (Ferriz 1987 a, 1989; Macchi *et al.* 1999). McIntosh y Townsend (1995) señalan que la ictiofauna de Nueva Zelandia es pobre, comparada con la de los ríos templados del hemisferio norte y que sus comunidades de peces han evolucionado en aislamiento. Esta situación también se verifica en la Patagonia, donde ninguna de las especies nativas es un predador estricto sino que adaptan su dieta la oferta trófica existente.

Los resultados observadas a partir de los estudios mencionados previamente permiten concluir que, al igual que en otras regiones del hemisferio sur donde se han introducido salmónidos, los lagos o ríos patagónicos no presentan un panorama homogéneo.

McDowall (1990; 1993) concluye que el impacto en Nueva Zelandia ha sido variable, mas importante en lagos que en ríos de bajo orden. Mi hipótesis es que en Patagonia parecería existir, sin embargo, un patrón sobre el uso de los recursos alimentarios disponibles, que está relacionado con las características tróficas de los cuerpos de agua. Abrams (1988) señala precisamente, que la mayor productividad de un ambiente facilita la existencia de especies que comparten recursos y como se ha visto en el Capítulo II, los lagos patagónicos ofrecen diferentes condiciones de productividad.

Las diferencias en el régimen alimentario de los salmónidos parecen estar relacionados con una maximización de la energía según la disponibilidad de presas. Kerr (1971) estableció que el tamaño de las presas mas que su densidad, es un factor decisivo para definir dicha disponibilidad, pero que también incide el radio de detección de las presas, que es función de la visibilidad. El cambio de tamaño de presa a lo largo del ciclo de vida, fue denominado *metaphoetesis* por Hutchinson (1951 en Kerr 1975) y condiciona la eficiencia de crecimiento. Este parámetro representa la proporción de la ración ingerida (presa) que es transformada en masa corporal y utilizada para el crecimiento (Paloheimo y Dickie 1966). Kerr y Ryder (1977) compararon este parámetro en trucha de arroyo y establecieron que aquellos individuos que predaban sobre peces poseían una mayor eficiencia de crecimiento. Kerr (1971) observó que el crecimiento de una trucha, cuya dieta era exclusivamente planctívora, resultaba ser siempre menor que el de una trucha piscívora, aun cuando la densidad del zooplancton fuera elevada.

Estos resultados permiten inferir que en ambientes oligotróficos donde la producción bentónica es baja y el zooplancton es limitado, y existe la alternativa de ingerir peces, los salmónidos tiendan, a medida que crecen, a desarrollar *metaphoetesis*. Esta estrategia bionómica impactaría así mas sobre los peces nativos de ambientes oligotróficos, que en los ambientes mas productivos, donde el aumento de la turbidez reduce la eficiencia de predación y beneficia la captura de organismos bentónicos.

El plancton de los lagos patagónicos presenta en general pequeño tamaño. Marinone y Menu Marque (inédito) obtuvieron evidencias que en los lagos cordilleranos la diversidad específica es baja y dominada numéricamente por rotíferos, que por su reducida talla, poco aportan a la biomasa de la comunidad planctónica. La biomasa de zooplancton de estos lagos se encuentra caracterizada por copépodos calanoideos filtradores

(Boeckellidae), siendo estas especies características de ambientes con bajos niveles de nutrientes (Ganon y Stemberger 1978; Sprules 1980). La baja calidad del plancton favorecería, de este modo, la predación sobre los peces nativos, cuando además el bentos es poco abundante o debe buscarse a grandes profundidades. Por el contrario, en la laguna Esquel, con alta biomasa de peces, las truchas arco iris al igual que las percas, predan fundamentalmente sobre los anfípodos y larvas de quironómidos y moluscos despreciando el zooplancton que presenta tallas considerables y es abundante (Marinone y Menu Marque inédito). No se han observado casi casos de piscivoría, lo que indicaría que para las truchas resulta energéticamente más eficiente ingerir un alimento muy abundante depositado en un fondo a baja profundidad, que gastar energía capturando presas móviles.

Lo anterior permite concluir que no es esperable encontrar en la Patagonia un panorama homogéneo sobre el impacto de las especies exóticas, ya que ello dependerá del estado trófico de cada ambiente y de la estructura de otras comunidades. Sin embargo, aún cuando es difícil efectuar generalizaciones, parece evidente que los casos de interacción negativa tienen lugar en ambientes menos productivos o que ofrecen menos refugio, tal como se discute más abajo.

6.2. Pautas de manejo de especies exóticas y nativas

El manejo que se ha practicado sobre la introducción de especies exóticas en la Patagonia no ha diferido substancialmente según el ambiente fuera de jurisdicción de Parques Nacionales o de las provincias. A pesar que los ambientes más concurridos para la pesca deportiva se localizan dentro de los Parques Nacionales, históricamente se ha minimizado la necesidad de implementar estudios sobre salmónidos, bajo el argumento falaz que las mismas constituían especies exóticas. Curiosamente, este criterio ha contrastado con las políticas de siembra de carácter extensiva que han fomentado su introducción, incluso en cuerpos de agua incluso sin relevancia alguna para los pescadores o con accesos dificultosos, con el mero objetivo de obtener beneficios económicos.

Como se ha descrito en detalle en el Capítulo III, una característica distintiva de la ictiofauna nativa de agua dulce patagónica es su baja riqueza específica (α diversidad). Con excepción de las especies del género *Percichthys*, que son utilizadas en la industria

del ahumado, las especies nativas no poseen prácticamente importancia económica o deportiva, lo cual dificulta su protección y explicarían en parte, la falta de interés evidenciado por los administradores de recursos. Sheldon (1988) señala, que este problema se presenta cuando las especies no son categorizadas como de interés deportivo y sostiene que resulta difícil obtener el apoyo del público para implementar medidas de protección.

La interacción entre especies nativas y exóticas en varios ambientes, sugiere considerar el problema de manejo y preservación de las poblaciones de peces a partir de un criterio sinecológico. Es necesario orientar el manejo de las especies exóticas dentro de un marco conceptual que tienda a proteger las especies nativas, así como a desarrollar un manejo más racional de la pesca y la piscicultura de las especies exóticas en aquellos ambientes con elevada presión de pesca. El argumento esgrimido usualmente que los salmónidos estaban ya aclimatados al momento de fundarse los primeros Parques Nacionales en la Patagonia, no resulta aceptable como para no ensayar medidas de manejo que puedan incluso alcanzar hasta su eliminación en ciertos casos.

Existe asimismo una legislación confusa dentro del dominio de los Parques Nacionales respecto al manejo de los peces exóticos. La ley 22351 sancionada en 1989, establece en su Artículo 5 inciso g, que la introducción, transplante y propagación de fauna y flora se encuentra prohibida, sin aclarar taxativamente que los peces no se encuadran dentro de la categoría de fauna. En su artículo 13, la Ley fija posición respecto al dominio del Estado sobre los peces, declarando no que ellos no le pertenecen, pero sí sobre el resto de la fauna, infringiéndose por lo tanto, que los peces no integran la fauna de los Parques Nacionales. Ello se contrapone claramente con publicaciones propias, donde los peces se incluyen dentro de los listados de fauna (e.g. Martín *et al.* 1989).

Los administradores de recursos deben considerar con cuidado el significado del concepto de nicho vacante, tan esgrimido para justificar o alentar las introducciones de especies exóticas en general. Usualmente se confunde el concepto de recursos disponibles del hábitat acuático con la función ecológica del organismo (Herbold y Moyle 1986). El nicho vacante se atribuye en general a la disponibilidad de recursos alimentarios basado en la historia de vida de los organismos en otros ambientes. Sin embargo, dado que el concepto de nicho se basa en la existencia de una multidimensionalidad de

de factores biológicos y ambientales, el comportamiento trófico puede variar de acuerdo a la influencia de los mismos. Es por ello que no necesariamente las características de interacción pueden resultar similares en los ambientes patagónicos y justifica, de alguna manera, definir las estrategias de siembra en función de aspectos ambientales y biológicos en conjunto.

Las actividades de piscicultura de especies exóticas han estado dirigidas, en general, al repoblamiento de los ambientes, pero sin determinar que densidades o biomasa de peces se requieren para generar pesquerías sustentables o bien cual es la relación costo-beneficio que las mismas exhiben. Este último factor está relacionado con las tasas de retorno que poseen las pesquerías, el cual es a su vez es una función de la talla de siembra de los peces, de los costos de producción y de la eficiencia que muestra la pesquería para recuperar una fracción considerable de los peces sembrados. Estos condicionamiento indican que resulta difícil pues realizar generalizaciones aplicables a todos los ambientes, debido a que diferencias en la estructura de las comunidades de peces y en las características de las pesquerías, pueden modificar los beneficios estimados de practicar piscicultura. La historia de las siembras en la Patagonia sugiere que estas consideraciones no han sido justipreciadas o consideradas por los responsables del manejo de los recursos, dado que existen los innumerables ejemplos de siembras realizadas en ambientes sin presión de pesca alguna.

Adicionalmente, la evolución de estas siembras no fue seguida por una tendencia similar de estudios pesqueros, lo cual hubiera permitido, tal vez, evaluar mas adecuadamente la gestión de los recursos. Unicamente en las últimas décadas es posible adivertir un importante incremento en la producción de estudios relacionados con la ictiofauna o los recursos pesqueros. (Figura 6.2.1).

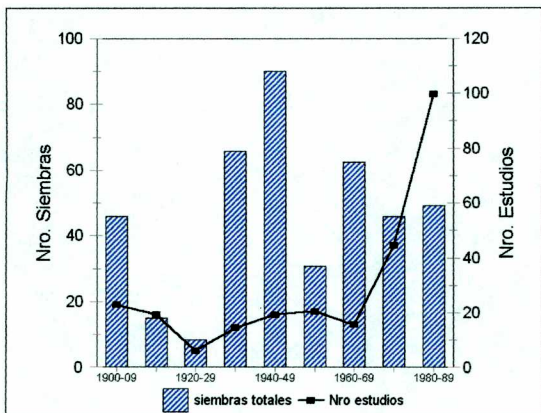


Figura 6.2.1: Variación temporal del número de siembras practicadas en la Patagonia y el número de estudios de carácter científico desarrollados.

Tampoco se prestó suficiente atención a la necesidad de mantener líneas genéticas más o menos puras, introduciéndose variedad de diferentes lugares. Es asimismo importante considerar con cuidado el impacto de la piscicultura en jaulas. La pasada importación de *O. massou* y *O. kisutch* para este propósito en ciertos lagos del Neuquen (Ortubay *et al.* 1994) o el cultivo extendido de trucha arco iris que se ha desarrollado en los últimos años en el embalse de Alicurá, son acaso un síntoma de una actividad que puede concitar una gran interés regional, pero a la vez generar un impacto significativo en los ecosistemas lacustres y tal vez indirectamente sobre las especies nativas. Dado que la piscicultura de estas especies se realiza mediante jaulas, los potenciales impactos no solo devienen de los efectos de eutroficación por aportes de nutrientes, sino también por las probabilidades de escape. Lo anterior exige que los administradores de recursos adopten medidas adecuadas para cada ambiente previo a promover políticas de siembra.

Una alternativa interesante, aún escasamente explorada en las aguas patagónicas, es la posibilidad de introducir peces exóticos infértiles en ambientes con alta demanda pesquera. Estos ejemplares, por no poder dejar descendencia, minimizan el posible impacto sobre las especies nativas. Sheehan *et al.* (1999), por ejemplo, demostraron que las truchas arco iris triploides tenían un crecimiento mayor que los ejemplares diploides y resultados similares fueron encontrados por Boulanger (1991) en truchas de arroyo. Por otra parte, un aspecto atrayente de la introducción de este tipo de peces se basa en explotar una menor capacidad competitiva que poseen los juveniles triploides por el alimento. Experiencias realizadas con salmones triploides del Atlántico demostraron que éstos poseían un crecimiento inferior a los diploides cuando eran criados en conjunto (Galbreath *et al.* 1994). Estos resultados sugieren que tal vez, la interacción entre las especies nativas y exóticas podría ser mas beneficiosa para las primeras si las truchas triploides presentaran una menor capacidad competitiva. Por otra parte, la siembra de peces con un mayor crecimiento en ciertos ambientes garantizaría una mayor satisfacción y motivación para los pescadores, aumentando la presión de pesca sobre estas especies.

Considero fundamental que las siembras de especies exóticas en ambientes donde se sospecha la existencia de severos impactos, deben seguir procedimientos basados en protocolos preestablecidos (Townsend y Winterbourn 1992). El esquema propuesto por Li y Moyle (1981; 1993), podría adaptarse a los ambientes patagónicos de la manera que sigue:

- Premisa 1: No deben introducirse especies exóticas en aquellos ambientes que presenten signos de escaso o ningún disturbio. Un ejemplo de ello son los lagos localizados en altura o áreas aisladas.
- Premisa 2: No deben introducirse especies exóticas en aquellos ambientes que contienen especies consideradas en peligro de extinción o raras, tal como ocurre con los arroyos de la meseta de Somuncurá
- Premisa 3: Las introducciones deben ser preferentemente practicadas en sistemas severamente alterados, donde las especies introducidas puedan beneficiar la producción. Este planteo podría aplicarse a los embalses situados en la meseta, donde la teoría del disturbio intermedio permitiría la coexistencia equilibrada de especies nativas y exóticas.

- Premisa 4: Las introducciones deben ser realizadas primeramente en cuerpos de agua aislados para poder analizar sus resultados. .
- Premisa 5: Los ambientes oligotróficos de área reducida resultan, por definición, no recomendables para introducir especies. Este concepto se aplicaría a muchos lagos de la Cordillera de los Andes.
- Premisa 6: Previo a toda introducción se debe practicar un inventario de la biota existente, incluyendo otras comunidades.
- Premisa 7: Los cuerpos de agua donde se realicen introducciones deberán ser previamente relevados con el fin de controlar la evolución de sus comunidades.
- Premisa 8: En aquellos ambientes, donde se sospeche *a priori* de posibles impactos negativos en caso de efectivizarse introducciones, se debe aplicar el concepto del reverso de las pruebas, no debiéndose autorizar la introducción hasta tanto se demuestre que no se genera un impacto negativo.
- Premisa 9: No se deben introducir especies exóticas sin disponer de matrices "causa-efecto", que en lo posible, se elaborarán sobre el conocimiento existente en el ambiente de interés. Particular importancia se le debe adjudicar a las interacciones tróficas.

Por su parte, Kohler y Stanley (1984) presentan un protocolo basado en cinco niveles de revisión y cinco de decisión. Este protocolo desarrolla un modelo de toma de decisiones en pasos secuenciales lógicos, en los cuales se van evaluando las alternativas posibles (aprobar o desaprobar) para introducir una especie en función de niveles de decisión. La Figura 6.2.1 reproduce este protocolo, y es de gran interés advertir que, por ejemplo, de haberse aplicado sobre aquellos ambientes aislados y escasamente concurridos, el proceso se hubiera detenido en el Nivel de Decisión I, al no poderse justificar adecuadamente las razones de la introducción.

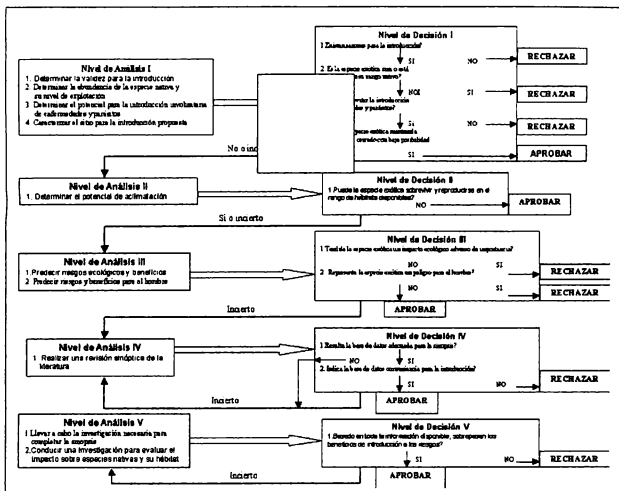


Figura 6.2.1: Esquema de decisión para la introducción de especies exóticas

Por su parte, Pearsons y Hopley (1999) han propuesto un enfoque basado en los riesgos ecológicos de las introducciones, pero a diferencia de los enfoques anteriores, establecen pautas sobre aquellas especies considerados como "no blanco", que en el caso de la Patagonia incluiría a las especies nativas. Estos autores proponen cinco pasos o etapas:

- Determinar objetivos para las taxas que componen las especies no calificadas como "blanco".
- Determinar el solapamiento o superposición espacio-temporal entre especies "blanco" y "no blanco" a lo largo de todos sus estadios de vida.
- Establecer las interacciones ecológicas.
- Definir los riesgos ecológicos.
- Considerar la incertidumbre científica acerca de la evaluación de riesgos.

Una posibilidad válida para manejar la protección y diversidad de especies nativas y minimizar el impacto de especies exóticas, es considerar además ciertos principios zoogeográficos y ecológicos generales. En mi opinión, la teoría de islas desarrollada por MacArthur y Wilson (1963) brinda, por ejemplo, un enfoque válido y aplicable para comprender los posibles mecanismos que intervienen en los procesos de colonización de lagos y planificar el manejo y uso de los recursos. Esta teoría presenta una explicación razonable para entender los procesos de colonización y extinción de especies en las islas: predice que el número de especies es mayor cuanto mayor sea el área de la isla, que el número de especies decrece cuanto mayor sea la distancia al centro de dispersión y que el número de especies permanece constante como fruto del balance entre los procesos de colonización y extinción. Magnuson (1976) y Tonn y Magnuson (1982) sostienen que muchos lagos son equiparables a islas insertas en una matriz terrestre. Ello permite analizar el éxito de colonización o extinción de especies en estos ambientes dentro del marco de esta teoría, donde la tasa de extinción y colonización es dependiente de la partición de recursos y de la interacción entre las especies presentes, así como de las posibilidades de ingreso o egreso de las especies.

Este enfoque sería aplicable a muchos ambiente patagónicos como son los lagos de altura o localizados en el ecotono y la meseta, los cuales pueden permanecer virtualmente aislados por largo tiempo y por lo tanto poseen un bajo número de especies. Dado que la tasa de extinción está inversamente relacionada con el área del ambiente y considerando la hipótesis presentada previamente acerca de la influencia del estado trófico de los ambientes como un factor clave para la coexistencia entre especies nativas y exóticas, una medida racional para la preservación de especies nativas sería restringir el ingreso de especies exóticas en ambientes pequeños, con baja conectividad y productividad y que presenten una baja diversidad específica. Estos ambientes poseen escasa oferta de refugio por lo que su baja producción estimula la ictivoría de los salmónidos. Una vez instalada la especie exótica, es de esperar que la tasa de colonización por parte de especies nativas se reduzca drásticamente.

Desdichadamente, la creciente tendencia al desarrollo de cotos de pesca en pequeños lagos situados en propiedades privadas, muchos de los cuales carecen de tributarios o bien poseen conexiones muy efímeras, ha llevado a que las Direcciones de Pesca provinciales alienten y colaboren con la propagación de salmónidos en este tipo de

ambientes. Muchas regiones cordilleranas poseen ambientes de estas características, donde aún es posible encontrar una comunidad de peces libre de especies introducidas. Irresponsablemente, las administraciones de recursos pesqueros provinciales o de los Parques Nacionales, no han manifestado la misma preocupación en proteger estos ambientes que por introducir especies exóticas.

Por el contrario, ambientes de mayor superficie exhiben una mayor heterogeneidad espacial y por lo tanto una mayor diversidad de hábitats, lo que proporciona mayores oportunidades de particionar los nichos de las especies nativas y exóticas. La mayor oferta ambiental podría traducirse en que la interacción por el espacio y los requerimientos tróficos entre las especies disminuyan. Los lagos de mayor superficie poseen poblaciones mas numerosas y por lo tanto menores posibilidades de extinciones locales (Magnuson 1976). En todo caso, se debe analizar el grado de conectividad que presentan los ambientes, por lo que necesariamente se debe trabajar sobre una visión de cuenca, para evitar efectos no deseados en otros ambientes

Resulta por otra parte crítico seleccionar adecuadamente la especie a introducir. Los resultados derivados de la relación entre especies aclimatadas y tipo de ambiente analizados previamente demostraron que, por ejemplo, la trucha marrón tuvo gran éxito en ambientes de pequeño tamaño. Esta especie es agresiva y voraz y por lo tanto, su impacto potencial es mayor en este tipo de ambiente, donde los peces nativos no encuentran refugio conveniente. En otras palabras, se deben practicar principios precautorios, lo que implica que los manejadores y administradores de recursos deben proceder con cuidado al generar intervenciones en sistemas naturales de manera de prevenir la ocurrencia de eventos inesperados.

Tanto los protocolos de introducción u otras medidas precautorias casi nunca han sido aplicados en la historia de las introducciones de salmónidos en los ambientes patagónicos. Muchos administradores de recursos consideran erróneamente, que la incorporación de especies introducidas provoca un aumento de la biodiversidad de los ambientes. Desconocen en realidad que este concepto involucra, entre otros, la condición de uso sustentable de los recursos, es decir implica el uso de los componentes de la diversidad biológica de un modo y a una tasa tal que no genere en el largo plazo la declinación de la diversidad biológica (Heywood *et al.* 1995). Si, como se vio

anteriormente, en algunos ambientes los salmónidos favorecieran la declinación de ciertas especies nativas, es claro que no se cumple con el principio precedente, y por lo tanto, resulta inaceptable promover la introducción de especies. Considero que una línea de trabajo muy promisorio y de potencial interés para el manejo de los recursos, es investigar acerca de que umbrales de superficie o de otras variables relacionadas con la diversidad de hábitats, resulta adecuada para minimizar la interacción entre especies nativas y exóticas.

Asimismo, un tópico importante al que los administradores de recursos deben abocarse con premura es a definir los lineamientos para la creación de reservas de biodiversidad. Este aspecto cobra vital importancia en la zona cordillerana donde se detectan condiciones mas favorables para el desarrollo de pesquerías de salmónidos, pero a la vez, donde las especies nativas exhiben la mayor diversidad y abundancia. McDowall (1984), por ejemplo, presenta pautas generales aplicables a los ríos de Nueva Zelandia, las cuales son también válidas para la Patagonia. Estas reservas deben comprender, en lo posible, ambientes de baja conectividad y donde aún la introducción de salmónidos no ha sido concretada o es posible su erradicación. Asimismo, debe integrar regiones identificadas como de alto endemismo. Acaso el ejemplo mejor conocido en Patagonia es el de la meseta de Somuncurá, la cual ha pedido ser declarada como santuario (Christie 1984) debido a la presencia de la mojarra desnuda, única especie relicto en Patagonia. Se debe tener en cuenta que un área dada, pese a tener un bajo número de especies, puede realizar una importante contribución a la biodiversidad de una cuenca.

7. CONCLUSIONES

Aún cuando los estudios demográficos sobre la ictiofauna continental patagónica distan de ser exhaustivos, se reconoce que los salmónidos introducidos desde principios de siglo han colonizado con éxito muchos de los ambientes donde han sido sembrados. Históricamente, los administradores de recursos han privilegiado el innegable valor económico y social de estas especies, sin considerar plenamente las consecuencias de su introducción y su impacto sobre el mantenimiento de la diversidad biológica de los cuerpos de agua. Este hecho se ha visto agravado por la implementación de siembras de carácter extensivo, incluso en ambientes sin mayor demanda pesquera, lo que pone de manifiesto la falta de criterios ecológicos para dirigir y evaluar los procesos de introducción de las especies exóticas en la Patagonia. Actualmente, la presencia de nuevas especies

de salmónidos que están ingresando accidentalmente desde Chile en los últimos años, o bien las que forman parte de proyectos de piscicultura (con los riesgos de escape que ello implica), plantea consideraciones no ya de carácter ecológico, sino también de tipo ético y social que no pueden ser desatendidas.

Al igual que otras regiones donde los salmónidos fueron introducidos, la interacción parece depender de las condiciones bióticas y abióticas de cada ambiente, lo que refuerza la necesidad de adoptar protocolos específicos y evitar continuar con políticas de siembras extensivas sin metas explícitas u objetivos claramente establecidos (ver Capítulo VIII). Tampoco se dispone de mediciones de esfuerzos y capturas de los principales ambientes, como primer paso para analizar los beneficios de las políticas de siembras. Estas, a su vez, deben comenzar a orientarse en función de aspectos genéticos con el fin de favorecer el desarrollo de los procesos de selección natural que beneficien a aquellos stocks con mejor capacidad de adaptarse a los ambientes patagónicos, sin detrimento para la ictiofauna nativa.

Finalmente, y no menos importante, es que los administradores de recursos deben comenzar a reconocer el valor que poseen las especies nativas como elementos indispensables para caracterizar la biodiversidad y mantener la integridad de los ecosistemas acuáticos patagónicos. En este contexto, la introducción de especies exóticas debe estar sustentada por análisis de factibilidad basados en su potencial impacto sobre la ictiofauna nativa, aplicando protocolos de predicción de impacto adecuados existentes y considerando aquellos principios ecológicos que regulan las interacciones entre especies.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Abrams, P. 1988. Resource productivity-consumer species diversity: simple models of competition in spatially heterogeneous environments. *Ecology* 69: 1418-1433.
- Allen, K. R. 1953. The Horokiwi stream: a study of a trout population. *Fish. Bull.* 23: 1-49.
- Arratía, G., M. B. Peñafort y S. Menu Marque. 1983. Peces de la región sureste de los Andes y sus probables relaciones biogeográficas actuales. *Deserta* 7: 48-107.
- Arrosmith, H. E. y T. K. Pentelow. 1965. The introduction of trout and salmon to the Falkland Islands. *Salmon Trout Manag.* 174: 119-229.
- Ault, T. R. y R. W. White. 1994. Effects of habitat structure and the presence of brown trout on the population density of *Galaxias truttaceus* in Tasmania, Australia. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 123: 939-948.
- Bahamonde, P. y G. Pequeño. 1975. Peces de Chile. Lista sistemática. Museo Nac. Hist. Nat., Publ. Ocas. (21), 29 p.
- Baigún, C. R. y C. Marinone. 1995. Cold- temperate lakes of South America: do they fit northern hemisphere models?. *Arch. Hydrobiol.* 135: 23-61.
- Baigún, C. R. y A. De Nichilo. 1984. Pesca experimental. *En: Evaluación del potencial pesquero en seis lagos de la provincia del Chubut, INIDEP, Dpto de Aguas Continentales, Informe Técnico (1).*
- Baigún, C. R. y R. Quirós. 1985. Introducción de peces exóticos en la República Argentina. INIDEP, Dpto. de Aguas Continentales, Informe Técnico 2.
- Baiz, M de L., M. T. Bello y M. M. Bunge. 1982. Alimentación del pejerrey introducido en la laguna Ñe-Luan, Maquinchao, Río Negro. *En Resúmenes III Reunión Iberoamericana de Conservación y Zoología de Vertebrados, Noviembre de 1982, Buenos Aires.*
- Baiz, M. de L., M. L. Bello, G. Padilla y V. Hougham. 1999. Relación ambiente-localización de crías de truchas en el arroyo Mallín Ahogado. Página 41 *en Resúmenes XIX Reunión Argentina de Ecología, Tucumán, Abril 1999.*
- Behnke, R. J. 1972. The systematic of salmonid fishes of recently glaciated lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 29: 639-671.
- Bello, M. T. y S. Ortubay. 1980. Algunas observaciones bioecológicas de *Galaxias* sp. del lago Nahuel Huapi con datos sobre su alimentación. Página 73 *en Resúmenes VIII Reunión Argentina de Ecología, Santa Fé, 1980.*
- Bello, M. T, M. M. Bunge y M. Lourdes de Baiz. 1991. Alimentación natural del pejerrey (*Patagonina hatcheri*) introducido en la laguna Ñe Luan, Río Negro. *Biol. Pesq.* 20: 13-19

- Boulanger, I. 1991. Performance comparisons of all-female diploid and triploid brook trout. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1789: 111-121.
- Bruno Videla, P. H. 1978. Los salmónidos en Tierra del Fuego, Gobernación del Territorio Nacional de la Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sud. *Inf. Téc. Dir. Int. Marit.*, 44 p.
- Cadwallader, P. L. 1975. Feeding relationship of some New Zealand fish. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 26: 299-316.
- Centro Editor de América Latina (CEAL). 1983. Atlas total de la República Argentina.
- Christie, M. I. 1984. Determinación de prioridades conservacionistas para la fauna de vertebrados patagónicos. *Rev. Mus. Arg. Cienc. Nat. Zool.* 13(6): 535-544.
- Clark, M. E. y K. A. Rose. 1997. Factors affecting competitive dominance of rainbow trout over brook trout in southern Appalachian streams: implications of an individual-based model. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 126: 1-20.
- Crowder, L. B., M. E. McDonald y J. A. Rice. 1987. Understanding recruitment of lake Michigan fishes: The importance of size-based interactions between fish and zooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (Suppl.2): 141-147.
- Fausch, K. D. y R. J. White. 1981. Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) for position in a Michigan stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 8: 1220-1227.
- Ferriz, R. A. 1981. Alimentación del pejerrey patagónico *Patagonina hatcheri* (Eigenmann 1909) en el embalse Ramos Mexía, Argentina. *Rev. Museo Arg. Cienc. Nat. "Bno. Rivadavia", Hidrobiología*, Tomo VI (9): 61-66.
- Ferriz, R. A. 1984. Alimentación del Puyen *Galaxias maculatus* (Jenyns), en el río Limay, Provincia de Neuquén. *Physis* 42, Secc. B: 29-32
- Ferriz, R. A. 1987a. Biología del puyen *Galaxias maculatus* (Jenyns) (Teleostomi, Galaxiidae) en un embalse norpatagónico, ciclo de vida, ciclo gonadal y fecundidad. *Rev. Museo Arg. Cienc. Nat. "Bno. Rivadavia", Hidrobiología*, Tomo VI, No 5: 29-38.
- Ferriz, R. A. 1987b. Alimentación del pejerrey patagónico *Patagonina hatcheri* (Eigenmann 1909) en el embalse Ramos Mexía, Neuquen, Argentina. *Rev. Museo Cs. Nat. "Bno. Rivadavia"* 6 (9): 61-66.
- Ferriz, R. A. 1989. Alimentación de *Percichthys colhuapiensis* (MacDonagh, 1955) y *P. trucha* (Girard 1854) (Osteichthyes, Percichthyidae), en el embalse Ramos Mexía, Provincia del Neuquén, Argentina. *Iheringia, Ser. Zool.* 69: 109-116.
- Ferriz, R. A. 1993-94. Algunos aspectos de la dieta de cuatro especies icticas del río Limay (Argentina). *Rev. Ictiol.* 2/3 (1/2): 1-7.

- Ferriz, R. A. 1994. Alimentación de *Olivaichthys viedmensis* (MacDonagh 1931) y *Hatcheria macraei* (Girard 1855) (Teleostei, Siluriformes) en el Río Limay, Argentina. *Naturalia Patagónica* 2: 83-88.
- Ferriz, R. A. y W. S. Aramburu 1994. Relaciones tróficas de los peces de un embalse patagónico, Provincia del Neuquén, Argentina. *Biolkos* 8: 7-19.
- Galbreath, P. F., W. St. Jean, V. Anderson y H. Thorgaard. 1994. Freshwater performance of all-female diploid and triploid Atlantic salmon. *Aquaculture* 138: 41-49.
- Ganon, J. E. y R. S. Stemberger. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicator of water quality. *Trans. Amer. Micros. Soc.*, 97: 16-35.
- Glova, G. J., P. M. Sagar y I. N. Åslund. 1992. Interactions for food and space between populations of *Galaxias vulgaris* Stokell and juvenile *Salmo trutta* L. in a New Zealand stream. *J. Fish Biol.* 41: 909-925.
- Gonzalez Regalado, T. 1945. Peces de los parques nacionales Nahuel Huapi, Lanin y Los Alerces. *An. Mus. Patag.* Tomo I: 121-138.
- Gostonyi, A. E. y R. M. McDowall. 1974. Zoogeography of *Galaxias maculatus* in South America. *Copeia* 4: 978-979
- Gostonyi, A. E. 1984. Peces del río Chubut Inferior. *En* Resúmenes VII Jornadas Argentinas de Zoología, 21-26 de Abril de 1984, Mar del Plata.
- Grosman, F. 1992. Algunos aspectos de la biología del salmón del Pacífico (*Oncorhynchus tshawytscha*) presente en la provincia del Chubut. CEAN-JICA, Informe Técnico (8), 12 p.
- Grosman, F. 1993-1994. Interacciones tróficas entre trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*), pejerrey patagónico (*Patagonina hatcheri*) y perca (*Percichthys trucha*) en un ambiente patagónico. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 24-25: 15-25.
- Grosman, F. y G. Rudzik. 1990. Análisis de la dieta del "pejerrey patagónico" *Patagonina hatcheri* Eigenmann 1909, Atherinidae, de la laguna Terraplén, Chubut, Argentina. *Biota* 6: 71-88.
- Herbold, B. y P. B. Moyle. 1985. Introduced species and vacant niches. *Amer. Nat.*, 128-751-760.
- Heywood, V. H., I. Baste y K. A. Gardner. 1995. Introducción. Páginas 5-19 *en* Global biodiversity assessment (V.H. Heywood, ed.). UNEP, Cambridge, University Press, 1140 p.
- Jackson, P. D. 1981. Trout introduced into southeastern Australia: Their interaction with native species. *Victorian Nat.* 98: 18-24.
- Kerr, S. R. 1971. Prediction of fish growth efficiency in nature. *J. Fish. Res. Board Can.* 28: 809-814

- Kerr, S. R. 1975. Prey availability, metaphoetesis and the size structures of lake trout stocks. *Inv. Pesq.* 43: 187-198
- Kohler, C. C. y J. G. Stanley. 1984. A suggested protocol for evaluating proposed exotic fish introductions in the United States. Páginas 387-406 *en* Distribution, biology and management of exotic fishes (Courtenay, W. R. Jr. y J. R. Stauffer, eds.), The Johnsons Hopkins University Press, Baltimore, 430 p.
- Lahille, F. 1905. Aclimatación y piscicultura . Sus primeros pasos en el país, su porvenir. *Bol. Centro Naval* (153).
- Li, H. W. y P. B. Moyle. 1981. Ecological analysis of species introductions into aquatic systems. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 110: 772-782.
- Li, H. W. y P. B. Moyle. 1993. Management of introduced fishes. Páginas 287-308 *en* Inland Fisheries Management (Kohler, C. C. y W. A. Hubert, eds). American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- López, R., A. Torno, C. Guerrero, G. López y R. Ferriz. 1987. Necton Peces. *En:* Convenio Hidronor S.A.M.A.C.N., Tomo III. Plan de estudios ecológicos de la cuenca del Río Negro. Informe Final, 2° Etapa: 274-346.
- Lourdes de Baiz, M. 1984. Informe sobre el estado de la acuicultura en la República Argentina. *En:* Informes Nacionales sobre el Desarrollo de la acuicultura en América Latina (Pedini, F. ed.). FAO Inf. Pesca (294) Supl 1, 138 p.
- Lourdes de Baiz, M., M. T. Bello y M. M. Bunge. 1981. Estudio biológico-pesquero del pejerrey introducido en la laguna Ñe Luan, Maquinchao, Río Negro. *En* Resúmenes I Jornadas de Ciencias Naturales del Litoral, Agosto de 1981, Santa Fé.
- MacArthur, R. H. y E. O. Wilson. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- Macchi, P. J., M. F. Alonso, M. A. Denegri y M. T. Bello. 1995. Piscivoría de la perca de boca chica (*Percichthys trucha*, Pisces) en cuatro ambientes de la Patagonia Argentina. Página 292 *en* Resúmenes XVII Reunión Argentina de Ecología, Mar del Plata, Abril de 1995.
- Macchi, P. J., F. Alonso, E. Cussac y A. Denegri. 1997 a. Piscivoría en salmónidos y peces nativos en lagos y embalses de la Patagonia norte. Página 96 *en* Resúmenes II Congreso Argentino de Limnología, Bs. As., Septiembre de 1997.
- Macchi, P. J., D. Milano, P. H. Vigliano y M. F. Alonso. 1997 b. Alimentación, relaciones tróficas y uso del espacio de la comunidad de peces del lago Gutiérrez, Prov. de Río Negro. Página 97 *en* Resúmenes II Congreso Argentino de Limnología, Bs. As., Septiembre de 1997.
- Macchi, P. J., V. E. Cussac, M. F. Alonso y M. A. Denegri. 1999. Predation relationships between introduced salmonids and the native fish fauna in lakes and reservoirs in northern Patagonia. *Ecol. Freshw. Fish* 8: 227-236.

- Macchi, P. J., M. F. Alonso, P. F. Temporetti, M. T. Bello, M. de L. Baiz. 2001. Página 152 *en* Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Magnuson, J. J. 1976. Managing with exotics- a game of chance. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 105: 1-9.
- Marini, T. L. 1936. Los salmónidos en nuestro parque nacional Nahuel Huapi. *An. Soc. Cientif. Arg.* 121: 1-25.
- Marini, T. L. y V. Mastrarrigo. 1963. Piscicultura. Páginas 267-347 *en* Serie Evaluación de los Recursos Acuáticos Naturales de la Argentina (Primera Etapa). Tomo VII. Recursos Acuáticos Vivos. Volumen 2, Apéndice, Piscicultura.
- Martín, C., P. Mermoz y E. Ramilo. 1989. Fauna del Parque Nacional Nahuel Huapi (mimeo.).
- McCrimmon, H. R. y J. Scott Campbell 1971. World distribution of brook trout *Salvelinus fontinalis*. *J. Fish. Res. Board Can.* 27: 16799-1725.
- McDowall, R. M. 1968 a. *Galaxias maculatus* (Jenyns), the New Zealand whitebait. *Fish. Res. Bull.* 2 (New Series.), New Zealand Marine Dep, 83 p.
- McDowall, R. M. 1968 b. Interactions of the native and alien fauna of New Zealand and the problem of fish introduction. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 97:1-11.
- McDowall, 1978. New Zealand freshwater fishes: a natural history and guide. Heinemann Reed, Auckland, New Zealand, 553 p.
- McDowall, R. M. 1984. Designing reserves for freshwater fish in New Zealand. *J. Royal Soc. New Zealand* 14: 17-27.
- McDowall, R. M. 1990. When galaxiid and salmonid fishes meet-a family reunion in New Zealand. *J. Fish. Biol.* 37 (Suppl. A): 35-43.
- McDowall, R. M. 1993. Exotic fishes: the New Zealand experience. Páginas 200-232 *en* Inland Fisheries Management in North America (Kohler, C. C y W. A. Hubert, eds.), American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- McDowall, R. M. y G. A. Eldon. 1980. The ecology of whitebait migrations (*Galaxiidae: Galaxias* spp.). *Fish. Res. Bull.* 20: 1-171.
- McDowall, R. M. y R. S. Frankenberg. 1981. The galaxiid of Australia. *The Australian Museum* 33 (10), 605 p.
- McIntosh, A. R. y C. R. Townsend. 1995. Contrasting predation risks presented by introduced brown trout and native common river *Galaxias* in New Zealand streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 1821-1833.
- Menni R. y S. Gómez. 1995. On the habitat and isolation of *Gymnocharacinus bergi* (Osteichthyes: Characidae). *Env. Biol. Fishes* 42: 15-23.

- Merrick, J. R. y G. E. Schmida. 1984. Australian freshwater fishes. Biology and Management. Griffith Press, Australia, 409 p.
- Modenutti, B. E., E. G. Balseiro y P. M. Cervellini. 1993. Effect of the selective feeding of *Galaxias maculatus* (Salmoniformes, Galaxiidae) on zooplankton of a South Andes lake. *Aquatic Sciences* 55/1: 65-75.
- Oliveros, O. B. y E. Cordivola de Yuan. 1974. Contribución al conocimiento de la biología del Puyen, *Galaxias variegatus* (Lessau) del lago Argentino (Prov. de Santa Cruz) (Pisces, Galaxiidae). *Physis (Bs. As)*, Secc. B 33 (87): 227-231.
- Ortubay, S., L. Semenas, C. Ubeda, A. E. Quaggiott y G. P. Viozzi. 1994. Catálogo de peces dulceacuicolas de la Patagonia argentina y sus parásitos metazoos. Dir. Pesca Prov. Río Negro, 100 p.
- Paloheimo, J. E. y L. M. Dickie. 1966. Food and growth of fishes. III. Relations among food, body size and growth efficiency. *J. Fish. Res. Board Can.* 23: 1209-1248.
- Pearsons, T. N. y C. W. Hopley. 1999. A practical approach for assessing ecological risks associated with fish stocking programs. *Fisheries* 24: 16-23.
- Pollard, D. A. 1973. The biology of landlocked form of the normally catadromous salmoniform fish *Galaxias maculatus* (Jenyns). V. Composition of the diet. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 24: 281-295.
- Pozzi, A. 1945. Sistemática y distribución de los peces de agua dulce de la Republica Argentina. *An. Soc. Arg. de Estudios Geográf.* 7: 239-292
- Ringuelet, R. A. 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2 (3): 1-122.
- Ringuelet, R. A., R. H. Aramburu y A. M. De Aramburu. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión Científica de la Provincia de Buenos Aires, La Plata, 602 p.
- Shafand, P. L. y W. M. Lewis. 1984. Terminology associated with introduced organisms. *Fisheries* 9: 17-18.
- Scott, W. B. y E. J. Crossman. 1973. Freshwater fishes of Canada. *Fish. Res. Board Can. Bull.* 184, 966 p.
- Sheehan, R. J., S. P. Shasteen, A. V. Suresh, A. R. Kapuscinski y J. E. Seeb. 1999. Better growth in all-female diploid and triploid rainbow trout. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 128: 491-498.
- Sprules, W. G. 1980. Zoogeographic patterns in the size structure of zooplankton communities with possible applications to lake ecosystem modeling and management. Páginas 642-656 *en* Evolution and ecology of zooplankton communities. (Kerfoot W.C., ed.), *Am. Soc. Limnol. & Ocenogr., Spec. Symp.* 3.

- Thompson, F. A. 1939. Salmonid fishes in the Argentine Andes. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 69: 279-284.
- Tilzey, R. D. 1976. Observations on interactions between indigenous Galaxiidae and introduced Salmonidae in the lake Eucumbene, New South Wales. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 27: 551-564.
- Titcomb, J. W. 1904. Informe sobre aclimatación de peces. *Minist. Agric. I* (1): 254-272
- Tonn, W. M. y J. J. Magnuson. 1982. Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology* 63: 1149-1166.
- Townsend, C. R. y M. J. Winterbourn. 1992. Assessment of the environmental risk posed by an exotic fish: the proposed introduction of channel catfish (*Ictalurus punctatus*) to New Zealand. *Conserv. Biol.* 6: 273-282.
- Townsend, C. R. y T. A. Crowl. 1991. Fragmented population structure in a native New Zealand fish: an effect of introduced brown trout?. *Oikos* 61: 347-354.
- Tulián, E. 1904. Informe del criadero de peces de Santa Cruz. *Bol. Minist. Agric. VII* (1,2)
- Tulián, E. 1909. Criadero de peces en el lago Nahuel Huapi. *Bol. Minist. Agric. XII* (1,2,3)
- Vernon, E. H. 1957. Morphometric comparison of three races of kokanee (*Oncorhynchus nerka*) within a large British Columbia lake. *J. Fish. Res. Board Can.* 14: 573-598.
- Vigliano, P. H. y F. Grosman. 1996. Análisis comparativos entre pesquerías recreacionales de Bariloche, Provincia Río Negro y de Azul, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Medio Ambiente* 1: 80-87.
- Vigliano, P. H., M. A. Denegri, G. E. Lippolt, M. F. Alonso, P. J. Macchi, D. Milano, M. I. García Asorey. 2001. Evaluación ictica de los lagos Moreno Este, Oeste y Morenito (R.N), mediante el uso de redes enmalladoras. Página 239 en Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Vigliano, P. H., M. A. Denegri, G. E. Lippolt, M. F. Alonso, P. J. Macchi, D. Milano, M. I. García Asorey. 2001. Evaluación ictica de los lagos Moreno Este, Oeste y Morenito (R.N), mediante el uso de redes enmalladoras. Página 239 en Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Welcomme, R. L. 1984. Registro de transferencias internacionales de especies de peces de aguas continentales. *FAO, Doc. Téc. Pesca.* (213): 1-120.

Wergzyn, D., S. Ortubay y J. Esteve. 1997. Pesca deportiva y manejo de salmónidos en la Patagonia. Recopilación de las conferencias dadas en el marco de los Congresos I y II de Pesca Deportiva y Manejo de Salmónidos realizados en noviembre de 1995 y octubre de 1996. Organizados por la Dirección de Pesca de Río Negro y la Fundación Chahuaco.

TABLAS

Tabla 5.1.1: Detalle de las especies de la familia Salmonidae introducidas en la Patagonia entre 1904 y 1910

Nombre Científico	Nombre vernacular	Año de introducción	Origen	Resultado
<i>Coregonus clupeaformis</i> (Mitchill)	pez blanco	1904	USA	-
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Richardson)	trucha arco iris	1904	USA	+
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill)	trucha de arroyo	1904	USA	+
<i>Salvelinus namaycush</i> (Walbaum)	trucha de lago	1904	USA	+
<i>Oncorhynchus kisutch</i> (Walbaum)	salmón coho	1906	USA	
<i>Oncorhynchus nerka</i> (Walbaum)	salmón sockeye	1905	USA	
<i>Salmo salar</i> (Linnaeus)	salmón del Atlántico	1906	Inglaterra	
<i>Salmo salar sebago</i> (Girard)	salmón encerrado	1904	USA	

Tabla 5.3.1: Frecuencia de primeras siembras de dos especies realizadas en forma conjunta en ambientes lénticos y lóticos. TAR: trucha de arroyo; TAI: trucha arco iris; MAR: trucha marrón; SAL: salmón encerrado; LAG: trucha de lago

Combinación	Ambientes lénticos	Ambientes lóticos
TAR-TAI	18	32
TAR-MAR	2	7
TAR-SAL	3	5
TAR-LAG		1
TAI-MAR	9	12
TAI-SAL	3	2
TAI-LAG	2	1
MAR-SAL	1	4

Tabla 5.3.2: Frecuencia de primeras siembras de tres especies realizadas en forma conjunta en ambientes lénticos y lóticos. TAR: trucha de arroyo; TAI: trucha arco iris; MAR: trucha marrón; SAL: salmón encerrado; LAG: trucha de lago

Combinación	Ambientes lénticos	Ambientes lóticos
TAR-TAI- MAR	18	11
TAR-MAR-SAL	-	3
TAR-TAI-SAL	3	2
TAI-MAR-SAL	8	6
MAR-SAL-LAG		1
TAR-SAL-LAG	1	-

Tabla 5.5.1: Frecuencias de siembras consideradas como establecidas y/o posiblemente establecidas diferenciadas por tipo de ambiente. TAR: trucha de arroyo; TAI: trucha arco iris; MAR: trucha marrón; SAL: salmón encerrado; LAG: trucha de lago

Especie	Río	Arroyo	Lago	Laguna	Total
TAI	62	19	67	24	172
SAL	12	8	28	2	50
TAR	28	60	30	7	175
LAG	7	9	5	0	12
MAR	46	5	35	35	121
TOTAL					530

Tabla 6.2.1: Pautas de gestión de recursos pesqueros exóticos (salmónidos) en Patagonia, según el estado trófico y tipo de conectividad de los ambientes.

Atributo	OLIGOTROFICOS			MESO-EUTROFICOS		
	<i>Endorreicos</i>	<i>Ectorreicos</i>	<i>Endorreicos</i>	<i>Endorreicos</i>	<i>Ectorreicos</i>	<i>Ectorreicos</i>
Factibilidad de siembra	desaconsejada	muy regulada	regulada	regulada	regulada	regulada
Control y monitoreo	baja dificultad	alta dificultad	dificultad moderada	dificultad moderada	alta dificultad	alta dificultad
Interacción con especies nativas	altamente probable	muy probable	probabilidad moderada	probabilidad moderada	probabilidad moderada	probabilidad moderada
Remediación	simple	muy compleja	dificultad moderada	dificultad moderada	alta dificultad	alta dificultad
Desarrollo de pesquerías recreativas	posible, muy regulada	posible, regulada	posible, regulada	posible, regulada	posible, regulada	posible, regulada
Desarrollo de pesquerías comerciales	inviables	desaconsejada	posible, muy regulada	posible, muy regulada	posible, regulada	posible, regulada
Ordenamiento de la pesquería	baja dificultad	alta dificultad	baja dificultad	baja dificultad	alta dificultad	alta dificultad

CAPITULO V

EVALUACION DE LA COMPOSICION Y ABUNDANCIA DE PECES MEDIANTE CAPTURAS EXPERIMENTALES

1. INTRODUCCION

El uso de baterías experimentales de enmalladoras constituye uno de los pilares básico para realizar evaluaciones y monitoreos en aguas continentales. Su empleo es recomendable cuando los ambientes poseen vegetación o escasa profundidad, lo que inhibe el uso de artes activas (Bagenal 1980; Duddley y Scully 1980). Asimismo, las baterías de enmalladoras se han aplicado extensivamente en estudios regionales sobre comunidades de peces (Johnson 1976; Adams y Olver 1977; Qurós y Baigún 1986), determinación de parámetros poblacionaes (Nakashima y Leggett 1975), estimación indirecta de rendimiento pesquero (Ryder y Henderson 1975; Jensen 1978; Turner 1981), además de ser utilizadas para estudios sobre aspectos biológicos y ecológicos de especies (véase Baigún 1989 para un mayor detalle). Bagenal (1980) encontró que las redes enmalladoras poseían menores varianzas que otras artes pasivas utilizadas para capturas experimentales en lagos. En la Patagonia existen numerosos ejemplos de muestreos experimentales con este tipo de arte en lagos y embalses (e.g. López *et al.* 1981; Baigún y De Nichilo 1985; Qurós y Baigún 1986; Quirós *et al.* 1986; Vigliano *et al.* 1999).

Las redes enmalladoras proporcionan registros de captura de número y peso de peces, los que expresados por unidad de área de red y tiempo de pesca, definen la captura por unidad de esfuerzo (CPUE). Al igual que ocurre con otras artes de captura, la CPUE obtenida con redes enmalladoras puede ser considerada como una medida indicativa de la abundancia real de un stock o población (Henderson *et al.* 1973; Leopold *et al.* 1975). Sin embargo, para que ello sea válido, es importante que las muestras resulten suficientemente representativas de la población bajo estudio. Adicionalmente, dado que las redes enmalladoras son artes pasivas, es necesario considerar las dimensiones de las redes, los tiempos de calado para evitar problemas de saturación (Kennedy 1951; Minns y Hurley 1988) y los biotopos de calado (Vigliano *et al.* 1999; Baigún *et al.* 2001).

Dado que las redes enmalladoras son artes selectivos, es siempre recomendable corregir las capturas y estructuras de tallas que se utilicen para estimar parámetros poblaciones tales como mortalidad y crecimiento (Regier y Robson 1966). El conocimiento de la selectividad es sin duda, un aspecto importante en estudios donde se aplica pesca experimental. La selectividad de una red puede definirse como la curva resultante de la proporción de peces de cada clase de longitud que es retenida y capturada en una

unidad operativa de pesca (Lagler 1978). Esta definición se expresa matemáticamente como:

$$C_m = P(E_m) \cdot P(R_m) \cdot N_t$$

donde

C_m = número de peces de longitud l capturados y retenidos por la malla de tamaño m

$P(E_m)$ = probabilidad que el pez se encuentre con la malla de tamaño E_m ;

$P(R_m)$ = probabilidad que el pez sea capturado por la malla R_m

N_t = número de peces presentes en el ambiente

La estimación de la selectividad de una enmalladora puede realizarse de acuerdo a métodos directos e indirectos (Pope *et al.* 1983). Los métodos directos comparan el tamaño de distribución de las capturas de las redes con el de una población cuyo tamaño se conoce, o bien con capturas obtenidas simultáneamente con artes de selectividad conocida. Los métodos indirectos presuponen la naturaleza de la curva de selección, generalmente de carácter unimodal. De acuerdo a Regier y Robson (1966) existen dos maneras de examinar los datos para estimar la selectividad. Si se supone que para una batería con distintos tamaños de abertura de malla, cada malla tiene igual probabilidad de capturar un cierto tamaño de pez, entonces las capturas serán proporcionales a la selectividad. Estas curvas llamadas de tipo de B, se obtienen graficando las capturas en función del tamaño de malla para cada estrato de longitud. Alternativamente, si para cada tamaño de malla se grafican las capturas por longitud se obtiene una curva de selectividad, denominada de Tipo A.

2. OBJETIVOS

En este capítulo se plantean los siguientes objetivos:

- a) Analizar la composición de la comunidad de peces de los ambientes prospeccionados, así como estimar las abundancias de especies a partir de información derivada de capturas experimentales.
- b) Determinar el comportamiento de las redes empleadas y estimar la selectividad de las mismas en ambientes con muestreos intensivos.

3. MATERIALES Y METODOS

Los ambientes estudiados corresponden a los descriptos en el Capítulo II. Los datos pesqueros fueron colectados entre 1984 y 1987 sobre dos sets o grupos de datos a saber:

a) Ambientes muestreados intensivamente:

Se realizaron muestreos estacionales entre 1983 y 1985 en los lagos Musters, Colhue Huapi, Rosario, Las Chultas, laguna Esquel y el embalse F. Ameghino.

b) Ambientes muestreados extensivamente

Se practicó un único muestreo estival en 1984 y otro en 1987 en aquellos ambientes no mencionados previamente, con excepción de las lagunas Brecham y Zeta donde se ejecutaron dos muestreos de verano.

Al igual que en el caso de los muestreos limnológicos y con el fin de homogeneizar la información, solo se consideraron los datos correspondientes al período de verano, en el caso de ambientes con muestreos estacionales. De este modo, se compararon las capturas estivales de los ambientes intensivos con los extensivos.

Para los muestreos pesqueros se utilizó una batería experimental de redes enmalladoras flotantes de nylon multifilamento. La batería estuvo compuesta por nueve paños de 50 m de longitud cada uno con coeficiente de armado de 0.5 y tamaño de abertura de malla de 21, 25, 30, 35, 39, 52.5, 60, 70 y 85 mm entre nudos (Tabla 3.1). Las redes se calaron durante la noche (12 hs) en forma perpendicular a la costa y con la malla de menor abertura hacia la costa, disponiéndose las restantes en forma consecutiva. Se evitaron parches de vegetación, bahías cerradas, desembocaduras de ríos o salidas de efluentes. En ambientes someros las redes se dispusieron en un solo tren, mientras que en los ambientes más profundos, las redes se distribuyeron en tres trenes con los siguientes tamaños de malla: 21-35-60, 25-39-70 y 30-52.5-85 mm de malla respectivamente. Para compensar el potencial sesgo generado por muestreos en lagos de diferente área (Ryan y Kerekes 1989), se aplicó un esfuerzo de pesca de una sola noche, en aquellos ambientes menores a 20 km², de dos noches en lagos con superficie entre 20 y 100 km², de tres noches cuando la superficie fue entre 100 y 500 km² y de cuatro noches en ambientes mayores a 500 km²

Los peces capturados fueron identificados por especie, pesados y medidos, y se realizaron observaciones macroscópicas de alimentación, parasitismo, sexo y estado reproductivo. La

captura por malla se estandarizó a 100 m² de red y se obtuvo un valor de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) para toda la batería siguiendo el procedimiento analítico que se describe en el apéndice A. Para calcular la selectividad se utilizaron distintos métodos indirectos de acuerdo a las características de los datos. En el caso de la perca boca chica y boca grande del lago Colhue Huapi, se aplicó el método de Secchin (1969, en Hamley 1975). Este método asume que el rango de selección de una red contiene a aquellos peces cuyos perímetros máximos y perímetros de la cabeza son mayores y menores respectivamente que el perímetro de la malla. La distribución de perímetros de los peces debe ser además normal y con varianzas similares. Si la relación entre la longitud y el perímetro del pez es lineal, entonces la selectividad se puede calcular como:

$$S_j = \phi (G_c - 4 m/s_c) [1 - \phi (G_{max} - 4 m/s_{max})]$$

siendo:

G_c = perímetro de la cabeza (opercular)

G_{max} = perímetro máximo del cuerpo

s_c = desvío estándar de G_c

s_{max} = desvío estándar de G_{max}

4 m = perímetro de la malla

Para el pejerrey patagónico del lago Rosario se aplicó el método de Holt (1963). Un requisito importante para el uso de este método es que exista una buena superposición de capturas entre mallas adyacentes y que las longitudes modales no deben solaparse. El método asume que las distribuciones de capturas por mallas son normales y con varianza similares, y que las longitudes modales son proporcionales al tamaño de la malla. La ecuación de selectividad se obtiene entonces como:

$$S_j = e^{-((l_j - l_0)/2\sigma)^2}$$

siendo:

l_j = longitud del pez en la malla j

l_0 = longitud modal

En el caso de la perca boca chica del lago Musters se utilizó el método desarrollado por Gulland y Harding (1961), que posibilita el análisis de curvas de frecuencias de tallas asimétricas. El método constituye una derivación del método de McCombie y Fry (1960) y emplea las curvas de tipo B.

4. RESULTADOS

4.1. Abundancia de especies

La tabla 4.1.1 presenta los resultados de las capturas experimentales obtenidas en términos de CPUE. Se detectó un total de 11 especies a saber: pejerrey patagónico, pejerrey bonaerense, perca boca grande, perca boca chica, trucha arco iris, trucha marrón, trucha de arroyo, salmón encerrado, trucha de lago, puyen grande y peladilla. El pejerrey bonaerense fue la única especie no característica de la Provincia Patagónica. El 31 % de los ambientes presentó una CPUE entre 0 y 10 kg/noche-batería, mientras el 61 % de los ambientes exhibió capturas entre 0 y 25 kg/noche-batería. Únicamente en tres ambientes (Agnio, Williamco y Quichaura) no se obtuvieron capturas de peces. Los salmónidos constituyeron el 53 % de la CPUE total. En este grupo sobresalió la trucha arco iris que apareció en el 80 % de los cuerpos de agua y representó el 58 % de la biomasa. En contraste, el salmón encerrado y la trucha de lago tuvieron un porcentaje menor al 1 % de la CPUE total.

En el 13% de los ambientes se observó la co-ocurrencia de perca boca chica y trucha arco iris y en el 9 % de los casos la de perca boca chica y pejerrey patagónico. La trucha arco iris, marrón y de arroyo aparecieron de manera conjunta en el 9% de los ambientes y con el pejerrey patagónico en el 8%. Otras posibilidades de co-ocurrencia de especies pueden consultarse en la Tabla 4.1.2.

Los percíctidos, a su vez, constituyeron el 22 % de la captura, hallándose la perca boca chica presente en el 51 % de los ambientes. Opuestamente, la perca boca grande manifestó una distribución mucho más restringida. No se detectaron otras especies del género *Percichthys*, pero Zaro y Roqueblave (1980) y Tomo (com. pers.) aludieron a la posible existencia de *Percichthys vinciguerrai* en los lagos Musters y Colhue Huapi.

El pejerrey patagónico representó un importante elemento dentro de la comunidad de peces comprendiendo el 19 % de la captura. Aplochitónidos y galáxidos, por su parte, aparecieron en escasas cantidades en razón de su presunta reducida vulnerabilidad al arte de muestreo

empleado. El porcentaje de atherinópsidos, percicidos y salmónidos varió según el tipo de lago definido previamente en el Capítulo II (Figura 4.1.1).

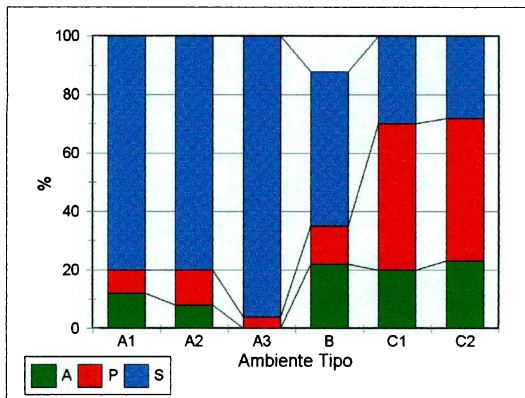


Figura 4.1.1: Composición porcentual de Atherinópsidos (A), Percicidos (P) y Salmónidos (S) según los tipos de ambientes definidos en el Capítulo II.

En términos de presencia-ausencia, y excluyendo aplochitónidos y galáxidos, el 43 % de los ambientes exhibió la presencia exclusiva de salmónidos. Los percicidos-salmónidos coexistieron en un 19 % de los ambientes, atherinópsidos-percicidos en el 7 %, y salmónidos-atherinópsidos tan solo en el 4% de los casos analizados.

4.2. Capturas experimentales en ambientes con muestreos intensivos

Se practicaron análisis dirigidos a observar el comportamiento de las redes de pesca experimental en relación con su uso para determinación de estructuras de tallas. Estos análisis incluyeron las variaciones de longitud y peso de las capturas en función de los tamaños de abertura de malla.

4.2.1. Variación de longitud y peso medio por tamaño de malla

El diseño eficiente de una batería experimental de enmalladoras se debe reflejar en los patrones de cambio en las longitudes y pesos medios medidos por malla. Es deseable que se verifique una adecuada relación de peces capturados por acuñamiento y agallamiento respecto a peces capturados por enganche. Las Figuras 4.2.1.1 a 4.2.1.8 ejemplifican la variación de longitud y peso a medida que se incrementa el tamaño de malla en perca boca chica en diferentes ambientes y de trucha arco iris en el lago Musters. Se observa que mientras la longitud varía en forma lineal con el tamaño de malla, el peso lo hace en casi todos los casos en forma curvilínea (potencial). Ello se explica porque el peso a su vez, es una función potencial de la longitud. Las ecuaciones de regresión de estas relaciones para las diferentes especies en los ambientes estudiados se detallan en la Tabla 4.2.1.1. Este tipo de análisis posee gran importancia para acotar los tamaños de malla que se requieren para efectuar capturas selectivas, por lo que estos resultados se aplican en el Capítulo VIII.

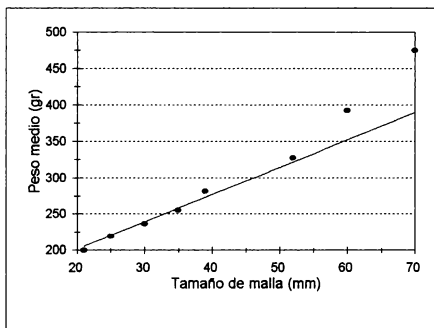


Figura 4.2.1.1: Relación entre el tamaño de malla y la longitud media de captura para perca boca chica en el lago Colhue Huapi.

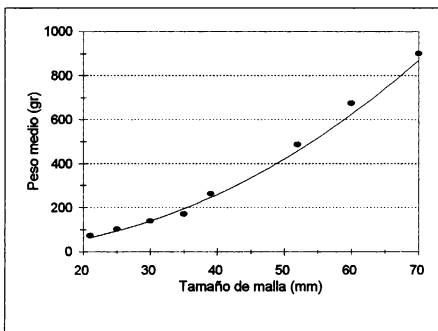


Figura 4.2.1.2: Relación entre el tamaño de malla y el peso medio de captura para perca boca chica en el lago Colhue Huapi.

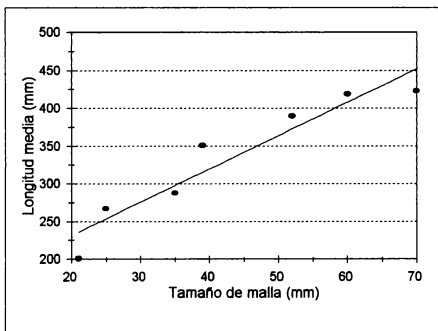


Figura 4.2.1.3: Relación entre el tamaño de malla y la longitud media de captura para perca boca chica en la laguna Esquel.

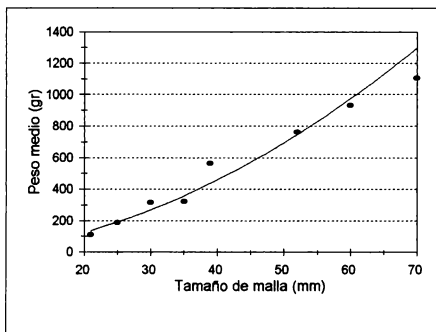


Figura 4.2.1.4: Relación entre el tamaño de malla y el peso medio de captura para perca boca chica en la laguna Esquel.

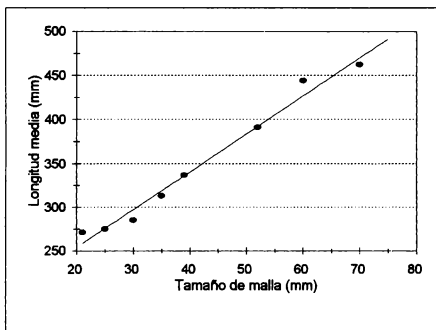


Figura 4.2.1.5: Relación entre el tamaño de malla y la longitud media de captura para perca boca chica en el lago Musters.

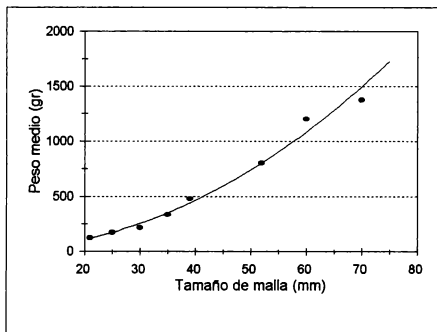


Figura 4.2.1.6: Relación entre el tamaño de malla y el peso medio de captura para perca boca chica en el lago Musters

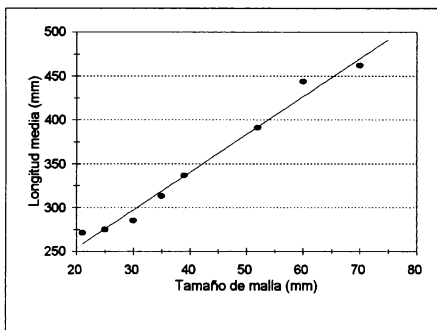


Figura 4.2.1.7: Relación entre el tamaño de malla y la longitud media de captura para trucha arco iris en el lago Musters

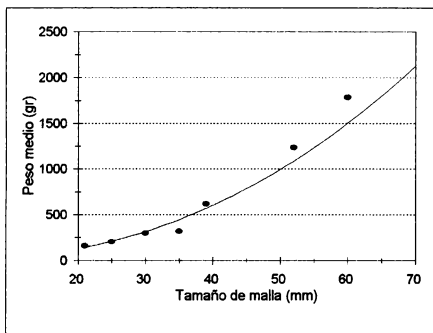


Figura 4.2.1.8: Relación entre el tamaño de malla y la longitud media de captura para trucha arco iris en el lago Musters

4.2.2. Análisis de capturabilidad relativa de las redes

La relación entre la captura por unidad de esfuerzo en función del tamaño o abertura de malla permite definir para cada una un coeficiente de capturabilidad relativa (CCR). Ello es equivalente a definir una eficiencia relativa entre las diferentes mallas. El valor de este coeficiente se calcula realizando el cociente entre la CPUE para cada abertura de malla de la batería respecto a la malla con máxima captura. En este caso, la CPUE se estimó utilizando biomasa en lugar de número, por ser ésta un mejor indicador de los rendimientos. Este índice permite estimar la captura teórica de cualquier malla y en rigor, define el número de unidades estandarizadas de redes enmalladoras que se deben utilizar para alcanzar la máxima eficiencia de captura. El concepto del CCR es de este modo análogo al que utilizan las curvas de tipo B para comparar la eficiencia entre redes.

En el caso de la perca boca chica se pudo apreciar que la laguna Esquel presentó una curva de carácter bimodal, producto de un alto valor de CCR para las mallas de 30 y 52.5 mm. En el lago Colhue Huapi el máximo CCR se observó en la malla de 30 mm, mientras que en el lago Musters ello ocurrió en la malla de 52.5 mm. Ambos lagos exhibieron, en rigor, curvas invertidas. Por su parte, en el embalse Ameghino, el mayor CCR quedó

determinado por la malla de 30 mm, no existiendo capturas mas allá de la malla de 39mm (Figura 4.2.2.1).

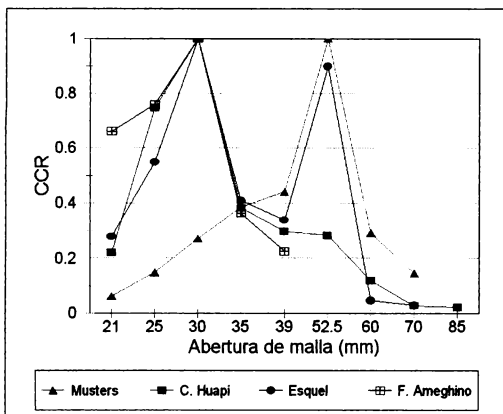


Figura 4.2.2.1: Coeficiente de capturabilidad relativa (CCR) de las capturas por tamaño de malla para boca chica en los lagos Musters, Colhue Huapi, embalse F. Ameghino y laguna Esquel.

El análisis para perca bocona reveló un comportamiento aproximadamente similar entre el lago Colhue Huapi y embalse Ameghino a partir de la malla de 35 mm. Por debajo de dicha malla, la eficiencia de captura de percas boconas en el embalse Ameghino resultó muy baja. En ambos casos, le correspondió a la malla de 52.5 mm el mayor valor de CCR (Figura 4.2.2.2).

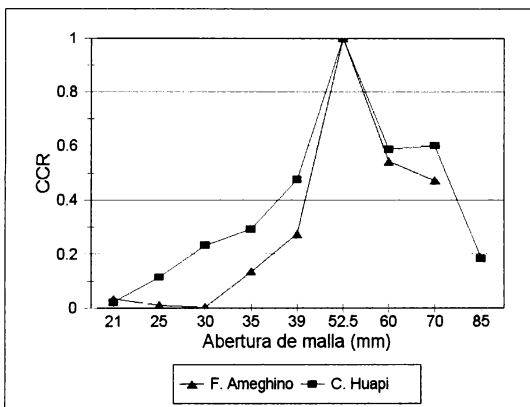


Figura 4.2.2.2: Coeficiente de capturabilidad relativa (CCR) de las capturas por tamaño de malla para boca grande en el lago Colhue Huapi y embalse F. Ameghino.

Por último, se comparan los resultados observados en trucha arco iris. El lago Musters y la laguna Esquel presentaron una bimodalidad para las mallas de 30 y 52.5 mm. Las poblaciones de los lagos Rosario, y embalse Ameghino evidenciaron el mayor valor de CCR en la malla de 30 mm, siendo nula las capturas en redes con un mayor tamaño de abertura de malla para este último ambiente (Figura 4.2.2.3).

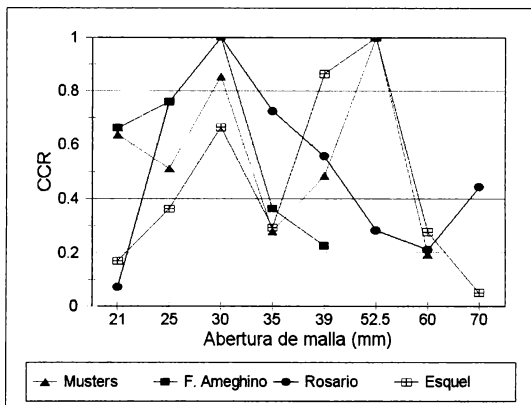


Figura 4.2.2.3: Coeficiente de capturabilidad relativa (CCR) de las capturas por tamaño de malla para trucha arco iris en el lago Musters, embalse Ameghino, lago Rosario y laguna Esquel.

4.3. Estimación de selectividad

4.3.1. *Pejerrey patagónico*

4.3.1.1. Lago Rosario

Para este especie se observó que las distribuciones de tallas siguieron una distribución de tipo normal, lo cual prácticamente descarta la existencia de enganchamiento como principal medio de captura en este especie (Tabla 4.3.1.1). La Tabla 4.3.1.2 detalla los parámetros de las rectas de regresión de los cocientes entre los logaritmos de las capturas de redes de mallas sucesivas en función de la longitud, habiéndose excluidos los valores extremos de las distribuciones y la malla de 7.8 cm debido a su baja eficiencia de captura. La elevada correlación observada implica que la curva de selección es normal y de varianza constante.

La longitud modal y el factor de selección por malla se presentan en la Tabla 4.3.1.3. Utilizando el procedimiento de McCombie y Fry (1961), se adicionaron las probabilidades

por malla y estratos de talla. Las capturas corregidas por selectividad pueden consultarse en la Tabla 4.3.1.4.

4.3.2. Perca boca chica

4.3.2.1. Lago Musters

La distribución de frecuencias de tallas muestra que las mallas de 21, 25 y 30 mm, ésta última en menor medida, evidenciaron los efectos de enganche de peces de gran tamaño (Tabla 4.3.2.1.1). Se observó una relación lineal entre la longitud y el tamaño de malla mas eficiente (Figura 4.3.2.1.1).

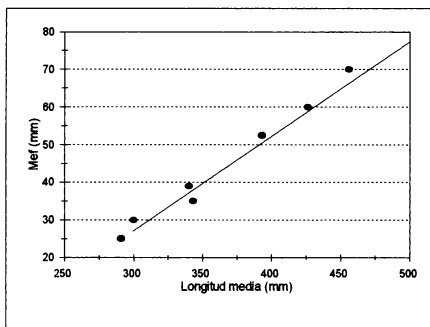


Figura 4.3.2.1.1: Relación entre la longitud media de perca boca chica del lago Musters y el tamaño de malla (mm entre nudos) considerada como mas eficiente (Mef). ($Y = -10.37 + 1.54x$; $r = 0.97$).

En la Figura 4.3.2.1.2 se presenta la curva de selectividad obtenida. La curva resultante resultó asimétrica a la derecha reflejando el enganchamiento de los peces en las mallas mas pequeñas. Las frecuencias de tallas corregidas por selectividad se detallan en la Tabla 4.3.2.1.2.

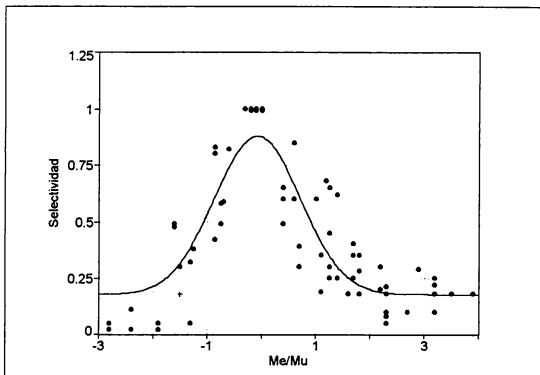


Figura 4.3.2.1.2: Curva de selectividad de la perca boca chica del lago Musters, utilizando el método de Gulland y Harding (1963). La abscisa representa el logaritmo del cociente entre la abertura de malla mas efectiva (Mef) y la abertura de malla utilizada (Mu).

4.3.2.2. Lago Colhue Huapi

La distribución de longitudes permitió observar una distribución asimétrica en las capturas por tallas (Tabla 4.3.2.2.1). Se aprecia una inversión de la distribución a partir de la malla de 52.5 mm. Por su parte, la relación entre el perímetro máximo y opercular con la longitud total fue de tipo de lineal, lo cual avala utilizar el perímetro del pez como referencia para estimar la selectividad de la red. Las relaciones entre la longitud total y los respectivos perímetros fueron las siguientes:

$$\text{Longitud total (mm)} = 0.64 + 23.63 \text{ perímetro opercular (mm)} \quad n= 514; \quad r= 0.99$$

$$\text{Longitud total (mm)} = 0.65 + 18.32 \text{ perímetro máximo (mm)} \quad n= 521; \quad r= 0.99$$

Esta relación está afectada por la compresibilidad de las redes, la cual es inversa al tamaño de malla (Winters y Wheeler 1990). Las capturas corregidas por selectividad se presentan en la Tabla 4.3.2.2.2.

4.3.2.3. Laguna Esquel

Las capturas por tamaño de malla se muestran en la Tabla 4.3.2.3.1. Los resultados fueron similares a los del lago Musters (Figura 4.3.2.3.1), pero la curva de selectividad presentó una escasa asimetría (Figura 4.3.2.3.2), lo que indica una capturabilidad diferencial de esta especie entre ambos ambientes.

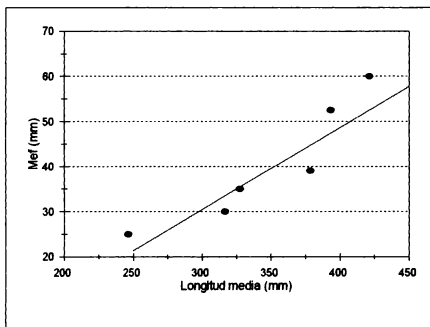


Figura 4.3.2.3.1: Relación entre la longitud media y el tamaño de malla (mm entre nudos) mas eficiente (Mef) de las capturas de perca boca chica en la laguna Esquel.

En la Tabla 4.3.2.3.2 se detallan las frecuencias de longitud corregidas por selectividad.

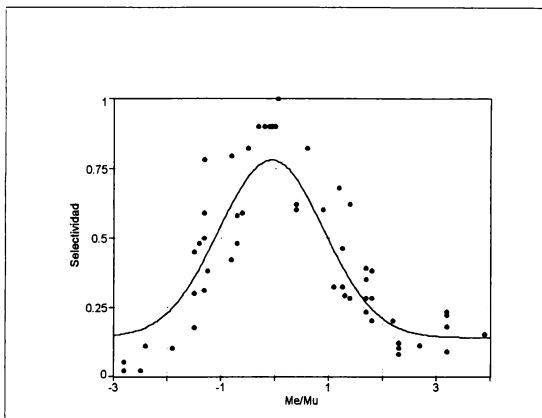


Figura 4.3.2.3.2: Curva de selectividad resultante de las capturas de perca boca chica de la laguna Esquel según el método de Gulland y Harding (1963). La abscisa representa el logaritmo del cociente ente la malla abertura de mas efectiva (Me) y la abertura de malla mas utilizada (Mu).

4.3.2.4. Embalse Florentino Ameghino

En la Tabla 4.3.2.4.1 se exhiben las distribuciones de tallas para la batería de enmalladoras, notándose que las capturas siguen una distribución de tipo normal. Ello, revela la ausencia de enganchamiento como mecanismo principal de captura. La Tabla 4.3.2.4.2 muestra los parámetros de las rectas de regresión de los cocientes entre los logaritmos de las capturas de redes de mallas sucesivas en función de la longitud y la Tabla 4.3.2.4.3 presenta el largo modal y el factor de selección estimados para las diferentes mallas. Finalmente, las capturas corregidas por selectividad se dan a conocer en la Tabla 4.3.2.4.4.

4.3.3. Perca boca grande

4.3.3.1. Lago Colhue Huapi

Para esta especie y al igual que lo considerado para la perca boca chica, se observó una significativa proporción de peces capturados por enganche en las mallas de menor tamaño de abertura (Tabla 4.3.3.1.1). Para los peces capturados por agallamiento y acufamiento se encontró una relación lineal entre el perímetro máximo del pez y el perímetro de la malla definida como:

$$\text{Longitud total (mm)} = 0.66 + 32.71 \text{ perímetro opercular (mm); } n= 355; r= 0.99$$

$$\text{Longitud total (mm)} = 0.69 + 37.13 \text{ perímetro máximo (mm); } n= 362; r= 0.99$$

Las capturas corregidas por selectividad se detallan en la Tabla 4.3.3.1.2.

5. DISCUSIÓN

El muestreo llevado a cabo en esta tesis se ha concentrado sobre el uso de redes enmalladoras, no solamente por aspectos logísticos, sino también porque resulta el arte más indicado para encarar un estudio ecológico-pesquero a nivel regional. Claramente, las enmalladoras poseen valiosas cualidades cuando se las compara con otras técnicas aplicables en ambientes lénticos (Tabla 5.1). Su mayor desventaja es que no pueden estimar sino abundancia o biomasa relativa, poseen elevada selectividad si se las utiliza de manera individual y ocasionan mayor mortalidad que otros métodos.

El conocimiento de la composición, abundancia, su variabilidad temporal y espacial y la distribución de especies posee un gran interés pesquero y ecológico. Resulta por lo tanto crítico que las capturas experimentales reflejen la abundancia de especies de manera adecuada. Un problema que usualmente se presenta es que muchos muestreos resultan inapropiados por la selectividad de los artes. Bagenal (1980) y Jackson y Harvey (1997) por ejemplo, han mostrado que diferentes artes poseen variabilidades diferentes de acuerdo a las especies que capturan, lo que puede distorsionar fuertemente el valor de la CPUE como índice de abundancia relativa. Este concepto es central para la evaluación pesquera y análisis de comunidades, por lo que se volverá sobre él en el Capítulo VII.

En términos generales, se acepta que la CPUE debe manifestarse proporcionalmente lineal a la densidad de peces (Paloheimo y Dickie 1964; Gulland, 1969), si bien otros autores indican que esta relación debe ser de tipo curvilínea, ya que el coeficiente de capturabilidad (q) es denso-dependiente (Borgström 1992). A una conclusión similar arriban Peterman y Steer (1981), quienes consideran que una disminución en la densidad de peces obliga a los pescadores a concentrarse en aquellos hábitats o sitios donde se agrupan los peces, aumentando el valor de dicho coeficiente.

El comportamiento de q resulta crítico para poder establecer si las capturas experimentales pueden reflejar la abundancia de una población. Por definición, este coeficiente representa la porción de la población que es removida por una sola unidad de esfuerzo (Ricker 1975). Si q es constante, entonces la CPUE es directamente proporcional a la densidad. Este aspecto es de gran importancia en biología pesquera por las implicancias de manejo que posee (Newby *et al.* 2000). Si q varía en forma inversamente proporcional a la densidad, entonces la proporción de la población que es capturada por unidad de esfuerzo se incrementa conforme la abundancia decrece, sugiriendo erróneamente un aumento en el esfuerzo de pesca, lo que puede conducir a una sobrexplotación y diagnóstico equivocado (Shardlow *et al.* 1985).

Por otra parte, si q varía inversamente proporcional al área, como lo sugieren Winters y Wheeler (1985) *inter alia*, se desprende que en los ambientes más pequeños la eficiencia de las redes se incrementa (Ryder 1978, Adams y Olver 1977). Ello implica sobrestimar la abundancia de las poblaciones de este tipo de ambientes, con el consiguiente riesgo de sobrepesca. Los ambientes más pequeños facilitan el encuentro del pez con la red, dado que además, al tener menor complejidad ambiental, generan una distribución más homogénea. Por el contrario en los lagos oligotróficos, más transparentes y usualmente más grandes, la distribución de peces responde a un patrón más emparchado o contagioso, debido a la existencia de diferentes biotopos y a la heterogeneidad ambiental. El hábitat litoral, por ejemplo, ofrece oportunidades de alimentación y/o refugio que atrae a ciertas especies o tamaños, pero existe un movimiento también estacional entre biotopos. Pope y Willis (1996) presentan ejemplos de variaciones estacionales de la CPUE de varias especies y recomiendan precaución a la hora de interpretar la CPUE como un índice de abundancia si ciertas especies exhiben importantes diferencias de patrones de distribución entre sí. El hecho que el coeficiente de capturabilidad pueda

variar de acuerdo a factores como el comportamiento de los peces, condiciones ambientales, saturación de las artes, etc., obliga estandarizar los procedimientos de muestreos (Ney 1993). Es por ello que es necesario destacar que los resultados presentados en esta tesis no pueden ser comparados sino con muestreos realizados en la época estival y con artes similares.

Una limitación de los valores de CPUE que se presentan es que las abundancia de ciertas especies podría haber estado subestimada. La batería de enmalladoras capturó mayormente aquellas especies que frecuentan el hábitat litoral. Aplochitónidos y galáxidos aparecieron en baja frecuencia, lo que podría atribuirse al uso de un hábitat mas demersal, pero también a una natural baja densidad. Aún cuando no existieron posibilidades de utilizar enmalladoras de profundidad, sí se modificó el método de calado con el objeto de ponderar, de alguna manera, la importancia del hábitat litoral en los lagos profundos. Recientemente Vigliano *et al.* (1999) demostraron que las baterías de enmalladoras caladas perpendiculares a la costa resultan menos eficientes que aquellas colocadas en el hábitat pelágico cubriendo toda la columna de agua. Estos autores encontraron que solamente en el caso de la trucha arco iris se observaron similares abundancias utilizando ambos tipos de calado, siendo mucho mas numerosas las capturas de especies como el bagre otuno y el puyen grande en las baterías de profundidad. Aún cuando estas limitaciones puedan también aplicarse a los muestreos realizados en esta tesis, es de esperar que por haberse aplicado una metodología estandarizada en todos los ambientes muestreados, las diferencias de biomasa relativa de las principales especies, obedezca a reales diferencias de sus densidades o biomasa absolutas.

Resulta en todo caso fundamental que la batería este correctamente diseñada. Willis *et al.* (1985) destacan que el empleo de una batería graduada de enmalladoras minimiza el problema de la selectividad. En este estudio se advirtió una buena relación entre el tamaño de malla y la longitud y el peso medio, lo que de alguna manera valida el principio de similitud geométrica postulado por Baranov (1948 en Hamley 1975). Este principio constituye uno de los paradigmas fundamentales que se aplican en los estudios de selectividad e interpreta la captura como un proceso mecánico dependiente de la geometría del pez y de la malla. Según ello, las curvas de selectividad para diferentes mallas deben ser similares en su forma, con una selectividad máxima constante y donde

la longitud óptima de captura es proporcional al tamaño de malla. Es por esta razón, que resulta fundamental regular apropiadamente el coeficiente de armado de la batería. Un coeficiente de armado de 0.5, como el utilizado, garantiza que la proporción de capturas por enganche no resulte demasiado significativa. Ello es precisamente lo que se observó al examinar la distribución de frecuencia de tallas de las especies analizadas y justificó la elección de las metodologías utilizadas para estimar la selectividad.

En todo caso, el tipo de método de análisis dependerá de la modalidad de captura de la red. Los peces de cuerpo fusiforme, sin espinas, son capturados en general por acuñamiento, esto es, en aquel sitio donde el perímetro máximo del pez se iguala al de la malla. Aquellos peces de cabeza grande u opérculos con espinas suelen ser capturados por agallamiento. El pez introduce la cabeza en la malla y avanza hasta que el perímetro de la malla resulte menor al máximo perímetro de su cuerpo. No obstante, es frecuente observar que las curvas de distribución de capturas resultan asimétricas a la derecha, producto de la presencia de peces con espinas, radios o maxilas sobresalientes que facilitan el enredamiento en redes cuyo tamaño de malla no guarda proporción con el perímetro y la longitud del pez. En estos casos, la pendiente izquierda de la curva representa la verdadera proporción de peces capturados por agallamiento o acuñamiento (Baigún 1989).

En el presente estudio se han utilizado únicamente métodos indirectos que asumen que todas las curvas exhiben forma similar, que todos los peces poseen igual probabilidad de encontrar la red y que la probabilidad de retención de un pez en la red es únicamente función del tamaño de malla (Hansen *et al.* 1997). En aquellos ambientes con muestreos intensivos, se ha podido notar que el proceso de acuñamiento fue poco significativo, excepto en la malla de abertura mas pequeña que mostró cierta bimodalidad, efecto que es considerado como usual en la literatura (e.g. Hovgård 1996). Por el contrario, en los gráficos que relacionaron el tamaño de malla con la longitud media, se observó que las mallas de abertura mayor a 30 mm presentaron distribuciones aproximadamente normales. Este resultado que podría aparecer como inesperado para las especies del género *Percichthys* por presentar espinas en los opérculos y en la aleta dorsal y una ausencia de enganchamientos masivos, se interpreta como un efecto del coeficiente de armado y del comportamiento frente a la presencia de las redes.

Finalmente, es importante considerar los resultados encontrados al comparar las capturas entre ambientes diferentes utilizando un arte estandarizado. En algunos casos se advirtieron notables diferencias, lo cual constituye un factor de interés para los manejadores de recursos. Los coeficientes de capturabilidad relativa (CCR) difirieron entre ambientes, lo que denota de alguna manera, diferencias en las estructuras poblacionales. Por ejemplo, la malla de 30 mm apareció como la de mayor eficiencia en el caso de la perca boca chica en el lago Colhue Huapi y en el embalse Ameghino, mientras que en el lago Musters y laguna Esquel, ello correspondió a la malla de 52.5 mm. Esto sugiere que las extrapolaciones realizadas a partir de capturas obtenidas en otros ambientes sin considerar este aspecto, pueden inducir a errores a la hora de regular las artes de captura por ambiente y ensayar medidad de manejo. Estos resultados refuerzan la necesidad de realizar comparaciones entre poblaciones de peces que puedan estar situadas incluso en ambientes geográficamente próximos y validan el concepto de prestar atención a diferencias que se producen a escala local.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Adams, G. F. y C. H. Oliver. 1977. Yield properties and structure of boreal percid communities in Ontario. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 1613-1625.
- Bagenal T. B. 1978 (ed.). *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. IBP Handbook No 3, Blackwell, Londres, 366 p.
- Baigún, C. 1989. Redes enmalladoras: características y aplicaciones dirigidas a la evaluación de los recursos pesqueros de agua dulce. *Cimax* 7, 79 p.
- Baigún, C. y A. De Nichilo. 1985. Pesca experimental. III Parte. Páginas 66-130 *en* Evaluación del potencial pesquero en seis lagos de la provincia del Chubut (Quiros, R, coord.), INIDEP, Depto de Aguas Cont., Informe de Avance No 1.
- Baigún, C., N. Oldani, N. Bovcon y M. Soutric. 2001. Página 251 *en* Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Børgstrom, R. 1992. Effect of population density on gillnet catchability in four allopatric populations of brown trout (*Salmo trutta*). *Can. J. Fish Aquatic Sci.* 49: 1539-1545.
- Dudley, R. G. y R. Scully. 1980. Changes in experimental gillnets catches from the Kafue George dam. *J. Fish. Biol.* 16: 521-537.
- Gulland, J. A. 1969. Manual of sampling and statistical methods for fisheries biology. Part 1. Sampling methods. *FAO Manual in Fisheries Science* 4, 154 p.
- Gulland, J. A. y D. Harding. 1961. The selection of *Clarias mossambicus* (Peters) by nylon gill nets. *J. Cons. Int. Explor. Mer* 26: 215-222.
- Hansen, M. J., C. P. Madenjian, J. M. Selgeby y T. Helser. 1997. Gillnet selectivity for lake trout (*Salvelinus namaycush*) in lake Superior. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2483-2490.
- Hamley, J. M. 1975. Review of gillnet selectivity. *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 1943-1969.
- Henderson, H. F., R. A. Ryder y A. W. Kudhongania. 1973. Assessing fishery potentials of lakes and reservoirs. *J. Fish. Res. Board Can.* 30: 2000-2009.
- Holt, S. J. 1963. A method for determining gear selectivity and its application ICNAF Spec. Publ. 5: 106-110.
- Hovgård, H. 1995. A two-step approach to estimating selectivity and fishing power of research gill nets used in Greenland waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 1007-1013.
- Jackson, D. A. y H. H. Harvey. 1997. Qualitative and quantitative sampling of lake fish communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2807-2813.

- Jensen, A. L. 1978. Assessment of the lake trout fishery in lake Superior: 1929-1950. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 107: 543-549.
- Johnson, L. 1976. Ecology of arctic population of lake trout *Salvelinus namaycush*, lake whitefish, *Coregonus clupeaformis*, arctic char, *S. alpinus* and associated species in unexploited lakes of the Canadian northwest territories. *J. Fish. Res. Board Can.* 33: 2489-2488.
- Kennedy, W. A. 1951. The relationship of fishing effort by gillnets to the interval between lifts. *J. Fish. Res. Board Can.* 86: 201-214.
- Lagler, K. 1978. Capture sampling and examination of fishes. Páginas 7-47 *en* Methods for assessment of fish production in fresh waters (Bagenal, T. B., ed.). IBP H No 3 Blackwell, London, 365 p.
- Leopold, M. T., W. Korulzyc, W. Novak y L. Swierzowska. 1975. Effectiveness of gill net as a tool for the estimation of the fish population in Polish lakes. Páginas 90-95 *en* Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal resources in lakes and large rivers. Panel review and referent papers (Welcomme R., ed.). EIFAC Tech. Pap. (23) Suppl. 1, 747 p.
- López, R. B., A. Torno, C. Guerrero, G. López y R. Ferriz. 1981. Necton-peces. Páginas 274-346 *en* Convenio HIDRONOR S.A.-M.A.C.N. Plan de estudios ecológicos de la cuenca del río Negro. Informe final de la segunda etapa. Tomo III, 416 p.
- McCombie, A. W. y F. E. Fry. 1960. Selectivity of gillnets for lake whitefish, *Coregonus clupeaformis*. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 79: 195-204
- Ney, J. J. 1993. Practical use of biological statistics. Páginas 137-158 *en* Inland Fisheries Management in North America (Kohler, C. C. y W. A. Hubert, eds.) American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Newby, J. R., M. J. Hansen, S. P. Newman y C. Edwards. 2000. Catchability of walleyes to angling in Escanaba Lake, Wisconsin, 1980-1995. *North Amer. J. Fish. Manag.* 20: 873-881.
- Paloheimo, J. E. y L. M. Dickie. 1964. Abundance and fishing success. *Rap. P-V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer.* 155: 152-163.
- Peterman, R. M. y G. J. Steer. 1991. Relation between sport-fishing catchability coefficients and salmon abundance. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 110: 585-593.
- Pope, K. L. y D. E. Willis. 1996. Seasonal influences on freshwater fisheries sampling data. *Rev. Fish. Sci.* 4: 57-73.
- Pope, J. A., R. Margetts, J. Hamley y R. F. Akyus. 1983. Manual de métodos para la evaluación de poblaciones de peces. Parte 3. Selectividad de redes. *FAO Fish Tech. Pap.* (41) Rev. 1, 56 p.
- Qurós, R. y C. Baigún. 1986. Prospección pesquera en 33 embalses y lagos patagónicos (Argentina). Páginas 159-179 *en* Trabajos presentados al taller internacional sobre

ecología y manejo de peces en lagos y embalses. (Vila I. y E. Fagetti, eds.). Santiago, Chile, 5-10 Noviembre de 1984. COPESCAL, Doc. Téc. 4.

- Qurós, R., S. Cuch y C. Baigún. 1986. Relación entre abundancia de peces y ciertas propiedades físicas, químicas y biológicas en lagos y embalses patagónicos (Argentina). Páginas 180-202 *en* Trabajos presentados al taller internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses (Vila I. y E. Fagetti, eds.). Santiago, Chile, 5-10 Noviembre de 1984. COPESCAL, Doc. Téc. 4.
- Regier, H. A. y D. S. Robson. 1966. Selectivity of gill nets specially to lake white fish. J. Fish. Res. Board Can. 23: 423-454.
- Ryder, R. A. 1978. Fish yield assessment: large lakes and reservoirs. Páginas 403-431 *en* Ecology of freshwater fish production (Gerking S. D., ed.), Blackwell, Londres, 520 p.
- Ryan, P. M. y J. J. Kerekes. 1989. Correction of relative fish abundance estimates from catch data for variable fishing intensity during lakes surveys. Can. J. Fish. Aquatic Sci. 46: 1022-1025.
- Ryder, R. A., S. K. Kerr, K. H. Loftus y H. A. Regier. 1974. The morphoedaphic index, a fish yield estimator-review and evaluation. J. Fish. Res. Board Can. 31: 663-688.
- Ryder, R. A. y H. F. Henderson. 1975. Estimates of potential yield for the Nasser Reservoir, Arab Republic of Egypt. J. Fish. Res. Board Can. 32: 2137-2151.
- Shardlow, T., R. Hilborn, R. M. Peterman, G. J. Steer y M. J. Bradford. 1985. Density dependent catchability coefficient. Trans. Amer. Fish. Soc. 114: 436-440.
- Turner, J. L. 1981. Changes in multispecies fisheries when many species are caught at the same time. Páginas 136-142 *en* Seminar on the river basin management and development (Kapetstky, J. M, ed.), Blantyre, Malawi 8-10 December 1980. CIFA Tech. Pap. 8.
- Vigliano, P. H., P. J. Macchi, M. A. Denegri, M. F. Alonso, D. Milano, G. Lippolt y G. Padilla. 1999. Un diseño modificado de calado de redes agalleras para estudios cuali-cuantitativos de peces por estratos de profundidad en lagos araucanos. *Natura Neotropicalis* 30 (1-2): 1-12
- Willis, D. W., K. D. McCloskey y D. W. Gabelhouse Jr. 1985. Calculation of stock density indices based on adjustments for efficiency of gill net mesh size. North Amer. J. Fish. Manag. 5: 126- 137.
- Winters, G. H. y J. Wheeler. 1985. Interaction between stock area, stock abundance and catchability coefficient. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 989-998

TABLAS

Tabla 3.1: Características estructurales de las redes enmalladoras utilizadas en los ambientes estudiados

Tamaño de malla (cm)	Denier	Coefficiente de armado	Número de mallas	Longitud (m)	Altura (m)	Area (m ²)
3.0 ^a	210 x 3	0.5	78	10	1.02	10.2
4.2	210 x 3	0.5	70	25	2.55	63.9
5.0	210 x 3	0.5	40	25	1.74	43.5
6.0	210 x 3	0.5	40	25	2.09	52.3
7.0	210 x 4	0.5	40	25	2.44	61
7.8	210 x 4	0.5	32	25	2.17	54.3
10.5	210 x 9	0.5	22	25	2.01	50.3
12.0	210 x 18	0.5	25	25	2.61	65.3
14.0	210 x 18	0.5	25	25	3.05	76.3
17.0	210 x 18	0.5	25	25	3.70	92.5

Tabla 4.1.1: CPUE (kg) de las especies detectadas en los ambientes estudiados. PEJ: pejerrey patagónico; PEJB: pejerrey bonaerense; BOC: perca boca grande; BCH: perca boca chica; TAI: trucha arco iris; TAR: trucha de arroyo; MAR: trucha marrón; TLAG: trucha de lago; SAL: salmón encerrado; PUY: puyen; PEL: peladilla.

Ambiente	PEJP	PEJB	BOC	BCH	TAI	TAR	MAR	TLAG	SAL	PUY	PEL	TOTAL
Caviahue												0.0
Pellegrini	28.8	3.2		18.6								50.6
Mari Menuco	13.5		11.6	4.2	2.1							31.4
Los Barreales	0.6		7.7	0.8	5.2							14.3
Blanca				3.2	2.4							5.6
Aluminé					1.2							1.2
Ramos Mexía	1.7		2.4	3.4	0.9		5.9					14.3
Ñorquinco				0.4	3.0	0.6	4.4					8.4
Quillén				0.7	1.4							3.1
Huechulafquen					32.7		4.0					36.7
Lacar				0.5	9.2		2.1					11.8
Nahuel Huapi	3.7			2.1	3.3	0.9						10.0
Ñe-Luan	1.6				4.2							5.8
Gutiérrez					7.9							7.9
Mascardi					8.3	1.1	15.8					25.2
Guillermo					3.7	0.6						4.3
Steffen					5.4		9.3			0.1		14.8
Puelo	0.7			6.9	5.0		2.6				0.1	15.3
Epuyen	0.2			3.4	0.2	1.1	1.1				0.1	5.0
Lezama	11.9			10.8								22.7
Cholila				0.1	5.1	1.7			3.2			10.1
Los Mosquitos	53.2			9.4	20.4							83.0
Rivadavia				0.4	10.5	0.6	1.2					12.7

Tabla 4.1.1 (cont.)

Ambiente	PEJP	PEJB	BOC	BCH	TAI	TAR	MAR	TLAG	SAL	PUY	PEL	TOTAL
Verde				3.8	10.4		5.8					20.0
Futalaufquen				1.1	6.2	0.2	6.2					13.7
Amutui Quimei					3.2	0.6	5.1		0.5			9.4
Las Chuitas						3.8	3.8			0.1		3.9
Esquel				207.9	39.6							247.5
F. Ameghino	12.0		39.8	9.1	2.1							63.6
Rosario	35.2				7.1					1.4	1.4	43.7
Colhue Huapi	0.3		20.6	22.7	0.3							43.9
Musters	2.8		5.1	22.6	2.8							33.5
Brecham					27				0.8			27.8
Largo							12.1					12.1
Zeta					27.9							27.9
Terraplén	334.5			14.1	51.4							400.0
Quichaura												0.0
Willimanco												0.0
Cronómetro				1.0						0.9		1.9
Los Niños						22.7			3.8			26.5
Pico 1					19.6							19.6
Pico 3					89.8							89.8
Pico 4					40.8							40.8
La Plata					11.8	11.6				0.1		23.5
Fontana					15.3	17.1						32.4
Blanco				1.3							0.5	1.8
Posadas	0.4			1.0								1.4

Tabla 4.1.1 (cont.)

Ambiente	PEJP	PEJB	BOC	BCH	TAI	TAR	MAR	TLAG	SAL	PUY	PEL	TOTAL
Cardiel					26.0	0.1						26.1
Roca				0.1	17.4			4.0				21.5
Argentino				0.8	16.9			7.8				25.5
Yehuln						3.8						3.8
San Luis					51.8	0.3	276.6			1.1		329.5
Fagnano					4.4	0.3	7.6					12.3
Escondido						0.2						0.2

Tabla 4.1.2: Porcentajes de co-ocurrencia de especies en los ambientes estudiados. PEJ: pejerrey patagónico; PEJB: pejerrey bonaerense; BOC: perca boca grande; BCH: perca boca chica; TAI: trucha arco iris; TAR: trucha de arroyo; MAR: trucha marrón; TLAG: trucha de lago; SAL: salmón encerrado; PUY: puyen; PEL: peladilla.

	PEJP	PEJB	BOC	BCH	TAI	TAR	MAR	TLAG	SAL	PUY	PEL
PEJP		1	4	9	8	1	2	0	0	1	2
PEJB	1		1	1	0	0	0	0	0	0	0
BOC	4	1		7	7	0	1	0	0	0	0
BCH	9	1	7		13	7	5	1	1	1	2
TAI	8	0	7	13		9	9	1	2	2	2
TAR	1	1	0	7	9		6	0	2	2	1
MAR	2	0	1	5	9	6		0	1	1	1
TLAG	0	0	0	1	1	0	0		0	0	0
SAL	0	0	0	1	2	2	1	0		0	0
PUY	1	0	0	1	2	2	1	0	0		0
PEL	1	0	0	2	2	1	1	0	0	1	

Tabla 4.2.1.1: Parámetros de las regresiones entre la longitud y el peso medio versus el tamaño de abertura de malla para perca boca chica, boca grande, trucha arco iris y pejerrey en diferentes ambientes. Lm: longitud media (mm); Wm: peso medio (gr); TM: tamaño de abertura de malla (mm bar).

Especie	Ambiente	Regresión
Boca chica	Musters	Lm= 167.65+4.32 TM; $r^2=0.98$
		Wm= -121.0+1.35 TM ^{1.65} ; $r^2=0.98$
	Ameghino	Lm= 119.96+4.56 TM; $r^2=0.90$
		Wm= -43.39+1.35 TM ^{1.5} ; $r^2=0.99$
Colhue Huapi	Lm= 117.68+4.03 TM; $r^2=0.95$	
	Wm= 83.98+0.0009TM ^{3.23} ; $r^2=0.98$	
Esquel	Lm= 143.35+4.41 TM; $r^2=0.91$	
	Wm= -295.6+20.33 TM; $r^2=0.99$	
Boca grande	F. Ameghino	Lm= 131.96+6.65 TM; $r^2=0.98$
	Wm= -573.02+13.18TM ^{1.26} ; $r^2=0.99$	
Colhue Huapi	Lm= 78.55+6.19 TM; $r^2=0.95$	
	Wm= 76.43+0.0035 TM ^{3.07} ; $r^2=0.98$	
Arco iris	Musters	Lm= 16.78+10.18 TM; $r^2=0.96$
		Wm= 6.93+0.008 TM ^{3.03} ; $r^2=0.98$
	Esquel	Lm= 191.56+4.88 TM; $r^2=0.93$
		Wm= 83.27+0.22 TM ^{2.16} ; $r^2=0.98$
Rosario	Lm= 254.76+5.25 TM; $r^2=0.87$	
	Wm= 561.26+0.008 TM ^{2.98} ; $r^2=0.89$	
Pejerrey	Musters	Lm= 109.36+6.64 TM; $r^2=0.92$
		Wm= 29.33+0.019 TM ^{2.62} ; $r^2=0.98$
	Ameghino	Lm= 155.60+5.13 TM; $r^2=0.99$
		Wm= -83.62+0.11 TM ^{2.38} ; $r^2=0.88$
Rosario	Lm= 245.60+T3.28 TM; $r^2=0.99$	
	Wm= 121.64+0.07 TM ^{2.29} ; $r^2=0.98$	

Tabla 4.3.1.1: Distribución de frecuencias de tallas por tamaño de malla (estirada en cm) de pejerrey patagónico en el lago Rosario.

Longitud (cm)	4.2	5.0	6.0	7.0	7.8
22.5	4				
23.5	5				
24.5	3	1			
25.5	5				
26.5	12				
27.5	16				
28.5	12	2			
29.5	15	12			
30.5	38	36	4	2	
31.5	41	81	14	5	1
32.5	46	71	29	11	1
33.5	30	68	61	24	
34.5	18	70	44	19	2
35.5	11	36	44	43	
36.5	7	21	33	21	1
37.5	5	8	20	18	1
38.5	1	6	7	10	6
39.5	1	2	2	8	2
40.5	1		3	3	2
41.5				1	
42.5					
43.5	1		1	1	
44.5					

Tabla 4.3.1.1 (cont.)

Longitud (cm)	4.2	5.0	6.0	7.0	7.8
45.5					
46.5					
47.5				1	1
TOTAL	272	414	262	167	20

Tabla 4.3.1.2: Parámetros de la relación $\ln(M_{i+1}/M_i)$ versus longitud total de pejerrey patagónico del lago Rosario

Mallas (cm)	a	b	r
5.0/4.2	-10.99	0.36	0.91
6.0/5.0	-14.81	0.43	0.97
7.0/6.0	-7.44	0.20	0.91

Tabla 4.3.1.3: Longitud modal (l_m) y factor de selección (k) de las mallas utilizadas en el cálculo de la selectividad de las capturas de pejerrey patagónico del lago Rosario

Mallas (cm)	l_m	Rango	k	S ²
4.2	25.66	22.42 - 28.91	6.69	13.62
5.0	30.55	27.35 - 33.75	6.31	14.31
6.0	36.66	32.23 - 41.09	5.6	30.41
7.0	42.78	38.34 - 47.20		

Tabla 4.3.1.4: Distribución de frecuencias de tallas corregidas por selectividad de pejerrey patagónico en el lago Rosario

Longitud (cm)	5/83	9/83	12/83	3/84	5/84	9/84	12/84	3/85
16.5				76				227
17.5				76				116
18.5				21				64
19.5				13				38
20.5			13	73				8
21.5				72		6	11	11
22.5	8			20			11	12
23.5	3		12	29	6	3	6	26
24.5	33		6	83	14		11	42
25.5	40		22	95	25	4	17	51
26.5	54	3	26	108	29	10	27	32
27.5	41	8	19	104	41	16	13	43
28.5	33	12	24	84	22	22	14	37
29.5	22	16	17	68	33	21	14	21
30.5	12	7	30	34	19	12	9	14
31.5	8	11	12	19	7	7	8	9
32.5	1	6	10	7	10	3	1	1
33.5	2	3	6	2	6	3	3	
34.5	2	3	3	3	3			2
35.5		1						
36.5				1		3		
37.5							1	
38.5								

Tabla 4.3.1.4 (cont)

Longitud (cm)	5/83	9/83	12/83	3/84	5/84	9/84	12/84	3/85
39.5								
40.5						2		
41.5						1		
42.5								
43.5								
44.5								
45.5								
46.5								
47.5						3		
48.5						8		

Tabla 4.3.2.1.1: Distribución de frecuencias de tallas por tamaño de malla (bar en mm) de perca boca chica en el lago Musters.

Longitud (mm)	21	25	30	35	39	52.5	60	70
130	1							
150	2							
170	2	2						
190	25	12			1			
210	5	23	6	2				
230	57	31	19	7	3			
250	41	36	35	23	1			
270	12	30	42	43	23	2		
290	9	13	36	78	53		1	
310	4	15	38	42	92	3		1
330	5	20	18	38	91	18		1
350		13	11	39	101	65	1	
370	2	3	11	19	55	121	2	
390	2	13	16	12	41	147	16	
410	5	9	3	11	18	102	31	4
430	3	9	3	21	14	62	35	20
450	1	2	1	10	12	26	19	20
470		1	2	4		15	8	25
490	1	6	2	2	1	9	5	7
510						1	2	4
530								1
550								1
570								1
590								1
TOTAL	153	237	244	352	507	572	120	83

Tabla 4.3.2.1.2: Frecuencias de tallas corregidas por selectividad de perca boca chica en el lago Musters.

Longitud (mm)	5/83	8/83	12/83	2/84	5/84	8/84	2/84	3/85
140	200			200			49	0
160	24			24			101	
180	8			17			47	33
200	9		56	23	2		360	14
220	14		79	79			404	38
240	13		295	122			244	109
260	26		494	83		13	212	35
280	14		336	64	7	4	196	178
300	32	10	224	32		7	239	154
320	7	33	217	33	7	15	237	222
340	5	65	197	29	14	29	215	140
360	45	87	174	42	15	87	229	242
380	39	95	208	95	17	147	216	80
400	48	100	152	35	17	152	165	82
420	39	90	110	24		141	86	31
440	20	51	71	20		75	86	4
460	16	16	35	12		47	15	
480	11	15	33			41	5	
500	5		14	5		5		
520				10				
540			11					
560			9					
580			14					

Tabla 4.3.2.2.1: Distribución de frecuencias de tallas por tamaño de malla (bar en mm) de perca boca chica en el lago Colhue Huapi.

Longitud (mm)	21	25	30	35	39	52.5	60	70
70	4	2		1	1			
90	29	5						
110	48	21	5	3	4	2		
130	47	105	45	9	10	5	1	
150	41	139	184	41	20	4	1	
170	12	71	195	62	25	3	2	
190	10	24	72	62	15	3	1	1
210	4	9	16	45	26	2		
230	1	5	11	20	16	3	1	1
250	1	6	12	12	13	3	1	
270		4	4	7	13	6	1	
290		1	2	3	6	10	2	
310		1	7	2	4	14		1
330		2	4		2	16	3	
350		1	1	1	1	16	7	1
370			2	1		9	7	2
390					1	1	3	1
410							1	
430				1				
450							1	
TOTAL	197	396	560	270	158	97	28	7

Tabla 4.3.2.2.2 : Frecuencias de tallas corregidas por selectividad de perca boca chica en el lago Colhue Huapi.

Longitud (mm)	5/83	8/83	12/83	2/84	5/84	5/84	12/84	2/85
110	5							
130	4	5		4	3		10	
150	6	4	1	6	8		39	18
170	19	16	2	21	13	3	55	43
190	47	62	24	37	35	6	120	96
210	68	86	48	27	51	43	213	176
230	57	46	70	36	40	62	165	136
250	23	12	22	38	21	29	96	77
270	20	15	23	8	7	14	54	37
290	15	7	16	22	2	17	33	21
310	13	3	19	8		10	28	10
330	8	3	4	11	2	13	20	4
350	4	1	13	8	2	8	7	6
370	5	1	15	14		17	21	4
390	3		20	11	5	11	26	12
410	8	2	15	8		28	21	28
430	7	3	37	17	13	23	27	37
450			20	13		13	7	53
470				12		10		25
490						38		96

Tabla 4.3.2.3.1: Distribución de frecuencias de tallas por tamaño de malla (bar en mm) de perca boca chica en la laguna Esquel.

Longitud (mm)	21	25	30	35	39	52.5	60	70
150	1							
170	34	9		1				
190	68	22						
210	29	16	6					
230	8	7	2	15				
250	10	17	2	37	3			
270	4	5	45	2				
290	8	2	20	11	4			
310	2	5	21	35	7	3		
330		6	11	37	10	3	1	
350	3	9	14	42	18	9		
370			13	43	41	22		
390	5	1	25	33	76	35	2	
410			5	8	31	30	7	
430	1			1	11	12	6	1
450	1	1	1		3	3	4	
470	1				1	2		
490					1	1	1	
510						1		
TOTAL	173	100	135	264	206	121	21	1

Tabla 4.3.2.3.2: Frecuencias de tallas corregidas por selectividad de perca boca chica en la laguna Esquel

Longitud (mm)	5/83	8/83	12/83	2/84	8/84	12/84	3/85
170			54	432	19	9	
190	6		26	620	30		
210			125	206	32	9	
230			6	141	14		4
250			41	246	17	4	
270			41	232	19	5	
290			48	117	14	4	3
310	5		74	271	15	21	5
330		4	114	122	11	11	3
350	11	8	152	167	24	14	11
370	19	20	189	301	50	44	
390	52	14	351	310	34	59	4
410	42	54	203	140	25	38	29
430	6	28	51	48		12	41
450		10	12	31		13	20
470			24	8			
490			37	14			
510				10			

Tabla 4.3.2.4.1: Distribución de frecuencias de tallas por tamaño de malla (estirada en cm) de perca boca chica en el embalse Florentino Ameghino.

Longitud (cm)	4.2	5.0	6.0	7.0	7.8
22.5	4				
23.5	5				
24.5	3	1			
25.5	5				
26.5	12				
27.5	16				
28.5	12	2			
29.5	15	12			
30.5	38	36	4	2	
31.5	41	81	14	5	1
32.5	46	71	29	11	1
33.5	30	68	61	24	
34.5	18	70	44	19	2
35.5	11	36	44	43	
36.5	7	21	33	21	1
37.5	5	8	20	18	1
38.5	1	6	7	10	6
39.5	1	2	2	8	2
40.5	1		3	3	2
41.5				1	
42.5					
43.5	1		1	1	
44.5					
46.5					
47.5				1	1
TOTAL	272	414	262	167	20

Tabla 4.3.2.4.2: Parámetros de la relación $\ln(M_{t+1}/M_t)$ versus longitud total de perca boca chica en el embalse Florentino. Ameghino.

Mallas (cm)	a	b	r
5.0/4.2	-5.40	0.20	0.87
6.0/5.0	-7.84	0.33	0.87
7.0/6.0	-11.58	0.41	0.97
8.0/7.0	-9.49	0.30	0.97

Tabla 4.3.2.4.3: Longitud modal (l_m) y factor de selección (k) de las mallas utilizadas en el cálculo de la selectividad de las capturas de perca boca chica en el embalse Florentino. Ameghino.

Mallas (cm)	l_m	Rango	k	S^2
4.2	25.66	22.42 - 28.91	6.69	13.62
5.0	30.55	27.35 - 33.75	6.31	14.31
6.0	36.66	32.23 - 41.09	5.6	30.41
7.0	42.78	38.34 - 47.20		

Tabla 4.3.2.4.4: Distribución de frecuencias de tallas corregidas por selectividad de perca boca chica en el embalse Florentino, Ameghino.

Longitud (cm)	8/83	12/83	3/84	6/84	9/84	12/84	3/85
16		2				1	
18		3	5			5	7
20	2	7	11			1	6
22	16	18	11			5	5
24	29	22	14			10	3
26	25	20	10	2	3	14	1
28	11	17	5	1	7	7	1
30	9	5	3	1	4	6	2
32	1	4	1		3	1	
34	2	2					
36	2						2
38	3						
40	3						
42	1					1	
44	1					1	1

Tabla 4.3.3.1.1: Distribución de frecuencias de tallas por tamaño de malla (bar en mm) de perca boca grande en el lago Colhue Huapi.

Longitud (mm)	21	25	30	35	39	52.5	60	70
150	3							
170	3	2			2	1		
190	3	11				1		
210	2	42	5	2	2	1		
230	7	32	11	7	2	2		
250	4	11	32	12	6	2	2	
270		6	12	16	16	3	1	
290	1	3	11	14	18	3	5	
310		2	5	13	21	3	2	
330		4	10	8	19	3	1	
350		2	6	12	14	2	1	1
370		1	2	4	7	11	2	
390		1	2	2	3	12	1	
410				2	2	10	4	
430		1	1	2		10	7	
450						4	5	1
470						5	4	4
490						2	1	4
510						3	1	3
530						2		
550								1
570						1		
590						1	1	
610						1		
TOTAL	24	118	97	94	113	81	38	14

Tabla 4.3.3.1.2: Distribución de frecuencias de tallas corregidas por selectividad de perca boca grande en el lago Colhue Huapi.

Longitud (mm)	5/83	8/83	12/83	2/84	5/84	8/84	12/84	3/85
150	9						22	
170	22	2	10	2			14	
190	56			5	3		30	1
210	51	5	1	3	10	2	56	6
230	22	8	3	12	14	6	50	11
250	12	6	10	17	6	8	24	30
270	19	6	13	11	4	8	24	23
290	7	8	12	10	5	8	20	26
310	10	6	14	12	4	11	17	20
330	5	1	7	11		4	34	28
350	2	3	8	12	2	4	21	31
370	4	3	9	11		21	11	23
390	6	1	10	13	6	16	4	18
410	7		3	7		26	2	39
430	9		28	17	13	9	2	34
450	1		19	7	1	4	3	7
470		3	20	6		6		2
490		2	13	5				3
510		3	19	8		3		5
530		8	8	8	17	8		
550		11	22					
570			14					
590		20	40					
610		33	33					

Tabla 5.1: Comparación de las características de diferentes métodos de muestreo aplicables a ambientes lénticos. 0: inviable; La escala 1 a 4 representa un ranking de características muy poco adecuado a muy adecuado. UE: unidad de esfuerzo. Se considera que la pesca eléctrica se realiza con equipo portante (backpack) y el buceo con aire comprimido.

ATRIBUTO	Enmalladoras	Pesca Deportiva	Trampas	Arrastre Playero	Acústica	Pesca eléctrica	Buceo
Costo	3	4	3	4	1	1	3
Logística requerida	3	3	3	3	3	1	3
Provee muestras de distintos biotopos	4	3	1	1	3	1	2
Estimador de abundancia absoluta	0	0	0	4	4	4	0
Detecta cambios de abundancia temporales	4	2	4	4	4	4	2
Diversidad comunidad	3	1	1	1	0	1	2
Mortalidad por muestreo	1	3	4	3	4	2	4
Tamaño de muestra/UE	4	2	2	1	4	1	1
Estructura de tallas	4	2	2	1	0	1	0
Estructura de edades	4	1	2	1	0	1	0
Análisis tróficos	3	1	2	2	0	1	0
Detecta hiperestabilidad	4	1	3	1	4	1	2
TOTAL	37	24	27	26	27	19	19

APENDICE A

DETERMINACIÓN DE LONGITUD MEDIA Y PESO MEDIO Y DE LA CAPTURA EN NÚMERO Y PESO UTILIZANDO UNA BATERÍA EXPERIMENTAL DE REDES ENMALLADORAS DE SUPERFICIE DESIGUAL

Sea:

x el parámetro peso (W) o longitud (L)

x_{ij} el valor del parámetro correspondiente a la i -ésima especie en la j -ésima red

n_{ij} el número de peces de la i -ésima especie en la j -ésima red

Considérese además una red standard de superficie A_s de tal modo que la relación entre esta red j y cualquier otra red j sea:

$$K_j = A_s/A_j$$

cuando A_s vale 100 m^2 , entonces

$$K_j = 100/A_j$$

Para cualquier x_{ij} , la corrección será

$$x_{ij} = x_{ij} K_j = x_{ij} \cdot A_s/A_j$$

$$n_{ij} = n_{ij} K_j = n_{ij} \cdot A_s/A_j$$

Para la especie i el valor resultante del parámetro X_i en toda la batería es entonces:

$$X_i = \sum_{j=1}^n x_{ij}$$

Para todas las especies en la batería, el valor de X_i se estima como

$$X_i = \sum_{j=1}^n x_{ij} = \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^n x_{ij} K_j$$

Se puede estimar el valor medio estandarizado de la especie i en la red j correspondiente al parámetro x_{ij} como:

$$X_{ij} = x_{ij} / n_{ij}$$

Para toda la batería

$$X_i = \sum_{j=1}^n x_{ij} / \sum_{j=1}^n n_{ij}$$

La CPUE en peso para la especie i en la red j es:

$$CPUE_{ij} = W_i \cdot K_j = \sum_{j=1}^n W_i \cdot K_j$$

y en toda la batería

$$CPUE_i = \sum_{j=1}^n CPUE_{ij} = \sum_{j=1}^n W_i \cdot K_j$$

Para todas las especies en toda la batería (captura total) es:

$$CPUE_t = \sum_{j=1}^n CPUE_{ij} = \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^n W_i \cdot K_j$$

CAPITULO VI

PARAMETROS Y ATRIBUTOS POBLACIONALES

1. INTRODUCCION

El conocimiento de la dinámica poblacional de los stocks pesqueros y sus características bioecológicas son un factor esencial para desarrollar planes de gestión y conservación de recursos. La gestión de los recursos pesqueros implica dos tareas o actividades complementarias que comprenden la evaluación y el manejo. Ambas son dinámicas desde el momento en que los stocks están sujetos a fluctuaciones naturales y las medidas de manejo, a su vez, generan cambios en la composición de estos stocks (Hilborn y Walters 1993). Los parámetros biológicos de las poblaciones, y en particular de aquellas que se encuentran sometidas a una mortalidad por pesca importante, pueden variar de manera considerable, haciendo por lo tanto necesario conocer su magnitud y variabilidad (Van den Avile 1993). Algunos de estos parámetros vinculados al crecimiento y a la mortalidad, en conjunto con atributos poblacionales tales como longitud media y peso medio son por lo tanto necesarios y brindan valiosa información para establecer pautas de manejo del recurso.

Las poblaciones o stocks (depende el caso) constituyen entes discretos que se perpetúan reguladas por un conjunto de parámetros o variables que inciden sobre ellas. Csirke (1980) señala que toda población está constantemente sometida a factores contrapuestos los cuales determinan el tamaño de la población y su estructura. Este hecho fue notado tempranamente por Russell (1931, en Ricker 1975) quién propuso un modelo básico descriptivo que presentaba la dinámica de una población de peces sometida a una presión pesquera en un momento dado. En este modelo el peso o biomasa de una población susceptible de ser explotada podía ser estimada considerando cuatro parámetros básicos: tamaño del stock, reclutamiento, crecimiento y mortalidad. Similarmente Gulland (1969) adoptó estos factores como los de mayor importancia en considerar los cambios en número y peso que experimenta una población en su ciclo de vida.

Para los stocks pesqueros de Patagonia es aún incipiente el conocimiento que se dispone sobre sus parámetros y atributos debido a que faltan estudios dirigidos explícitamente a su estimación y a que muchos stocks soportan una muy baja presión de pesca. Ello no invalida, sin embargo, la necesidad y conveniencia de su estimación, desde el momento que estos recursos pueden sufrir una explotación mas intensiva, cambios en la modalidad de uso (recreativo a comercial o viceversa), potenciales alteraciones por

impactos ambientales (construcción de represas), etc. Mientras diferentes regulaciones pesqueras han sido aplicadas en Patagonia, es escasa la atención que se ha puesto en determinar el valor de estos parámetros, a pesar que los mismos constituyen un elemento importante para establecer el potencial uso de los recursos y definir medidas de manejo.

2. OBJETIVOS

El presente capítulo tiene por fin determinar aquellos parámetros y atributos poblacionales que sean de valor para definir pautas sobre el estado y manejo las poblaciones de peces en los ambientes estudiados, así como establecer su relación con diferentes factores ambientales.

3. MATERIAL Y METODOS

3.1. Relación longitud-peso

Se estimaron las relaciones longitud-peso para distintas especies utilizando una relación predictiva ordinaria ajustada por cuadrados mínimos. Las regresiones no fueron discriminadas por sexo y solamente se consideraron aquellos ambientes con un tamaño de muestra superior a diez ejemplares. La regresión funcional sugerida por Ricker (1975) no fue utilizada a fin de poder desarrollar comparaciones con otros trabajos de la literatura. La relación longitud-peso se estimó a partir de submuestras de tamaño aproximadamente similar provenientes de los muestreos estivales y se definió como:

$$W = a L^b$$

o bien en su forma logarítmica

$$\log W = \log a + b \log L$$

donde:

W es el peso en gramos

L es la longitud total en milímetros, siendo a (ordenada al origen) y b (pendiente) las constantes de la regresión. Cuando b tuvo valor 3 se consideró que el pez exhibió un crecimiento isométrico.

3.2. Factor de condición relativo

Se determinó el factor de condición relativo (Wege y Anderson 1978). Este índice permite interpretar la condición de los peces mas adecuadamente que otros índices morfométricos de condición (véase Bolger y Connoly 1989 para una revisión exhaustiva del tema) y facilita la comparación entre varias poblaciones de la misma especie (Murphy *et al.* 1991). El factor de condición relativo (Wr) queda definido como:

$$Wr = \frac{W}{Ws} 100$$

donde:

Ws = peso estándar para una determinada longitud, el cual es estimado a partir de una relación longitud-peso representativa de la especie.

W = peso observado para una determinada longitud en un ambiente dado.

Un valor de Wr de 100 es interpretado como una condición óptima en un contexto ecológico y fisiológico (Anderson y Gutreuter 1983), si bien Willis *et al.* (1991) consideran que ello debe ser definido en función de los objetivos de manejo. En esta tesis, dicho óptimo ha sido definido entre 90 y 110 y Ws corresponde a un peso que representa poblaciones por encima de condiciones promedio (Anderson y Gutreuter 1983). Para estimar Ws se utilizó la técnica sugerida por Murphy *et al.* (1990), la cual consiste en determinar los pesos para cada longitud a partir de regresiones individuales por población, establecer el peso correspondiente al tercer percentil y luego obtener una recta de regresión final, la cual es usada para definir un valor de Ws correspondiente a cada longitud. Asimismo, se regresionaron los valores de Wr en función de la longitud y se testeó la hipótesis acerca de si las pendientes resultaba significativamente diferente de cero. Este procedimiento ha sido recomendado por Willis (1989), Murphy *et al.* (1990) y Willis *et al.* (1991).

3.3. Parámetros de crecimiento

Los parámetros de crecimiento se determinaron mediante el uso de estructuras de tallas. Se utilizó como base el programa FISAT (FAO ICLARM STOCK ASSESSMENT TOOLS), el cual incorpora rutinas de los programas ELEFAN y LFSA. FISAT permite

utilizar diferentes rutinas para ajustar estos parámetros y Sparre *et al.* (1989) detallan y sintetizan estos procedimientos.

3.3.1. ELEFAN

El programa esta compuesto por varias subrutinas (ELEFAN 0-V) que generan diferentes análisis y manejo de datos. Sucintamente, el método opera de la siguiente forma:

- a) Se debe disponer de muestras de frecuencia de tallas de la población a lo largo de períodos de tiempo, preferentemente regulares, y ordenadas en una matriz (ELEFAN 0).
- b) Las frecuencias de tallas son corregidas por la selectividad del arte de ser posible, a fin de posibilitar una representación mas real de las distribuciones de tallas.
- c) Las frecuencias de tallas son re-estructuradas con el objeto de lograr una identificación de modos representativos de las cohortes o clases anuales, siendo estos picos independientes en su forma o altura (ELEFAN I).
- d) Se ajustan diferentes curvas de crecimiento que resultan de conectar la mayor cantidad de modos posibles con relación al número de picos presentes en cada una de las frecuencias de tallas consideradas. La razón entre el total de modos conectados por cada curva (ESP) y la suma de todos los picos existentes en todas las muestras (ASP) es utilizada para computar un índice de bondad de ajuste (R_n) de cada curva de crecimiento (Gayanilo *et al.* 1989). R_n queda definido por $10^{(ESP/ASP)}$ y la curva óptima es aquella para la cual la razón ESP/ASP se aproxima a 1 y por lo tanto R_n tiende a valer 1.
- e) Para la optimización de la razón ESP/ASP existen diferentes alternativas que surgen de escoger parámetros de entrada fijos y variables que son combinados en sucesivas iteraciones. Estos parámetros son cuatro: L_∞ , K, C y WP.
- f) La elección de los parámetros de crecimiento K y L_∞ se basa en el análisis de una superficie de respuesta, que usualmente muestra similares valores de ESP/ASP para distintas combinaciones de estos parámetros (Shepard *et al.* 1987; Kleiber y Pauly 1991).

En el programa FISAT se han incluido las mejoras consideradas para el ELEFAN por Pauly (1985) y presentadas por Pauly (1987) respecto a la versión original (véase Pauly y

David 1981) y que corrige la tendencia a subestimar L_{∞} , detectar valores de K irreales que generan $ESP/ASP > 1$ y minimizar la influencia de clases de longitud con baja frecuencia de individuos.

La constante de crecimiento (K) y la longitud infinita (L_{∞}) se ajustaron según el conocido modelo de crecimiento de von Bertalanffy. El programa opera identificando grupos de longitudes a los cuales asigna edades, los que luego relaciona por una función de crecimiento que esta representada por una ecuación estacionalizada de crecimiento (Pauly y Gaschütz (1979; Soriano y Pauly 1989). Esta ecuación constituye el caso general de crecimiento de un pez sometido a la influencia de variaciones anuales de temperatura. Su forma es:

$$L(t) = L_{\infty} [1 - e^{-(K(t-t_0) + (CK/2n) \sin(2\pi(t-WP)))}]$$

siendo:

$L(t)$ = longitud media del pez en una cohorte a una edad relativa A.

L_{∞} = longitud asintótica o infinita.

K = constante de crecimiento.

C = factor que expresa la amplitud de oscilación de crecimiento. Toma valores entre 0 (trópicos) y 1 (latitudes medias). Valores de 0 indican ausencia de crecimiento entre verano e invierno.

WP = representa el punto invernal, que indica el período del año (en fracción decimal) cuando el crecimiento es menor. Para el hemisferio norte WP se considera 0.2, mientras que en el hemisferio sur alrededor de 0.7 (Pauly 1987).

Para comparar los parámetros de crecimiento se aplicó el índice de eficiencia de crecimiento (ϕ') de Pauly y Munro (1984). Este índice se define como:

$$\phi' = \log K + 2 \log L_{\infty}$$

3.3.2. Método de Wetherall.

Wetherall (1986) ha propuesto que la relación lineal entre la longitud del intervalo de tallas i y la longitud media de los peces mayor al intervalo i permite estimar L_{∞} . El método, modificado por Pauly (1986), consiste en reemplazar las sucesivas longitudes medias (L_m) definidas a partir de cada intervalo i , por la diferencia entre la longitud media y la longitud inferior (L_i) del intervalo i , asumiendo que se trata de una muestra con frecuencia de longitud representativa de una población con decrecimiento exponencial y crecimiento según el modelo de von Bertalanffy. De este modo:

$$L_m - L_i = a + b L_i$$

donde:

$$L_{\infty} = a/b$$

$$Z/K = (1 + b)/b$$

3.3.3. Fórmula de Taylor

La fórmula de Taylor (1958) se basa en estimar L_{∞} utilizando la relación $L_{\infty} = L_{max}/0.95$, para lo cual es condición necesaria que los peces de mayor tamaño se encuentren bien representados y el stock este sujeto a baja explotación (Pauly 1980 a). Esta relación sería válida para peces cuyo crecimiento no sea excesivamente lento, tal cual ha sido observado por Matthews y Samuel (1990).

3.4. Mortalidad

3.4.1. Mortalidad natural

La mortalidad natural se determinó aplicando diversos métodos y promediando los valores obtenidos.

3.4.1.1. Ecuación de Pauly

El modelo desarrollado por Pauly (1980 b) determina la mortalidad natural (M) a partir de un ajuste multivariado entre K , L_{∞} y la temperatura media anual del agua (T en °C). El modelo utiliza 175 stocks de peces marinos y dulceacuícolas para ajustar una regresión múltiple y asume que los peces pequeños y las especies con crecimiento más rápido y

que habitan ambientes con temperaturas mas elevadas, poseen una mayor mortalidad. La mortalidad natural se estima como:

$$\log M = -0.0066 - 0.279 \log L_{\infty} + 0.6543 \log K + 0.4632 \log T \quad (R^2 = 0.718)$$

3.4.1.2. Método de Taylor

Taylor (1958) relaciona la mortalidad natural con la edad máxima (Tmax) a través de la siguiente ecuación:

$$M = 2.999/T_{max}$$

La información de Tmax se obtuvo de Cataldo (1989, Tabla 6), Guerrero (1989, Tabla 6) y Lafarga y Guerrero (1991, Tabla 3) y se presenta en la Tabla 3.4.4.1.

3.4.2. Mortalidad total

3.4.2.1. Método de Hoenig

Sobre la base del análisis de 82 stocks de peces, Hoenig (1982) postuló que la mortalidad total debe correlacionarse inversamente con la edad máxima (Tmax) de los peces según la siguiente expresión:

$$\ln Z = 1.45 - 1.01 \ln (T_{max}) \quad (r^2 = 0.69)$$

3.5. Edad crítica

Este parámetro define la edad a la cual la mortalidad iguala el crecimiento (Ricker 1975) y por lo tanto maximiza la biomasa que presenta una cohorte. El cálculo de la edad crítica se realizó aplicando la información derivada de los cálculos de mortalidad natural y parámetros de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy. Alverson y Carney (1975) determinaron que cuando $M \neq K$, la edad crítica (Ec) se estima como:

$$E_c = (1/K) \ln [3K/(M+3K)]$$

4. RESULTADOS

4.1. Determinación de longitudes y pesos medios y máximos

Se determinó la longitud y el peso medio como primera aproximación de las características estructurales de las poblaciones. Estos parámetros revisten una gran importancia y son utilizados luego para estimar la mortalidad natural y en el Capítulo VIII para establecer criterios regulatorios. Las Tablas 4.1.1 a 4.1.6 presentan los resultados observados por especie. Para las especies con un rango de distribución geográfica mas amplio se analizó la relación entre estos parámetros con un mayor detalle y estos resultados se detallan a continuación.

4.1.1. *Pejerrey patagónico*

Para esta especie L_m/L_{max} osciló entre 0.68 y 0.84. Se estimaron además los valores medios de estos parámetros con un intervalo de confianza del 95%. El cociente L_m/L_{max} medio fue 0.77 ± 0.03 . Por su parte, W_m/W_{max} varió entre 0.26 y 0.87 y W_m/W_{max} medio fue de 0.49 ± 0.08 (Tabla 4.1.7). La relación entre L_m y L_{max} y W_m y W_{max} fue establecida como:

$$\log L_m = 0.37 + 0.81 \log L_{max} \quad n=13 \quad r = 0.78$$

$$\log W_m = 0.26 + 0.78 \log W_{max} \quad n=13 \quad r = 0.79$$

4.1.2. *Perca boca chica*

El análisis de para las poblaciones de la perca boca chica reveló que L_m/L_{max} varió entre 0.55 y 0.93 y W_m/W_{max} entre 0.20 y 0.93 (Tabla 3.1.8). Los valores medios fueron L_m/L_{max} . 0.71 ± 0.06 y W_m/W_{max} . 0.46 ± 0.11 . La relación entre L_m y L_{max} y W_m y W_{max} fue:

$$L_m = 34.63 + 0.78 L_{max} \quad n=13 \quad r = 0.78$$

$$W_m = -53.52 + 0.46 W_{max} \quad n=13 \quad r = 0.86$$

4.1.3. *Trucha arco iris*

En trucha arco iris se observó un cociente L_m/L_{max} que varió de 0.48 a 0.91, siendo L_m/L_{max} promedio de 0.71 ± 0.05 . Asimismo W_m/W_{max} se ubicó entre 0.13 y 0.86 (Tabla 3.19). La media de W_m/W_{max} se estimó en 0.46 ± 0.07 . La relación entre L_m y L_{max} y W_m y W_{max} determinada presentó la siguiente relación:

$$\begin{aligned} L_m &= 218.3 + 0.32 L_{\max} & n &= 40 & r &= 0.41 \\ W_m &= 331 + 0.25 W_{\max} & n &= 40 & r &= 0.69 \end{aligned}$$

La elevada correlación observada entre L_m - L_{\max} y W_m - W_{\max} puede ser utilizada para estimar L_m y W_m en pejerrey y boca chica. Mientras la estimación de L_m y W_m es usualmente dificultosa, debido a que exige emplear artes con baja selectividad y posibilidad de capturar un rango de tallas amplio, los valores de L_{\max} y W_{\max} puede ser obtenidos a partir de información provenientes de muestreos diseñados *ad hoc*, concursos de pesca, registros de capturas, etc.

4.2. Relación longitud-peso

Los parámetros listados en las Tablas 4.2.1 a 4.2.3 corresponden a las diferentes poblaciones analizadas durante la época estival.

4.3. Factor de condición relativo

Siguiendo el criterio de Anderson (1980) se consideró el rango W_r de 90 -110 como el de condición óptimo. En todos los casos se agruparon los ejemplares en dos grandes conjuntos de tallas a fin de verificar si existían diferencias en la condición según el tamaño de los peces.

4.3.1. Pejerrey patagónico

En todas las poblaciones analizadas la condición relativa varió predominantemente de manera exponencial con la talla siendo los valores de las pendientes siempre significativos (Tabla 4.3.1.1). Estas variaciones fueron interpretadas como debido a factores ambientales y no a un efecto espurio que puede generar el aumento de la talla sobre la condición. Para comprobar dicha posibilidad, se docimó si las frecuencias de pendientes negativas y positivas observadas diferían significativamente entre sí, siendo los resultados no significativos y rechazándose por lo tanto esta hipótesis ($X^2= 1.92$; $P < 0.5$).

El factor de condición relativo presentó una amplia dispersión con la talla. Las poblaciones de las lagunas Terraplén y Ñe-Luan y del lago Colhue Huapi mostraron una muy baja condición y se destacó el alto valor en el lago Los Mosquitos y el embalse Mari Menuco. Se apreció una importante diferencia en el estado de condición entre las poblaciones estudiadas (Figura 4.3.1.1).

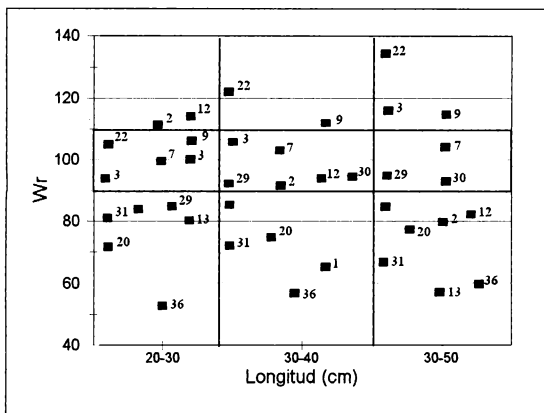


Figura 4.3.1.1: Valores del factor de condición relativo (W_r) de pejerrey en diferentes ambientes para diferentes intervalos de tallas. 2: Pellegrini; 3: Mari Menuco; 7: Ramos Mexia; 9: Quillén; 12: Nahuel Huapi; 13: Ñe-Luan; 20: Rosario; 22: Los Mosquitos; 29: F. Ameghino; 30: Rosario; 31: Colhua Huapi; 32: Musters; 36: Terraplén. El rectángulo entre 90 y 110 define la condición óptima.

4.3.2. *Perca boca chica*

Se estableció que la condición se modificó con la talla y en forma mayormente lineal, siendo la frecuencia de pendientes negativas y positivas aproximadamente similares (Tabla 4.3.2.1). Sobresalieron por su muy baja condición las percas de los embalses Mari Menuco y F. Ameghino, en contraposición con la población del lago Pellegrini que exhibió una elevada condición. Se advirtió, asimismo, que la especie presentó un estado de condición óptimo en un alto número de ambientes.

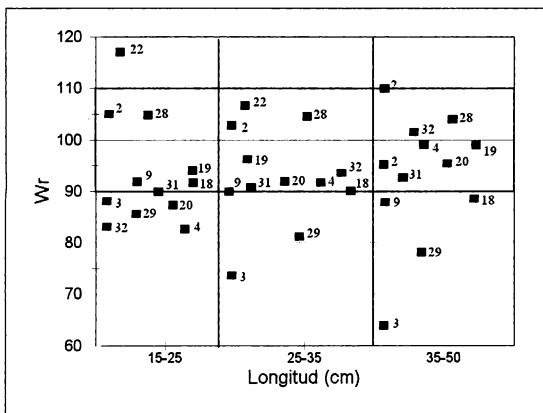


Figura 4.3.2.1: Valores del factor de condición relativo (W_r) de perca boca chica en diferentes ambientes para diferentes intervalos de tallas; 2: Pellegrini 3: Mari Menuco 4: Los Barreales; 9: Quillén 18: Puelo 19: Epuyen; 20: Lezama; 22: Los Mosquitos; 28: Esquel; 29: F. Ameghino; 31: Colhue Huapi; 32: Musters. El rectángulo entre 90 y 110 define la condición óptima.

4.3.3. *Trucha arco iris*

Se notó que en la mayoría de las poblaciones la condición tendió a decrecer con el aumento de la talla. La condición fue notablemente baja en la laguna Ñe Luan y en los embalses Ramos Mexía y Amutui Quimei, sobresaliendo las poblaciones de los lagos Nahuel Huapi, embalse Los Barreales y particularmente de la laguna Zeta (Figura 4.3.3.1). Para esta especie sí se observó una diferencia significativa entre las frecuencias positivas y negativas ($\chi^2 = 7.84$; $P < 0.0001$). En general el índice de condición se ubicó dentro del rango de condición óptima.

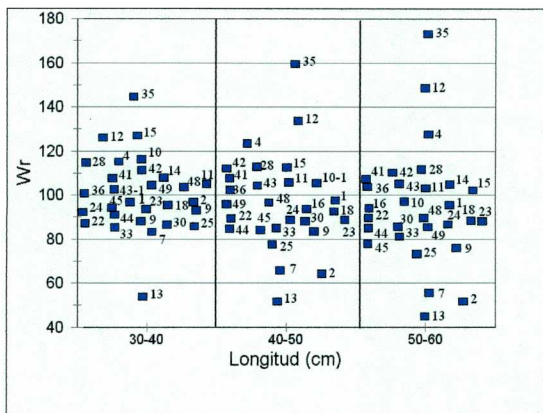


Figura 4.3.3.1: Valores del factor de condición relativo (Wr) de trucha arco iris en diferentes ambientes para diferentes intervalos de tallas. 4: Los Barreales; 7: Ramos Mexía; 9: Quillén; 10: Huechulafquen; 11: Lacar; 12: Nahuel Huapi; 13: Ñe-Luan; 14: Gutierrez; 16: Guillermo; 17: Steffen; 18: Puelo; 23: Rivadavia; 24: Verde; 25: Futalafquen; 26: Amutiuí Quimei; 28: Esquel; 30: Rosario; 33: Brecham; 36: Terraplén; 41: Pico 1; 42: Pico 2; 43: Pico 3; 48: Cardiel; 44: La Plata; 45: Fontana; 49: Roca.

4.4. Parámetros de crecimiento

4.4.1. Ambientes con muestreos intensivos

4.4.1.1 Perca boca chica

4.4.1.1.1 Lago Colhue Huapi

Los parámetros de crecimiento obtenidos fueron $L_{\infty} = 56$ cm, $K = 0.20$, $C = 0.70$, $WP = 0.70$, siendo $R_n = 0.133$. Se definió la siguiente ecuación de crecimiento:

$$L(t) = 55 \left\{ 1 - e^{(-0.20(t - t_0) + (0.70 \times 0.20/2x) \text{sen}[2x(t - 0.7)])} \right\}$$

El valor de L_{∞} estimado mediante la fórmula de Taylor (1958) y el método de Wetherall (1986) fue 51.6 y 50.3 cm respectivamente. El índice de crecimiento ϕ' fue 2.79

4.4.1.1.2. Lago Musters

Los parámetros de crecimientos fueron $L_{\infty}= 62$ cm, $K= 0.15$, $C= 0.90$, $WP= 0.60$, siendo $Rn= 0.172$. La curva de crecimiento ajustada fue:

$$L(t)= 62 \{1- e^{(-0.15 (t - t_0) + (0.90 \times 0.15/2\pi) \text{sen} [2\pi (t- 0.6)])}\}$$

L_{∞} estimado mediante la fórmula de Taylor (1958) y el método de Wetherall (1986) fue 62 y 60 cm respectivamente. El índice de crecimiento ϕ' fue 2.76.

4.4.1.1.3. Laguna Esquel

En este ambiente se estimó $L_{\infty}= 56$ cm, $K= 0.35$, $C= 0.60$, $WP= 0.70$, siendo Rn igual a 0.154. La curva de crecimiento quedó definida como:

$$L(t)= 56 \{1- e^{(-0.35 (t - t_0) + (0.60 \times 0.35/2\pi) \text{sen} [2\pi (t- 0.7)])}\}$$

L_{∞} estimado mediante la fórmula de Taylor (1958) y el método de Wetherall (1986) fue 54.7 y 58.6 cm respectivamente. El índice de crecimiento ϕ' fue 3.04.

4.4.1.1.4. Embalse Florentino. Ameghino

Se obtuvieron los siguientes valores para los parámetros de crecimiento: $L_{\infty}= 46.6$ cm, $K= 0.49$, $C= 0.80$, $WP= 0.70$, siendo Rn igual a 0.207. La curva de crecimiento ajustada fue:

$$L(t)= 46.6 \{1- e^{(-0.49 (t - t_0) + (0.80 \times 0.49/2\pi) \text{sen} [2\pi (t- 0.7)])}\}$$

L_{∞} estimado mediante la fórmula de Taylor (1958) y el método de Wetherall (1986) fue 46.7 y 44.8 cm respectivamente. El índice de crecimiento ϕ' fue 3.19.

Los parámetros de crecimiento L_{∞} y K obtenidos en esta tesis se compararon con aquellos existentes en la literatura obtenidos sobre la base de estudios lepidológicos (Tabla 4.4.1.1) y se estimó una eficiencia de crecimiento promedio ϕ' para la especie que

de 3.77. La Figura 4.4.1.1 presenta la relación entre L_{∞} y K a partir de los resultados obtenidos en los ambientes estudiados. Se observa, tal como fuera notado por Gallucci y Quinn (1979), que ambos parámetros se encuentran estrechamente relacionados de manera inversa.

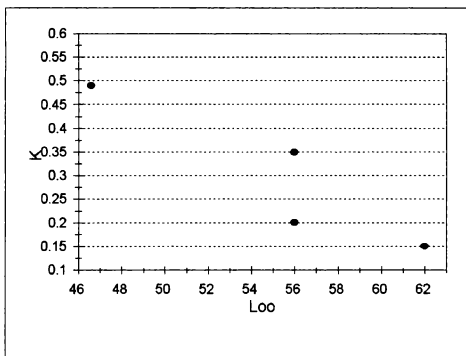


Figura 4.4.1.1: Relación entre longitud infinita (L_{∞}) y constante de crecimiento (K) de perca boca chica a partir de sus estimaciones en los lagos Colhue Huapi, Musters, embalse F. Ameghino y laguna Esquel.

4.4.1.2. Perca boca grande

4.4.1.2.1. Lago Colhue Huapi

Los parámetros de crecimiento de la población del lago Colhue Huapi fueron estimados como $L_{\infty} = 62$ cm, $K = 0.31$, $C = 0.90$, $WP = 0.70$. El ajuste según el cociente ESP/ASP fue de 0.354, siendo R_n igual a 0.22. La ecuación de crecimiento obtenida fue:

$$L(t) = 62 \left\{ 1 - e^{(-0.31(t-t_0) + (0.90 \times 0.31/2\pi) \text{sen}[2\pi(t-0.7)])} \right\}$$

Estos valores se compararon con los obtenidos por Guerrero (1984) para las percas de los ríos Limay y Neuquén, quien obtuvo para machos $K = 0.10$ y $L_{\infty} = 73.1$ cm siendo

entonces $\phi' = 2.72$ y para hembras $K = 0.05$ y $L_{\infty} = 113.5$ cm, dando como resultado $\phi' = 2.81$.

De acuerdo a los parámetros determinados en la presente tesis y aquellos presentados por otros autores, se estima un ϕ' para esta especie de 3.07.

4.4.1.3. Pejerrey patagónico

4.4.1.3.1. Lago Rosario

Para la población del lago Rosario se obtuvo $L_{\infty} = 54$ cm, $K = 0.33$, $C = 0.9$ y $WP = 0.7$, siendo $R_n = 0.167$. La ecuación de von Bertalanffy queda definida como:

$$L(t) = 54 \{1 - e^{(-0.33(t - t_0) + (0.90 \times 0.33/2\pi) \sin [2\pi(t - 0.7)])}\}$$

L_{∞} estimado mediante la fórmula de Taylor y el método de Wetherall resultó 51.0 y 49.4 cm respectivamente. El índice de crecimiento ϕ' fue 2.93. La Tabla 4.4.1.3.1 compara estos resultados con los encontrados por Cataldo (1989) mediante lectura de escamas. A partir de la información disponible de esta tesis y de la literatura se determinó un ϕ' promedio para la especie de 2.72.

4.4.2 Ambientes muestreados extensivamente

En aquellos ambientes con muestreos exclusivamente estivales no se aplicaron métodos relacionados a las estructuras de tallas. A partir de los datos de la Tablas 4.1.1 a 4.1.6 se estimaron los parámetros de crecimiento para aquellas especies con muestreos extensivos. Se aplicó la ecuación de Taylor (1958) para calcular L_{∞} , utilizándose luego el valor de ϕ' específico para despejar K . Estos resultados se presentan en la Tabla 4.4.2.1.

4.5. Relación entre variables ambientales, parámetros de crecimiento y atributos poblacionales

Se correlacionaron los resultados de observados con diversas variables limnológicas con el objeto de analizar la influencia del medio ambiente sobre el crecimiento poblacional.

4.5.1. *Perca boca chica*

Se encontró una relación lineal decreciente y significativa ($r = -0.62$; $P < 0.01$) entre temperatura y longitud media (Figura 4.5.1.1). Por su parte, la longitud infinita mostró una relación lineal positiva con el nitrógeno orgánico total si bien la correlación ($r = 0.51$) no supera el nivel de significación del 5 % (Figura 4.5.1.2).

También se estableció una relación inversa y significativa entre la longitud media y la CPUE del total de percíctidos ($r = 0.56$; $P < 0.01$) (excluyendo el lago Quillén) (Figura 4.5.1.3). Con otras especies no se observó dicha relación.

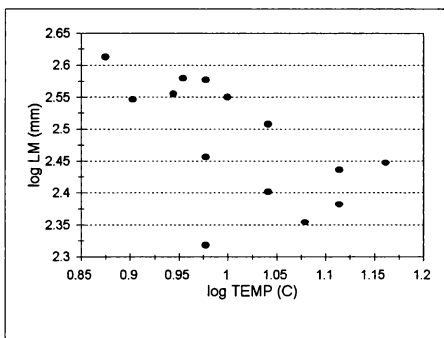


Figura 4.5.1.1: Relación entre el logaritmo de la temperatura media del aire (TEMP) y el logaritmo de la longitud media (LM) de las poblaciones de perca boca chica.

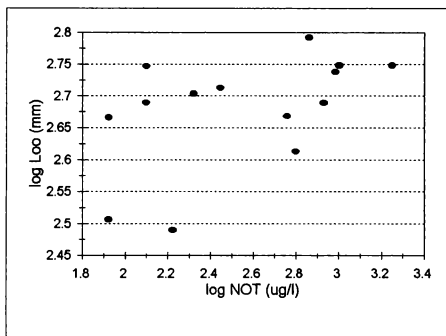


Figura 4.5.1.2: Relación entre el logaritmo de la concentración del nitrógeno orgánico total (NOT) y el logaritmo de la longitud infinita (L_{∞}) de poblaciones de perca boca chica.

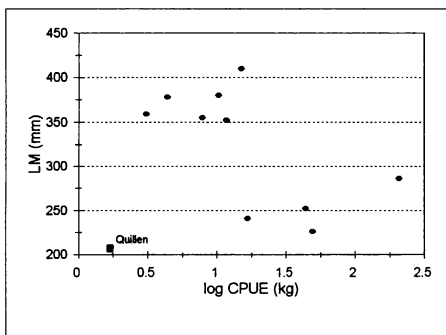


Figura 4.5.1.3: Relación entre el logaritmo de la CPUE y la longitud media (LM) de las poblaciones de perca boca chica.

4.5.2. Pejerrey patagónico

Se determinó que la longitud media estuvo positiva y linealmente relacionada con la profundidad media ($r= 0.73$; $P < 0.01$) según se muestra en la Figura 4.5.2.1. La relación con la lectura del disco de Secchi fue de tipo curvilínea, observándose un sostenido incremento de la talla hasta una transparencia de 5 m aproximadamente (Figura 4.5.2.2). De igual manera, la longitud infinita y el fósforo total correlacionaron en forma cuadrática apreciándose una drástica disminución de la talla infinita a partir de una concentración de fósforo total de $25 \mu\text{g/l}$ (Figura 4.5.2.3). No se halló relación alguna entre los parámetros de crecimiento y la CPUE de ésta y otras especies.

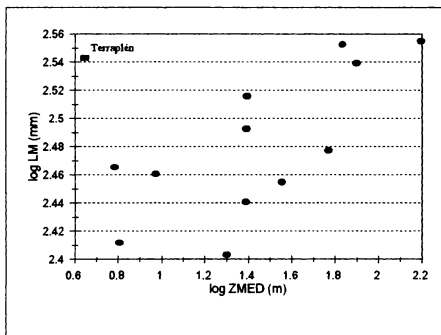


Figura 4.5.2.1: Relación entre el logaritmo de la profundidad media (ZMED) y la longitud media (LM) de las poblaciones de pejerrey. Se excluye del análisis de regresión a la laguna Terraplén

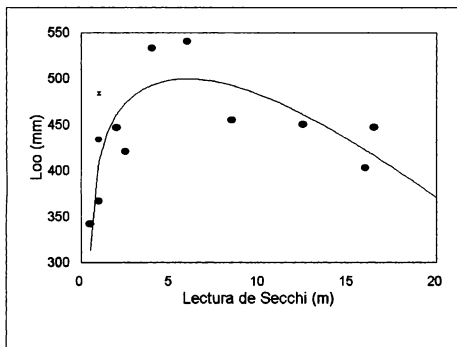


Figura 4.5.2.2: Relación entre la lectura del disco de Secchi y la longitud infinita (L_{∞}) de las poblaciones de pejerrey.

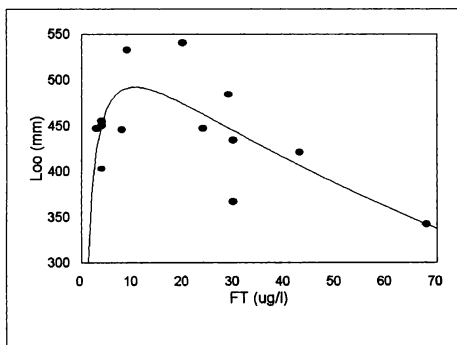


Figura 4.5.2.3: Relación entre fósforo total (FT) y la longitud infinita (L_{∞}) de las poblaciones de pejerrey.

4.5.3. Trucha arco iris

Se encontró una relación de tipo lineal entre fósforo total y la longitud infinita si se excluyen aquellos ambientes con mas de 30 $\mu\text{g/l}$ ($=1.5 \mu\text{g/l}$ en logaritmos), que además exhiben alta conductividad (Figura 4.5.3.1).

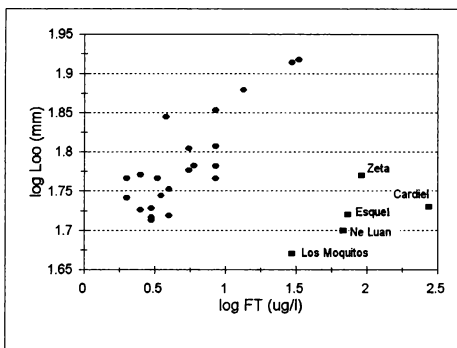


Figura 4.5.3.1: Relación entre el logaritmo de la concentración de fósforo total (FT) y longitud infinita (L_{∞}) de las poblaciones de trucha arco iris. Zeta, Cardiel, Esquel y Ñe Luan no fueron incluidos en la regresión .

Por su parte, la relación entre la lectura del disco de Secchi y longitud media fue de tipo cuadrática (excluyéndose el lago Puelo). El óptimo queda determinado para una transparencia de 8 m aproximadamente (Figura 4.5.3.2). No se pudo determinar la existencia de correlación entre parámetros de crecimiento y CPUE para esta especie.

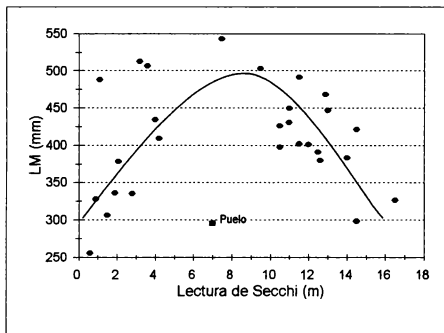


Figura 4.5.3.2: Relación entre la lectura del disco de Secchi y la longitud media (LM) de las poblaciones de trucha arco iris. Se excluye el lago Puelo de la relación.

4.6. Mortalidad natural

La Tabla 4.6.1 presentan los valores de mortalidad natural estimados por diversos métodos empíricos. Dado que la mortalidad por pesca es baja a moderada en la gran mayoría de los lagos patagónicos, se han incluido las estimaciones obtenidas por métodos que utilizan la mortalidad total como indicador de la mortalidad natural (Pauly 1984). Se pudo apreciar que la mortalidad natural fue aproximadamente similar en los lagos Colhue Huapi y Musters y mayor en la laguna Esquel y en el embalse F. Ameghino. Por su parte la mortalidad natural del pejerrey en el lago Rosario resultó mayor que la estimada en el lago Musters.

4.7. Longitud y edad crítica

En aquellas poblaciones de perca boca chica donde se dispuso de estimaciones de K y M promedio, se determinó la longitud crítica (Tabla 4.7.1). Resulta interesante comparar la longitud crítica (L_c) con el rango de longitud de primera madurez o reproducción (L_r), considerada entre 22 y 25 cm y las longitudes de primera captura (L_{pc}), longitud media (L_m) y longitud infinita (L_∞) (Figura 4.7.1).

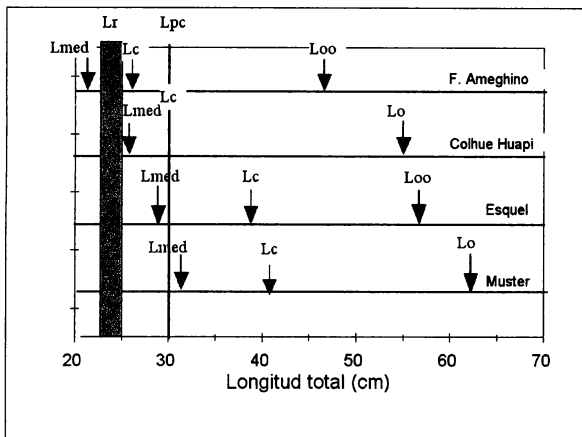


Figura 4.7.1: Relación entre longitud de primera reproducción (L_r), longitud de primera captura (L_{pc}), longitud media (L_m), longitud crítica (L_c) y longitud infinita (L_{∞}), en poblaciones de perca boca de ambientes intensivamente muestreados.

En el embalse F. Ameghino, L_c presentó el menor valor, siendo incluso inferior a L_{pc} . Estas diferencias entre poblaciones de perca boca chica no han sido aún bien evaluadas en ambientes patagónicos, pero tendrían importantes implicancias para las regulaciones de pesca. Por ejemplo, el lago Colhue Huapi posee una población con características distintivas a la del lago Musters a pesar de estar ambos lagos muy próximos e incluso conectados. Mientras en el primero $L_c = L_{pc}$, en el segundo $L_c > L_{pc}$. Sin embargo, para ambos rigen las mismas regulaciones pesqueras.

5. DISCUSIÓN

Los parámetros de longitud y peso son elementos diagnósticos importantes para describir el status de las poblaciones. En la década de los 80, la necesidad de los administradores de recursos de contar con elementos diagnósticos cuasi inmediatos del

estado de las poblaciones, impulsó el florecimiento de varios índices basados en la estructura de tallas. El más utilizado ha sido el índice proporcional de stock (PSD) desarrollado por Anderson (1980). Este índice resulta del cociente entre el número de peces mayores a la longitud de primera madurez (longitud de stock) respecto al número de peces mayores a la longitud cualitativa, que se corresponde con la talla mínima de captura aceptada en general por los pescadores. Baigún y Anderson (1993), por ejemplo, han utilizado el PSD combinado con datos de captura por unidad de esfuerzo para describir las poblaciones de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en las lagunas de la región pampeana.

En el presente estudio el PSD resultó difícil de aplicar en la mayoría de los ambientes debido a que no se dispuso de una adecuada información de la estructura de tallas en los ambientes con muestreos extensivos. Es por ello que se optó por utilizar como alternativa el cociente L_m/L_{max} y W_m/W_{max} . Valores de L_m/L_{max} o W_m/W_{max} próximos a 1 implican que existe una gran abundancia de individuos viejos, como resultado de la falta de una extracción sostenida. Opuestamente, poblaciones que poseen L_m/L_{max} o W_m/W_{max} bajos pueden estar indicando problemas en el reclutamiento o bien de una explotación intensiva. Si bien en ocasiones es difícil discriminar entre estas causas sin análisis adicionales, estas relaciones brindan elementos orientativos y reflejan, en parte, las condiciones generales de los stocks y las características ambientales. Hilborn y Walters (1993) consideran que la talla media es uno de los indicadores biológicos de mayor importancia y ha sido utilizada en diferentes estudios para caracterizar el estado de una población (e.g. Hubert y Chamberlain 1996).

En este contexto, las relaciones entre L_m/L_{max} de perca boca chica mostraron una media más elevada con una dispersión muy baja, mientras que los menores valores y la mayor variabilidad le correspondió a la trucha arco iris. Ello es coincidente con características naturales de estas especies. La perca boca chica es una especie nativa, ampliamente distribuida y que ha sufrido un proceso de ajuste evolutivo a los ambientes en los que se encuentra. La trucha arco iris, aún siendo una especie exótica que ha mostrado una exitosa aclimatación a la mayoría de los ambientes donde fue introducida (Capítulo IV), es objeto de pesca constante, explicándose la mayor variabilidad por la posible diferencia en la presión de pesca entre ambientes. El hecho que el valor medio sea 0.69 implica, sin embargo, que existe aún una buena proporción de ejemplares de gran edad en las poblaciones, lo que concuerda con la percepción que el

esfuerzo de pesca en Patagonia era aún poco intensivo a la fecha de los muestreos. En el caso del pejerrey, el hecho que no existan diferencias importantes entre ambientes no es sorprendente ya que se trata de un recurso virtualmente no explotado. Kelso y Bagenal (1997), por ejemplo, presentaron evidencias que los ecosistemas no perturbados con pérdidas exhibían una gran proporción de individuos adultos y de gran edad.

El análisis del factor de condición relativo permitió identificar ambientes donde se han detectado problemas particulares o bien merecen un análisis más detenido en futuros estudios. Tal fue el caso de la laguna Ñe Luan, donde Baiz *et al.* (1982) determinaron una fuerte competencia entre el pejerrey patagónico y la trucha arco iris. Macchi *et al.* (2001) encontraron una muy baja condición de la trucha arco iris, medida mediante el índice de Fulton, disminuyó drásticamente luego de la introducción de pejerrey, corroborando así los resultados observados en el presente análisis. Por su parte, la tendencia a la disminución de la condición de la trucha arco iris en ciertos ambientes, a medida que se incrementó su talla, se interpreta como la respuesta al cambio en su nicho trófico. En algunos ambientes, donde no existen limitaciones tróficas, las truchas mantuvieron o incluso incrementaron su condición. La laguna Zeta resultó un caso excepcional, donde el elevado valor de W_r concuerda con el alto valor del parámetro K determinado por Lafarga y Guerrero (1991). En el caso del pejerrey del lago Colhue Huapi, el bajo valor de W_r puede atribuirse a la muy elevada turbidez inorgánica que presenta este ambiente y que limitaría la oferta trófica de esta especie para sus primeros años de vida.

Es importante mencionar que si bien W_r exhibe ventajas sobre el índice K de Fulton, al no asumir un crecimiento isométrico, existen contradicciones en la literatura sobre los alcances e interpretabilidad de éste y otros índices morfométricos (Fulton, Le Cren etc.) y su valor como indicador del estado de condición (Cone 1989 1990; Springer y Murphy 1990; Gutreuter 1990; Anderson 1990; Miranda y Jackson 1990). En esta tesis se ha adoptado el intervalo 90-110 como el de condición óptimo, pero este hecho requeriría de una validación cuidadosa en futuros estudios. El concepto de estado óptimo de condición debe estar referido a las condiciones ecológicas en las cuales vive una población determinada, y esto, como es obvio, varía entre ambientes. Una aparente limitación con los valores de W_r determinados en este estudio, es que las ecuaciones longitud-peso estándar para las diferentes especies son aplicables a individuos capturados dentro del período estival. Otra restricción encontrada es que, en ningún caso, se dispuso de al

menos una muestra de 50 poblaciones, que sería el mínimo número requerido para que las varianzas entre las pendientes de las regresiones individuales fueran de baja magnitud. (Brown y Murphy 1996). Sí, en cambio, se cumplió con el requisito que los individuos utilizados en los cálculos excedieran la longitud de primera madurez (longitud de stock) (Murphy *et al.* 1991)

Otro elemento importante en el análisis poblacional está dado por el crecimiento y la edad y, como señalan Payne *et al.* (1990), se puede obtener considerable información sobre la dinámica de un stock derivada de estos parámetros. Muchos trabajos de edad y crecimiento son minimizados en su importancia, acaso porque no se los inserta en un contexto adecuado de manejo, pero pueden cobrar gran trascendencia cuando se requieren sus resultados definir pautas regulatorias.

Tradicionalmente, la estimación de edades y ajuste de curvas de crecimiento en peces patagónicos se ha realizado mediante lecturas de marcas de anillos en escamas. Una natural desventaja de este método es la necesidad de contar con una muestra apropiada de estas estructuras, lo cual no siempre es posible al realizarse estudios comparativos entre varios ambientes. Es por ello que en esta tesis se ha optado por recurrir a las estructuras de tallas como método alternativo para la determinación de los parámetros de crecimiento. Este enfoque, que es utilizado regularmente en poblaciones marinas tropicales donde no existen marcas anuales de crecimiento (Venema *et al.* 1988), ha comenzado a emplearse también en estudios de poblaciones dulceacuícolas (e.g. Payne 1986; Asila y Ogari 1988), e incluso en ambientes templados fríos (Lester *et al.* 1991). Los resultados obtenidos muestran que existe una importante diferencia entre el crecimiento de invierno y verano, tal como lo evidencian los valores del parámetro C. Por su parte, el valor de WP se situó alrededor de 0.70, lo que implica que existe una disminución en la tasa de crecimiento aproximadamente en Junio-Julio. Estos resultados son concordantes con lo expresado por Pauly (1987), quien indica que estas oscilaciones y diferencias en las tasas de crecimiento son esperables para latitudes medias en el hemisferio sur.

En el caso de la perca boca chica, cuando se comparan los resultados obtenidos empleando estructuras de tallas con aquellos logrados mediante determinaciones de anillos de crecimiento en escamas (Guerrero 1991), se aprecia una razonable similitud en

los lagos Musters y Colhue Huapi, lo que valida el enfoque utilizado en esta tesis. En el embalse F. Ameghino y laguna Esquel, sin embargo, el análisis de estructuras de tallas arrojó valores mayores de L_{∞} que aquellos obtenidos mediante análisis lepidológicos. Esta situación podría deberse a varios factores. Por un lado ELEFAN tiende a sobrestimar el valor de L_{∞} si existen muchos peces cuya longitud excede L_{∞} y cuando la selectividad de las artes no se conoce (Isaac 1990). Dado que las muestras analizadas han sido previamente corregidas por selectividad (Capítulo V) se consideró poco probable este efecto.

Otro factor que debe tomarse en cuenta es que estas comparaciones se realizan a partir de datos obtenidos en años diferentes en ambientes que se caracterizan por ser naturalmente inestables. En la laguna Esquel la perca boca chica parece tener un período de desove prolongado que abarca desde Agosto a Diciembre (Baigún y De Nichilo 1985). Este ambiente, al igual que otros localizadas en el ecotono entre cordillera y meseta, es somero y con una elevada fluctuación hídrica dependiente de la magnitud del deshielo anual. Igualmente, el embalse F. Ameghino, que es un embalse de paso, varía fuertemente su nivel en función del caudal del río Chubut, el que se alimenta del aporte nival y pluvial cordillerano. El desove de esta especie está probablemente ligado a estas variaciones debido a que las larvas y los juveniles deben disponer de refugios adecuados para su sobrevivencia. Así, un aumento del volumen de los ambientes por aporte hídrico del deshielo, proporcionaría un incremento en la superficie de áreas bajas y vegetadas adecuadas para los primeros estadios de vida de los ejemplares de esta especie. Dado que además las percas poseen, como ya se ha mencionado en el Capítulo IV, un régimen omnívoro-bentófono, el vigor de las clases anuales dependería adicionalmente de la productividad de estas áreas litorales. De manera similar, en el caso del pejerrey patagónico del lago Rosario se encontraron diferencias con los datos obtenidos mediante lectura de escamas (Cataldo y Guerrero 1989).

Un aspecto siempre crítico de los estudios de crecimiento es considerar la posibilidad que exista un sesgo importante en la determinación de los parámetros. La lectura de escamas provenientes de individuos de gran talla tiende a subestimar su edad, mientras que en los individuos más pequeños y más jóvenes, la edad es sobrestimada, ya que los pescadores usualmente capturan los ejemplares mayores de cada cohorte. En todo caso, sería de esperar que la estimación de L_{∞} resulte próxima a aquellos individuos de mayor tamaño

(aunque no necesariamente mayor), particularmente si las poblaciones no están sujetas a explotación intensiva, como ocurre en buena parte de las pesquerías patagónicas. Ello es precisamente lo que se observó al comparar L_{∞} estimado mediante ELEFAN y los métodos de Taylor (1959) y Wetherall (1986), lo cual otorga razonable confiabilidad a los resultados determinados en esta tesis.

Otro fenómeno adicional de gran interés fue la relación encontrada entre el crecimiento poblacional y ciertos parámetros ambientales. Estos aspectos han sido tratados por numerosos autores (e.g. Ryan and Harvey 1977; Donald *et al.* 1980; Donald y Anderson 1982; Diana 1984) y existen algunos antecedentes de estudios comparativos para ambientes patagónicos (e.g. Guerrero 1991; Lafarga y Guerrero 1991). El crecimiento de un pez es un indicador útil del status de la población porque es sensible a los cambios en la abundancia, así como al producto de la interacción intra e inter específica y la influencia de factores abióticos (Lester *et al.* 1991). Weatherly (1972) resalta la importancia del medio ambiente como condicionante del crecimiento.

Los resultados observados demuestran que en algunos casos, ciertos parámetros indicadores del crecimiento estarían afectados por variables ambientales como el clima, la morfometría y características químicas del agua, todas ellas, en definitiva, afectando la productividad de los ambientes. Donald y Anderson (1982) observaron que el crecimiento de la trucha arco iris en 23 lagos norteamericanos estaba influenciado por el área, el total de sólidos disueltos y la profundidad media y esta relación era aún mas importante si se incorporaba el efecto de la densidad de ejemplares sembrados. También el área resultó un factor altamente predictivo del crecimiento de la trucha de lago en lagos de Ontario (Payne *et al.* 1990). A su vez, Hubert y Chamberlain (1996) hallaron que en 107 lagos de las montañas Rocallosas (USA), la longitud media estaba relacionada con variables climáticas y fisico-químicas, además de la abundancia de peces. En el caso de los lagos patagónicos, Lafarga y Guerrero (1991) determinaron que el crecimiento de la trucha arco iris estaba asociada positiva y linealmente a los niveles de fósforo total y nitrógeno orgánico total, factores que condicionan el estado trófico de los ambientes.

Se advirtió asimismo que mientras ciertas relaciones exhibieron un carácter línea, otras podían ser ajustadas a curvas de tipo normal o polinómicas de segundo grado. Se observaron tendencias lineales en perca boca chica donde la longitud media decreció con

la temperatura, lo que implica que aquellos ambientes mas elevados o situados en áreas mas frías, exhiben individuos de mayor tamaño. Por su parte, la longitud infinita en esta especie también aumentó linealmente con los niveles de nitrógeno orgánico total, lo cual se relaciona directamente con la disponibilidad de la oferta trófica del ambiente, mientras que en el caso del pejerrey, una relación similar se apreció con la profundidad media. Este parámetro morfométrico está estrechamente vinculado con el área por lo que ambientes de mayor superficie, que a su vez exhiben una mayor oferta de hábitats, tenderían a contener poblaciones de pejerrey con ejemplares de mayor talla. A una conclusión similar arribaron Lester *et al.* (1991), quienes observaron que la longitud infinita de la trucha de lago crecía linealmente con el área de los lagos.

En el caso de la transparencia (disco de Secchi) y del fósforo total, tanto para pejerrey como trucha arco iris, la relación fue de tipo curvilínea. Ambos parámetros son también indicadores del estado trófico de los ambientes, lo que significa que existiría un óptimo ambiental propio para cada especie donde se maximiza el crecimiento. Colby *et al.* (1972) mencionan que en los ambientes que sufren un proceso de eutroficación, el crecimiento de salmónidos tiende a aumentar hasta un máximo para luego decrecer.

Por otra parte y aún cuando únicamente se apreció en el caso de la perca boca chica, se detectó una relación significativa entre algunos de los parámetros indicadores del crecimiento y la abundancia relativa de esta especie, lo que sugiere la necesidad de considerar también las relaciones denso-dependientes. En todo caso, resulta difícil independizar estos resultados de la influencia de factores bióticos como condicionantes del crecimiento, en particular de la oferta alimentaria. Estudiando los salmónidos, Martín (1966) demostró que truchas tempranamente piscívoras crecieron mas que aquellas que se alimentaban exclusivamente de plancton durante toda su vida. Este efecto esta relacionado con la denominada eficiencia de crecimiento (*sensu* Paloheimo y Dickie 1966). Como se ha discutido en el Capítulo IV, no todos los salmónidos introducidos en aguas patagónicas poseen hábitos alimentarios similares, ni las condiciones de producción son semejantes, por lo que ello afectará el crecimiento de cada especie según el ambiente. En los lagos patagónicos no puede soslayarse el hecho que la ingesta de invertebrados del bentos juega un rol fundamental en la alimentación de varias especies. Donald *et al.* (1980) encontraron una relación positiva y significativa entre trucha de arroyo y abundancia de anfípodos y Donald y Anderson (1982) especularon, por ejemplo,

que la baja densidad de estos organismos en el bentos obliga a la trucha arco iris a alimentarse de insectos terrestres, obteniendo un beneficio energético menor.

Las estimaciones de mortalidad natural para diferentes especies indicaron la ausencia de signos importantes de explotación intensiva ya que todos los valores de este parámetro estuvieron por debajo de 0.5. Gulland (1971) estableció que stocks ligeramente explotados deben tener valores de mortalidad natural entre 0.4 y 0.5. Los resultados indican que siendo $L_m < L_c$, las poblaciones analizadas poseen un buen reclutamiento y un crecimiento limitado posiblemente limitado por su densidad poblacional. Es interesante además señalar que las distintas poblaciones presentaron diferencias relativas entre sí respecto a sus relaciones de longitudes medias y máximas, lo cual demuestra que estas características pueden variar incluso a nivel local. Ello posee importantes implicancias para establecer pautas de regulación de los recursos.

Por último y de particular interés, son los resultados derivados de la relación M/K . Esta razón es un parámetro importante para el manejo de un stock por lo que será nuevamente considerada en el Capítulo VIII. Si M/K es grande, ello implica un valor relativo bajo de K con respecto a M , lo cual es indicador de la presencia de individuos de talla elevada en la población. Opuestamente, un valor pequeño de M/K es propio de una población con individuos de talla más reducida pero de crecimiento rápido. Estas condiciones opuestas se observaron al comparar las poblaciones de perca boca chica de los lagos Musters y Colhué Huapi y revela la necesidad de apreciar e interpretar las diferencias poblacionales a una escala también local.

6. BIBLIOGRAFIA

- Alverson, D. L. y M. J. Carney. 1973. A graphic review of the growth and decay of population cohort. *J. Cons. int. Explor. Mer* 36(2): 133-143.
- Anderson, R. O. 1980. Proportional stock density (PSD) and relative weight (*Wr*): interpretative indices for fish populations and communities. Páginas 27-33 *en* Practical fisheries management: more with less in the 1980's (Gloss, S. y B. Shupp, eds). Proceedings of the 1st Annual Workshop of the New York Chapter American Fisheries Society.
- Anderson, R. O. 1990. Properties of relative weight and other condition indices. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 119: 1051-1052.
- Anderson, R. O. y S. J. Gutreuter. 1983. Length, weight and associated structural indices. Páginas 283-300 *en* Fisheries Techniques (Nielsen, L. A. y D. L. Johnson, eds.), American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- Asila, A. A. y J. Ogari. 1988. Growth parameters and mortality rates of Nile perch (*Lates niloticus*) estimated from length-frequency data in the Nyanza Gulf (Lake Victoria). Páginas 272-287 *en* Contribution to tropical fisheries biology (Venema, S. C., J. M. Christiansen y D. Pauly, eds.). Papers prepared by the participants of FAO/DANIDA follow-up training courses on fish stock assessment in the tropics. Hirtshals, Denmark, 5-30 May 1986 and Manila, Philippines, 12 January-6 February 1987, *FAO Fish Rep.*, 389, 519 p.
- Baigún, C. R. y R. O. Anderson. 1993. Structural indices for stock assessment of and management recommendations for pejerrey *Odontesthes bonariensis* in Argentina. *North Amer. J. Fish. Manag.* 13: 600-618.
- Baigún, C. R. y A. De Nichilo. 1985. Pesca experimental. III Parte. Páginas 66-130 *en* Evaluación del potencial pesquero en seis lagos de la provincia del Chubut (Quiros, R., coord.), Informe de Avance No 1. INIDEP.
- Baiz, M. de L. y C. Candia 1978. Características estructurales de la población de trucha arco iris (*Salmo gairdneri* - Salmonidae) de laguna Ñe-Luan, Maquinchao, Río Negro. Datos preliminares. *Ecología* 3: 31-42
- Baiz, M., M. T. Bello y M. M. Bunge. 1982. Respuesta de *Salmo gairdneri* a la introducción del pejerrey en la laguna Ñe-Luan, Maquinchao (Río Negro). *Página 91 en* Resúmenes Reunión Argentina de Ecología, Mar del Plata.
- Beverton, R. J. y S. J. Holt. 1956. A review of methods for estimating mortality rates in fish populations, with special references to sources of bias in catch sampling. *Rapp. P.- Reun. CIEM*, 140: 67-83.
- Beverton, R. J. y S. J. Holt. 1959. On the dynamics of exploited fish population. *Fish. Invest. Minist. Agric. Fish. Food G.B (2 Sea Fish)* 19, 553 p.
- Bello, M. T., M. F. Alfonso y P. J. Macchi. 1994. Estado del pejerrey patagónico introducido en la laguna Ñe-Luan (Río Negro), *Tankay I*: 219-221.

- Bolger, T. y P. L. Connoly. 1989. The selection of suitable indices for the measurements and analysis of fish condition. *J. Fish Biol.* 34: 171-182.
- Brown, M. L. y B. R. Murphy. 1996. Selection of a minimum sample size for application of the regression-line-percentile technique. *North Amer. J. Fish. Manag.* 16: 427-432.
- Cataldo, D. H. y C. A. Guerrero. 1989. Crecimiento del pejerrey patagónico (*Patagonina hatcheri*) en 4 ambientes lenticos de la Patagonia Argentina. Página 90 en Resúmenes XIV Reunión Argentina de Ecología, 16-21 Abril de 1989, S. S. de Jujuy.
- Coby, P. J., G. R. Spangler, D. A. Hurley y M. McCombie. 1972. Effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 29: 975-983.
- Cone, R. S. 1989. The need to reconsider the use of condition indices in fishery science. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 119: 510-514.
- Cone, R. S. 1990. Properties of relative weight and other condition indices. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 119: 1052-1057.
- Csirke, J. 1980. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. *FAO Doc. Téc. Pesca* 192, 82 p.
- Diana, J. S. 1984. The growth of largemouth bass *Micropterus salmoides* under constant and fluctuating temperatures. *J. Fish. Biol.* 24: 45-52.
- Donald, D. B. y R. S. Anderson. 1982. Importance of environment and stocking density for growth of rainbow trout in mountain lakes. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 111: 675-680.
- Donald, D. B., R. S. Anderson y D. W. Mashoo. 1980. Correlations between brook trout growth and environmental variables for mountain lakes in Alberta. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 109: 603-610.
- Gallucci, V. F. y T. J. Quinn. 1979. Reparameterizing, fitting, and testing a simple growth model. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 108: 14-25.
- Donald, D. B., R. S. Anderson y D. W. Mayhood. 1980. Correlations between brook trout growth and environmental variables for mountain lakes in Alberta. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 109: 603-610.
- Gayaniño, F. C., M. Soriano y D. Pauly. 1989. A draft guide to the complete ELEFAN. *Int. Center Living Aquatic Res. Manag.*, 70 p. (mimeo).
- Guerrero, C. A. 1984. Edad y crecimiento en la perca criolla bocona "*Percichthys colhuapiensis*" Mac Donagh, 1955 (Osteichthyes, Percichthyidae). *Com. Museo Arg. Cs. Nat. "Bno. Rivadavia", Zoología Tomo IV, No 12: 95-108.*
- Guerrero, C. A. 1991. Crecimiento de la perca boca chica (*Percichthys trucha*) en cuatro ambientes lenticos patagónicos. Páginas 47-71 en Trabajos presentados al

segundo taller internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses (Vila, I., ed.), Santiago, Chile, 28/9-3/10 1987. COPESCAL Doc. Téc. 9, 196 p.

- Gulland, J. A. 1969. Manual of methods for fish stock assessment. Part 1. Fish population analysis. FAO Manuals in Fisheries Science No 4, 154 p.
- Gulland, J. A. 1971. The fish resources of the ocean. FAO Fish. Tech. Pap. 97, 425 p.
- Gutreuter, S. 1990. Properties of relative weight and other condition indices. Trans. Amer. Fish. Soc. 119: 1049-1051.
- Hilborn, R. y C. J. Walters. 1993. Quantitative fisheries stock assessment. Chapman & Hall, New York, 570 p.
- Hoenig, J. M. 1982. Estimating mortality rate from the maximum observed age. ICES, C.M. 1982/D:5.
- Hubert, W. A. y .B. Chamberlain. 1996. Environmental gradients affect rainbow trout populations among lakes and reservoirs in Wyoming. Trans. Amer. Fish. Soc. 125: 925-932.
- Kelso, J. R y T. Bagenal. 1977. Percids in unperturbed ecosystems. J. Fish. Res. Board Can. 34: 1959-1963.
- Isaac, V. J. 1990. The accuracy of some length-based methods for fish population studies. ICLARM Tech, Rep. 27, 81 p
- Kleiber, P. y D. Pauly. 1991. Graphical representations of ELEFAN I responses surfaces. Fishbyte 9: 45-49.
- Lafarga, A. M. y C. A. Guerrero. 1991. Crecimiento de la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) en ambientes patagónicos. Páginas 72-90 en Trabajos presentados al segundo taller internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses (Vila, I., ed.), Santiago, Chile, 28/9-3/10 1987. COPESCAL Doc. Téc. 9, 196 p.
- Macchi, P. J., M. F. Alonso, P. F. Temporetti, M. T. Bello, M. de L. Baiz. 2001. Efectos de la introducción de pejerrey patagónico (*Odontesthes hatcheri*) en una laguna de la estepa rioegrina. Página 152 en Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Martin, N. V. 1966. The significance of food in the biology, exploitation and management of Algonquin Park, Ontario, lake trout. Trans. Amer. Fish. Soc. 95: 415-422.
- Mathews, C. P. y M. Samuel. 1990. The relationship between maximum and asymptotic length in fishes. Fishbyte 8 (2): 14-16).
- Miranda, L. E. y D. C. Jackson. 1990. Properties of relative weight and other condition indices. Trans. Amer. Fish. Soc. 119: 1052.

- Murphy, B. R., M. L. Brown y T. A. Springer. 1990. Evaluation of the relative weight (Wr) index with new applications to walleye. *N. Amer. J. Fish. Manag.* 10: 85-97.
- Murphy, B. R., D. W. Willis y T. A. Springer. 1991. The relative weight index in fisheries management: status and needs. *Fisheries* 16 (2): 30-38.
- Paloheimo, J. E. y L. M. Dickie. 1966. Food and growth of fishes. III. Relations among food, body size and growth efficiency. *J. Fish. Res. Board Can.* 23: 1209-1248.
- Pauly, D. 1980 a. A new methodology for rapidly acquiring basic information on tropical fish stocks: growth, mortality and stock recruitment relationships. Páginas 154-172 *en* Stock assessment for tropical small-scale fisheries International Center for Marine Resource Development (Saila, S. B. y P. M. Roedel, eds.), University of Rhode Island, 198 p.
- Pauly, D. 1980 b. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. CIEM*, 39 (2): 175-192.
- Pauly, D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. *ICLARM Stud. Rev.* (8), 325 p.
- Pauly, D. 1985. On improving use of the ELEFAN programs, part I. Avoiding "drift" of the K towards low values. *Fishbyte* 3 (3): 13-15.
- Pauly, D. 1987. A review of the ELEFAN system for analysis of length-frequency data in fish and aquatic invertebrates. Páginas 7-34 *en* Length-based methods in fisheries research (Pauly, D. Pauly, D. y G. R. Morgan (eds.), ICLARM Conference Proceedings 13, 468 p.
- Pauly, D. y N. David. 1981. ELEFAN I, a basic program for the objective extraction of growth parameters from length-frequency data. *Meeresf. Rep. Marine Res.*, 28 (4): 205-211.
- Pauly, D. y G. Gaschütz. 1979. A simple method for fitting oscillating length growth data, with a program for pocket calculators. *I.C.E.S. CM 1979/G:224. Demersal Fish Ctee.*, 26 p.
- Pauly, D. y J. Munro. 1984. Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *Fishbyte* 2 (1): 21.
- Payne, A. I. 1986. A survey of the Pilcomayo sábalo fishery in July 1986. Coventry Lancaster Polytechnic, U. K., 56 p.
- Payne, N. R., R. M. Korver, D. S. MacLennan, S. J. Nepszy, B. J. Shuter, T. J. Stewart y E. R. Thomas 1990. The harvest potential and dynamics of lake trout populations in Ontario. lake trout synthesis. *Ont. Min. Nat. Resour.*, 72 p.
- Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 191, 382 p.

- Ryan, P. M. y H. H. Harvey. 1977. Growth of the rock bass *Ambloplites rupestris* in relation to the morphoedaphic index as an indicator of environmental stress. J. Fish. Res. Board Can. 34: 2079-2088.
- Shepard, J. G., G. R. Morgan, J. A. Gulland y C. P. Mathews. 1987. Methods on analysis and assessment: Report of working group II. Páginas 353-363 en Length-based methods in fisheries research (Pauly, D. y G. R. Morgan, eds.),. ICLARM Conf. Proc. 13, 468 p.
- Soriano, M. L. y D. Pauly. 1989. A method for estimating the parameters of a seasonally oscillating growth curve from growth increment data. Fishbyte 7 (1): 18-21.
- Sparre, P., E. Ursin y S. C. Venema. 1989. Introduction to tropical fish stock assessment part 1- Manual. FAO Fish. Tech. Pap. 306/1, 337 p.
- Springer, T. A. y B. R. Murphy. 1990. Properties of relative weight and other condition indices. Trans. Amer. Fish. Soc. 119: 1048.
- Taylor, C. C. 1958: Cod growth and temperature. J. Cons. Internat. Explor. Mer 23, 366-370.
- Van den Avile, R. 1993. Dynamics of exploited fish populations. Páginas 105'136 en Inland Fisheries Management in North America (Kohler, C. C y W. A. Hubert, eds.), American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA.
- Wege, G.J. y R. O. Anderson. 1978. Relative weight (Ws): a new index of condition for largemouth bass. Páginas 79-91 en New approaches to the management of small impoundments (Novinger G. y J. Dillard, eds.). American Fisheries Society, North Central Division, Special Publication 5, Bethesda, Maryland.
- Venema, S. C., J. M. Christiansen y D. Pauly (eds.). 1987. Contribution to tropical fisheries biology. Papers prepared by the participants of FAO/DANIDA follow-up training courses on fish stock assessment in the tropics. Hirtshals, Denmark, 5-30 may 1986 and Manila, Philippines, 12 January-6 February 1987, FAO Fish Rep. 389, 519 p.
- Wetherall, J. A. 1986. A new method for estimating growth and mortality parameters from length -frequency data. Fishbyte 4 (1): 12-14.
- Wetherley, A. H. 1972. Growth and ecology of fish populations, Academic Press, London, England, 293 p.
- Willis, D. W. 1989. Proposed standard length-weight equations for Northern Pike. North Amer. J. Fish. Manag. 9: 203-208.
- Willis, D. W., C. S. Guy y B. R. Murphy. 1991. Development and evaluation of a standard weight (Ws) equation for yellow perch. North Amer. J. Fish. Manag. 11: 374-380.

TABLAS

Tabla 3.4.4.1: Edad máxima de diferentes especies de peces patagónicos obtenidos a partir de datos de Cataldo (1989, Tabla 6), Guerrero (1989, Tabla 6) y Lafarga y Guerrero (1991, Tabla 3).

Espece	Ambiente	Edad máxima (años)
Pejerrey patagónico	Rosario	9
Pejerrey patagónico	Musters	9
Trucha arco iris	Esquel	5
Trucha arco iris	Musters	7
Perca boca chica	Musters	9
Perca boca chica	Colhue Huapi	9
Perca boca chica	F. Ameghino	6
Perca boca chica	Esquel	8

Tabla 4.1.1: Valores de longitud media y máxima, peso medio y máximo del pejerrey patagónico en los ambientes estudiados.

Ambiente	Longitud media (mm)	Peso medio (gr)	Longitud máxima(mm)	Peso máximo (gr)
Mari Menuco	346	389	432	820
Ramos Mexía	311	257	412	640
Los Mosquitos	292	217	349	400
Pellegrini	289	141	425	340
Los Barreales	357	367	424	560
Lezama	285	161	383	440
Ñe Luan	258	101	308	167
Nahuel Huapi	359	361	432	560
Quillén	300	270	425	330
F. Ameghino	276	121	400	495
Colhue Huapi	261	104	350	221
Musters	253	104	407	455
Rosario	328	253	430	648
Terraplén	345	359	450	1030

Tabla 4.1.2: Valores de longitud media y máxima y peso medio y máximo de la perca boca chica en los ambientes estudiados.

Ambiente	Longitud media (mm)	Peso medio (gr)	Longitud máxima (mm)	Peso máximo (gr)
Mari Menuco	241	153	412	760
Puelo	355	607	530	1610
Epuyen	378	748	465	1310
Pellegrini	280	311	390	760
Los Barreales	273	255	294	275
Esquel	286	335	484	1450
Lezama	352	608	490	1500
Los Mosquitos	416	911	487	1250
Nahuel Huapi	359	813	480	1850
Quillén	208	118	305	327
F. Ameghino	226	128	310	281
Colhue Huapi	252	215	460	1360
Musters	322	448	520	1560
Terraplén	410	1353	520	2640

Tabla 4.1.3: Valores de longitud media y máxima y peso medio y máximo de la perca boca grande en los ambientes estudiados.

Ambente	Longitud media (mm)	Peso medio (gr)	Longitud máxima (mm)	Peso máximo (gr)
.Musters	431	1045	535	1560
Colhue Huapi	321	465	515	1920
F. Ameghino	429	1158	700	3140
Los Barreales	319	478	612	2200
Mari Menuco	294	462	613	3670

Tabla 4.1.4: Valores de longitud media y máxima y peso medio y máximo de trucha arco iris en los ambientes estudiados.

Ambiente	Longitud media (mm)	Peso medio (gr)	Longitud máxima (mm)	Peso máximo (gr)
Ramos Mexía	434	574	490	830
Mascardi	503	1290	555	1790
Lacar	298	377	527	1450
Huechulafquen	543	1651	718	3300
Futalafquen	383	541	524	960
Puelo	295	336	560	1690
Amutui Quimei	426	652	508	1180
Los Barreales	378	699	575	2360
Rivadavia	402	648	505	1250
Steffen	447	858	495	1180

Tabla 4.1.4 (cont)

Ambiente	Longitud media (mm)	Peso medio (gr)	Longitud máxima (mm)	Peso máximo (gr)
Steffen	447	858	495	1180
Guillelmo	431	830	497	1190
Gutierrez	397	836	555	1475
Ñe Luan	255	140	482	710
Esquel	335	482	505	1280
Verde	450	909	537	1450
Nahuel Huapi	391	937	664	3110
Quillén	326	421	490	643
Rosario	384	805	774	4820
La Plata	380	609	605	2140
Fontana	421	796	568	1620
Roca	409	705	576	1351
Cardiel	336	451	510	1613
Pico 1	468	1469	610	2700
Pico 3	513	2055	786	6100
Pico 4	401	1186	677	3850
Los Mosquitos	328	404	450	1000
Zeta	507	2219	562	3020
Brecham	306	342	642	2680
Chollilla	491	1117	555	1290
Terraplén	488	1817	780	5800

Tabla 4.1.5: Valores de longitud media y máxima y peso medio y máximo de la trucha de arroyo en los ambientes estudiados.

Ambiente	Longitud media (mm)	Peso medio (gr)	Longitud máxima (mm)	Peso máximo (gr)
Fontana	407	821	510	1580
Los Niños	475	1959	515	2800
Epuyen	321	454	425	1100
Las Chuitas	223	149	428	1100
La Plata	367	682	514	1650

Tabla 4.1.6: Valores de longitud media y máxima y peso medio y máximo de la trucha marrón en los ambientes estudiados.

Ambiente	Longitud media (mm)	Peso medio (mm)	Longitud máxima (mm)	Peso máximo (gr)
Mascardi	515	1446	600	1950
Steffen	436	758	508	1190
Verde	512	1368	565	1690
Futalaufquen	529	1184	610	1320
Amutui Quimei	534	1343	570	1960
Ramos Mexia	489	982	520	1330
Mascardi	515	1447	600	1950
Largo	528	1707	665	2450

Tabla 4.1.7: Relación longitud media (L_m) a longitud máxima (L_{max}) y peso medio (W_m) a peso máximo (W_{max}) de pejerrey patagónico en los ambientes analizados

Ambiente	L_m/L_{max}	W_m/W_{max}
Mari Menuco	0.80	0.47
Ramos Mexía	0.75	0.40
Los Mosquitos	0.84	0.87
Pellegrini	0.68	0.41
Los Barreales	0.84	0.66
Lezama	0.74	0.36
Ñe Luan	0.84	0.60
Nahuel Huapi	0.83	0.64
Quillen	0.71	0.82
F. Ameghino	0.69	0.26
Colhue Huapi	0.74	0.47
Musters	0.62	0.23
Rosario	0.76	0.39
Terraplén	0.77	0.35

Tabla 4.1.8: Relación longitud media (Lm) a longitud máxima (Lmax) y peso medio (Wm) a peso máximo (Wmax) de perca boca chica en los ambientes analizados.

Ambiente	Lm/Lmax	Wm/Wmax
Mari Menuco	0.58	0.20
Puelo	0.67	0.38
Epuyen	0.81	0.57
Pellegrini	0.72	0.41
Los Barreales	0.93	0.93
Lezama	0.72	0.41
Los Mosquitos	0.85	0.71
Esquel	0.59	0.23
Nahuel Huapi	0.75	0.44
Quillen	0.68	0.36
F. Ameghino	0.73	0.46
Colhue Huapi	0.55	0.16
Musters	0.62	0.29
Terraplén	0.79	0.51

Tabla 4.1.9: Relación longitud media (Lm) a longitud máxima (Lmax) y peso medio (Wm) a peso máximo (Wmax) de trucha arco iris en los ambientes analizados.

Ambiente	Lm/Lmax	Wm/Lmax
Ramos Mexía	0.88	0.69
Mascardi	0.91	0.72
Lacar	0.56	0.26
Huechulafquen	0.75	0.50
Puelo	0.53	0.20
Amutui Quimei	0.84	0.55
Los Barreales	0.65	0.30
Rivadavia	0.80	0.52
Futalafquen	0.66	0.45
Steffen	0.52	0.73
Guillermo	0.87	0.70
Gutierrez	0.71	0.57
Ñe Luan	0.53	0.20
Esquel	0.66	0.38
Verde	0.88	0.63
Nahuel Huapi	0.59	0.30
Quillen	0.66	0.65
Rosario	0.50	0.17

Tabla 4.2.1: Parámetros de la relación longitud-peso de pejerrey patagónico en los ambientes estudiados. El valor de a (ordenada al origen) se presenta en escala logarítmica.

Ambiente	a	b	n	r
Los Mosquitos	-6.595	3.61	119	0.86
Colhue Huapi	-5.160	2.96	110	0.80
Musters	-5.807	3.24	80	0.86
F. Ameghino	-6.209	3.41	130	0.85
Lezama	-6.123	3.38	105	0.90
Mari Menuco	-6.573	3.58	94	0.94
Pellegrini	-4.423	2.71	143	0.88
Ramos Mexía	-5.878	3.30	15	0.96
Nahuel Huapi	-4.335	2.68	20	0.90
Quillen	-5.990	3.36	9	0.99
Ñe Luan	-4.539	2.70	12	0.88
Rosario	-5.473	3.13	145	0.92
Terraplén	-6.409	3.41	74	0.97

Tabla 4.2.2: Parámetros de la relación longitud-peso de trucha iris en los ambientes estudiados. El valor de a (ordenada al origen) en escala logarítmica.

Ambiente	a	b	N	r
Los Mosquitos	-5.140	3.06	46	0.99
Terraplén	-5.110	3.07	28	0.99
Fontana	-4.161	2.68	35	0.93
La Plata	-4.802	2.92	33	0.98
Pico 1	-4.852	2.98	12	0.95
Pico 3	-4.784	2.96	51	0.95
Pico 4	-5.129	3.08	34	0.99
Brecham	-4.507	2.81	113	0.99
Ñe- Luan	-4.227	2.62	36	0.97
Rosario	-4.948	2.98	29	0.99
Esquel	-4.894	2.98	100	0.98
Roca	-4.233	2.70	35	0.96
Cardiel	-4.215	2.70	88	0.97
Verde	-4.811	2.91	13	0.99
Futalaufquen	-4.606	2.82	27	0.98

Tabla 4.2.2 (cont.)

Ambiente	a	b	N	r
Los Barreales	-5.416	3.19	16	0.98
Ramos Mexía	-3.020	2.20	30	0.63
Lacar	-4.828	2.94	59	0.96
Huechulafquen	-3.808	2.56	44	0.94
Gutierrez	-4.684	2.89	11	0.99
Nahuel Huapi	-5.534	3.25	10	0.99
Mascardi	-3.572	2.48	13	0.88
Puelo	-4.610	2.84	30	0.96
Quillen	-4.382	2.75	10	0.93
Rivadavia	-4.533	2.81	36	0.97
Zeta	-5.887	3.41	14	0.95
Amutui Quimei	-1.933	1.79	11	0.92
Guillermo	-4.378	2.76	8	0.99
Steffen	-4.858	2.94	7	0.81

Tabla 4.2.3: Parámetros de la relación longitud-peso de perca boca chica en los ambientes estudiados. El valor de a (ordenada al origen) en escala logarítmica.

Ambiente	a	b	n	r
Los Mosquitos	-5.140	3.07	12	0.99
Colhue Huapi	-5.080	3.05	100	0.97
Musters	-5.585	3.26	100	0.98
Esquel	-4.894	3.00	150	0.99
F. Ameghino	-4.764	2.90	80	0.97
Lezama	-5.255	3.12	22	0.97
Los Barreales	-5.525	3.23	10	0.98
Mari Menuco	-4.037	2.60	51	0.94
Puelo	-4.913	2.98	27	0.98
Quillen	-4.821	2.95	16	0.97
Pellegrini	-4.311	2.77	128	0.77
Epuyen	-5.163	3.09	11	0.98

Tabla 4.3.1.1: Resultado de los análisis de la significación de las pendientes de la relación entre W_r y la talla para perca boca chica en los ambientes estudiados. r^2 indica el coeficiente de determinación; b: valor de la pendiente; * $P < 0.05$ para el test de t con n-2 g.l.; ** $P < 0.001$ para el test de t con n-2 g.l.

Ambiente	r^2	b	Modelo
Los Mosquitos	0.75	0.022**	lineal
Colhue Huapi	0.48	0.011**	lineal
Musters	0.92	0.007**	lineal
Esquel	0.14	-0.005*	lineal
F. Ameghino	0.92	-0.113**	exponencial
Lezama	0.90	0.036**	lineal
Los Barreales	0.96	0.006**	lineal
Mari Menuco	0.99	-0.425**	exponencial
Puelo	0.59	-0.043**	exponencial
Quillen	0.82	-0.075**	exponencial
Pellegrini	0.98	-0.251**	exponencial
Epuyen	0.84	0.026**	lineal

Tabla 4.3.2.1: Resultado de los análisis de la significación de la pendientes de la relación entre W_r y la talla para pejerrey patagónico en los ambientes estudiados. r^2 indica el coeficiente de determinación; b: valor de la pendiente; * $P < 0.05$ para el test de t con $n-2$ g.l.; ** $P < 0.001$ para el test de t con $n-2$ g.l.

Ambiente	r^2	B	Modelo
Los Mosquitos	0.99	-0.647**	exponencial
Colhue Huapi	0.94	-0.406**	exponencial
Musters	0.99	-0.111**	exponencial
F. Ameghino	0.90	0.064**	exponencial
Lezama	0.80	0.002**	exponencial
Mari Menuco	0.98	0.075**	lineal
Pellegrini	0.99	-0.636**	exponencial
Ramos Mexía	0.90	-0.013**	lineal
Nahuel Huapi	0.99	-0.670**	exponencial
Quillen	0.53	0.008**	exponencial
Ñe Luan	0.99	-0.647**	exponencial
Rosario	0.99	-0.223	exponencial
Terraplén	0.98	-0.074	exponencial

Tabla 4.3.3.1: Resultado de los análisis de la significación de las pendientes de la relación entre W_r y la talla para trucha arco iris en los ambientes estudiados. r^2 indica el coeficiente de determinación; b: valor de la pendiente; * $P < 0.05$ para el test de t con n-2 g.l.; ** $P < 0.001$ para el test de t con n-2 g.l.

Ambiente	r^2	b	Modelo
Terraplén	0.99	0.107**	exponencial
Fontana	0.99	-0.280**	exponencial
La Plata	0.94	-0.010**	lineal
Pico 1	0.92	0.027**	exponencial
Pico 3	0.24	-0.004**	exponencial
Pico 4	0.99	0.102**	exponencial
Brecham	0.99	-0.158**	exponencial
Ñe- Luan	0.99	-0.338**	exponencial
Rosario	0.99	0.081**	exponencial
Esquel	0.88	0.022**	exponencial
Roca	0.99	-0.258**	exponencial
Cardiel	0.99	-0.259**	exponencial
Verde	0.98	-0.004**	exponencial
Futalaufquen	0.99	-0.175**	exponencial
Los Barreales	0.99	-0.229**	exponencial

Tabla 4.3.3.1 (cont.)

Ambiente	r^2	b	Modelo
Lacar	0.92	-0.014**	exponencial
Huechulafquen	0.99	-0.420**	exponencial
Gutierrez	0.98	-0.074**	exponencial
Nahuel Huapi	0.99	-0.338**	exponencial
Puelo	0.99	-0.127**	exponencial
Quillen	0.99	-0.386**	exponencial
Rivadavia	0.99	-0.150**	exponencial
Guillermo	0.99	-0.198**	exponencial

Tabla 4.4.1.1: Parámetros de crecimiento comparados para perca boca chica obtenidos en diferentes ambientes. * calculado de los datos originales.

Especie	Ambiente	L_{∞} (cm)	K	ϕ'	Autor
Perca boca chica	Musters	72.1	0.14	2.86*	Guerrero 1991
Perca boca chica	Musters	62.0	0.15	2.76	este estudio
Perca boca chica	Colhue Huapi	58.0	0.16	2.73*	Guerrero 1991
Perca boca chica	Colhue Huapi	56.0	0.20	2.79	este estudio
Perca boca chica	F. Ameghino	37.0	0.25	2.53*	Guerrero 1991
Perca boca chica	F. Ameghino	46.6	0.49	3.19	este estudio
Perca boca chica	Esquel	41.5	0.33	2.75*	Guerrero 1991
Perca boca chica	Esquel	56.0	0.35	3.04	este estudio

Tabla 4.4.3.1: Parámetros de crecimiento e índice de performance de crecimiento de pejerrey patagónico en diferentes ambientes. * calculado de los datos originales.

Ambiente	L_{∞} (cm)	K	ϕ'	Fuente
Musters	43.4	0.10	2.30*	Cataldo 1989
Terraplén	48.4	0.32	2.87*	Cataldo 1989
Ramos Mexía	53.3	0.23	2.81*	Cataldo 1989
Rosario	48.6	0.19	2.65*	Cataldo 1989
Rosario	54.0	0.33	2.98	este estudio

Tabla 4.4.2.1: Longitud infinita (mm) obtenida por el método de Taylor (1958) para pejerrey, perca boca chica y trucha arco iris en ambientes muestreados únicamente durante la época estival.

Ambiente	Pejerrey patagónico	Perca boca chica	Trucha arco iris
Mari Menuco	455	434	
Puelo		558	590
Ramos Mexía	434		516
Los Mosquitos	367		474
Pellegrini	447	410	
Los Barreles	446		605
Lezama	403	516	
Ñe Luan	342		507
Nahuel Huapi	455	505	699
Quillén	447	321	516
Terraplén	474	547	821
Futalaufquen		519	551
Epuyen		489	
Mascardi			584
Lacar			555
Huechulafquen			756
Amutui Quimei			535
Rivadavia			532
Steffen			521
Guillermo			523
Gutierrez			584
Verde			565

Tabla 4.4.3.1 (cont.)

Ambiente	Pejerrey patagónico	Perca boca chica	Trucha arco iris
La Plata			637
Fontana			598
Roca			606
Cardiel			537
Pico 1			642
Pico 3			827
Pico 4			713
Zeta			592
Brecham			676
Cholilla			584

Tabla 4.6.1: Valores de mortalidad natural estimada (M) de perca boca chica, pejerrey y trucha arco iris de acuerdo a diferentes modelos.

Especie	Ambiente	M	Autor
Perca boca chica	Musters	0.33	Taylor (1958)
Perca boca chica	Musters	0.46	Hoening (1982)
Perca boca chica	Musters	0.29	Pauly (1980)
Perca boca chica	Esquel	0.50	Pauly (1980)
Perca boca chica	Esquel	0.52	Hoening (1982)
Perca boca chica	Esquel	0.40	Taylor (1958)
Perca boca chica	Colhue Huapi	0.33	Taylor (1958)
Perca boca chica	Colhue Huapi	0.46	Pauly (1980)
Perca boca chica	F. Ameghino	0.67	Pauly (1980)
Trucha arco iris	Esquel	0.60	Taylor (1958)
Trucha arco iris	Musters	0.42	Taylor (1958)
Perca bocona	Colhue Huapi	0.37	Taylor (1958)
Perca bocona	Colhue Huapi	0.52	Hoening (1982)
Pejerrey	Musters	0.30	Taylor (1958)
Pejerrey	Musters	0.46	Hoening (1982)
Pejerrey	Rosario	0.45	Pauly (1980)

Tabla 4.7.1: Valores de edad crítica (Ec) y longitud crítica (Lc) determinados en aquellos ambientes donde se estimó la mortalidad natural (M) y la constante de crecimiento (K) de la ecuación de von Bertalanffy.

Especie	Ambiente	M	K	M/K	Ec	Lc(mm)
Perca boca chica	Musters	0.36	0.15	2,40	5.4	34
Perca boca chica	Esquel	0.47	0.35	1.34	3.35	39
Perca boca chica	Colhue Huapi	0.40	0.20	2.00	4.9	30
Perca boca chica	F. Ameghino	0.67	0.49	1.36	2.37	28
Perca bocona	Colhue Huapi	0.46	0.31	1.48	3.56	41
Pejerrey	Rosario	0.45	0.33	1.36	3.52	37

CAPITULO VII

CARACTERISTICAS DE LAS COMUNIDADES DE PECES PATAGONICOS Y SUS FACTORES REGULADORES

1. INTRODUCCION

Uno de los aspectos mas atrayentes que brindan los estudios de comunidades de peces en agua dulce es la posibilidad de analizar sus características estructurales en función de gradientes ambientales. Este enfoque ha florecido en las últimas décadas en el hemisferio norte, particularmente para aquellos ambientes templados de latitudes medias, tal como lo revela la extensa literatura existente (e.g. Tonn y Magnuson 1982; Tonn *et al.* 1983; Rahel 1984; Robinson y Tonn 1989; Pearson *et al.* 1991; Hinch *et al.* 1991). Dicho interés no ha sido casual ya que las posibilidades de relacionar ciertos atributos de las comunidades tales como diversidad, biomasa, riqueza, etc., poseen potenciales aplicaciones para el manejo de los recursos pesqueros (Hrbáček 1969). Asimismo, la posibilidad de predecir la estructura de la comunidad de peces presenta promisorias posibilidades para la gestión de los recursos pesqueros al proporcionar pautas sobre prácticas de manejo, identificar comunidades únicas, determinar limitaciones sobre la explotación o de siembra de diferentes especies, etc. (Tonn *et al.* 1983).

Inversamente, cuando la estructura de la comunidad de peces está relacionada con las características ambientales, es posible predecir la composición de especies a partir de una adecuada interpretación de la importancia relativa de estas características. Ryder y Kerr (1978) indicaron que en los lagos América del Norte la composición de la comunidad de peces, basada fundamentalmente en pércidos y salmónidos, estaba directamente relacionada con gradientes ambientales y que el grado de persistencia e integridad de la comunidad depende de cuales resultaban los factores ambientales mas relevantes.

En todo caso, no parece haber dudas que uno de los objetivos primarios de los estudios de comunidades de peces en ambientes continentales debe ser encontrar o identificar aquellos factores que gobiernan su estructura y relaciones funcionales. Evans *et al.* (1987), por ejemplo, han sugerido que las comunidades de peces de agua dulce están reguladas a dos niveles: Por un lado, la producción de peces está determinada por la energía que ingresa al sistema, los factores edáficos y la influencia de los nutrientes presentes. Por otra parte, la estructura de la comunidad sería dependiente de la competencia intra e inter específica y de la predación. A su vez, Harvey (1978) nota que la estructura de la comunidad depende en buena medida de factores históricos que regulan la conectividad entre ambientes, entre los cuales los peces se

desplazan para luego establecerse o no, de acuerdo a la selección natural impuesta por la interacción con otros organismos y el efecto de los factores ambientales.

En la Patagonia son aún escasos los estudios que han explorado la influencia de las condiciones ambientales sobre las comunidades de peces (e.g. Quirós *et al.* 1986). Pese a que, como se ha descrito en el Capítulo II, la Patagonia argentina ofrece un rico mosaico de ambientes con características limnológicas disímiles, pocos fueron los estudios bioecológicos y limnológicas a nivel regional. Asimismo, la información pesquera de base es aún insuficiente y en muchos casos, ha sido obtenida mediante artes que exhiben capturabilidad y selectividad diferente, lo que dificulta su comparación o utilización en estudios de carácter integrativo.

2. OBJETIVOS

En este capítulo se abordan los siguientes objetivos:

- a) Describir las comunidades de peces existentes identificando la importancia relativa de las diferentes especies.
- b) Investigar la relación entre los factores ambientales y la estructura de estas comunidades y establecer cuales son los gradientes ambientales principales que gobiernan esta relación.

3. MATERIALES Y METODOS

Se utilizó la información limnológica presentada ya en el Capítulo II y los resultados de pesca experimental analizados en el Capítulo V. A fin de identificar la posible existencia de comunidades con distinta composición de especies se utilizó Análisis de Correspondencia (Greenacre 1993). Las diferencias entre las abundancias relativas de las especies y su relación con las variables ambientales se analizaron aplicando Análisis Discriminante (Williams 1983). Esta técnica multivariada permite derivar una óptima combinación lineal de variables que mejor separa o discrimina entre grupos definidos *a priori*. Esta función discriminante se obtiene maximizando la varianza entre grupos respecto a la varianza dentro de los grupos considerando los "scores" canónicos.

Las variables con distribuciones no normales fueron transformadas a logaritmos en base 10 y la selección de las variables discriminantes se llevó a cabo en varias etapas. En primer lugar, se removieron aquellas variables que presentaban elevada colinearidad ($r > 0.85$). Las variables

remanentes fueron sometidas a un análisis "stepwise" (Proc stepdisc, SAS 1985), aún cuando a modo orientativo, dado que este tipo de análisis es un procedimiento controvertido (e.g. Pimentel 1979). En ocasiones, los predictores seleccionados no generan mejor combinación de variables o pueden no reflejar diferencias auténticas entre poblaciones (Klecka 1980; Tabachnick y Fidell 1989). Cochran (1964) ha recomendado observar el comportamiento individual de cada variable y en consecuencia se aplicó un análisis univariado para las distintas variables. Aquellas que exhibieron un mayor poder discriminatorio según el valor de la correlación canónica, fueron iterativamente combinadas con las variables seleccionadas por el análisis "stepwise" previo, escogiéndose finalmente la combinación que brindara la solución mas parsimoniosa, la correlación canónica mas alta y el mayor número de entidades correctamente clasificadas tras aplicar la técnica del "jackknife".

La igualdad de las matrices de varianza-covarianza fue docimada usando el test de *Chi*-cuadrado (Morrison 1976), mientras que el criterio de multinormalidad se verificó inspeccionando los valores de asimetría y curtosis de los "scores" canónicos. Se utilizó validación cruzada para determinar el número de ambientes correctamente clasificados. Para determinar cuan significativo fue el porcentaje de ambientes correctamente clasificados comparados con una clasificación debido al azar exclusivamente, se calculó el índice de chance máxima y de chance proporcional (Hair et al. 1987). El criterio de chance máxima compara la clasificación observada con la clasificación que se obtendría si todas las entidades clasificadas fueran asignadas al grupo con mayor representatividad o máxima probabilidad de ocurrencia, mientras que el de chance proporcional pondera la posibilidad que el tamaño de los grupos sea desigual y afecte la clasificación. Para que la clasificación resulte válida, el porcentaje de entidades correctamente clasificadas por la función canónica discriminante, debe exceder el valor de chance máxima o el obtenido por asignación aleatoria de las entidades (lagos) a cada grupo en proporción a su tamaño (chance proporcional).

4. RESULTADOS

4.1. Delimitación de comunidades tipo

Los resultados del Análisis de Correspondencia considerando aquellas especies mas comunes como boca chica (BCH), pejerrey patagónico (PEJ), perca bocona (BOC), trucha arco iris (TAI), trucha de arroyo (TAR) y trucha marrón (MAR) dio como resultado un valor de $\chi^2 = 6124$; $P < 0.000$, lo que indica que las frecuencias observadas difirieron significativamente

de las esperadas. En otras palabras, los ambientes estudiados pueden ser considerados diferentes de acuerdo a su composición de especies. Los tres primeros ejes del análisis explicaron el 26, 21 y 20 % respectivamente de la contribución a la inercia total (69%). Otras especies no fueron incluidas debido a su baja frecuencia.

Se observó que el primer eje separó claramente comunidades donde predominan, por una parte, percicidos y atherinópsidos, de aquellas donde los salmónidos son mas relevantes, fundamentalmente debido a la presencia de TAR y MAR (Figura 4.1.1). Estas especies son, por lo tanto, las que mas contribuyen a la inercia del eje. El segundo eje o dimensión, por poseer una inercia mas baja, resultó menos importante, pero en todo caso permitió apreciar una diferenciación entre las comunidades de salmónidos. Este hecho no se observa, por el contrario para las comunidades de percicidos-atherinópsidos.

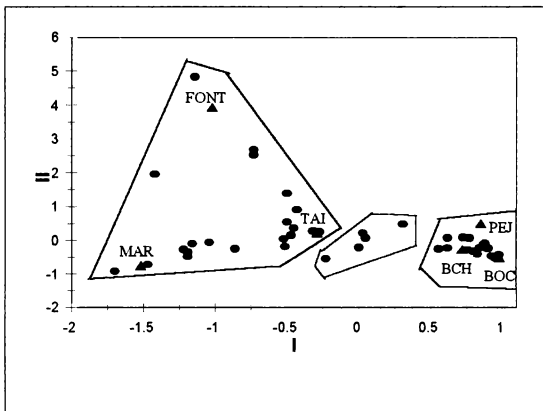


Figura 4.1.1: Representación del Análisis de Correspondencia según los perfiles de la Tabla de Contingencia. Los puntos representan la ubicación de los ambientes y las letras la de las especies. MAR: trucha marrón; BCH: perca boca chica; BOC: perca bocona; TAI: trucha arco iris; PEJ: pejerrey; MAR: trucha de arroyo.

Los resultados avalan la posibilidad de definir tres tipos de comunidades discretas: comunidades de percididos-atherinópsidos, comunidades de salmónidos y comunidades mixtas, compuestas fundamentalmente por TAI y BCH .

Dado que el tercer eje posee una contribución a la inercia casi similar al segundo, en la Figura 4.1.2 se exhibe la representación en un espacio tridimensional donde se advierten las posiciones de cada una de las especies en función de sus abundancias por ambiente. Se observa que esta dimensión genera una separación de aquellos ambientes que muestran diferencias en la composición de pejerrey y de percididos.

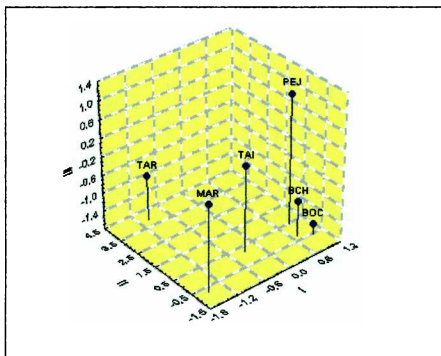


Figura 4.1.2: Posición de las especies en el espacio tridimensional del Análisis de Correspondencia de acuerdo a su abundancia relativa por ambiente. TAR: trucha de arroyo; MAR: trucha marrón; TAI: trucha arco iris; BCH: perca boca chica; PEJ: pejerrey; BOC: perca bocona.

Estos resultados concuerdan, en buena medida, con los obtenidos previamente por Quirós *et al.* (1986), por lo que se optó por definir tres tipos de comunidades denominadas PER, SAL y MIX, de acuerdo a la frecuencia de percididos-atherinópsidos, salmónidos y de ambos tipos de especies en las capturas experimentales. Con tal fin, se consideró que una frecuencia mayor al 65 % de cualquiera de estos grupos de especies resultaba suficiente

para caracterizar y definir el tipo de comunidad dominante. La Tabla 4.1.1 presenta las comunidades dominantes identificadas en cada ambiente de acuerdo al criterio mencionado.

4.2. Relación entre variables ambientales, número y abundancia de peces

4.2.1 Análisis univariado

Tal como se describió en el Capítulo V, el total de especies que integraron las diferentes comunidades alcanzó a 10. Se observó que la riqueza específica correlacionó positivamente con el área de los ambientes (Figura 4.2.1.1) en aquellos cuerpos de agua con TSD <1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($r = 0.37$; $P < 0.05$). Esta relación también se manifestó con el volumen ($r = 0.39$; $P < 0.05$). El criterio de excluir a los lagos con TSD >1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ obedeció a la conveniencia de eliminar el potencial efecto limitante que la salinidad pudiera tener sobre ciertas especies.

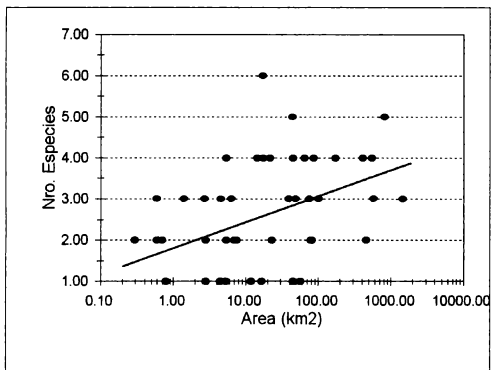


Figura 4.2.1.1: Relación entre el logaritmo del área de los ambientes y el número de especies detectado en los ambientes estudiados.

Se analizó la relación entre la CPUE, como indicadora de la abundancia de peces en la comunidad y diversas variables ambientales. Varias relaciones resultaron altamente significativas. Entre las variables de tipo químico se encontró que CHL correlacionó positivamente con CPUE, aún cuando ciertos ambientes (Cronómetro, Brecham, Ñe Luan y

Blanco) se apartaron de dicha relación al presentar muy bajas abundancias de peces (Figura 4.2.1.2).

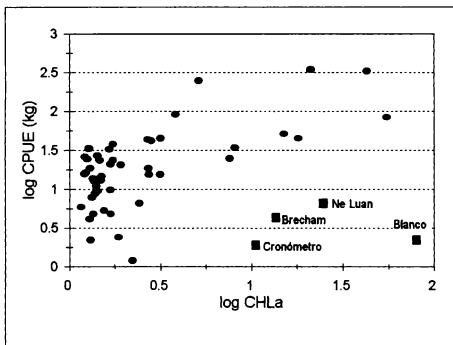


Figura 4.2.1.2: Relación entre log CHL (clorofila-a) y log CPUE (captura por unidad de esfuerzo). Se excluyen de la regresión Brecham, Cronómetro, Ne Luan y Blanco. Ecuación de regresión: $\log CPUE = 0.95 + 0.80 \log CHL$; $r = 0.66$ $P < 0.01$.

La CPUE también estuvo asociada al nivel de TSD, exceptuando el lago Cronómetro y Blanco (Figura 4.2.1.3).

Asimismo, la concentración de fósforo total explicó un alto porcentaje de la variabilidad de CPUE (Figura 4.2.1.4). En general, se advirtió que aquellos ambientes más eutróficos ($>50 \mu\text{g/l}$) con $TSD > 1000 \mu\text{S/cm}$, mostraron menores abundancias de peces y que si se excluyen aquellos lagos con valores más elevados de TSD, FT explicó el 38 % de la variación de la CPUE ($P \leq 0.05$).

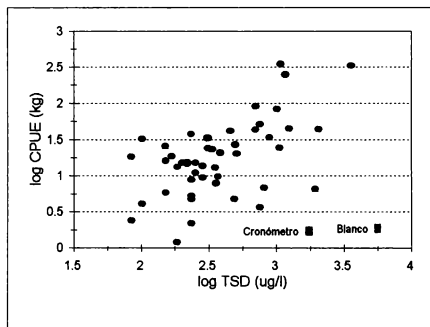


Figura 4.2.1.3: Relación entre log TSD (total de sólidos disueltos) y log CPUE (captura por unidad de esfuerzo). Se excluyen de la regresión Cronómetro y Blanco. Ecuación de regresión: $\log \text{CPUE} = 0.95 + 0.80 \log \text{CHL}$; $r = 0.66$ $P < 0.01$.

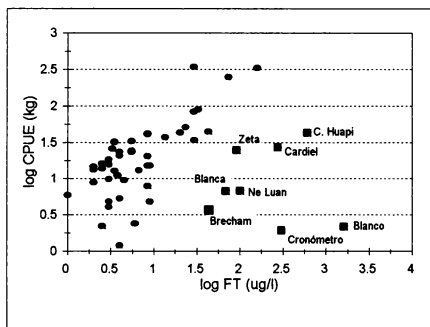


Figura 4.2.1.4: Relación entre log FT (fósforo total) y log CPUE (captura por unidad de esfuerzo). Se excluyen de la regresión los ambientes Zeta, Blanca, Ne Luan, Cardiel, Cronómetro y Blanco. Ecuación de regresión: $\log \text{CPUE} = 0.85 + 0.39 \log \text{CHL}$; $r = 0.63$; $P < 0.01$.

Analizando las variables morfométricas se detectó una relación de tipo exponencial decreciente entre SEC y CPUE, donde la profundidad de 5 m parece constituir un límite natural, mas allá del cual, no se reconocen ambientes con elevada abundancia de peces. Lagos con CPUE >250 kg/noche-batería se encontraron únicamente con SEC <3 m y ningún ambiente con SEC >5 m detentó una CPUE >50 kg/noche-batería. Aquellos ambientes con SEC >10 m rara vez excedieron los 30 kg/noche-batería y cuando SEC fue >15 m, las abundancias resultaron mínimas (Figura 4.2.1.5).

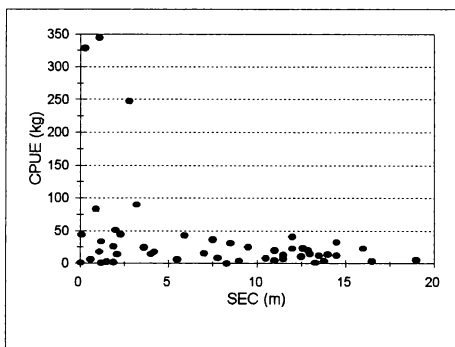


Figura 4.2.1.5: Relación entre SEC (lectura del disco de Secchi) y CPUE (captura por unidad de esfuerzo)

Por su parte, del análisis de ZMED y CPUE surgió que únicamente se apreciaron abundancias superiores a los 50 kg/noche-batería en ambientes con ZMED <10 m aproximadamente (Figuras 4.2.1.6). Al excluir los ambientes de muy alta abundancia, se apreció que la CPUE rara vez sobrepasó los 30 kg/noche-batería en aquellos ambientes con ZMED >25 m (Figura 4.2.1.7).

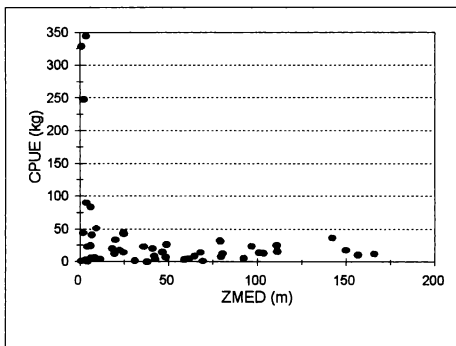


Figura 4.2.1.6: Relación entre ZMED (profundidad media) y CPUE (captura por unidad de esfuerzo).

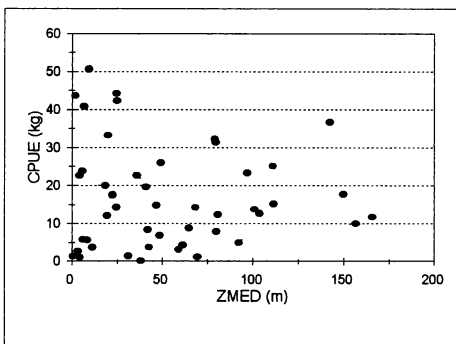


Figura 4.2.1.7: Relación entre ZMED (profundidad media) y CPUE (captura por unidad de esfuerzo) para ambientes con CPUE < 50 kg/noche-batería).

4.2.2. Análisis multivariado

Previo al Análisis Discriminante se demostró que las matrices de varianza-covarianza no resultaron significativamente diferentes (*Chi-cuadrado*= 51.04; $P < 0.10$), por lo que se aceptó el supuesto de homoscedacia. Asimismo, en las Tablas 4.2.2.1 y 4.2.2.2 se muestra que no existieron desvíos considerables de las condiciones de normalidad. El cumplimiento de estos supuestos validó, por lo tanto, la aplicación de este tipo de análisis. La correlación canónica ajustada para las funciones discriminantes fue de 0.65 y 0.25 respectivamente, explicándose de este modo el 81 % de la variación entre las medias de los grupos.

La inspección de los valores de las cargas canónicas (estructuras canónicas) muestra que K, TEMP, SEC, FT y ZMED resultaron ser las variables que más contribuyeron a la primera función discriminante, mientras ODF pesó en la segunda función. Las cargas canónicas deben ser interpretadas como la correlación existente entre la función canónica y la variable de interés. El análisis de potencia indicó a su vez que K, TEMP y SEC fueron las variables con mayor poder discriminatorio (Tabla 4.2.2.3).

Los centroides de los respectivos grupos se ubicaron en cuadrantes diferentes (Figura 4.2.2.1). El cálculo del estadístico Wilks Lambda presentó un valor de 0.45, siendo $F = 3.46$ ($P > 0.0003$), lo que indica que las diferencias entre los centroides resultó altamente significativa.

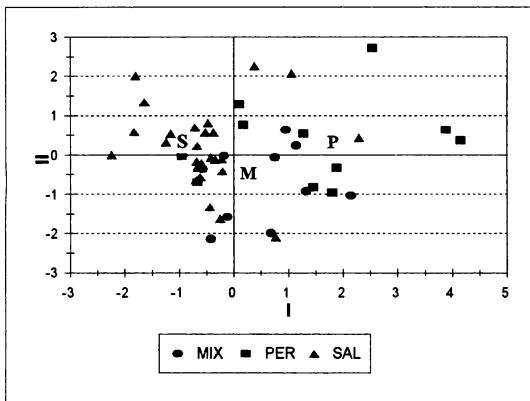


Figura 4.2.2.1: Posición de los ambientes en el espacio discriminante según los dos primeros ejes. M: centroide correspondientes a las comunidades MIX; P: centroide correspondiente a las comunidades PER; S: centroide correspondiente a las comunidades SAL.

Ambientes con comunidades dominadas por percicidos y atherinópsidos se caracterizaron por tener mayor conductividad, estar ubicados en áreas con mayor temperatura media anual y poseer mayor niveles de fósforo y por lo tanto, exhibir condiciones más eutróficas. Por el contrario, en el extremo opuesto de este gradiente se situaron los ambientes con comunidades dominadas por salmónidos, que habitan en ambientes profundos, localizados en altura, con bajo contenido de nutrientes y que por lo tanto, definen un escenario con condiciones más oligotróficas.

Se docimó cuán significativamente la clasificación obtenida difirió del azar. El índice de chance proporcional fue del 43 %, mientras que el de chance máxima, mucho más restringente, del 59 %. Dado que el porcentaje de ambientes correctamente clasificados fue del 74 % (38/51), ello excedió los porcentajes previos y eliminó probabilidad que la clasificación obtenida se debiera meramente al azar (Tabla 4.2.2.4). Este resultado

de gran importancia ya que existía *a priori* una mayor cantidad de ambientes pertenecientes al grupo SAL y validó la hipótesis inicial que presuponía la existencia de tres tipos de comunidades discretas.

5. DISCUSION

Las comunidades de peces en los ambientes prospeccionados responden a las características propias de los ambientes patagónicos: se trata de comunidades de baja riqueza específica y en muchos casos, con un importante grado de endemismo para algunas especies. En esta tesis se adoptó el criterio de considerar la comunidad como un grupo de especies que cohabitan juntos en tiempo y espacio (Begon *et al.* 1986). Otras definiciones rescatan la necesidad que las especies interactúen entre sí, particularmente a nivel trófico (Diamond y Case 1986).

Excepto por un solo ambiente (lago Pellegrini), en los lagos patagónicos no existen indicios de una ingesión marcada de especies provenientes de otros dominios zoogeográficos, probablemente debido a limitaciones térmicas. La presencia del pejerrey bonaerense en el norte patagónico sería explicable a favor de las características ecológicas presentes en el lago Pellegrini, tales como la elevada productividad natural, y la adaptación que posee esta especie a las bajas temperaturas. El Análisis de Correspondencia reveló que si bien existe un continuo en la estructura de las comunidades, se identifican tres tipos de asociaciones bien características, dado por una abundancia elevada de salmónidos, de perclíctidos y/o atherinópsidos y en otros casos, por la presencia conjunta de estas especies en proporción similar. Ello valida aplicar el criterio de dominancia de especies para definir más precisamente las comunidades tipo (Marshall y Ryan 1987).

La existencia de comunidades de salmónidos estaría indicando una aclimatación exitosa de estas especies tal como se concluyó en el capítulo IV, pero también un probable y casi inevitable distorsión de la verdadera abundancia de ciertas especies nativas. Por ejemplo, aún cuando perclíctidos y atherinópsidos se encuentran bien representados, galáxidos y aplochitónidos fueron escasos en los ambientes muestreados. Macchi *et al.* (1997) y Vigliano *et al.* (1999) señalan que *G. platei* se captura únicamente por debajo de los 30 m en el lago Gutiérrez, lo cual es indicativo que esta especie ocuparía predominantemente el hábitat pelágico-demersal. Ello debería ser verificado en otros ambientes en futuros estudios.

Aún cuando las comunidades de peces de lagos patagónicos resultan muy pobres en especies, su abundancia y estructura parece estar correlacionada con factores ambientales. Si bien los lagos patagónicos no escapan a lo observado en lagos templados del hemisferio norte, donde se han podido identificar diversos tipos de comunidades, existen importantes diferencias. En los lagos América del Norte las comunidades de peces se caracterizan a menudo por tener las denominadas especies claves. Estas especies son usualmente predatoras y que adicionalmente al efecto del ambiente, parecen ejercer cierto control en la estructura de la comunidad (Tonn y Magnuson 1982; Oglesby *et al.* 1987). Esta situación no se observa en los lagos patagónicos dominados por especies fundamentalmente eurifagas, tal como se ha descrito en el Capítulo IV.

A pesar de la baja diversidad natural que ostentan los ambientes de la Patagonia argentina, el número de especies presentó una relación positiva con el área. Se observó un aumento de la variabilidad en aquellos ambientes de mayor superficie, lo cual obedecería a la dificultad de obtener muestras representativas de toda la comunidad debido a la diversidad de hábitats. La relación entre riqueza y características morfométricas de los cuerpos de agua ha sido observada repetidamente en la literatura. Por ejemplo, se reconoce que la superficie de los ambientes lénticos parece estar positivamente correlacionada con la riqueza de especies (e.g. Barbour y Brown 1974; Eadie *et al.* 1986; Minns 1989; Matuszek y Beggs 1988), mientras que la riqueza de especies está positivamente relacionada con la diversidad de hábitats (Eadie y Keast 1984; Harvey 1978; Tonn y Magnuson 1982). En ambientes lóticos, a su vez, la riqueza de especies está asociada con la geometría de la cuenca (Eady *et al.* 1986) y el área de la cuenca (Sheldon 1988).

Por otra parte, se apreció una fuerte relación entre aquellos factores que afectan la productividad natural de los ambientes tal como la profundidad media, fósforo total y clorofila-a y la abundancia de peces, sin perjuicio de que algunos ambientes, como el lago Blanco, no se ajustaren a este tipo de relaciones debido a su elevada salinidad. Estos factores también se presentan en los análisis de lagos del hemisferio norte (Marshall y Ryan 1987). De interés particular resultó ser la relación entre SEC y ZMED con CPUE, que puso en evidencia que la influencia de dichas variables sobre la abundancia de peces, se torna poco importante más allá ciertos valores umbrales. En el

caso de ZMED, la profundidad de 25 m apareció como un límite natural para la producción de peces, siendo este valor algo mayor que el establecido por Oglesby (1977) en los lagos canadienses. En la Patagonia ningún ambiente con ZMED >25 m presentó abundancias elevadas de peces, lo que avalaría el supuesto que la menor abundancia de peces en lagos mas profundos está relacionada con limitantes naturales de la producción de los ambientes. También se advierte que únicamente aquellos ambientes con ZMED <10 m presentaron muy altas abundancias de peces, pudiéndose ello adjudicar a que en estos ambientes los peces se distribuyen mas homogéneamente, contrastando con aquellos mas profundos donde existe un uso preferencial del estrato superficial pelágico y fundamentalmente de las áreas litorales.

Para visualizar el efecto combinado de los diferentes factores ambientales en la estructura de la comunidad, se utilizó Análisis Discriminante partiendo de un total de 15 variables. Al reducir la dimensionalidad a tan solo 6 de ellas, se logró explicar el 81 % de la variación, obteniéndose, de esta manera, una solución parsimoniosa. A los efectos de aplicar estos resultados como herramienta de manejo, resulta recomendable reducir la dimensionalidad sin perder potencia en el análisis. El Análisis Discriminante es una técnica paramétrica comúnmente empleada, que posee, no obstante, ciertas limitaciones. Por ejemplo, es necesario que se verifique que existe homogeneidad de las matrices de varianza-covarianza y multinormalidad. Acaso la mayor limitación, desde un punto de vista ecológico, sea que el análisis presupone que existe una relación lineal entre la abundancia y las variables bióticas y abióticas. Ello sería aceptable dentro de un rango de valores, si bien debe enfatizarse que ciertas relaciones encontradas mediante el análisis univariado mostraron carácter no lineal. Este aspecto es de gran interés para predecir la presencia y o abundancia de las especies y debe ser explorado con mayor profundidad en estudios subsiguientes.

Por otra parte, se reconoce que el tamaño de la muestra no resultó totalmente suficiente para satisfacer las condiciones de un Análisis Discriminante con 3 grupos y 6 variables, en un sentido estricto. Williams y Titus (1988) recomiendan que por cada grupo, el tamaño muestral debe ser al menos tres veces el número de variables utilizadas, lo cual en este caso, hubiera significado que cada grupo estuviera integrado por al menos 18 ambientes. Solamente el grupo SAL satisfizo ese criterio. Asimismo, el análisis asumió que la CPUE resultaba un estimador insesgado de la densidad de peces (Gulland 1969; Ricker 1975;

Oglesby *et al.* 1987) y sobre la base de ello, se definieron los grupos y las comunidades tipo. El paradigma de la CPUE como estimador no sesgado de la densidad de peces ha sido utilizado repetidamente en diferentes estudios pesqueros (e.g. Henderson *et al.* 1973; Ryder y Henderson 1974), pero existe discrepancia en la literatura acerca de su aplicabilidad generalizada. Jackson y Harvey (1997) advierten que en los estudios de comunidades de peces existe una subestimación de las abundancias debido a la imposibilidad de aplicar un esfuerzo de muestreo adecuado y a la falta de uso de varios artes de pesca. La relación entre CPUE y densidad ha sido considerada en general lineal (e.g. Paloheimo y Dickie 1964; Gulland 1969), pero cambios en el coeficiente de capturabilidad según distintos factores (Capítulo V), pueden incidir y sesgar esta relación (Winters y Wheeler 1985).

Varios factores pueden incidir sobre cambios de este coeficiente. La zona de calado, por ejemplo, puede modificar la capturabilidad de las redes. Se puede asumir que las redes al conformar una batería experimental, resultan efectivas para capturar aquella fracción de la comunidad que exhibe hábitos litorales, pero no podría cubrir adecuadamente el hábitat demersal en aquellos lagos y embalses profundos. En ese sentido, Vigliano *et al.* (1999) pusieron de manifiesto que la abundancia de peces puede ser importante para algunas especies en la zona demersal de un lago, biotopo que usualmente no es muestreado en los lagos profundos. Dado que las variaciones inter-sitio no son además infrecuentes (e.g. Weaver *et al.* 1993; Swain y Sinclair 1994), los resultados obtenidos no serían extrapolables a un período que no fuera el estival. En particular, los salmónidos utilizan los ambientes lóticos para reproducirse por lo que su abundancia en los lagos decrece durante ciertos meses del año.

La clasificación obtenida puede considerarse robusta, ya que tras ser sometida a validación cruzada se rechazó la hipótesis que la misma pudiera haber sido obtenida debido al azar. La elevada correlación canónica fue indicativa de la existencia de un gradiente de variación que separó significativamente los tres grupos de comunidades. Estas "comunidades tipo" quedaron definidas por el efecto simultáneo de la conductividad, transparencia y concentración de fósforo total, como variables indicativas del estado trófico del ambiente, y de la temperatura media anual, como reflejo de la influencia climática y regulador del metabolismo general de los cuerpos de agua.

La conductividad refleja la concentración de nutrientes y esta estrechamente relacionada con el nivel de total de sólidos disueltos de un lago (Ryder *et al.* 1974). A su vez, la profundidad media está vinculada con la morfometría del ambiente y ha sido reconocida como un buen indicador de la productividad lacustre (Rawson 1955; Larkin 1964). Su efecto regulador del ciclo de nutrientes (Ryder *et al.* 1974; Carpenter 1983) tendría una influencia indirecta pero decisiva sobre la producción de peces. Es interesante señalar que la temperatura representa tanto el efecto latitudinal como el de la altura (Schlesinger y Regier 1982). Esta variable no apareció como relevante en el análisis realizado por Quirós *et al.* (1986), posiblemente debido a que los ambientes considerados abarcaron un rango latitudinal mucho más restringido (Patagonia media y norte). En esta tesis, la incorporación de ambientes situados en la Patagonia sur permite vislumbrar con mayor claridad la importancia de este factor.

En un segundo nivel, la concentración de oxígeno de fondo emergió como una variable importante que influye sobre la abundancia de las especies. Ciertos ambientes con gran abundancia de percíctidos presentaron concentraciones estivales de oxígeno por debajo de los 5 mg/l, lo cual limita el uso del hábitat batial a los salmónidos. Esta variable tendría así importancia durante el verano, que es cuando se eleva la temperatura del agua en los estratos superficiales, obligando a estas especies a utilizar las zonas más profundas como refugios térmicos.

El conocimiento de la comunidad de peces juega un rol preponderante en el manejo del recurso pesquero continental. Considerando los resultados limnológicos ya presentados, se verifica que la identificación de comunidades discretas o comunidades tipo sigue un gradiente ambiental transversal este-oeste. Los ambientes localizados en el oeste (cordilleranos) y con características más oligotróficas, poseen comunidades dominadas por salmónidos, aquellos situados en el ecotono presentan comunidades mixtas, mientras los ambientes ubicados en la meseta, más eutróficos, poseen comunidades caracterizadas por una mayor presencia de percíctidos y atherinópsidos. Este patrón general representa así un reemplazo de especies en función de variables limnológicas claves, y es consistente con los resultados observados por Hartman (1977) para lagos europeos y Colby *et al.* (1972), Ryder y Kerr (1978) y Oglesby *et al.* (1987), entre otros, para lagos de Norte América. Por su importancia para la ordenación pesquera, estos aspectos serán objeto de un nuevo análisis en el Capítulo VIII.

Finalmente, cabe agregar que existen interrogantes que no han podido ser adecuadamente considerados en esta tesis y para los cuales se requiere una mayor información de tipo ecológico. Por ejemplo, cabe preguntarse en que medida la competencia y/o predación condiciona la composición de las comunidades observadas en este caso en los lagos patagónicos. Este dilema no es ciertamente novedoso y como lo señala Schöner (1987), constituye uno de los clásicos ejes de controversia en ecología de comunidades de peces. En los lagos templados del hemisferio norte se ha demostrado, en muchos casos, la importancia de los factores abióticos, pero también se ha puesto énfasis en la influencia de factores tales como la piscivoría (Robinson y Tonn 1989). Es probable que ello sea el caso en los ambientes lóticos de bajo orden, donde ambas situaciones son responsables de la conformación de las comunidades de peces (Matthews 1987).

Dado que en los sistemas lóticos (excepto grandes ríos), la distribución de hábitats es fundamentalmente bidimensional, factores como competencia y predación constituyen fuerzas importantes que afectan la distribución y abundancia de las especies. Aún cuando en los ambientes lénticos estos factores pueden no ser despreciables, tal como lo demuestran los devastadores efectos producidos por la invasión de la anguila marina (*Petromyzon marinus*) sobre las poblaciones de trucha de lago (*Salvelinus namaycush*) en los grandes lagos norteamericanos (Lawrie 1970), la comunidad de peces de lagos y embalses patagónicos, estaría regulada primariamente por factores ambientales y secundariamente por factores bióticos. Es probable que uno de los aspectos de mayor interés que revistan los futuros trabajos sobre comunidad de peces patagónicos, sea precisamente tratar de entender en que medida estas fuerza interactúan y condicionan las comunidades de peces bajo diferentes escenarios ambientales.

6. BIBLIOGRAFIA

- Barbour, C. D. y J. H. Brown. 1974. Fish species diversity in lakes. *The Amer. Nat.* 108: 473-489.
- Begon, M. J., L. Harper y C. Townsend. 1986. *Ecology: individuals, populations, and communities*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Carpenter, S. R. 1983. Lake geometry: implications for production and sediment accretion rates. *J. Theor. Biol.* 105: 273-286.
- Cochan, W. G. 1964. On the performance of the linear discriminant function, *Technometrics* 6: 179-189.
- Colby, P. J., P. A. Ryan, D. H. Shupp y S. L. Serns. 1987. Interactions in north-temperate lake fish communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (Suppl.2): 104-128.
- Diamond, J. y T. J. Case. 1986. *Community ecology*. Harper and Row, New York.
- Eady, J. M. y A. Keast. 1984. Resource heterogeneity and fish species diversity in lakes. *Can. J. Zool.* 62: 1689-1695.
- Eady, J. M., T. A. Hurley, R. D. Montgomery y K. L. Theater. 1986. Lakes and rivers as islands: species-area relationship in the fish fauna of Ontario. *Env. Biol. Fishes* 15: 81-89.
- Evans, D. O., B. A. Henderson, N. J. Bax., T. R. Marshall, R. T. Oglesby y W. J. Christie. 1987. Concepts and methods of community ecology applied to freshwater fisheries management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 448-470.
- Gulland, J. A. 1969. *Manual of sampling and statistical methods for fisheries biology*. Part 1. Sampling methods. *FAO Manual in Fisheries Science* 4, 154 p.
- Hair, J. F., Jr., R. E. Anderson y R. L. Tatha. 1987. *Multivariate data analysis*, New York, McMillan Publ. Co, 449 p.
- Hartmann, J. 1977. Sukzession der Fisherträge in kulturbedingt eutrophierenden Seen. *Fischwirt.* 27: 35-37.
- Harvey, H. H. 1978. Fish communities of the Manitoulin Island lakes. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 20: 2031-2038.
- Henderson, H. F., R. A. Ryder y A. W. Kudhongania. 1973. Assessing fishery potentials of lakes and reservoirs. *J. Fish. Res. Board Can.* 30: 2000-2009.
- Jackson, D. A. y H. H. Harvey. 1997. Qualitative and quantitative sampling of lakes fish communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2807-2813.
- Klecka, W. R. 1980. *Discriminant analysis*. Sage University paper series. *Quantitative Applications in Social Sciences*, series no. 07-019, Beverly Hills, London, 71 p.
- Larkin, P. A. 1964. Canadian lakes. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 15: 76-90.

- Lawrie, A. H. 1970. The sea lamprey in the Great Lakes. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 99: 766-775.
- Macchi, P. J., D. Milano, P. H. Vigliano y M. F. Alonso. 1997. Alimentación, relaciones tróficas y uso del espacio de la comunidad de peces del lago Gutiérrez, Prov. de Río Negro. Página 97 *en* Resúmenes II Congreso Argentino de Limnología, Buenos Aires, Septiembre de 1997.
- Macchi, P. J., M. F. Alonso, P. F. Temporetti, M. T. Bello, M. de L. Baiz. 2001. Efectos de la introducción de pejerrey patagónico (*Odontesthes hatcheri*) en una laguna de la estepa rioegrina. Página 152 *en* Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología, XX Reunión Argentina de Ecología, Bariloche, 23-27 Abril 2001.
- Marshall, T. R. y P. A. Ryan. 1987. Abundance patterns and community attributes of fishes relative to environmental gradients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (Suppl.2): 198-215.
- Matthews, W. J. 1987. Physicochemical tolerance and selectivity of stream fishes as related to their geographical ranges and local distribution. Páginas 111-120 *en* Community and evolutionary ecology of North American stream fishes (Matthews, W. J. y D. C. Heins, eds.), University of Oklahoma Press: Norman and London, 310 p.
- Matuszek, J. E. y G. Beggs. 1988. Fish species richness in relation to lake area, pH and other abiotic factors in Ontario lakes, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1931-1941.
- Minns, C. 1989. Factors affecting fish species richness in Ontario lakes. *J. Amer. Fish. Soc.* 110: 533-545.
- Morrison, D. F. 1969. On the interpretation of discriminant analysis. *J. Mark. Res.* 6 (2): 153-163.
- Morrison, D. F. 1976. *Multivariate statistical methods*, New York, McGraw-Hill.
- Oglesby, T. T. 1977. Phytoplankton summer standing crop and annual productivity function of phosphorous loading and various physical factors. *J. Fish Board Can.* 34: 2255-2270.
- Oglesby, T. T., J. H. Leach y J. Forney. 1987. Potential *Stizostedion* yield as a function of chlorophyll concentration with special reference to Lake Erie. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* 44 (Suppl. 2): 166-170.
- Paloheimo, J. E. y L. M. Dickie. 1964. Abundance and fishing success. *Rapports Cons. Int. Explor. Mer* 155: 152-163.
- Pimentel, R. A. 1979. *Morphometrics, the multivariate analysis of biological data*. Dubuque, Iowa, Kendall/Hunt Publishing Company, 276 p.
- Qurós, R., S. Cuch y C. Baigún. 1986. Relación entre abundancia de peces y ciertas propiedades físicas, químicas y biológicas en lagos y embalses patagónicos (Argentina). Páginas 180-202 *en* Trabajos presentados al taller internacional sobre

ecología y manejo de peces en lagos y embalses (Vila I. y E. Fagetti, eds.). Santiago, Chile, 5-10 Noviembre de 1984. COPESCAL, Doc. Téc. 4.

- Rawson, D. S. 1955. Morphometry as a dominant factor in the productivity of large lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 12: 164-175.
- Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish population. *Bull. Fish. Res. Board Can.* No 191, 383 p.
- Robinson, C. L. y W. M. Tonn. 1989. Influence of environmental factors and piscivory in structuring fish assemblages of small Alberta lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 81-89.
- Ryder, R. A., S. K. Kerr, K. H. Loftus y H. A. Regier. 1974. The morphoedaphic index, a fish yield estimator-review and evaluation. *J. Fish. Res. Board Can.* 31: 663-688.
- Ryder, R. A. y H. F. Henderson. 1975. Estimates of potential yield for the Nasser Reservoir, Arab Republic of Egypt. *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 2137-2151.
- Ryder, R. A. y S. R. Kerr. 1978. The adult walleye in the percid community-a niche definition based on feeding behavior and food specificity. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.* 11: 39-51.
- SAS, 1985. SAS users's guide: statistics. SAS Institute, Cary North Carolina, USA.
- Schlesinger, D. A. y H. A. Regier. 1982. Climatic and morphoedaphic indices of fish yields from natural lakes. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 111: 141-150.
- Schlesinger, D. A. y H. A. Regier. 1983. Relationship between environmental temperature and yields of subarctic and temperate zone fish species. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1829-1837.
- Schöner, T. W. 1987. Axes of controversy in community ecology. Páginas 8-16 *en* Community and evolutionary Ecology of North American stream fishes (Matthews, W. J. y D. C. Heins, eds.), University of Oklahoma Press: Norman and London, 310 p.
- Swain, D. P. y A. F. Sinclair. 1994. Fish distribution and catchability: what is the appropriate measure of distribution. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1046-1054.
- Tabachnick, B. G. y L. S. Fidell. 1989. Using multivariate statistics. New York, Harper & Row Publisher, 746 p.
- Tonn, W. M. y J. J. Magnuson. 1982. Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology* 63: 1149-1166.
- Tonn, W. M., J. J. Magnuson y A. M. Forbes. 1983. Community analysis in fishery management: an application with northern Wisconsin lakes. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 112: 368-377.
- Williams, B. K. y T. Titus. 1988. Assessment of sampling stability in ecological applications of discriminant analysis. *Ecology* 69: 1275-1285.

- Williams, B. K. 1983. Some observations on the use of discriminant analysis in ecology. *Ecology* 68: 1283-1291.
- Willis, D. W., K. D. McCloskey y D. W. Gabelhouse Jr. 1985. Calculation of stock density indices based on adjustments for efficiency of gill net mesh size. *North Amer. J. Fish. Manag.* 5: 126- 137.
- Winters, G. H y J. Wheeler. 1985. Interaction between stock area, stock abundance and catchability coefficient. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 989-998.

TABLAS

Tabla 4.1.1: Comunidades tipo definidas para los ambientes prospeccionados en función de los porcentajes relativos de captura (valores redondeados). Se excluyen los porcentajes correspondientes a aplochitónidos y galáxidos. PER: percictidos-atherinópsidos; SAL: salmónidos; MIX: percictidos-atherinópsidos-salmónidos.

Ambiente	% Percictidos + Atherinópsidos	% Salmónidos	Comunidad tipo
Pellegrini	100	0	PER
Mari Menuco	93	7	PER
Los Barreales	64	36	MIX
Blanca	58	43	MIX
Aluminé	0	100	SAL
Ramos Mexía	52	48	MIX
Ñorquinco	5	95	SAL
Quillén	55	45	MIX
Huechulafquen	0	100	SAL
Lacar	4	96	SAL
Nahuel Huapi	58	42	MIX
Ñe-Luan	36	63	MIX
Gutiérrez	0	100	SAL
Mascardi	0	100	SAL
Guillermo	0	100	SAL
Steffen	0	99	SAL
Puelo	50	50	MIX
EpuYén	72	26	PER
Lezama	52	47	MIX
Chollia	1	99	SAL
Los Mosquitos	75	25	PER
Rivadavia	3	97	SAL
Verde	19	81	SAL
Futataufquen	8	92	SAL

Tabla 4.1.1. (cont)

Ambiente	% Percicidos + Atherinópsidos	% Salmónidos	Comunidad tipo
Amutui Quimei	0	100	SAL
Las Chultas	0	97	SAL
Esquel	84	16	PER
F. Ameghino	96	4	PER
Rosario	81	16	PER
Colhue Huapi	99	1	PER
Mustelrs	92	8	PER
Brecham	0	100	SAL
Largo	0	100	SAL
Zeta	0	100	SAL
Terraplén	87	13	PER
Cronómetro	73	0	PER
Los Niños	0	100	SAL
Pico 1	0	100	SAL
Pico 3	0	100	SAL
Pico 4	0	100	SAL
La Plata	0	100	SAL
Fontana	0	100	SAL
Blanco	65	0	PER
Posadas	100	0	PER
Cardiel	0	100	SAL
Roca	0	100	SAL
Argentino	3	97	SAL
Yehuin	0	100	SAL
San Luis	0	100	SAL
Fagnano	0	100	SAL
Escondido	0	100	SAL

Tabla 4.2.2.1: Valores de curtosis y desvío (skewness) para la primera función canónica según los grupos considerados.

Grupo	curtosis	desvío
MIX	-0.81	0.20
PER	-0.63	0.26
SAL	0.83	-0.05

Tabla 4.2.2.2: Valores de curtosis y desvío (skewness) para la segunda función canónica según los grupos considerados.

Grupo	curtosis	desvío
MIX	-0.19	-0.41
PER	0.87	0.86
SAL	0.86	0.22

Tabla 4.2.2.3: Cargas canónica de las dos funciones discriminantes y potencia de las variables.

Variable	I	II	Potencia
Conductividad	0.77	0.32	0.71
Temperatura	0.74	-0.43	0.70
Fósforo total	0.56	0.28	0.56
Oxígeno de fondo	-0.18	0.79	0.26
Transparencia	-0.72	-0.23	0.67
Profundidad media	-0.55	-0.28	0.42

Tabla 4.2.2.4: Resultados de la clasificación de ambientes según el tipo de comunidad predominante. MIX: percicidos-atherinópsidos-salmónidos; PER: percicidos-atherinópsidos; SAL: salmónidos. Valores en negrita indican el número de ambientes correctamente clasificados.

Comunidad	MIX	PER	SAL	Total
MIX	3	2	3	8
PER	2	7	4	13
SAL	1	1	28	30
Total	6	10	35	51

CAPITULO VIII

RENDIMIENTO PESQUERO Y PAUTAS PARA EL MANEJO DE LOS RECURSOS

1. INTRODUCCION

La estimación del rendimiento pesquero es un tópico usualmente conflictivo dado que este aspecto constituye uno de los objetivos centrales que atañen al dominio e incumbencia de la biología pesquera. En las aguas dulces ello cobra gran importancia al ser los efectivos pesqueros mas reducidos y por ende, soportar un mayor riesgo de sobreexplotación. Los ambientes continentales exhiben además una gran diversidad tipológica y su numerosidad dificulta, a menudo, llevar a cabo prácticas de control y manejo adecuado. Por otra parte, la mayoría de los ambientes continentales poseen una baja calidad de información (Kerr y Ryder 1988), a lo que se suma la compleja interacción que tiene lugar entre las condiciones climáticas, edáficas, hidrológicas, etc. Estos aspectos se advierten con intensidad en la Patagonia argentina, tal como ha quedado expuesto previamente al describirse la rica heterogeneidad ambiental existente.

El manejo tradicional de una pesquería consiste en evaluar la composición de especies que la integran y analizar sus patrones de variabilidad espacial y temporal. Estos factores constituyen los elementos básicos para desarrollar estrategias de uso y evaluación de los recursos pesqueros (Lewis *et al.* 1987). En el caso de las aguas continentales, debido a la diversidad de ambientes existentes, es usual practicar evaluaciones de carácter intensivo en un número limitado de ellos. Alternativamente, es factible también obtener información biológico-pesquera recurriendo a muestreos de carácter extensivo, lo que permiten abarcar amplias áreas geográficas a cambio de sacrificar precisión en los resultados.

La elección de uno u otro enfoque condiciona el tipo de evaluación que se practique. Deriso (1987) reconoce dos categorías distintivas de análisis a saber: los modelos dinámicos, cuyos requerimientos de información son satisfechos preferentemente por muestreos intensivos y los modelos de tipo empírico aplicables a muestreos de tipo extensivo. Los modelos dinámicos cobraron auge fundamentalmente a partir del monumental trabajo de Beverton y Holt (1957) y se basan en considerar una población como un conjunto de cohortes que crecen y soportan una mortalidad progresiva a lo largo de su existencia. En este tipo de modelo, el rendimiento por recluta es meramente una función de la abundancia de la clase anual reclutada a la pesquería, de la tasa de explotación, de la relación del largo de primera captura respecto al largo infinito y de la relación entre la mortalidad natural y la tasa de crecimiento (K) cuando los individuos de la

población crecen siguiendo el modelo de von Bertalanffy. Como se advierte en este tipo de análisis, ninguna componente ambiental interviene de manera directa, lo cual está indicando que los modelos dinámicos presentan dificultades conceptuales para su implementación en ambientes de agua dulce.

Por su parte, los modelos de tipo empírico tratan de identificar aquellas variables ambientales que pueden ser consideradas determinantes de la productividad de un cuerpo de agua, y en última instancia, de la producción pesquera. Estas variables suelen agruparse en tres categorías fundamentales (Rawson 1955): climáticas, edáficas y morfométricas. Como hacen notar Rigler (1982) y Shuter y Regier (1989), los métodos empíricos solo intentan predecir el sistema, y no necesariamente buscan relaciones causales.

Los modelos de tipo empírico operan a partir del desarrollo de regresiones basadas en información de tipo extensivo o regional (Peters 1986). Usualmente esta información proviene de pesquerías moderada a intensivamente explotadas, por lo que el rendimiento potencial puede en ocasiones estar subestimado (Leach *et al.* 1987; Loftus *et al.* 1987) o bien no representan adecuadamente pesquerías recreativas (Godbout y Peters 1988). Estos modelos exhiben como mayor virtud, la posibilidad de disponer en forma casi instantánea de valores de rendimiento con costos de muestreo reducidos. Sin embargo, dado que los resultados obtenidos no resultan precisos, se considera que estas estimaciones deben ser entonces utilizadas con precaución, en particular si el objetivo de manejo se extiende en el mediano o largo plazo (Henderson y Welcomme 1997).

Por último, y no menos importantes, deben mencionarse los modelos de producción excedente que operan sobre información poblacional (biomasa virgen, mortalidad natural y tasa intrínseca de crecimiento). La suposición básica que guía a estos modelos es que el rendimiento es una función no lineal del esfuerzo (e.g. Shaefer 1954). Este tipo de enfoque asume que la pesquería se encuentra en equilibrio (la producción de biomasa por unidad de tiempo iguala la pérdida por pesca), que existe una relación inversa entre el stock y el número de reclutas, que la producción de los stocks es mínima cercana a la capacidad de carga (biomasa virgen) del ambiente y que el coeficiente de capturabilidad no se modifica (véase Ricker 1975). En los modelos de producción excedente la

población esta regulada por mecanismos denso-dependientes previo a la fase de reclutamiento.

2. OBJETIVOS

En objetivo del presente capítulo es practicar una estimación de los rendimientos pesqueros potenciales y/o rendimientos máximos sostenibles en los ambientes estudiados. Los resultados observados, en conjunto con el análisis de ordenamiento ambiental practicado en el Capítulo II, se utilizan para proponer estrategias generales de manejo y aprovechamiento de los recursos pesqueros de los lagos y embalses de la Patagonia.

3. MATERIALES Y METODOS

Las estimaciones de rendimiento pesquero potencial y de rendimiento máximo sostenible se determinaron mediante el uso de modelos empíricos y de producción respectivamente. En ambos casos se adoptó el criterio de considerar como rendimiento a la captura expresada en peso de peces obtenida por unidad de tiempo (un año) y de superficie (área). Se reservó el término cosecha para denominar al peso de los peces obtenidos en una base anual y para el total de la superficie del ambiente.

3.1. Modelos empíricos

Se estimó el rendimiento pesquero (potencial) utilizando varios de los modelos citados en la literatura y que se detallan en la Tabla 3.1.1. Dado el carácter puntual de los muestreos en la mayoría de los ambientes, se adoptó el criterio de considerar las variables predictoras de los diferentes modelos como potenciales determinantes del rendimiento pesquero (Godbout y Peters 1988). La información limnológica necesaria para la utilización de estos modelos fue la presentada ya en el Capítulo II.

3.1.1. Modelos aplicables a lagos

3.1.1.1. Modelos dependientes de variables morfométricas

3.1.1.1.1. Modelo de Hanson y Leggett

Estos autores utilizaron lagos templados de América del Norte (42°-62°) para desarrollar diferentes predicciones del rendimiento pesquero. En esta tesis se recurrió al modelo univariado que tuviera la mayor significación, y que en este caso, correspondió al que

considera al fósforo total como variable independiente (Hanson y Leggett 1982, Tabla 2, Ec.2.) y cuya importancia como predictor de la producción de un ambiente ha quedado demostrada repetidamente (e.g Schindler 1978; Oglesby 1977 a). Por otra parte, se aplicó un modelo multivariado basado en la combinación de fósforo total, profundidad media y total de sólidos disueltos (Hanson y Leggett 1982, Tabla 2, Ec.2).

3.1.1.1.2. Índice morfoedáfico

El índice morfoedáfico (IME) ha sido utilizado ampliamente en la literatura para estimaciones del rendimiento pesquero. El modelo fue desarrollado sobre pesquerías deportivas y comerciales moderada a intensivamente explotadas en lagos canadienses. El IME está definido por el cociente entre el total de sólidos disueltos (TSD) y la profundidad media (ZMED). Dado que el modelo inicial estimaba el rendimiento en libras/acres, Schneider y Haedrich (1989) propusieron una conversión apropiada al sistema métrico que es la que se utiliza en esta tesis. Oglesby (1977 b) remarca que dos virtudes importantes del IME son su extrema simplicidad y que la información requerida para su estimación está en general disponible.

El IME utiliza el nivel de TSD como indicador de la concentración promedio de nutrientes aportado por la cuenca, y por lo tanto, es una variable controladora de la productividad primaria (Henderson *et al.* 1973). Ello explica que esta variable resulte recomendable medirla en aquellos períodos de máxima estabilidad, que en el caso de los lagos patagónicos, corresponde al período estival. Ocasionalmente TSD ha sido reemplazada por conductividad (K) como variable substituta (Oglesby 1974 b; Chow-Fraser 1991). Ryder *et al.* (1974) concluyen que ambientes con valores de TSD menores a 3 mg/l presentan problemas para la reproducción de los peces, mientras que aquellos con valores mayores a 1000 mg/l afectan seriamente el equilibrio osmótico. A su vez, ZMED, la otra componente del IME, es considerada una variable sintética representativa de los procesos hidrológicos, de circulación de nutrientes, estratificación térmica y de la morfometría del lago (Ryder *et al.* 1974). Ryder (1982) ha resumido los conceptos fundamentales que sustentan su uso como estimador del rendimiento pesquero potencial, mientras que Ryder *et al.* (1974) describen las condiciones de aplicabilidad del IME.

El uso del IME puede generalizarse a ambientes de otras latitudes, en cuyo caso se aplica una constante climática de corrección por latitud. Para la presente tesis, dicha constante k

se estimó a partir de la figura 6 de Henderson *et al.* (1973). Aquellos ambientes con elevada salinidad (>500 mg/l) y altos niveles de turbidez inorgánica no fueron incluidos. Regier y Henderson (1973) han enfatizado la necesidad de tratar separadamente los ambientes de tipo salinos, con sulfatos y cloruros y que, por lo tanto, se encuentran comprendidos dentro del grupo de ambientes con sistemas carbonato-bicarbonato. Similarmente, Chow-Fraser (1991) demostró que la relación nutrientes-IME es diferente en los lagos salinos, lo que avala su exclusión inicial en este estudio para llevar a cabo estimaciones de rendimiento pesquero.

3.1.1.1.3. *Modelo morfoedáfico*

Con un enfoque próximo al IME, y utilizando la información proporcionada por Ryder (1965), Rempel y Colby (1991) utilizaron el área y el volumen como variables representativas de las características termodinámicas de los lagos. En su formulación consideraron lagos con pesquerías deportivas (pequeños y mas fértiles) y lagos con pesquerías comerciales (grandes y menos fértiles).

3.1.1.1.4. *Modelo de Matuszek*

Matuszek (1978) ha derivado diferentes modelos para lagos templados de América del Norte basado en pesquerías deportivas y comerciales reutilizando en su mayoría el conjunto de lagos considerados por Ryder (1965). En esta tesis se utilizan aquellos modelos donde TSD y ZMED actúan como variables independientes, incorporando también al IME como variable predictiva.

3.1.1.1.5. *Modelos de Oglesby*

Oglesby (1877 b) recurre a lagos del hemisferio norte situados en un clima templado-frío y poco afectados por impacto antrópico para relacionar el IME con el rendimiento pesquero. Estos modelos utilizan un IME estimado sobre una profundidad media máxima de 25 m. De acuerdo a Oglesby (1977 a), profundidades mayores a 25 m dejan de ser relevantes en afectar la productividad del ambiente.

3.1.1.1.6. *Modelo de Youngs y Heimbuch*

Youngs y Heimbuch (1982) también utilizando el conjunto de datos generados por Ryder (1965), Oglesby (1977 b) y Matuszek (1978) vincularon el rendimiento pesquero con el

área del cuerpo de agua. Aducen que dicha variable es en realidad el factor clave ya que la misma condiciona otras variables previamente utilizadas (ZMED, TSD)

3.1.1.2. Modelos que dependen de factores climáticos

3.1.1.2.1. Modelos de Schlesinger y Regier

Los modelos de Schlesinger y Regier (1982) incorporan la variable climática al relacionar el rendimiento pesquero con la temperatura media anual del aire y el valor del IME en un heterogéneo conjunto de lagos de América del Norte, Europa, África y Asia comprendidos entre los 15° S y 62° N de latitud. Los autores identificaron un primer modelo constituido por ambiente intensamente explotados y un segundo modelo donde no se dispuso de estimaciones de esfuerzo.

3.1.2. Modelos aplicables a embalses

Jenkins (1982) considera embalses norteamericanos localizados en llanura y clima continental. Dado que el uso del IME requiere condiciones climáticas homogéneas y composición iónica aproximadamente similar, los embalses se agruparon de acuerdo a su uso y composición química del agua. Se consideraron así embalses hidroeléctricos de paso con tasas de renovación anuales menores a 0.165, embalses hidroeléctricos de acumulación, embalses no hidroeléctricos de tipo carbonato-bicarbonato y embalses no hidroeléctricos cloro-sulfatados. Los embalses patagónicos se inscribirían por su composición química dentro de los de tipo carbonato-bicarbonato. Poseen desde tiempos de residencia moderados, como el caso del embalse Florentino Ameghino (38 días), hasta muy elevados, tal como ocurre en Los Barreales (1048 días).

Dado que estos modelos estiman biomasa en lugar de rendimiento, éste se determinó aplicando la ecuación de Gulland (1970), tomando como base una mortalidad natural promedio para las especies de 0.5 y estimando en 0.4 la relación M/K con L_c/L_∞ (parámetro x de la ecuación de Gulland 1970). El uso de este modelo se consideró válido por cuanto los embalses patagónicos se encuentran aún bajo explotación reducida debido la presencia de un bajo número de pescadores recreativos.

3.2. Modelos de producción excedente

3.2.1. Modelo de Graham-Shaefer

Graham (1939 en Csirke 1980) propuso un modelo simple que describe el crecimiento de una población a partir de su tasa de crecimiento y su densidad. En condiciones de equilibrio la tasa de crecimiento es proporcional al tamaño poblacional. Ello puede expresarse como

$$dB/dt = [rB(\infty B - B)]/B\infty$$

donde:

$B\infty$: biomasa virgen o máxima biomasa que el ambiente soporta cuando no existe explotación

r : tasa intrínseca de crecimiento (Ricker 1975).

Bajo estas condiciones, el crecimiento de una población sigue una curva logística, lo cual implica que la máxima tasa de crecimiento se produce cuando la biomasa virgen se reduce a la mitad, correspondiendo el tamaño poblacional al de máximo rendimiento en el equilibrio. La relación entre la mortalidad por pesca y el RMS toma la forma de una parábola, cuyo domo corresponde al punto donde bajo una cierta presión pesquera (F) se alcanza el RMS. Esta relación es descrita por el modelo de producción excedente de Graham-Shaefer (1954) y se expresa como:

$$RMS = r B\infty /4$$

La estimación de la tasa intrínseca de crecimiento (r) se realizó aplicando la ecuación de Blueweiss *et al.* (1978):

$$r = 0.025 Wm^{-0.26}$$

siendo Wm es el peso medio de los peces (en gr) que ha sido estimada en el Capítulo V.

Por otra parte, dado que el modelo de Schaefer asume un crecimiento de la biomasa de tipo logístico, la mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible (F_{RMS}) es

directamente $r/2$ y por lo tanto $Z_{RMS} = 0.5 (r+M)$. Los datos básicos para la aplicación de estos modelos se presentan en la Tabla 3.2.1.

3.2.2. Modelo de Máxima Producción Biológica

Caddy y Csirke (1983) señalan que F_{RMS} no considera las pérdidas producidas debido a la mortalidad natural y que afectan el stock virgen, aunque éste no se encuentre bajo explotación. Por lo tanto, la biomasa del stock se encuentra por debajo de la que origina el RMS ($B_{RMS} = 0.5 B_{\infty}$). De tal modo, estos autores definen la Máxima Producción Biológica (MPB) como el punto de la curva logística que corresponde no solo a la mortalidad por pesca que optimiza el rendimiento, sino también tiene en cuenta el efecto de la mortalidad natural. Este punto se encuentra a la izquierda del RMS en la parábola de rendimiento. El rendimiento pesquero que corresponde a la máxima producción biológica (Y_{MPB}) es entonces:

$$Y_{MPB} = r \cdot B_{\infty} / 4 [1 - (M/r)^2]$$

y la mortalidad por pesca que maximiza MPB es:

$$F_{MPB} = 0.5 (r-M)$$

3.2.3. Aproximación de Gulland

Bajo el supuesto que la producción pesquera siga el modelo de Graham-Schaefer (1954), Gulland (1970) ha postulado que una aproximación razonable al rendimiento sostenible se logra cuando se captura una fracción de la biomasa virgen igual a 0.5 veces la mortalidad natural. En el rendimiento máximo sostenible entonces $M=F=0.5$ aproximadamente y ello es apropiado únicamente para stocks poco explotados o sin explotación (Csirke 1980), situación que se presenta aún en muchos ambientes patagónicos. Gulland (1970) ha sugerido que la estimación precedente puede ajustarse para diferentes especies y que el valor de 0.5 puede reemplazarse por un parámetro x que surge de la relación entre la razón M/K y la talla de primera captura L_c .

$$Y = x M B_{\infty}$$

donde :

x: parámetro que surge de considerar la relación M/K con L_0/L_∞ según Gulland (1970, Tabla 1).

M: mortalidad natural

B_∞ : biomasa virgen

Cuando no se conoce el parámetro x, M se multiplica típicamente por 0.4-0.5, con lo cual el RMS resulta igual a 0.2-0.25 B_∞ .

Esta ecuación es aplicable para stocks individuales ya que requiere de información particular de cada especie. Este enfoque se utilizó para evaluar los rendimientos del stock de pejerrey del lago Rosario y de la perca boca chica del lago Musters y de la laguna Esquel. Las estimaciones de biomasa se obtuvieron de Baigún y De Nichilo (1985) quienes proveen resultados de los relevamientos acústicos en los lagos Musters y Rosario. Los valores de biomasa se corrigieron por la proporción de perca boca chica y pejerrey presentes en las capturas experimentales (Capítulo V). A su vez, la numerosidad de la perca boca chica en la laguna Esquel se determinó mediante procedimientos de marca y recaptura (Baigun inédito) y estos resultados fueron transformados en biomasa utilizando el valor del peso medio determinado también en el Capítulo V. Por su parte, los valores de M y L_∞ se obtuvieron del Capítulo VI y la longitud de primera captura (L_{pc}) se fijó sobre la base de legislación de pesca vigente en la provincia del Chubut que asigna 25 cm de longitud total para pejerrey y 30 cm para perca boca chica. Toda esta información se resume en la Tabla 3.2.1

Adicionalmente se aplicó la corrección sugerida por Beddington y Cook (1983, Apéndice 2, Tabla 1), quienes han puesto de manifiesto que es necesario diferenciar entre la biomasa virgen total y la biomasa virgen efectivamente reclutada. Estos autores aducen que si el reclutamiento es independiente en cierto modo del tamaño de la población desovante, una variación importante de la misma reduce el rendimiento máximo sostenible a niveles por debajo del predicho por la aplicación de la ecuación de Gulland (1970). Para aplicar esta la corrección se consideró una edad de reclutamiento de 2 años para la perca boca chica y de 1 año para el pejerrey patagónico.

3.3. Estimación de esfuerzo pesquero

Se utilizó como base la legislación vigente hasta 1998 en las provincias patagónicas y en los Parques Nacionales para determinar las tallas y cuotas de captura. Esta fijaba para el caso de los salmónidos una extracción máxima de hasta dos ejemplares diarios de talla no inferior a 35 cm de longitud total, durante un período de hasta 150 días (Noviembre-Marzo). En esta tesis se ha considerado una duración de pesca máxima de 245 días para los percicétidos, lo que comprende el período Diciembre a Julio. El número de pescadores (NP) estimados para ambientes sujetos a pesca comercial se determinó de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$NP = [Y/CPUE_{\text{mer}} \times f] \times T$$

siendo:

Y: rendimiento pesquero potencial o máximo sostenible

CPUE_{mer}: captura por unidad de esfuerzo (en 100 m² de red) de la malla mas eficiente

F: esfuerzo de pesca (área de las redes utilizadas)

T: duración en días de la temporada de pesca

Para el caso de la pesca deportiva el número de pescadores se estimó como:

$$NP = Y/CC$$

donde CC representó el cupo de captura permitido por la regulación vigente, siendo Y el rendimiento estimado

4. RESULTADOS

4.1. Estimación del rendimiento pesquero

4.1.1. Modelos empíricos

En la Tabla 4.1.1.1 se presentan las estimaciones de rendimiento según los diferentes modelos aplicados, observándose una notable variabilidad en los resultados. Los modelos 1, 2, 5 y 12, por ejemplo, arrojan rendimientos que en la mayoría de los ambientes se encuentran por debajo de 1 kg/ha, aún para aquellos para los que se espera una mayor

productividad por estar localizados fuera de la cordillera. Por el contrario, los modelos 3 y 6 exhiben rendimientos pesqueros aparentemente muy elevados para algunos ambientes cordilleranos. Los modelos 4, 7 y 10, por su parte, proporcionan rendimientos próximos entre sí, con valores bajos a moderados, que no establecen diferencias importantes entre ambientes con distintos estados tróficos. Finalmente, el modelo 8 es el que mejor contrasta los rendimientos pesqueros potenciales entre ambientes oligotróficos y mesoeutróficos. Para el caso de los embalses oligotróficos de meseta, debido a que el tiempo de permanencia del agua es elevado, se aplicaron también los modelos de rendimiento pesquero para lagos.

Se advirtió que los modelos para embalses (15-17) presentaron resultados homogéneos. Para estos ambientes Jenkins (1982, Fig. 5) hace notar que cuando el IME es menor a 50 no existe virtualmente diferencia entre los rendimientos de embalses hidroeléctricos de paso y de acumulación, mientras que los embalses de tipo carbonatados arrojan menores rendimientos.

Con el fin de ajustar los resultados observados se promediaron las estimaciones encontradas por ambiente, determinándose además el rendimiento pesquero en función de la tipología descrita en el Capítulo II. Asimismo, a cada categoría de ambiente, se le asignó una comunidad tipo, de acuerdo a los resultados encontrados en el Capítulo VII. Estos análisis se vuelcan en la Tabla 4.1.1.2, pudiéndose apreciar que los mayores rendimientos pesqueros correspondieron al grupo C2 que promedió 9 kg/ha, pero que además presentó la mayor variabilidad. Los menores rendimientos se ubicaron en el grupo A, con 3 kg/ha aproximadamente, no advirtiéndose diferencias importantes entre los subgrupos A1 y A2. Los ambientes del grupo A presentaron las menores variabilidades, lo que se explica por sus condiciones limnológicas más uniformes respecto a los ambientes de la meseta. Por su parte, los modelos de embalses aplicados al subgrupo C1 evidenciaron rendimientos cercanos a 20 kg/ha, alcanzado 33 kg/ha en el caso del embalse Ameghino (subgrupo C1).

Dado que la mayoría de los modelos para estimar el rendimiento pesquero incorporan el IME como variable predictiva, se realizó un análisis más específico sobre el comportamiento de esta variable compuesta dentro del marco de la tipología lacustre desarrollada ya en el Capítulo II. El IME mostró una fuerte relación con la CPUE ($r = 0.54$;

$P < 0.05$) si se exceptúan de la regresión aquellos ambientes con elevados niveles de total de sólidos disueltos (Figura 4.1.1.1)

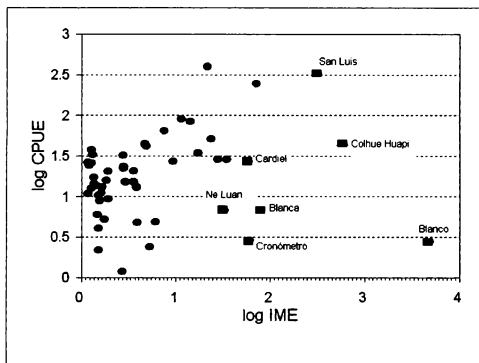


Figura 4.1.1.1: Relación entre el logaritmo del índice morfoedáfico (IME) y el logaritmo de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE). Los ambientes indicados con cuadrados no fueron incluidos en la regresión.

Asimismo, se estimaron las medias del IME y sus intervalos de confianza al 95 % para cada subgrupo (Tabla 4.1.1.3). Dentro del grupo C (ambientes de meseta) existieron notables diferencias producto de las diferentes condiciones de ZMED y TSD que pueden encontrarse. El subgrupo C2, si bien posee un IME elevado, presentó un intervalo muy amplio lo que pone de relieve la heterogeneidad ambiental que poseen los ambientes meso-eutróficos de la meseta. Por su parte, el grupo B mostró el mayor IME promedio y a diferencia del subgrupo C2, el intervalo de la media fue sensiblemente más estrecho. Finalmente, dentro del grupo A, se notó cierta heterogeneidad en los valores de rendimiento, marcándose, sin embargo, una diferencia entre los ambientes A1 y A2 con los ambientes del tipo A3.

Por otra parte, se practicó una comparación de la variación del IME entre lagos de Ontario (Canadá) que incluyen los ambientes analizados por Ryder (1965) y aquellos

ambientes patagónicos del grupo A, es decir de tipo oligotrófico. Los ambientes se agruparon en tres categorías de acuerdo a su superficie (0.1-10; 10.1-50; 50.1-100 km²) y se consideraron únicamente aquellos ambientes con valores de TSD de hasta 100 mg/l a fin de mantener únicamente aquellos ambientes oligohalinos. Estas comparaciones pusieron de manifiesto que el IME resultó sensiblemente menor en los lagos patagónicos, particularmente en aquellos >10 km², si bien la variabilidad fue también menor (Figura 4.1.1.2).

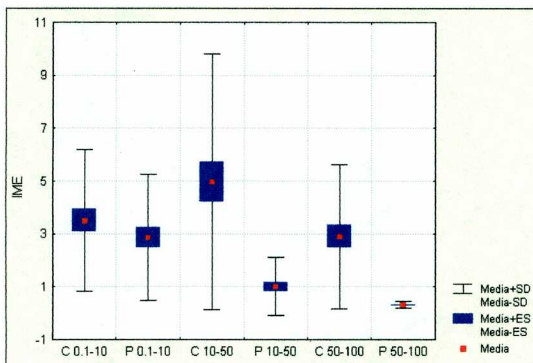


Figura 4.1.1.2: Comparación del índice morfoedáfico (IME) entre lagos canadienses (C) de la provincia de Ontario (según OMNR 1982) y lagos patagónicos (P) de 0.1-10 km²; 10.1-50 km² y 50.1-100 km². DS: desvío estándar. ES: error estándar.

Dado el carácter compuesto del IME, resultó de interés analizar cual de las componentes del mismo contribuía más a establecer estas diferencias. Para ello se practicó un análisis individual para ZMED y TSD (<100 mg/l). En el caso de ZMED esta variable resultó sensiblemente mayor en los lagos patagónicos, pero mucho más uniforme en los lagos canadienses (Figura 4.1.1.3).

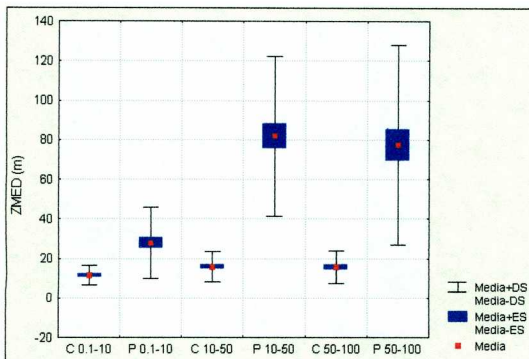


Figura 4.1.1.3: Comparación de la profundidad media (ZMED) entre lagos canadienses (C) de la provincia de Ontario (según OMNR 1982) y lagos patagónicos (P) de 0.1-10 km², 10.1-50 km² y 50.1-100 km². DS: desvío estándar. ES: error estándar.

Por su parte, aunque TSD no exhibió diferencias importantes entre ambos grupos de lagos, ya que los valores medios de TSD se ubicaron entre 40 y 60 mg/l, sí se observó una mayor variabilidad para los lagos canadienses (Figura 4.1.1.4). Los análisis precedentes ponen así de manifiesto que existen importantes diferencias morfológicas, mas que de composición química, que pueden resultar claves para regular los ciclos de nutrientes a lo largo del año y los patrones de comportamiento térmico. Estos aspectos, al estar vinculados a la productividad de los lagos, condicionan, de alguna manera, el rendimiento pesquero potencial.

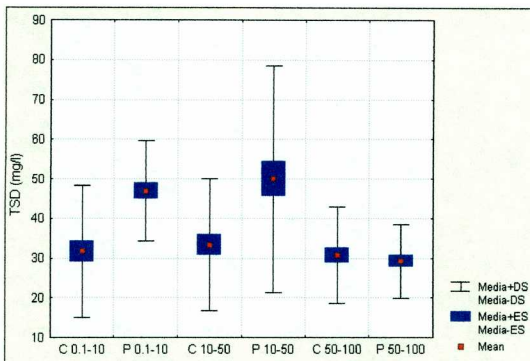


Figura 4.1.1.4: Comparación de la concentración del total de sólidos disueltos (TSD) entre lagos canadienses (C) de la provincia de Ontario (según OMNR 1982) y lagos patagónicos (P) de 0.1-10 km², 10.1-50 km² y 50.1-100 km². DS: desvío estándar. ES: error estándar.

Finalmente, se incorporaron los lagos patagónicos en el esquema desarrollado por Ryder *et al.* (1974) que combina TSD y ZMED para distintos lagos del mundo. Para ello se utilizaron los valores medios de TSD y ZMED determinados para los ambientes tipo A, B y C. Se observó que los ambientes A1, A2 y C1 se ubicaron a la derecha de la línea C-C1, definida por estos autores como el límite de condiciones edáficas óptimas para el hemisferio norte (18 m) y abajo de la línea E-E1 que corresponde a una concentración de nutrientes también óptimas. No es por lo tanto sorprendente que estos lagos exhiban un rendimiento potencial bajo y así queda evidenciado al estar situados entre las isolíneas de IME de 0.1 y 3. Los ambientes tipo B, por su parte, se localizaron muy próximos al punto definido como el de IME óptimo (punto G) y que corresponde a la isolínea I-1, que representa un IME de 40 (TSD= 200 mg/l y ZMED= 4 m). Asimismo, estos ambientes se posicionaron a la izquierda de la línea B-B1, que es indicativa de la profundidad media de la zona trofógena en el hemisferio norte, por lo que la luz no resulta en ningún caso un factor limitante para la productividad primaria.

Los ambientes tipo C2, a su vez, se ubicaron en una región mas favorable por las condiciones edáficas pero por sobre el óptimo de la concentración de nutrientes. Es por ello que aunque ostentan un IME de 40, su potencial pesquero es inferior al de los ambientes tipo B. Es interesante notar que los ambientes tipo A3 se situaron sobre la línea B-B1 y a la izquierda de la línea C-C1, y por lo tanto evidenciando buenas condiciones de productividad. Sin embargo, su limitación mayor esta dada por los niveles de nutrientes similares a los de los ambientes A2 y apenas un poco mayores que los de los ambientes A1.

Se debe destacar que algunas de las condiciones ambientales del gráfico no se aplican estrictamente a los lagos patagónicos. Por ejemplo la línea A-A1 separa los lagos del hemisferio norte que soportan una mortalidad regular de peces durante el invierno por congelamiento y por lo tanto, ven restringido su potencial biótico. Estos ambientes poseen ZMED <5m y en la provincia de Ontario no superan las 200 hectáreas (Payne *et al.* 1980). En Patagonia, aún cuando ciertos lagos pueden congelarse (generalmente en su superficie o áreas costeras), no generan mortandad de peces. Lo anterior permite concluir que el IME óptimo en los lagos patagónicos podría ser menor al determinado por el gráfico de Ryder *et al.* (1974).

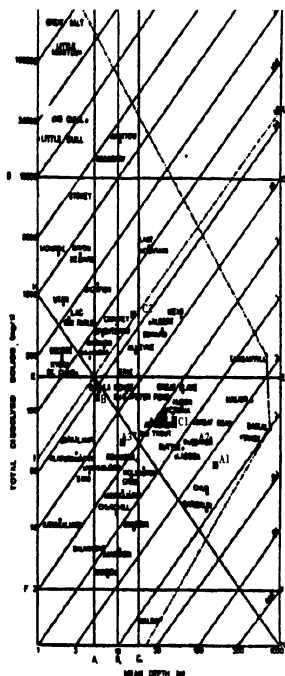


Figura 4.1.1.3: Ubicación de los lagos patagónicos en el esquema mundial de lago propuesto por Ryder *et al.* (1974) respecto a TSD y ZMED. A-A1: Límite inferior de restricción de ZMED debido a congelamiento; B-B1: Profundidad media de la zona trofónica; C-C1: Límite superior de restricción debido a ZM; D-D1: Límite superior osmoregulatorio e iónico para peces estenohalinos de agua dulce; E-E1: Línea de relación de iones óptima; F-F1: Límite inferior debido a concentraciones de iones; I-I1: isoclasa de IME óptimo; G-G1: punto de IME óptimo. Las líneas punteadas indican los límites globales esperados para ZMED y TSD.

4.1.2. Modelos de producción excedente

Las estimaciones de rendimientos pesqueros (Y) se presentan en la Tabla 4.1.2.1, notándose que el RMS excedió entre 2 y 3 veces el valor de Y. Los rendimientos pesqueros derivados de modelos de producción también resultan mayores a los determinados mediante modelos empíricos en aquellos ambientes donde se realizaron estimaciones simultáneas (Musters, Esquel y Rosario), inclusive considerando que los modelos empíricos estiman el rendimiento total de la comunidad. Sin embargo, para ambos enfoques se verificó un patrón común: los ambientes del grupo A fueron los que mostraron los menores rendimientos (lago Rosario), mientras los ambientes del grupo B y C presentaron los rendimientos mayores (Esquel y Musters).

4.1.3. Integración de modelos pesqueros, rendimiento por grupos de especies y tipología lacustre

Los resultados encontrados sugieren que una estimación más real del rendimiento pesquero en los ambientes analizados puede obtenerse definiendo un marco integrador de características ecológicas y pesqueras. Los modelos empíricos serían más apropiados en aquellos ambientes oligotróficos, mientras los modelos de producción excedente resultarían más convenientes para ambientes meso-eutróficos (Tabla 4.1.3.1). Estos rendimientos podrían ser partidos o fraccionados por grupos de especies taxonómicamente afines (salmónidos, percictidos, atherinópsidos), de acuerdo a la abundancia relativa de estos grupos en las capturas experimentales. Este procedimiento ha sido sustentado por Gulland (1970), pero considerando la mortalidad natural por especie, aplicado también por Ryder y Henderson (1975), Ryder (1978), Bruce (1984) y adoptado por Loftus *et al.* (1987) para predecir los rendimientos específicos utilizando la composición histórica de capturas comerciales. A su vez, OMNR (1982) describe las posibles alternativas para fraccionar el rendimiento pesquero estimado mediante el IME, de acuerdo a las especies presentes.

La Figura 4.1.3.1 muestra el rendimiento pesquero (porcentual) para atherinópsidos, percictidos y salmónidos para cada tipología de ambientes, considerando los resultados presentados en la Tabla 4.1.1 y Figura 4.1.1 del Capítulo II. Dado que los valores de mortalidad natural de perca boca chica, trucha arco iris y pejerrey no difirieron mayormente entre sí en promedio (Capítulo VI, Tabla 4.6.1), el rendimiento pesquero se

determinó directamente utilizando la abundancia relativa de las especies por grupo de lago.

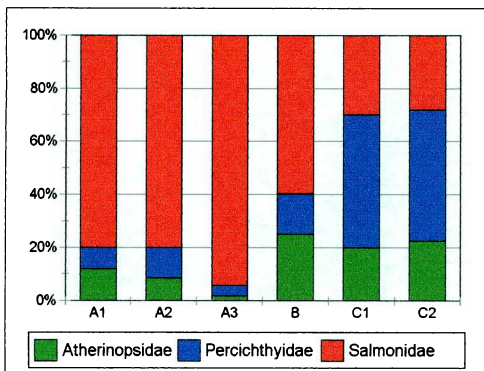


Figura 4.1.3.1: Rendimientos pesqueros expresados como porcentajes del rendimiento total, de acuerdo al empleo de los modelos descritos en la Tabla 3.1.1. A1, A2, A3, B, C1 y C2 representan ambientes tipo definidos en el Capítulo II.

Se puede notar claramente que si bien el rendimiento de atherinópsidos crece levemente desde ambientes tipo A hacia ambientes tipo B y C, el de percicidos se incrementa considerablemente, particularmente en ambiente C1 y C2 para constituir el 50 % del rendimiento potencial. En forma opuesta, el rendimiento de salmónidos que en los ambientes tipo A representa un 80-90%, decrece considerablemente en ambientes tipo C representando apenas un 20%.

Los resultados presentados mas arriba sugieren entonces que el IME podría ser utilizado como variable de entrada para predecir el rendimiento pesquero considerando únicamente dos categorías de especies: salmónidos y no salmónidos. Esta división responde a la tendencia ya descrita en el Capítulo III, donde se enfatizó que únicamente los salmónidos poseen interés económico y deportivo. Aplicando el modelo de Ryder generalizado corregido

por latitud, la Figura 4.1.3.2 permite visualizar la variación del rendimiento pesquero estimado según para diferentes niveles de explotación.

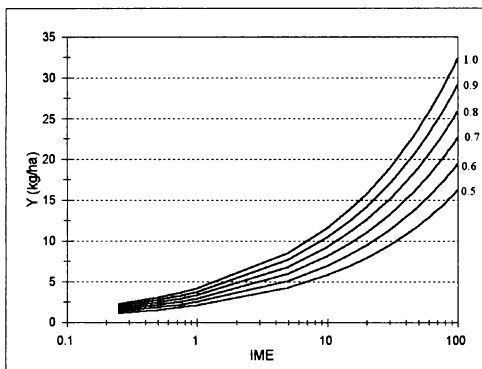


Figura 4.1.3.2: Relación entre el índice morfoedáfico (IME) y el rendimiento pesquero potencial (Y) para diferentes tasas de explotación (isolíneas).

Se aprecia que no existen virtualmente diferencias cuando el IME < 1 (cambios marginales), mientras los rendimientos varían de manera mas significativa con un IME > 30 (cambios no marginales). Ello implica que cualquier medida protectora para regular el nivel de explotación que se utilice en lagos ultraoligotróficos producirá un cambio poco relevante en los rendimientos. En los lagos meso a eutróficos, por el contrario, la falta de cumplimiento de medidas regulatorias puede verse compensada por la mayor capacidad productiva de los ambientes.

A diferencia de los resultados presentados previamente, donde se estimaba un rendimiento pesquero "ideal", la posibilidad de considerar diferentes tasas de explotación aparece como una estrategia mas realista de predicción de dichos rendimientos. Este enfoque, por ejemplo ha sido considerado por OMNR (1982) para diversos lagos del Canadá, siendo el nivel de explotación adoptado equivalente aproximadamente al 75 %

del rendimiento potencial. La hipótesis subyacente que justifica adoptar estimaciones mas conservativas, es que el rendimiento pesquero potencial es aproximadamente equivalente al rendimiento máximo sostenible (Matuszek 1978), punto donde, como se sabe, existe un gran riesgo de sobrepesca (Larkin 1977). El uso combinado de los resultados sobre la tipología lacustre y la estimación de los rendimientos pesqueros refuerza la idea que las condiciones limnológicas de base limitan y condicionan, en principio, el manejo de las pesquerías. La Figura 4.1.3.3 combina los resultados de la tipología desarrollada en el Capítulo II, con la caracterización de la estructura de la comunidad de peces en cada ambiente (Capítulo V) y con el cálculo del IME por ambiente presentado en este Capítulo.

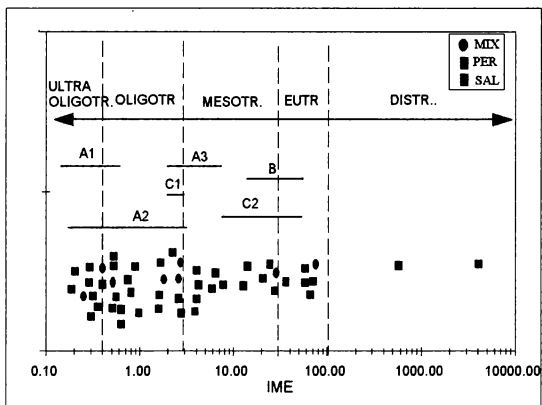


Figura 4.1.3.4: Caracterización trófica de los ambientes según su tipología (A1, A2, A3, B, C1 y C2) y distribución de comunidades tipo a lo largo del gradiente definido por el índice morfoedáfico (IME). ULTRAOLIG: ultraoligotrófico; OLIGOTR: oligotrófico; MESOTR: mesotrófico; EUTR: eutrófico; DISTR: distrófico.

Puede observarse que en los ambientes con IME entre 0 y 1 predominan comunidades tipo SAL, mientras que aquellas con IME >10 exhiben una dominancia de comunidades PER. Ambos tipos se superponen mayormente en ambientes con IME entre 3 y 11. No

se advierten comunidades SAL en ambientes con IME >100, ni tipo PER en ambientes donde el IME <1. Por su parte, las comunidades MIX poseen un amplio rango de variación, pero dominan en ambientes con IME moderados a bajos. Adams y Olver (1977), a partir de un estudio en 70 lagos de Ontario, proponen que un IME de 0.8 a 5.9 es representativo de condiciones oligotróficas, de 6 a 7.3 indica un estado de meso-eutrófia y entre 7.3 y 50 caracteriza condiciones eutróficas.

En la presente tesis, para los lagos analizados se propone considerar los siguientes criterios:

- a) Ultra-oligotróficos: exhiben un IME entre 0 y 0.5 que comprenden casi todos los ambientes A1 y parte de los ambientes A2.
- b) Oligotróficos: presentan un IME entre 0.5 y 3, y abarca todos los ambientes C1 y parte de los A3 y A2.
- c) Mesotróficos: definidos por un IME entre 3 y 12, incluye casi todos los ambientes C2 y parte de los B y A3.
- d) Eutróficos: poseen un IME entre 12 y 100 y comprende únicamente ambientes tipo B y C2
- e) Distrófico: presentan un IME >100.

Este esquema simple proporciona al administrador del recurso una sólida base conceptual para reducir la incertidumbre en el manejo de los ambientes, al poder definir estrategias de uso tales como siembra, predecir la estructura de la comunidad en un ambiente y estimar rendimientos potenciales.

4.2. Pautas de manejo y explotación pesquera

En función de los rendimientos previamente calculados se desarrolló un esquema de uso del recurso para los diferentes ambientes. En el caso de la pesca comercial, las variables fundamentales consideradas fueron duración de la temporada de pesca, dimensiones y eficiencia de las artes. El procedimiento de cálculo consideró que los pescadores utilizan siempre las mallas mas eficientes. Las eficiencias se determinaron utilizando las Figuras 4.2.2.1 y 4.2.2.2 del Capítulo V. Asimismo los parámetros presentados en la Tabla 4.2.1.1 del Capítulo V posibilitó establecer la longitud media

correspondiente a la malla mas eficiente, así como el tamaño de malla que corresponde a la longitud crítica (Capítulo VI).

La Tabla 4.2.1 muestra los resultados obtenidos para el caso de aquellas especies donde se dispuso de información mas completa. Se observó que para la perca boca chica, con excepción del lago Colhue Huapi, la longitud que correspondió a la malla mas eficiente (L_{mef}) fue siempre mayor que la longitud de primera madurez o primera reproducción (L_m). No obstante, existieron diferencias importantes entre ambientes cuando se comparó con la longitud crítica (L_{crit}), la cual podría considerarse como un objetivo de manejo. Para el caso del lago Musters $L_{mef} > L_{crit}$, lo cual implica que de crecer esta pesquería y eliminarse los individuos de mayor tamaño, las tallas se irán ajustando hasta no superar L_c , aún cuando la eficiencia de la malla correspondiente a L_{crit} es de tan solo el 45%.

Para la laguna Esquel $L_{mef} \gg L_m$ y por lo tanto, es de esperar que en largo plazo se verifique un panorama similar a la del lago Musters. Sin embargo, en la laguna Esquel, con un rendimiento por unidad de superficie mucho mayor, esta situación resultaría beneficiosa ya que la pesquería extrae primero la mayor biomasa posible, minimizando los costos operativos al utilizar las redes de malla mas eficiente. Por el contrario, en el lago Colhue Huapi se presenta una situación mas comprometida ya que $L_{mef} < L_m$. En este lago, si el objetivo fuera regular las capturas alrededor de L_{crit} , entonces debería considerarse la baja eficiencia de la malla que corresponde a esta longitud (30 %). La perca boca grande, por el contrario, presenta una situación óptima ya que L_{mef} es casi igual a L_{crit} , siendo la eficiencia de la malla que corresponde a esta longitud del 90 %.

Sobre la base de estos resultados se procedió a estimar el número de pescadores que pueden ingresar a la pesquería de perca boca chica en el lago Musters y en la laguna Esquel, como ejemplo de lagos del grupo C2 y B respectivamente. En el caso del lago Musters, al igual que para otros lagos del grupo C2, se asumió un rendimiento promedio de 25 kg/ha/año, lo que significa una posibilidad de extraer una cosecha 650 ton/año. En la Figura 4.2.1 se presenta un nomograma que permite apreciar la variación del número de pescadores en función de las dimensiones del arte y de los días de pesca. Cuando los esfuerzo de pesca son bajos ($250m^2$), cambios importantes en la duración de la temporada de pesca permiten modificar sustancialmente el número de pescadores que pueden ingresar en la pesquería. Por el contrario, al habilitarse un mayor resfuerzo de

pesca debido al incremento de la superficie de las artes, existen menores posibilidades de regular el número de usuarios del recurso, aún cuando se intente regular la época de pesca.

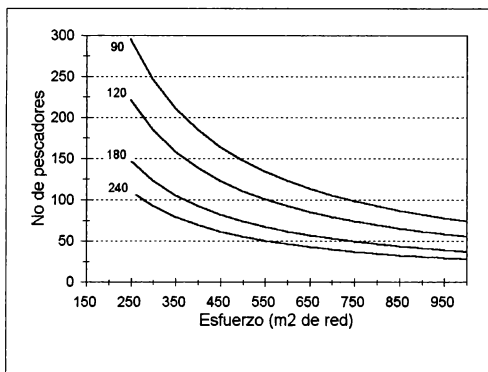


Figura 4.2.1: Relación entre la superficie del arte de pesca y el número de pescadores según distintos esfuerzos temporales de pesca (isolíneas) para la pesca de perca boca chica en el lago Musters.

A su vez, para la laguna Esquel, se consideró un rendimiento de 20 kg/ha/año, lo que significa una cosecha de 4.8 toneladas anuales. De acuerdo a la Figura 4.2.2, es posible advertir que el esfuerzo de pesca que puede aplicarse sin sobreexplotar el recurso es muy bajo. Por ejemplo, dos pescadores operando 250 m² de red cada uno durante 30 días, obtiene una cosecha equivalente al rendimiento máximo sostenible. Para 450 m² de red, un único pescador puede extraer toda la cosecha estimada.

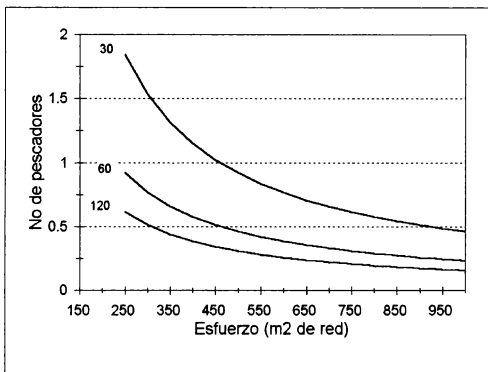


Figura 4.2.2: Relación entre la superficie del arte de pesca y el número de pescadores según distintos esfuerzos temporales de pesca (isolinéas) para la pesca de perca boca chica en laguna Esquel.

5. DISCUSION

5.1. Rendimiento Pesquero

5.1.1. Modelos empíricos

Los rendimientos obtenidos mediante los modelos empíricos exhibieron una alta variabilidad lo que no resultó sorprendente dada la heterogeneidad de las variables sobre las que están determinados algunos de los modelos originales. Pudo observarse que la mayoría de estos modelos arrojaron valores de rendimiento muy bajos. Existen varias fuentes de incertidumbre y error al aplicar los modelos en forma extrapolada, pero básicamente es posible reconocer cuatro causas fundamentales:

a) Factores climáticos

Brilinsky y Mann (1973) han puesto de manifiesto la importancia que adquiere la latitud y temperatura media del aire como reguladores de la productividad acuática a escala global. Hanson y Leggett (1982) señalan que la predicción de los rendimientos pesqueros debería limitarse a zonas climáticas de donde provienen los datos originales,

mientras Schlesinger y Regier (1982) sugirieron que la temperatura media anual entre zonas geográficas afectaba el rendimiento pesquero, fenómeno que ya fuera notado por Henderson y Welcomme (1974) y Henderson *et al.* (1982) al generalizar la aplicabilidad del IME en distintas regiones climáticas. A su vez, Plante y Downing (1992) indicaron que la producción de salmónidos decrece con la temperatura.

En el caso de los lagos patagónicos, existen diferencias climáticas con respecto a los lagos del hemisferio norte, lo cual limitaría la aplicabilidad de la mayoría de los modelos presentados. Por ejemplo, en el modelo de Rawson (1955) se utilizan lagos situados en regiones más subárticas que templadas, si bien varios de los lagos utilizados por este autor, poseen un nivel de baja explotación. En los modelos de Oglesby (1997 b) participan ambientes localizados en algunos casos fuera de la zona templado fría. El modelo de Young y Heimbuch (1982), está ajustado con lagos de gran área, como son los grandes lagos de Norte América, ecosistemas que son difícilmente comparables con los lagos patagónicos. En el caso de los embalses, los modelos de Jenkins (1982) se hallan estructurados sobre ambientes que se distribuyen en una franja climática amplia, que en muchos casos no comprenden las condiciones de temperatura existentes en la Patagonia.

b) Factores asociados a la pesquería

La gran mayoría de los modelos empleados se basan en pesquerías deportivas o comerciales moderada a intensamente explotadas. Tal es el caso de los modelos de Ryder (1965), Oglesby (1977 b), Matuzsek (1978) y Schlesinger y Regier (1982). Similarmente, modelos como el de Schlesinger y McCombie (1983) no utilizado en esta tesis por falta de información adecuada, incorporan la variable "esfuerzo pesquero" conjuntamente con el IME. Godbout y Peters (1988) señalan la inconveniencia de aplicación de este tipo de modelo en ambientes con esfuerzo pesquero reducido, tal como sería el caso de la gran mayoría de los lagos y embalses patagónicos. Estos autores incluso hacen notar que casi todos los modelos empíricos por haber sido derivados de pesquerías comerciales, son de dudosa utilidad para estimar rendimientos de pesquerías deportivas.

c) Factores asociados a la estructura de la comunidad

Los lagos del hemisferio norte presentan una diversidad de especies mucho mayor que los lagos patagónicos, lo cual posee profundas implicancias de tipo bioenergético. Kerr y Martin (1970) han argüido que cadenas tróficas más cortas están generalmente asociadas a comunidades simples de peces, lo que reduce la pérdida de energía entre niveles tróficos. Ello sería usual en ambientes de pequeñas dimensiones, pues como ya se ha comentado en el capítulo IV, la riqueza específica tiende a incrementarse con el área. Varios de los ambientes utilizados en el modelo original de Ryder (1965) son de tamaño considerablemente mayor que los que exhiben los lagos patagónicos, lo que presupone la existencia de comunidades más diversas.

Otro aspecto no menos importante es la diferencia que se observa en la composición de especies. La mayoría de los modelos utilizan información de pesquerías donde las capturas no están dominadas por salmónidos. Las especies que predominan en las pesquerías de América del Norte son *Coregonus clupeaformis* (whitfish), que es una especie de importancia comercial y de régimen omnívoro, *Esox lucius* (northern pike), que es una especie carnívora que alcanza grandes dimensiones y de gran atractivo para la pesca deportiva y *Stizostedion vitreum* (walleye), pez ictívoro que constituye la principal especie de interés comercial (Scott y Crossman 1973). Como se vio previamente (Capítulo III), la comunidad de peces de la Patagonia presenta una fuerte injerencia de especies exóticas, pero ninguna de las más dominantes (trucha arco iris y trucha marrón) constituyen la base de las pesquerías del hemisferio norte. El rendimiento pesquero no sería entonces únicamente una función de las variables ambientales sino de aspectos biológicos de las poblaciones tales como la tasa de mortalidad, crecimiento, etc., que pueden diferir entre especies.

c) Rango de variables inadecuado

Muchos modelos utilizan valores de variables limnológicas que no se encuentran frecuentemente en la Patagonia, tal como ocurre con los modelos de Oglesby (1977b), Oglesby *et al.* (1982), y Young y Heimbuch (1982). Por ejemplo, el modelo de Young y Heimbuch (1982) utiliza lagos donde apenas el 15 % de los ambientes incluidos se encuentra por debajo de los 100 km², mientras el 60 % excede los 1000 km², habiéndose incluido incluso los grandes lagos que llegan a tener hasta 82.000 km² (56 veces el lago Argentino). Para el caso de los modelos de Hanson y Leggett (1982), el rango original de

fósforo total de los ambientes se encuentra entre 8 y 540 $\mu\text{g/l}$. Sin embargo, el 46 % de los lagos y embalses patagónicos utilizados en el presente estudio poseen concentraciones de fósforo total $<8 \mu\text{g/l}$ y un 57 % posee niveles de fósforo $<10 \mu\text{g/l}$.

De este modo, el rango de variables original constituye un aspecto limitante. El modelo de Jones y Hoyer (1982) aplicado a lagos y embalses de la región central de Estados Unidos, utiliza la clorofila-a como variable predictiva, cuya concentración promedio los 10 $\mu\text{g/l}$, mientras que en la mayoría de los ambientes patagónicos rara vez se excede los 2 $\mu\text{g/l}$, siendo incluso abundantes los ambientes con valores menores a 1 $\mu\text{g/l}$. De aplicarse este modelo a los lagos patagónicos, al lago Los Mosquitos, por ejemplo, le correspondería un rendimiento de 144 kg/ha, mientras que en la mayoría de los ambientes oligotróficos los rendimientos alcanzarían incluso valores negativos.

d) Diferencias limnológicas

Otros modelos presentan limitaciones dadas por diferencias en sus características limnológicas. Este sería el caso de los modelos de Oglesby (1977 b) que considera que la profundidad media deja de actuar como variable reguladora del rendimiento pesquero cuando excede los 25 m y por lo tanto, fija ese valor como ZMED límite para el cálculo del IME. De modo similar, Ryder *et al.* (1974) han determinado que en los lagos templados del hemisferio norte la profundidad media ejerce un efecto muy limitado a partir de los 18 m. Cuando el modelo original de Ryder (1965) es corregido por la influencia climática, tal como ocurre también en el caso del modelo de Schlesinger y Regier (1982), los rendimientos se incrementan. Ello sugiere mantener y considerar la influencia de la latitud como variable correctiva cuando los modelos empíricos se aplican fuera de su rango original.

Las características limnológicas de los lagos patagónicos y templado-fríos en general del hemisferio sur, muestran que existe un epilimnio más profundo que en los lagos del hemisferio norte como consecuencia de la formación de termoclinas más profundas. La acción del viento, como ya se ha resaltado en el capítulo II, permitiría una mezcla homogénea impidiendo la formación de lagos dimicticos. Este efecto provoca una circulación de nutrientes continuada durante el año, aún cuando ya a mayor profundidad, la productividad pudiera estar limitada por la penetración de la luz. En este sentido, el efecto restrictivo de ZMED en los lagos más profundos de Patagonia sería menor que en

los del hemisferio norte y la aplicación de modelos que utilicen un IME_{25} (asumiendo valores similares de TSD), podrían estar subestimando los valores de rendimiento pesquero para lagos patagónicos ultraoligotróficos.

Las comparaciones llevadas a cabo según los niveles de TSD muestran menores diferencias. Esta variable sintetiza las condiciones edáficas de la cuenca y juega un papel clave en la productividad del ambiente. En los modelos que estiman rendimiento pesquero a partir del IME, TSD es en general bajo debido a que los lagos están situados en el escudo canadiense, el cual por tener un origen precámbrico, presenta un sustrato compuesto por rocas ígneas, lo que limita la productividad natural de los ambientes (Ryder 1964). Sin embargo, los lagos patagónicos situados en la cordillera también presentan muy bajos niveles de TSD, lo que sugiere que este factor actúa como principal factor limitante. La interrelación entre TSD y ZMED en los lagos patagónicos genera, sin embargo, valores de IME menores a los encontrados en ambientes del hemisferio norte, lo que implicaría disponer de un menor potencial pesquero.

Considerando la tipología lacustre utilizada, en ambientes pertenecientes a los grupos B y C1 la estimación de rendimiento pesquero mediante el IME da como resultado valores que estarían subestimados debido que los niveles de TSD son altos y no existen limitaciones morfométricas importantes. Aún cuando en algunos casos los niveles de nutrientes entre estos grupos de lagos patagónicos y los de los lagos más productivos del hemisferio norte no difieran mayormente, subsisten las diferencias climáticas. Ya se ha comentado en el Capítulo II, que los lagos patagónicos someros si bien pueden congelarse, por ser monomícticos o polimícticos y tener condiciones morfométricas favorables, su producción potencial debe ser necesariamente mayor a lo que predicen los modelos derivados del hemisferio norte

El uso del IME se ha generalizado para distintas regiones del mundo y en esta tesis se ha explorado con cierto detalle su aplicabilidad a los lagos patagónicos. Un aspecto importante es que las pendientes de regresión entre IME y el rendimiento pesquero presentan en general valores aproximadamente similares pero difieren en las ordenadas al origen, lo que es interpretado como debido a un efecto climático (Ryder *et al.* 1974). Un caso ilustrativo es presentado por OMNR (1982) que analizan las características de esta relación para distintas regiones de Canadá y notan que las menores ordenadas al origen

se observan en las áreas mas septentrionales. Esta diferencia se explica debio a la incidencia de la temperatura y ello es reflejado en el análisis que practican Schlesinger y Regier (1982) sobre 43 lagos del mundo y donde la temperatura ambiental da cuenta del 74 % de la variabilidad en el rendimiento y el IME apenas de un 9 %.

Es asimismo necesario recordar que estos modelos poseen una imprecisión que puede llegar a ser importante en algunos casos. OMNR (1982) menciona que una "regla del pulgar" usualmente utilizada en la estimación del rendimiento pesquero, es considerar un factor de 3 para encontrar los límites del 95 % de confianza. Ello significa que el límite de confianza superior es 9 veces el inferior. En los ambientes mas oligotróficos, esta diferencia no resultaría demasiado significativa. Por ejemplo, para los lagos del grupo A1, un rendimiento pesquero de 2 kg/ha, obtenido a partir del IME, oscilaría entre 0.66 y 6 kg/ha, pero para un lago del grupo B, con un rendimiento de 20 kg/ha, este puede variar entonces entre 6.6 y 60 kg/ha, lo cual genera necesariamente incertidumbre acerca de la posibilidades reales de uso del recurso.

Una conclusión fundamental que se desprende es que si bien los modelos empiricos son sencillos de aplicar, el administrador de recursos debe estar, en todo caso, capacitado para reconocer sus limitaciones y los supuestos bajo los cuales fueron desarrollados y cotejar estas condiciones con las características locales. Una práctica observada en algunos trabajos es tratar de acotar los rendimientos estimados, utilizando modelos que representan condiciones mas extremas. Sin embargo, Hanson y Leggett (1982) han puesto de manifiesto la inconveniencia de predecir los rendimientos cuando los modelos pertenecen a zonas con características ecológicas muy diferentes, señalando posibles diferencias en las comunidades desde un punto de vista trófico y en las tasas de renovación de la comunidad. Según Coulter (1981), los peces de regiones tropicales maduran precozmente y no interrumpen su crecimiento durante la estación fría, por lo que los rendimientos de estas comunidades son mayores. En este contexto sería poco razonable aplicar, por ejemplo, el modelo de Henderson y Welcomme (1974) para embalses africanos con el fin de predecir el límite superior del rendimiento en ambientes patagónicos.

Otro aspecto no menos relevante es que los modelos originales exhiben un comportamiento lineal, pero es probable que ello dependa del tipo de variable predictiva

que se utilice. En otras palabras, en un cierto rango de valores la relación entre la variable y el rendimiento puede ser de tipo curvilínea y definirse un valor óptimo. Ello fue determinado por Oglesby *et al.* (1987) para poblaciones de *Stizostedion* sp., cuyo rendimiento resultaba ser una función lineal de CHL, en un rango de bajas concentraciones, pero curvilíneo si se utilizaban lagos con características más eutróficas. Estos autores sugirieron que las relaciones curvilíneas entre variables ambientales y rendimiento son acaso más reales y evidencian los cambios en la estructura de las comunidades de peces que se generan en función del estado trófico. Relaciones de tipo no lineal también han sido descritas en el Capítulo VI al relacionarse parámetros de crecimiento con variables indicadoras del estado trófico de los ambientes.

5.1.2. Modelos de producción excedente

Los rendimientos obtenidos mediante los modelos de producción dan como resultado estimaciones mucho mayores que las de los modelos precedentes, pero también se observaron diferencias importantes entre las estimaciones derivadas de la ecuación de Schaefer (1954) y de Gulland (1970). Las escasas estadísticas de pesca disponibles pueden resultar, sin embargo, indicativas de las desviaciones de cada uno de estos modelos. Por ejemplo, basado en información no oficial, se ha observado que la pesquería de trucha arco iris del lago Cardiel rendía 9 kg/ha/año aproximadamente, lo que resulta próximo al rendimiento estimado mediante el modelo de Ryder corregido por la constante climática y al valor observado para la perca boca chica del lago Musters mediante el cálculo del MRS. A su vez, las estimaciones de la pesquería de percas del lago Pellegrini, que presentaban un rendimiento de 20 kg/ha/año, arrojaron un valor semejante al predicho por el modelo de Schlesinger y Regier (1982) y próximo al rendimiento obtenido mediante la ecuación de Gulland (1970) en la laguna Esquel. Estos resultados refuerzan la posibilidad de confirmar que los ambientes ecotonales rinden entre 20-40 kg/ha/año, mientras los grandes lagos y embalses de la meseta se sitúan entre 20-30 kg/ha/año.

Por otra parte, no se observaron diferencias importantes aplicando el concepto de MPB en lugar de estimar directamente MRS. Ello es atribuible a que a M exhibe valores relativamente bajos y es coherente con el concepto de Y_{MPB} : altos valores de M necesariamente generan una disminución de la biomasa previo a que el stock ingrese en la fase de explotación, lo cual reduce la biomasa cosechable. Una posible razón por la

cual M es baja en las poblaciones de peces estudiadas es que la mortalidad por predación se encuentra reducida, de acuerdo a la información disponible a partir de análisis de contenidos estomacales en diferentes ambientes. Tanto el lago Musters, Rosario y la laguna Esquel poseen poblaciones de trucha arco iris, pero los indicios de predación sobre percas y pejerreyes son mínimos (Baigún observ. pers.). Se debe tener en cuenta que el concepto de la utilidad de Y_{MPB} ha sido derivado para pesquerías tropicales marinas donde la mortalidad natural es mucho mas elevada que en regiones templadas (Caddy y Csirke 1983).

Asimismo importa también tener en cuenta la magnitud del parámetro r . Aquellas especies con altas tasas de crecimiento intrínseco están en condiciones de soportar una mayor presión pesquera (desde el momento que $F_{MRS} = r/2$). Este parámetro resulta de gran interés para el administrador de recursos, a pesar que no interviene por ejemplo en la ecuación de Gulland (1970). Si se dispone de algún valor estimativo de F , bajo el supuesto que la población sigue un modelo logístico, entonces $r = 2F_{MRS}$. En todo caso, se sugiere utilizar la combinación de r y M como criterios indicativos de las posibilidades de explotación del stock (Caddy y Csirke 1983).

Los análisis precedentes corroboran que tanto la aplicación en Patagonia de modelos empíricos como aquellos basados sobre el concepto del rendimiento máximo sostenible, poseen aún una significativa incertidumbre. Incluso aquellas pesquerías que soportan un esfuerzo de pesca moderadamente intensivo, no están en condiciones de proporcionar información pesquera adecuada que permita utilizar ciertos parámetros biológicos como indicadores del nivel de explotación o facilite predecir la mortalidad por pesca que maximice el rendimiento. Adicionalmente, tal como se ha puesto en evidencia en el Capítulo II, la enorme variabilidad ambiental existente afectaría el reclutamiento, y por lo tanto, obliga a ser cauteloso a la hora de regular los niveles de captura. Como señala Kesteven (1997), esta variabilidad juega un rol decisivo en el momento del desove hasta que los peces son reclutados e influye en el vigor de las cohortes.

5.2. Bases para la gestión de los recursos pesqueros

Uno de los aspectos mas conflictivos en la gestión de los recursos pesqueros es disponer de estimaciones de rendimiento real o potencial. Esta situación se aplica también a las pesquerías continentales de la Patagonia argentina, donde el manejo de las mismas

ha quedado librado históricamente a la efectivización de medidas regulatorias, que no se han visto apoyadas por estudios de base adecuados. Es bien conocido, por ejemplo, que los cupos de pesca deportiva y comercial establecidos por las administraciones provinciales o la Administración de Parques Nacionales han resultado en buena medida arbitrarios. Esta situación se debe a que las administraciones provinciales encargadas de los recursos, no han comprendido suficientemente la importancia de obtener estadísticas de capturas y esfuerzos, los cuales son los pilares básicos para todo manejo. El reciente cambio en la legislación pesquera a partir del año 2000, obligando a la devolución de los salmónidos capturados en la gran mayoría de los lagos, no ayudará a modificar esta situación. Por el contrario, bajo dicha regulación será virtualmente imposible obtener información fiable de capturas y esfuerzos dado que parece poco probable que una pesquería basada en captura y devolución proporcione datos confiables.

Una conclusión que se desprende de los resultados observados, es la necesidad de utilizar un enfoque ecológico-pesquero para obtener pautas de manejo del recurso y definir políticas de gestión. El uso de este tipo de enfoque permitió considerar tres tipos de comunidades que se distribuyen a lo largo un gradiente del IME, donde las comunidades tipo SAL se ubican en ambientes con un IME bajo, que define condiciones ultra-oligotróficas a oligotróficas, mientras las comunidades de tipo PER dominaron en ambientes con un IME mayor, apareciendo incluso en ambientes distróficos. Este patrón de cambio en la estructura de la comunidad es coincidente con lo observado en los lagos de América del Norte y evidencia, aunque de manera más simplificada, la sucesión de especies en ambientes con distinta posición en un gradiente trófico (Colby *et al.* 1972). En esos lagos, con el incremento del IME, los salmónidos son reemplazados por esócidos y pércidos y luego por centrárcidos o ciprinidos. En la Patagonia dicha sucesión se verifica entre salmónidos y percúlidos y atherinópsidos. A partir de ello se establece que los lagos o embalses de tipo oligotrófico o ultra-oligotrófico, sean grandes o pequeños, deben ser destinados a la pesca deportiva de salmónidos y nunca a una explotación comercial sostenida. Las pesquerías comerciales montadas sobre ambientes de este tipo (lago Buenos Aires) poseen un rendimiento inicial elevado debido que la biomasa se encuentra en un estado casi virgen, pero decaen a medida que la pesquería progresa, no recuperando nunca el rendimiento de inicio.

A su vez los ambientes situados en el ecotono entre los cordones precordilleranos y la planicie resultan aptos para ejecutar una explotación comercial a baja escala, tanto de percicidos y/o salmónidos. Si bien su rendimiento por unidad de área es alto, su tamaño obliga a practicar un aprovechamiento mas discontinuo o en todo caso, de carácter rotativo. Ya se ha visto, como ocurre en la laguna Esquel, que no se requiere de un esfuerzo pesquero demasiado importante para alcanzar el nivel de máximo rendimiento. Un aspecto central ligado a esta estrategia es determinar la frecuencia de rotación que se debería implementarse. Caddy y Seijo (1998) presentan un análisis para determinar los tiempos de clausura en ambientes donde los recursos están confinados y muestran que la periodicidad es función de los valores de K y M que poseen las poblaciones. Ello pone de manifiesto la importancia de conocer estos parámetros poblacionales a escala local y que los administradores de recursos deberían, en todo caso, desarrollar estudios poblacionales en aquellos ambientes que fueran abiertos a una explotación comercial. Por su parte, los ambientes mas productivos de la planicie pueden ser asignados a la pesca comercial mas intensiva de percicidos y atherinópsidos o bien de salmónidos. Estos ambientes, por su dimensión y producción, son los que mejor soportan una presión de pesca elevada. Es asimismo recomendable que de practicarse piscicultura en jaula, se restrinja esta actividad a los embalses con altas tasas de renovación de agua.

En la presente tesis, tanto sea utilizando modelos empíricos como de producción, se ha apuntado a establecer un valor de rendimiento máximo sostenible, pero es importante destacar que este concepto representa un indicador inicial de las posibilidades de explotación del stock. Bajo ningún punto de vista puede ser considerado como el nivel guía al cual debe ceñirse el administrador de recursos, sino ser vislumbrado como un punto de referencia límite. El concepto de puntos de referencia ha cobrado notoria importancia en los últimos años y se han propuesto diferentes criterios alternativos (véase Caddy 1998 para una revisión). No obstante, muchos de estos criterios son inaplicables en los lagos y embalses patagónicos ya que requieren de información derivada de pesquerías que son monitoreadas regularmente y cuyos stocks poseen parámetros biológicos conocidos.

Como sea, es importante recalcar que el manejo de las pesquerías patagónicas continentales, a pesar de los bajos a modados niveles de explotación de muchos de sus ambientes, debe ser efectuado dentro de un marco conceptual apropiado basado en

criterios precautorios. Ello es aplicable incluso a pesquerías poco evolucionadas o en desarrollo, para las cuales FAO (1996) lista varios de estos criterios posibles. Muchos de ellos son potencialmente aplicables a las pesquerías dulceacuícolas de la región. Ninguna pesquería, por ejemplo, debería abrirse sin considerar algún nivel inicial de captura basado en alguna estimación de biomasa previa. Asimismo, se debería obtener información inicial de capturas y esfuerzos y acompañar programas de investigación que consideren diferentes modalidades y estrategias de pesca, entre otras medidas. Estos criterios apuntan a mantener las pesquerías en niveles sustentables (Richards y Maguire 1998).

El desarrollo de medidas precautorias incluye también el manejo del concepto del MRS, que es un criterio usualmente atractivo para los administradores de recursos. Nunca será suficiente insistir, sin embargo, que el manejo de una pesquería bajo el concepto del MRS puede conducir a una sobreexplotación, ya que un aumento desproporcionado del esfuerzo pesquero, no siempre se refleja de manera inmediata en la disminución de las capturas (Larkin 1977). Asimismo la fijación del RMS no es una estrategia sencilla pues como muestran Hilborn y Walters (1993), el RMS no podría establecerse con precisión hasta tanto el punto de máximo rendimiento fuera superado y la pesquería estuviera sobreexplotada. Asimismo, el manejo de la pesquería en el RMS implica asumir que el reclutamiento es constante y está visto que las variaciones ambientales producen inestabilidad (Caddy y Csirke 1983; Die y Caddy 1997). Otro problema es que en ocasiones, en el punto de MRS ya se ha excedido el máximo rendimiento económico (Caddy y McGarvey 1996). En el caso de ciertos ambientes patagónicos, la componente ambiental resulta acaso crítica para desplazar el valor de RMS hacia un nivel de menor esfuerzo pesquero. Como se adelantó en el Capítulo VI, los ambientes localizados en el ecotono y/o meseta están sujetos a una gran variabilidad ambiental debido a los pulsos hidrológicos ocasionados por cambios en la intensidad del deshielo originado en la cordillera. Cambios en los niveles de estos ambientes someros implican no solamente modificaciones en la calidad del agua debido al aumento de los tenores salinos por evaporación, sino también profundas alteraciones en la composición y diversidad de hábitats, lo cual afectaría, de alguna manera, los parámetros poblacionales que intervienen en los modelos de producción. Por ejemplo, el parámetro r según se hizo notar, es función del peso medio poblacional, el cual está afectado directamente por la

intensidad de reclutamiento anual y ello está ligado a las posibilidades de desove y supervivencia de larvas.

De tal modo, en estos ambientes el uso del RMS emerge como un criterio de manejo riesgoso sugiriendo aquí que se adopte MPB como una estrategia mas conservativa, aún cuando la mortalidad natural resulte moderada o baja. Otras alternativas disponibles como sostener un valor de F que sea $2/3$ de F_{RMS} , presentan el problema que dependen de la verosimilitud de la estimación de la mortalidad por pesca (asumiendo que existe). Este valor, sin embargo, estaría próximo a F_{MPB} , lo cual refuerza la idea que los administradores deben apuntar a usar MPB como punto límite del rendimiento. Relaciones empíricas han mostrado que la mortalidad óptima por pesca (F_{opt}) es generalmente $\leq M$ y Paterson (1992) menciona que $F_{opt} = 2/3M$.

Debe señalarse que estas recomendaciones no alcanzan por si solo para garantizar el mantenimiento de los recursos y sería pues necesario fijar pautas ambientales tales como volumen o área del ambiente. Asimismo, si el reclutamiento está fuertemente afectado por una mortalidad no compensadora, esto es independiente del tamaño poblacional, puede esperarse que el RMS sea sobrestimado, con el consiguiente peligro de sobrepesca. En este sentido, las correcciones sugeridas por Beddington y Cook (1983) para la ecuación de Gulland (1970) serían perfectamente aplicables a los ambientes ecotonaes o de la meseta. El hecho que en esta tesis dicha corrección no haya producido mayores diferencias, se debe a que los valores de mortalidad natural y de K se encuentran próximos a 0.5. Este valor de M , como se hizo notar anteriormente, corresponde a stocks con baja o ninguna explotación.

Finalmente, resulta importante destacar que el uso de parámetros biológicos aporta valiosa información para orientar diversas pautas que pueden aplicarse al manejo pesquero. Parámetros tales como L_{∞} , K , L_m , M y Z constituyen críticos indicadores de la respuesta biológica de las poblaciones a las condiciones ambientales y a una eventual presión de pesca. Estos parámetros están íntimamente relacionados y pueden diferir entre ambientes, por lo que es necesario insistir en estimular su conocimiento en forma paralela a la obtención de datos de captura y esfuerzo. Por ejemplo Caddy y Csirke (1983) mencionan que r y M proporcionan valiosa información para deducir las características de los stocks y asignar cupos de captura. Bajos valores de r y M

corresponden a stocks con crecimiento lento y baja tasa de renovación. Como ya se hizo notar en el Capítulo VI, M está relacionada inversamente con K y directamente con L_{∞} , por lo que stocks con las características precedentes se encuentran al final de la cadena trófica, exhiben individuos grandes que son en general piscívoros y susceptibles a una explotación muy intensiva. De igual importancia resulta el conocimiento de la relación M/K , la cual revela también las características del crecimiento poblacional (Gulland 1983; Gallucci *et al.* 1993).

Los conceptos precedentes sugieren entonces que no resulta lo mismo habilitar una pesquería de una especie que posee una elevada mortalidad natural, respecto a otra basada en especies que constituyen el eslabón terminal de la cadena trófica. Aquellas especies que son predadas poseen una mayor mortalidad natural por lo que, de acuerdo al modelo logístico, su biomasa se encuentra en parte deprimida. Similarmente, estos argumentos pueden extrapolarse a especies sujetas a elevada mortalidad por pesca donde $F \gg M$ y por lo tanto, Z posee un valor alto. En el caso de las especies que habitan las aguas de la Patagonia, ya se ha mencionado en el capítulo IV, que sus nichos tróficos son en general de tipo eurífago, con potencialidad de sufrir competencia y predación de acuerdo al nivel trófico de los ambientes y al estadio de vida. Estos aspectos son de gran interés para el administrador de recursos y están muy relacionados con la gestión de manejo de un ambiente, tanto para siembras como para explotación. Si en los ambientes donde los salmónidos exhiben una dieta más piscívora se alcanzan tallas mayores a costa de un crecimiento más lento, será entonces posible aplicar regulaciones por intervalos de tallas ("slot"), con posibilidades de extraer los ejemplares más jóvenes, y liberar aquellos más viejos. Dado que además, la conjunción del crecimiento con la mortalidad natural determina la edad o longitud crítica del stock, es de esperar que este valor resulte mayor en este tipo de poblaciones. Ello determina la posibilidad de modificar la talla de primera captura y elevarla respecto a aquellas poblaciones con tallas críticas menores. Se concluye así que una gestión más racional debe implicar disponer de adecuada información biológica y pesquera y considerar que los stocks en ambientes diferentes presentan patrones y estrategias bionómicas a menudo disímiles. La consecuencia de ello es que los rendimientos pueden diferir, y por lo tanto, las regulaciones de manejo que se apliquen para su conservación.

6. BIBLIOGRAFIA

- Adams, G. F. y C. H. Olver. 1977. Yield properties and structural of boreal percid communities in Ontario. *J. Fish. Res. Board Can.*, 34: 1613-1625.
- Baigún, C. R. y A. De Nichilo. 1985. Pesca experimental. III Parte. Páginas 66-130 en *Evaluación del potencial pesquero en seis lagos de la Provincia del Chubut* (R. Quirós, coord.). Informe de Avance No 1. INIDEP - Dir. Rec. Marit. y Pesca Cont., Pcia. del Chubut.
- Beddington, J. R. y J. G. Cooke. 1983. The potential yield of fish stocks. *FAO Fish. Tech. Pap.* 242, 47 p.
- Beverton, R. J. y J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *U.K. Minist. Agric. Fish, Food Fish. Invest. (Ser 2)* 19, 533 p.
- Blueweiss, L., H. Fox, V. Kudzma, D. Nakashima, R. Peters y S. Sams. 1978. Relationships between body size and some life history parameters. *Oecologia (Berl.)* 37: 257-272.
- Brilinsky, M. y K. H. Mann. 1973. An analysis of factors governing productivity in lakes and reservoirs. *Limnol. Oceanogr.* 18: 1-14.
- Bruce, W. J. 1984. Potential fisheries yield from Smallwood Reservoir, Western Labrador, with special emphasis on Lake Whitefish. *North Amer. J. Fish. Manag.* 4: 48-66.
- Caddy, J. 1998. A short review of precautionary reference points and some proposals for their use in data-poor situations. *FAO Fish Tech. Pap.* 379, 30 p.
- Caddy, J. E. y R. McGarvey. 1996. Targets or limits for management of fisheries?. *North Amer. J. Fish. Manag.* 16: 479-487.
- Caddy, J. F. y J. Csirke. 1983. Approximations to sustainable yield for exploited and unexploited stocks. *Oceanogr. Trop.* 18: 1-15.
- Caddy, J. F. y J. C. Seijo. 1988. Application of a spatial model to explore rotating harvest strategies for sedentary species. *Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 125: 359-365.
- Csirke, J. 1980. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. *FAO Doc. Téc. Pesca*, 192, 82 p.
- Deniso, R. B. 1987. Optimal $F_{0.1}$ criteria and their relationship to maximum sustainable yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (Suppl. 2): 339-348.
- Die, D. J. y J. F. Caddy. 1997. Sustainable yield indicators from biomass: are there appropriate reference points for use in tropical fisheries?. *Fish. Res.* 32: 68-79.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 1996. Precautionary approach to capture fisheries and species introductions. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries N° 2*. Roma, FAO, 54p.

- Gallucci, V., B. Amjoun, J. Hedgepeth, L. Lai. 1996: Size-based methods of stock assessment of small-scale fisheries. in: stock assessment. Páginas 9-81 en *Quantitative methods and applications for small-scale fisheries.*(Gallucci, S. B. Saila, S.B., D. J. Gustafson, B. J. Rothschild, eds.), Boca Raton: Lewis Publishers.
- Godbout, L y R. H. Peters. 1988. Potential determinants of stable catch in the brook trout (*Salvelinus fontinalis*) sport fishery in Quebec. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1771-1178.
- Gulland, J. A. 1970. The fish resources of the oceans. *FAO Fish. Tech. Pap.* 97, 425 p.
- Gulland, J.A.,1983: Fish stock assessment. A manual of basic methods. New York: John Wiley & Sons.
- Hanson, J. M. y W. C. Leggett. 1982. Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 257-263.
- Henderson, H. F., R. A. Ryder y A. W. Kudhongania. 1973. Assessing fishery potentials of lakes and reservoirs. *J. Fish. Res. Board Can.* 30: 2000-2009.
- Hilborn, R. y C. J. Walters. 1993. *Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamics and uncertainty.* Chapman y Hall, New York: 570 p.
- Jenkins, R. M. 1982. The morphoedaphic index and reservoir fish production. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 111: 133-149.
- Jones, J. R. y M. V. Hoyer. 1982. Sportfish harvest predicted by summer chlorophyll-a concentration in midwestern lakes and reservoirs. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 111: 176-179.
- Kerr, S. R. y R. A. Ryder. 1988. The applicability of fish yield indices in freshwater and marine ecosystems. *Limnol. Ocenogr.* 33 (4, part. 2): 973-981.
- Kesteven G. L. 1997. Sustainable yield indicators from biomass. *Fish. Res.* 315-317.
- Larkin, P. A. 1977. An epitaph for the concept of maximum sustained yield. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 106:1-11.
- Leach, J. H., L. M. Dickie, B. J. Shuter, U. Borgmann, J. Hyman y W. Lysack. 1987. A review of methods for prediction of potential fish production with application to the Great Lakes and Lake Winnipeg. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44, Suppl. 2: 471-485.
- Lewis, C. A., D. H. Shupp, W. W. Taylor, J. J. Collins y R. W. Hatch. 1987. Predicting Great Lakes fish yields: tools and constraints. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44, Suppl. 2: 431-438.
- Loftus, D. H., C. H. Olver, E. H. Brown, P. J. Colby, W. L. Hartman y D. H. Shupp. 1987. Partitioning potential yields from Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44, Suppl. 2: 417-424.

- Matuszek, J. E. 1978. Empirical predictions of fish yields of large North American lakes. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 107: 385-394.
- Noble, R. L. 1986. Stocking criteria and goals for restoration and enhancement of warm-water and cool-water fisheries. Páginas 139-146 *en* Fish culture in fisheries management (Strout, R., ed.) Amer. Fish. Soc., Bethesda, Maryland, 418 p.
- Oglesby, J. 1977 a. Phytoplankton summer standing crop and annual productivity as function of phosphorous loading and various physical factors. *J. Fish. Board Can.* 34: 2255-2270.
- Oglesby, J. 1977 b. Relationships of fish yield to lake phytoplankton standing crop, production and morphoedaphic factors. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 2271-2279
- Oglesby, T. T., J. H. Leach y J. Forney. 1987. Potential *Stizostedion* yield as a function of chlorophyll concentration with special reference to Lake Erie. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* 44 (Suppl. 2): 166-170.
- OMNR (Ontario Ministry of Natural Resources). 1982. Partitioning yields estimated from the morphoedaphic index into individual species yields. Guidelines for district fisheries management plans. Report of SPOF Working Group Number Twelve, 71 p.
- Paterson, K. 1992. Fisheries for small pelagic species: an empirical approach to management targets. *Rev. Fish Biol. Fish.* 2: 321-338.
- Payne, N. R., R. M. Korver, D. S. MacLennan, S. J. Nepszy, B. J. Shuter, T. J. Stewart y E. R. Thomas 1990. The harvest potential and dynamics of lake trout populations in Ontario. *Lake trout synthesis, Ontario. Min. Nat. Resour.* 72 p.
- Plante, C. y J. Downing. 1992. Relationships of salmoninae production to lake trophic status and temperature. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 1324-1328.
- Peters, R. H. 1986. The role of prediction in limnology. *Limnol. Ocenogr.* 31: 1143-1159.
- Rawson, D. S. 1955. Morphometry as a dominant factor in the productivity of large lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 12: 164-175.
- Rempel, R. S. y P. J. Colby. 1991. A statistically valid model for the morphoedaphic index. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1937-1943.
- Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish population. *Bull. Fish. Res. Board. Can.* No 191, 383 p.
- Richards, L. y J. J. Maguire. 1998. Recent international agreements and the precautionary approach: new directions for fisheries management science. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 1545-1552.
- Rigler, F. H. 1982. The relation between fisheries management and limnology. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 111: 121-132.

TABLAS

Tabla 3.1.1: Descripción de los modelos utilizados para la estimación del rendimiento pesquero mediante modelos empíricos. TSD= total de sólidos disueltos (mg/l); ZMED= profundidad media (m); FT= fósforo total (mg/l); TEMP= temperatura media del aire (°C); A= área (hectáreas); VOL= volumen (m³); CHL= clorofila a (mg/m³); IME= índice morfoedáfico.

Nro.	Modelo	Autor	Observaciones
1	$\log Y_{lc} = -2.24 + 0.69 \log \text{IME}$	Oglesby (1977 b)	lagos norteamericanos y europeos. n= 17; $r^2 = 0.38$; $\text{IME}_{25} = \text{TSD}/\text{ZMED}$ (m); Y_{lc} = rendimiento pesquero (g/m ² /año)
2	$\log Y_{lc} = -2.91 + 1.56 \log \text{IME}_{25}$	Oglesby (1977 b)	lagos norteamericanos y europeos > 10 km ² . n= 15; $r^2 = 0.59$; $\text{IME}_{25} = K_{20}/\text{ZMED}$ (m)
3	$\log \text{RMS} = 1.005 - 0.116 \log \text{ZMED} + 0.118 \log \text{TSD}$	Matuszek (1978)	lagos canadienses con pesquerías comerciales; n= 22; $r^2 = 0.68$; RMS= rendimiento máximo sostenible (kg/ha/año)
4	$P = 30.25/d^{0.7029} + 0.5$	Rawson (1955)	lagos canadienses con pesquerías comerciales; n= 20; d= profundidad media (pies); p= producción anual (lb/acre)
5	$\log Y = 1.021 \log \text{FT} - 1.148$	Hanson y Leggett (1981)	lagos hemisferio norte; n= 21; $r^2 = 0.87$; Y= rendimiento pesquero (kg/ha/año)
6	$Y = 0.066 \text{FT} + 0.141 \text{ZMED} + 0.013 \text{TSD} - 1.513$ $H = 1.382 \text{IME}^{0.443}$	Hanson y Leggett (1981)	lagos hemisferio norte; n= 21; $r^2 = 0.97$; Y= rendimiento pesquero (kg/ha/año)
7	$H = 1.382 \text{IME}^{0.443}$	Ryder (1965, modificado por Schneider y Haedrich 1989)	lagos canadienses con pesquerías comerciales; n= 23; $r^2 = 0.73$; H= rendimiento pesquero (kg/ha); $\text{IME} = \text{TSD}/\text{ZMED}$ (m)
8	$H = k \cdot 1.382 \text{IME}^{0.443}$	Ryder (1965, modificado por Schneider y Haedrich 1989) y corregido por la latitud	lagos canadienses con pesquerías comerciales; n= 23; $r^2 = 0.73$; H= rendimiento pesquero (kg/ha); $\text{IME} = \text{TSD}/\text{ZMED}$ (m)
9	$\log \text{RMS} = 0.061 \text{TEMP} + 0.043 \text{IME}$	Schlesinger y Regier (1982)	lagos canadienses; n= 43; $r^2 = 0.74$; $\text{IME} = \text{TSD}/\text{ZMED}$ (m)
10	$\log \text{RMS} = 0.050 \text{TEMP} + 0.280 \log \text{IME} + 0.236$	Schlesinger y Regier (1982)	lagos canadienses; n= 43; $r^2 = 0.81$; $\text{IME} = \text{TSD}/\text{ZMED}$ (m)

Tabla 3.1.1 (cont.)

Nro.	Modelo	Autor	Observaciones
11	$C = A^{1.44} Vol^{0.49} TSD^{0.49} exp^{1.48}$	Rempel y Colby (1991)	lagos canadienses con pesquerías deportivas; $r^2 = 0.84$; C = captura (kg/ha)
12	$C = A1.26 Vol^{0.26} TSD^{0.17} exp^{3.00}$	Rempel y Colby (1991)	lagos canadienses con pesquerías comerciales; $r^2 = 0.98$; C = captura (kg/ha)
13	$log_e Y = 7.01 + 0.85 log_e A$	Youngs y Heimbuch (1982)	lagos canadienses con pesquerías comerciales; n = 27; $r^2 = 0.097$; Y = rendimiento (kg)
14	$log B = 1.862 + 0.796 log IME - 0.204 log IME^2$	Oglesby y Jenkins (1982)	embalses estadounidenses en general; n = 290; $r^2 = 0.351$; B = biomasa (kg/ha); IME = TSD/ZMED (m)
15	$log B = 1.759 + 0.713 log IME - 0.093 log IME^2$	Jenkins (1982)	embalses estadounidenses de paso; n = 54; $r^2 = 0.62$
16	$log B = 1.502 + 0.879 log IME - 0.139 log IME^2$	Jenkins (1982)	embalses estadounidenses de tipo HCO ₃ ; n = 70; $r^2 = 0.58$
17	$log B = 1.752 + 0.896 log IME - 0.223 log IME^2$	Jenkins (1982)	embalses estadounidenses hidroeléctricos de reservorio; n = 50; $r^2 = 0.72$

Tabla 3.2.1: Información general pesquera y poblacional de perca boca chica del lago Musters y laguna Esquel y del pejerrey patagónico del lago Rosario (véase también Capítulo V y VI). L_{∞} : longitud infinita; K: constante de crecimiento; Lc: longitud de primera captura; M: mortalidad natural; W: peso medio; r: tasa intrínseca de crecimiento anual; Bt $_{\infty}$: biomasa total virgen; B $_{\infty}$: biomasa de la especie.

Especie	Ambiente	L_{∞} (cm)	K	Lc (cm)	M	M/K	Lc/ L_{∞}	W (kg)	r	Bt $_{\infty}$ total (tons)	B $_{\infty}$ especie (tons)
Boca chica	Musters	62	0.15	30	0.33	2.2	0.48	0.45	1.86	2337	1589
Boca chica	Esquel	56	0.35	30	0.40	1.14	0.53	0.34	2.01	-	33.24
Pejerrey	Rosario	54	0.45	25	0.45	1.36	0.46	0.25	2.16	7.6	6.16

Tabla 4.1.1.1: Rendimientos pesqueros (kg/ha) según los modelos presentados en la Tabla 3.1.1. Valores de 0.0 implica rendimientos <0.1 kg/ha.

Ambiente	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Pellegrini	0.5	112.2	14.7	3.6	1.8	4.0	5.6	16.7	8.5
Mari Menuco	0.1	0.3	10.9	1.2	0.3	11.7	1.8	5.3	6.9
Los Barriales	0.1	0.3	11.0	1.3	0.6	10.3	1.8	5.5	6.9
Aluminé	0.0	0.0	9.4	1.3	0.2	8.9	1.0	3.0	3.9
Ramos Mexía	0.1	0.1	11.4	2.1	0.7	3.3	2.1	6.3	6.0
Norquinco	0.1	0.0	10.1	1.6	0.3	5.2	1.3	3.9	4.2
Quillén	0.0	0.0	9.4	1.4	0.2	7.4	1.0	3.1	4.2
Huechulafquen	0.0	0.0	8.8	1.0	1.0	19.9	0.8	2.3	4.2
Lácar	0.0	0.0	8.8	1.0	0.3	22.7	0.3	2.3	4.2
Nahuel Huapi	0.0	0.0	8.2	1.0	0.3	21.2	0.6	1.8	3.8
Ñe-Luán	0.6	7.1	15.3	4.5	5.3	6.1	6.4	19.3	3.7
Gutiérrez	0.0	0.0	9.5	1.2	0.1	10.4	1.1	3.2	3.8
Mascardí	0.0	0.0	8.8	1.1	0.2	14.7	0.8	2.3	3.8
Guillermo	0.0	0.0	9.9	1.4	0.3	8.0	1.2	3.6	3.6
Steffen	0.1	0.0	10.0	1.5	0.2	5.8	1.3	3.8	3.9
Puelo	0.0	0.0	9.0	1.1	0.2	14.9	0.9	2.6	4.5
Epuyen	0.0	0.0	9.4	1.2	0.1	12.1	0.9	2.9	4.2
Lezama	0.1	0.1	10.9	1.7	0.3	4.6	1.8	5.4	3.4
Cholila	0.0	0.0	9.6	1.5	0.9	6.5	1.1	5.3	3.6
Los Mosquitos	0.3	0.9	13.8	4.6	2.3	2.2	4.4	13.1	1.9
Rivadavia	0.0	0.0	9.3	1.1	0.2	13.9	0.9	2.9	3.6
Verde	0.1	0.1	11.4	2.4	0.3	1.9	2.1	6.3	3.6
Futalafquen	0.0	0.0	9.0	1.1	0.1	13.3	0.9	2.6	3.6
Amutui Quimei	0.0	0.0	9.4	1.3	0.2	8.2	1.0	3.1	3.6
Chultas	0.2	0.2	12.3	3.2	0.7	1.4	2.9	8.6	3.4
Esquel	1.1	11.3	16.7	9.2	5.8	5.1	9.2	27.6	4.2
Ameghino	0.2	0.4	12.7	2.1	3.3	6.6	3.2	9.5	6.0
Rosario	0.1	0.1	11.9	2.1	1.5	4.4	2.5	7.4	3.2
Musters	0.4	1.6	14.1	2.3	2.3	7.3	4.8	14.4	5.2
Brecham	0.6	2.8	14.9	6.8	3.3	2.7	5.9	17.9	3.9
Largo	0.1	0.1	11.5	2.4	0.5	2.4	2.2	6.6	3.2
Zeta	0.6	3.8	15.4	4.7	7.2	7.4	6.6	19.9	3.2
Terraplén	0.5	1.6	14.5	6.6	2.3	1.7	5.3	15.9	3.2
Los Niños	0.2	0.4	13	5.8	0.4	0.0	3.6	10.7	2.8
Pico 1	0.1	0.0	10.1	1.6	0.6	5.3	1.3	3.9	3.4
Pico 3	0.3	0.6	13.4	6.3	2.5	1.5	3.9	11.8	3.5
Pico 4	0.1	0.1	11.9	4.3	0.6	0.3	2.5	7.5	3.3
La Plata	0.0	0.0	8.4	1.1	0.4	12.7	0.7	2.0	2.6
Fontana	0.0	0.0	8.9	1.2	0.4	10.3	0.8	2.4	2.6
Posadas	0.2	0.3	12.1	1.9	0.4	5.0	2.6	7.9	4.5
Cardiel	0.9	29.1	16.5	1.5	22.1	58.9	8.4	25.3	3.9
Roca	0.1	0.1	10.9	2.2	0.4	2.5	1.8	5.4	3.0
Argentino	0.0	0.0	8.3	1.0	0.2	20.1	0.6	1.9	3.2
Yehuín	0.1	0.2	11.6	1.6	0.2	6.3	2.2	6.7	1.9
Fagnano	0.0	0.1	9.7	1.2	0.1	10.7	1.1	3.4	2.1
Escondido	0.1	0.1	10.9	1.7	0.3	4.9	1.7	5.3	2.1

Tabla 4.1.1.1 (cont.)

Ambiente	10	11	12	13	14	15	16	17
Pellegrini	21.9	2.8	0.0	5.1				
Mari Menuco	6.9	0.8	0.0	4.6	22.7	19.4	11.2	18.2
Los Barriales	6.9	0.8	0.0	4.0	23.4	20.2	11.7	18.9
Aluminé	3.9	0.5	0.0	5.6				
Ramos Mexía	6.0	0.9	0.0	3.5	26.3	23.7	14.1	21.7
Norquingo	4.2	0.7	0.0	8.3				
Quillén	4.2	0.5	0.0	6.5				
Huechulafquen	4.2	0.3	0.0	5.3				
Lácar	4.2	0.3	0.0	5.7				
Nahuel Huapi	3.8	0.2	0.0	3.8				
Ñe-Luán	3.7	4.3	0.1	12.1				
Gutiérrez	3.8	0.5	0.0	6.9				
Mascardi	3.8	0.3	0.0	5.9				
Guillermo	3.6	0.6	0.0	8.3				
Steffen	3.9	0.6	0.0	8.1				
Puelo	4.5	0.4	0.0	5.8				
Epuyen	4.2	0.5	0.0	6.8				
Lezama	3.4	0.9	0.0	7.9				
Cholila	3.6	0.5	0.0	6.8				
Los Mosquitos	3.9	2.6	0.0	8.5				
Rivadavia	3.6	0.4	0.0	6.6				
Verde	3.6	1.2	0.0	10.5				
Futalaufquen	3.6	0.4	0.0	5.8				
Amutui Quimei	3.6	0.4	0.0	5.2				
Chultas	3.4	1.8	0.0	12.1				
Esquel	4.2	5.9	0.1	9.3				
Ameghino	6.0	1.6	0.0	5.4	37.5	38.4	24.4	32.7
Rosario	3.2	1.3	0.0	7.0				
Musters	5.2	2.3	0.0	4.0				
Brecham	3.9	4.1	0.1	13.6				
Largo	3.2	1.2	0.0	9.3				
Zeta	3.2	4.4	0.1	11.5				
Terraplén	3.2	3.3	0.0	9.4				
Los Niños	2.8	2.2	0.0	11.8				
Pico 1	3.4	0.7	0.0	7.3				
Pico 3	3.5	2.3	0.0	8.6				
Pico 4	3.3	1.4	0.0	8.3				
La Plata	2.6	0.3	0.0	5.3				
Fontana	2.6	0.3	0.0	5.2				
Posadas	4.5	1.3	0.0	5.8				
Cardiel	3.9	4.2	0.0	3.9				
Roca	3.0	0.9	0.0	8.1				
Argentino	3.2	0.2	0.0	3.2				
Yehuin	1.9	1.1	0.0	5.8				
Fagnano	2.1	0.5	0.0	3.8				
Escondido	2.1	0.9	0.0	8.0				

Tabla 4.1.1.2: Rendimientos pesqueros estimados por tipo de ambiente basados en modelos empíricos. Se indican los intervalos de confianza del 95 % de la media. ^a Incluye modelos 1 a 13. ^b Incluye modelos 14 a 17.

Ambiente Tipo	Descripción	Rendimiento (kg/ha)
A1	Grandes lagos oligotróficos de cordillera (>500 km ²)	2.36<3.47<4.58
A2	Lagos oligotróficos de cordillera de tamaño moderado (5-87 km ²)	2.81<2.94<3.07
A3	Pequeños lagos oligotróficos de cordillera (0.5-5 km ²)	2.87<3.25<3.63
B	Lagos de ecotono y precordillera, meso a eutróficos (0.3-5 km ²)	4.38<5.78<7.18
C1	Grandes embalses oligotróficos de meseta (174-816 km ²)	2.36<3.47<4.58 ^a 14.57<19.29<24.00 ^b
C2	Grandes lagos y embalses mesotróficos de meseta (65-460 km ²)	0.10<8.87<17.64

Tabla 4.1.1.3: Valores medios y sus intervalos de confianza al 95 % del índice morfoedáfico (IME) para los tipos de ambientes.

Tipo	Subgrupo	IME
A	A1	0<0.3.2<1
	A2	0.51<0.9<1.29
	A3	1.59<4.53<7.46
B		19.4<36.2<54.0
C	C1	0.98<2.08<3.18
	C2	0<26.3<61.4

Tabla 4.1.2.1: Rendimientos pesqueros estimados. F_{RMS} : mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible; C (tons/año): captura para todo el ambiente según la ecuación de Shaefer (modificada por Ricker 1975). RMS (tons/año): rendimiento máximo sostenible; H (tons); cosecha para todo el ambiente según la aproximación de Gulland (1970); Y: rendimiento máximo sostenible según Gulland (1970); Y': rendimiento máximo sostenible corregido según Beddington y Cook (1983); F_{MPB} : representa mortalidad por pesca que corresponde a la máxima producción biológica; Y_{MPB} : rendimiento máximo sostenible que corresponde a la máxima producción biológica.

Parámetro	Boca chica Musters	Boca chica Esquel	Pejerrey Rosario
F_{RMS}	0.93	1.0	1.06
C (tons/año)	738.9	16.7	3.33
RMS (kg/ha/año)	9.11	59.6	2.30
H (tons/año)	263	6.64	1.39
Y (kg/ha/año)	3.23	23.74	0.96
Y' (kg/ha/año)	3.07	24.17	0.59
F_{MPB}	0.76	0.81	0.86
Y_{MPB}	8.82	57.23	2.20

Tabla 4.1.3.1: Rendimiento pesquero estimado para los tipos de ambientes determinados según la clasificación tipológica.

Tipo	Subgrupo	kg/ha
A	A1	2-3
	A2	3-4
	A3	4-6
B		15-25
C	C1	10-15
	C2	20-30

Tabla 4.2.1: Relación entre la longitud de primera madurez (Lm), longitud correspondiente a la malla mas eficiente (Lmef), longitud critica (Lc), tamaño de malla correspondiente a la longitud crítica (Mlc) y eficiencia estimada de Mlc (E). Todas las longitudes y los tamaños de mallas se expresan en mm.

Especie	Ambiente	Lm	Lmef	Lc	Mlc	E
Boca chica	Ameghino	250	257	280	35	0.38
Boca chica	Musters	250	394	340	40	0.45
Boca chica	Esquel	250	375	390	56	0.60
Boca chica	C. Huapi	250	239	300	46	0.30
Boca grande	C. Huapi	250	403	410	54	0.90

CAPITULO IX
CONCLUSIONES FINALES

A lo largo de la presente tesis se ha buscado presentar un panorama general sobre perspectivas de manejo y gestión aplicables sobre los recursos pesqueros continentales de Patagonia. Este ambicioso objetivo ha sido tratado dentro del espíritu que propone la ecología pesquera. Magnuson (1991) define esta ciencia como una disciplina emergente que surge de la unión entre la biología pesquera, la ictiología y otras ramas como la ecología y la limnología. Esta alquimia de diversas ramas del conocimiento vinculadas a los cuerpos de agua dulce indica que los problemas de manejo pesquero en estos ambientes no pueden llevarse a cabo exitosamente sin recurrir a una visión integrada y ecosistémica de los procesos ecológicos que ocurren en ellos. Tradicionalmente y como lo hiciera notar Rigler (1982), ha existido una infortunada falta de comunicación entre la limnología y la biología pesquera y un fenómeno similar se percibe, en cierto modo, entre la biología pesquera y la ecología de comunidades. Estos problemas también se han trasladado a los estudios pesqueros desarrollados en la Patagonia, ya que no es sino hasta hace unos pocos años cuando ha comenzado a integrarse información pesquera, limnológica, ecológica y hasta socio-económica.

Como se ha mencionado previamente, los progresos en el manejo de las pesquerías continentales patagónicas han sido dificultosos. El énfasis puesto en estudios biológico-pesquero en los últimos años, no ha estado suficientemente acompañado por propuestas de recolección de información básica, tal como datos de capturas y esfuerzos. Nunca será suficiente insistir en que estas variables constituyen uno de los pilares fundamentales para la evaluación de las pesquerías, a los que habrá que acoplar aspectos ambientales, sociales, económicos, políticos, etc. Por el contrario, los administradores de recursos han estado más interesados en desarrollar programas de siembras extensivos e intensivos de repoblamiento, pero sin llegar a examinar sus alcances, o resultados en un contexto científico y dirigido a mejorar la gestión de los recursos. Una prueba evidente de las falencias de información existente, es que para esta tesis se ha tenido que recurrir a un variado menú de metodologías, en muchos casos extrapoladas de otras regiones del mundo, con el objeto de estimar los rendimientos pesqueros.

La mayoría de los métodos utilizados han sido de carácter extensivo, lo que se identifica con la perspectiva empiricista de la limnología predictiva. Si la estructura de la comunidad es entonces predecible a partir de poder identificar ciertas características ambientales relevantes, ello implicaría la posibilidad de anticipar aquellas medidas de manejo tales como resultados de

siembra, introducción de especies, explotación de los recursos e impactos ambientales. Este tipo de enfoque fue entusiastamente defendido por Hoenig *et al.* (1987) quienes expusieron con claridad la filosofía que da sustento a estos métodos: donde la información es escasa, los fondos para investigación no abundan o las limitaciones logísticas son condicionantes, no hay oportunidades iniciales para el uso de métodos más refinados y con resultados a largo plazo. Un marco de investigación de este tipo, donde se pone énfasis en los análisis de carácter extensivo, privilegia las variaciones inter-ambientales sobre las intra-ambientales (Kratz *et al.* 1986) y es indicado para obtener una perspectiva global inicial comparativa entre sistemas acuáticos (Whittier y Paulsen 1992; Larsen y Christie 1993). Una virtud poco reconocida es que los estudios de tipo comparativo mediante métodos empíricos, pueden ser utilizados como fuente de nuevas hipótesis y aportar elementos para iniciar estudios más puntuales y detallados.

Lo anterior conduce a plantearse entonces si son útiles y necesarias tales metodologías para la gestión de los recursos pesqueros continentales en la Patagonia. No es menos importante preguntarse si, en todo caso, determinados métodos pueden aplicarse con confiabilidad, aún cuando provengan de pesquerías localizadas en regiones diferentes. Como contrapartida, es legítimo argumentar la necesidad de impulsar y estimular estudios más circunscriptos, con un mejor conocimiento de la variabilidad temporal de las poblaciones y de la comunidad de peces. Mi perspectiva personal es que en la Patagonia existe aún suficiente incertidumbre y vacíos de información como para alentar la aplicación de más de un enfoque simultáneo, pero no cabe duda alguna, que la probabilidad de encarar un estudio exitoso con resultados aplicables al manejo de los recursos, transita por encuadrar los distintos problemas dentro su escala temporal y espacial adecuada. Este aspecto que es de gran relevancia no ha sido adecuadamente justipreciado por los administradores pesqueros.

La Figura 1 representa un esquema conceptual que exhibe la relación entre diferentes preguntas de interés pesquero y diferentes escalas espaciales. Este marco de análisis debe servir a los administradores de recursos como una plataforma para delinear las estrategias de gestión, ya que ciertas cuestiones son apropiadamente planteadas a ciertas escalas de análisis y ello, a su vez, condiciona la metodología para su solución.

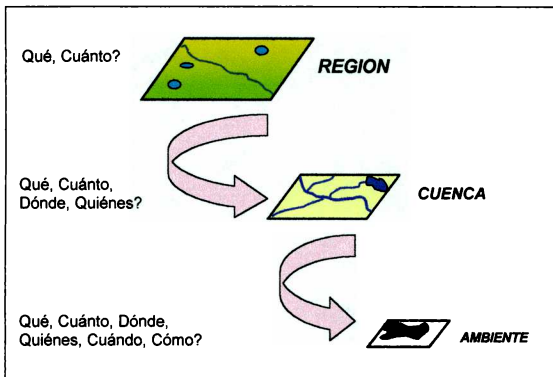


Figura 1: Esquema conceptual de preguntas de interés pesquero en relación con la gestión y manejo de los recursos a diferentes escalas espaciales.

El desarrollo de programas extensivos de investigación permitirá identificar patrones que puedan aplicarse a escala regional, mientras que los estudios intensivos serán destinados a resolver problemas relativos a sitios específicos. Asimismo, en estos últimos es importante determinar aquellos parámetros que puedan resultar indicadores de cambios en las poblaciones, tales como crecimiento, mortalidad, reproducción, etc. y que también pueden acoplarse para sustentar pautas de manejo. Estos parámetros deberían poseer también interés para los administradores de recursos, dado que tasas de crecimiento y de mortalidad diferentes entre poblaciones de distintos ambientes, revelan una respuesta particular a las condiciones bióticas y abióticas e influyen en la formulación de las pautas de gestión. En este contexto, es que se advierte la estrecha vinculación entre los diferentes enfoques mencionados y aplicados en la presente tesis, ya que los ambientes patagónicos cuyas características limnológicas pueden diferir en forma considerable a lo largo de gradientes ambientales, poseen poblaciones que aún siendo de una misma especie, requieren de estrategias de manejo diferentes.

En ambos casos, sin embargo, es fundamental poder apreciar las escalas de variabilidad espacial y temporal de los diferentes atributos que se investigan o se consideran importantes de monitorear. Por ejemplo, los parámetros limnológicos presentan una reconocida variación horizontal y vertical, y a su vez, ello se modifica a lo largo del ciclo anual, fundamentalmente en aquellos ambientes que exhiben estratificación térmica. Por su parte, las poblaciones de peces también muestran diferentes comportamientos al distribuirse en forma emparchada en los lagos, pudiendo incluso abandonarlos temporalmente para reproducirse en los tributarios. Asimismo, las características ambientales pueden actuar en el corto plazo como reguladores de procesos denso-independientes.

Sin embargo, es necesario reforzar la idea que un manejo pesquero sustentable solo podrá alcanzarse bajo perspectivas de acción a largo plazo. La Patagonia, al igual que otras áreas de la Argentina, está sujeta a la presencia de eventos episódicos, tales como la alternancia de ciclos climáticos (El Niño-La Niña) que modifican sustancialmente las características de los cuerpos de agua y probablemente sus poblaciones de peces. El manejo de los bosques, el desarrollo de la agricultura, la proliferación creciente de obras hidroeléctricas y el impacto de la contaminación industrial y urbana, son también factores que inciden, en muchos casos, en la conservación y uso de los recursos acuáticos en el largo término.

Resulta por ello fundamental que los organismos administradores comiencen a encarar proyectos donde la información se obtenga en forma continua y a través de protocolos de muestreo no ambiguos. Esta estrategia permitirá abordar de manera más adecuada el estudio de los cambios generados por varios de los factores previamente mencionados. La disponibilidad de información sistemática resulta fundamental por la posibilidad de aplicar criterios estadísticos y poder docimar hipótesis, ya sea para estudios de impacto ambiental y cambios en la abundancia de las poblaciones (véase Peterman y Bradford 1987) o bien para implementar programas de remediación (Morton Trautman *et al.* 1982). Este tópico debe ser considerado aún una asignatura pendiente en el manejo de los ecosistemas acuáticos patagónicos, donde es fácil detectar impactos ambientales localizados que requieren de una intervención reparadora (destrucción de cauces por

ganado, alteración de costas por actividades náuticas, canalizaciones y desviaciones para riego, etc.).

La carencia de información pesquera apropiada ha conducido a que el manejo de los recursos se encuadradra dentro de un contexto poco científico. Las regulaciones pesqueras han sido implementadas sin base empírica alguna que justifique el número de peces capturables por pescador. La nueva regulación del año 2001, por ejemplo, obliga a los pescadores a devolver casi todas las capturas de salmónidos al agua, bajo el supuesto que ello permitirá disminuir las tasas de siembra, pero no se conoce sobre que base técnica se ha confeccionado esta reglamentación. Por el contrario, se advierte que esta nueva reglamentación no hará otra cosa que dificultar la toma de información pesquera al desembarco, y lo que es mas grave, puede potenciar el impacto sobre las especies nativas, debido a una esperado aumento en las densidades de salmónidos..

En Patagonia los administradores pesqueros han repetido sistemáticamente el error de prescribir fuertemente la pesca por no disponer de información de base adecuada, sin entender que esta estrategia potenciaba mas aún la incertidumbre. Los criterios precautorios son válidos ciertamente cuando se conoce o ha estimado el potencial de la pesquería y es necesario adoptar decisiones que regulen los esfuerzo y capturas. Sin embargo, cuando poco es lo que se conoce sobre un recurso, resulta conveniente estimular inicialmente la pesca a fin de obtener rápidamente información y un diagnósticos de su potencial (Hilborn y Walters 1993). Si los muestreos experimentales resultaren impracticables, no cabe duda entonces que la mejor estrategia es obtener la información de la propia pesquería.

El manejo de los recursos pesqueros patagónicos resulta, por otra parte, una tarea mucho mas compleja que la simple definición de tallas límites o cupos de captura, tal como se lo ha enfocado tradicionalmente. Como se ha visto, la comunidad de peces patagónicos continentales es una comunidad de baja riqueza y diversidad específica donde el impacto de los peces exóticos no ha sido aún debidamente analizado. Ello implica que los administradores del recurso deberán comenzar a considerar un enfoque sinecológico que contemple el impacto de aplicar diversas medidas de manejo. Se debe evitar repetir la estrategia impulsada sistemáticamente por las provincias y la

Administración de Parques Nacionales basada en introducir salmónidos en forma indiscriminada. Por el contrario, es necesario discutir planes de manejo y conservación de los recursos pesqueros, que comprenda tanto a los peces nativos como los exóticos.

La introducción de especies en la Patagonia aún es un tópico de gran interés y relevancia ya que está directamente vinculado con el manejo y explotación de los recursos. Las actividades de siembras han constituido la base fundamental para el desarrollo de pesquerías de salmónidos, pero sin haberse determinado la existencia de correlación entre los resultados de esta actividad y diversos factores ambientales y biológicos. Es interesante notar que la dispersión de las especies exóticas en un área con ambientes lacustres que exhiben una mayor o menor conectividad, puede ser considerada dentro de un contexto previsible dentro del marco de la teoría ecológica (Magnuson 1976). Este enfoque hubiera permitido ensayar algún tipo de manejo predictivo y evitar siembras innecesarias o sin control. Donald y Anderson (1982) han podido establecer que el total de sólidos disueltos constituyen factores claves para determinar las densidades de siembra de trucha arco iris en lagos canadienses. Sin embargo, la aplicación de este tipo de análisis requiere de un seguimiento continuado de las capturas y evaluaciones biológico-pesqueras. En Patagonia, mientras no existan estudios suficientes que estimen parámetros poblacionales claves como elementos diagnósticos para regular dichos programas (Hackney 1986), las siembras seguirán siendo una actividad sujeta a prueba y error.

No menos preocupante es la falta de aplicación de protocolos para evaluar los impactos de las siembras, particularmente cuando existe una comunidad de peces nativos de baja diversidad y se trata de ambientes con una escasa oferta ambiental. A pesar que estos protocolos están disponibles desde hace ya varios años, los administradores de recursos nunca han apelado a su uso, asumiendo equivocadamente que la introducción de especies exóticas, además de satisfacer las demandas pesqueras, es un elemento necesario para aumentar la biodiversidad. Los programas de siembras tampoco han tenido en cuenta la capacidad de carga de los ambientes, ni el posible impacto "bottom-down" que pueda generarse al aumentar la presión de predación sobre el zooplancton. Menos aún, nunca se han apoyado en análisis adecuados de factibilidad económica basado en relaciones beneficio/costo. Como Weithman (1986) señala, estas relaciones

son críticas para definir los alcances de cada programa de siembra. No faltan ejemplos de siembras realizadas en ambientes patagónicos escasamente concurridos o aún peor, inaccesibles, en la creencia que ello constituía una medida de manejo acertada, y que definitiva, devengó gastos al estado sin beneficios aparentes.

Estas consideraciones parecen sugerir que aún se está lejos de establecer medidas de manejo adecuadas para la preservación de la biodiversidad de las especies nativas. Claramente, existen ejes de conflicto no resueltos o siquiera considerados que dificultan la percepción de los problemas que afectan a estas especies. En estas tesis se identificaron los siguientes:

a) *Concepción inadecuada concepto de biodiversidad*

Muchos administradores de recursos vislumbran que la introducción de especies, mas allá de su status de exótica o no, incrementa por sí sola la biodiversidad de un área. En este contexto, riqueza de especies es considerada erróneamente sinónimo de biodiversidad.

b) *Falta de información de base sobre características bioecológicas de las especies y sus rangos de distribución*

Aún cuando se ha avanzado en el conocimiento de la bioecología de ciertas especies (fundamentalmente Galáxidos y Percictidos), es aún pobre la información que se posee sobre los requerimientos ecológicos de otras especies y en todo caso, esta información ha comenzado a generarse recién en los últimos 10-15 años. La zoogeografía de varias especies nativas es todavía incompleta.

c) *Falta de estudios cuantitativos relacionados con las especies nativas*

Las determinaciones de abundancia se han concentrado en lagos y embalses y a menudo, se han presentado dificultades debido a la baja vulnerabilidad que ofrecen muchas de las especies nativas al uso de artes tradicionales.

d) *Desarrollo de pautas de gestión y manejo dirigido predominantemente a las especies exóticas, sin considerar un enfoque sin ecológico*

El manejo de los recursos se ha concentrado mayormente en las especies exóticas, no considerando las posibles relaciones interespecificas derivadas de la introducción de

una especie y cambios en la abundancia originadas por las regulaciones de pesca.

- e) *Se han realizado pocos estudios dirigidos a evaluar el impacto de las siembras, sea mediante análisis retrospectivos o bien diseños experimentales*

A pesar que los salmónidos se encuentran introducidos hace casi 100 años, prácticamente no existen evaluaciones globales o de síntesis sobre los efectos de estas introducciones. Asimismo, tampoco se han aplicado diseños experimentales al nivel de microcosmos o mesocosmos dirigidos a elucidar estos aspectos. La falta de planificación de evaluaciones a priori y a posteriori ha imposibilitado determinar el verdadero impacto de las introducciones, sea por competencia, predación, uso de hábitats, etc.

- f) *Desarrollo insuficiente de las estructuras científico-técnicas de las Provincias y de Parques Nacionales*

Históricamente, las reparticiones provinciales encargadas del manejo de los recursos pesqueros o bien Parques Nacionales se han abocado a realizar tareas meramente técnicas, particularmente de siembras y de control, relegando el rol de investigación al sistema de ciencia y técnica (Universidades, CONICET). Ello ha generado un déficit de formación de recursos humanos en aspectos de manejo y una pérdida de oportunidades de adquisición de información relevante de las diversas pesquerías.

- g) *Desarrollo de una filosofía "cartesiana" para los programas de siembras como paradigma de gestión*

Las Direcciones de Recursos provinciales así como Parques Nacionales han considerado las actividades de siembra como la base fundamental de gestión de los recursos pesqueros ("siembro, luego existo"). Esta estrategia y modelo de interpretar la gestión de los recursos patagónicos condujo a introducir especies en ambientes con escasa o nula demanda pesquera. La piscicultura de las especies debería considerar las necesidades de los usuarios, particularidades del mercado, capacidad de carga de los distintos ambientes, características genéticas y sanitarias de las poblaciones y fundamentalmente su impacto sobre especies nativas.

h) Tardío desarrollo e implementación de legislaciones que regulen la introducción de especies exóticas

Recién en 1989 se sancionó la Ley 2235 que establece explícitamente la prohibición de introducción, propagación o difusión de especies exóticas en Parques Nacionales. Para las provincias la resolución 987/97 de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación regula las normas de producción de organismos acuáticos vivos, incluyendo las especies exóticas

i) Falta de una adecuada valorización de las especies nativas en función de sus características bioecológicas

Las especies nativas patagónicas poseen una baja riqueza y un alto grado de endemismo alguna de ellas, lo cual se traduce en un alto valor agregado, tal vez mucho mayor que el otras especies de regiones templado-frías del Hemisferio Sur. Esta característica es poco conocida por el público en general, el cual, influenciado por publicaciones y programas de difusión especializados en pesca de salmónidos, identifica más la ictiofauna patagónica con especies exóticas que con nativas.

j) Escaso desarrollo de estudios dirigidos a evaluar el estado de conservación de las especies nativas

Los criterios y prioridades para definir el status de conservación de las especies nativas (amenazada, en peligro crítico, en peligro y vulnerable) son relativamente recientes, y en rigor, deben ser aún profundizados.

k) Deterioro de la calidad ambiental de las cuencas

No se han evaluado de manera sistemática los cambios o impactos ambientales generados por el desarrollo de actividades de piscicultura (jaulas), silvicultura, minería, ganadería, infraestructura y su influencia en los recursos pesqueros.

Estos conceptos sugieren la necesidad que los administradores de recursos establezcan pautas para elaborar estrategias dirigidas a lograr un aprovechamiento de los recursos pesqueros de gran valor deportivo, que a la vez resulten compatibles con la preservación de las especies nativas. La Tabla 1 presenta algunas características centrales relacionadas con la gestión de las especies exóticas, siguiendo el enfoque presentado en el Capítulo IV, de considerar la conectividad entre ambientes y su estado trófico, como

uno de los aspectos fundamentales de gestión. Una inspección de este análisis permite concluir que la gestión de manejo resulta harto dificultosa en los ambientes oligotróficos con alta conectividad debido a la convergencia de intereses políticos, económicos y sociales. En estos ambientes, la abundancia de peces es reducida o a lo sumo moderada, y por lo tanto, los administradores de recursos encuentran inconvenientes en satisfacer las demandas e intereses de los diferentes sectores que participan de la actividad pesquera. A su vez, aquellos ambientes con baja conectividad, que hasta pueden ser endorreicos y oligotróficos, no proporcionan un marco adecuado para el desarrollo de pesquerías sin un apoyo importante de la piscicultura. Por su parte, los ambientes mas productivos de elevada conectividad ofrecen grandes problemas de control y monitoreo de la evolución de las especies, si éstas proliferan exitosamente. Cuando la conectividad disminuye es posible manejarlos para favorecer el desarrollo de pesquerías de buena calidad.

Resulta pues necesario comenzar a modificar el esquema conceptual de manejo aplicado tradicionalmente sobre los recursos pesqueros patagónicos. Una alternativa posible es clasificar los ambientes de acuerdo a las características de sus comunidades de peces, dentro de un marco de objetivos de manejo que preserve los ecosistemas naturales o conduzca a una remediación de aquellos mas impactados por disturbios de sus componentes bióticos y abióticos. Moyle y Sato (1993), por ejemplo, consideran la existencia de diferentes clases de ambientes basado en criterios de presencia de especies nativas. Este enfoque podría aplicarse también en Patagonia, donde una clasificación tentativa para los cuerpos de agua lénticos podría incluir las siguientes siete categorías:

Clase I: Son ambientes cuasi prístinos que contienen una comunidad natural de peces autóctonos. Estos ambientes son ya muy escasos, pero aún pueden encontrarse en zonas de altura moderada (500-1500 m) y son generalmente endorreicos. Algunos de los lagos de la región de Río Pico en Chubut, por ejemplo, podrían ser clasificados como tales. Otro ejemplo apropiado lo constituye los ambientes mas elevados de la meseta de Somuncurá.

Clase II: Son ambientes que conteniendo fauna nativa en menor o mayor grado, poseen especies introducidas de interés recreativo-deportivo, las cuales generan un bajo impacto. En estos ambientes se practican siembras periódicas o bien las

especies exóticas ingresan en forma natural, aumentando en todo caso la riqueza de especies. Los ambientes de esta clase deberían poder ser transformados en ambientes Clase I con un esfuerzo de manejo razonable, razón por la cual no pueden detentar grandes dimensiones. Ejemplos de este tipo de ambientes se encuentran entre los numerosos pequeños lagos oligotróficos cordilleranos.

Clase III: Se trata de ambientes dominados por especies introducidas y donde las especies nativas son raras o ausentes. Este tipo de ambiente no es factible de ser manejado para proteger activamente o recuperar la fauna nativa, y concita un alto grado de interés debido a una importante demanda de uso y aprovechamiento de los recursos pesqueros existentes. Las especies exóticas, por otra parte, se encuentran bien aclimatadas y caracterizan la comunidad de peces. Ejemplo de ambientes de esta clase lo constituyen varios de los lagos que se encuentran en los Parques Nacionales de Río Negro, Chubut y Neuquén.

Clase IV: Son ambientes formados a partir de obras de ingeniería tales como los lagos de represas, donde la estructura de la ictiofauna está modificada respecto a la estructura original preexistente. El manejo de la comunidad de peces en estos ambientes resulta muy difícil, debido a que por lo general, los ambientes presentan una gran extensión, gran diversidad de hábitats y existe una alta variabilidad ambiental. En Patagonia existen varios embalses como Ramos Mexía, Alicurá, Mari Menuco etc., que integran esta categoría de ambientes.

Clase V: Conformada por ambientes que por razones de aislamiento pasado o presente, o bien por eventos extraordinarios o recurrentes (sequías) carecen de peces, pero exhiben condiciones ecológicas apropiadas para su introducción. Estos ambientes son en general pequeños lagos endorreicos usualmente localizados en altura o en el ecotono.

Clase VI: Representada por ambientes con condiciones ambientales marginales que poseen baja diversidad de especies. Estos ambientes son en general lagos de

pequeño tamaño y endorreicos, con elevado tenor salino y usualmente situados en la meseta.

Clase VII: Se trata de ambientes de valor ecológico excepcional por contener especies relicto o que exhiben un endemismo único. No se han identificado aún ambientes lénticos de este tipo en Patagonia.

Es asimismo conveniente comenzar a reformular el enfoque tradicional que se ha aplicado para el manejo de recursos pesqueros de agua dulce. Stephenson y Lane (1995) reclaman que la ciencia del manejo pesquero debe incorporar aspectos sociales y económicos dado que el estudio biológico de las poblaciones de peces resulta insuficiente. Estos autores rescatan la significación del manejo pesquero como elemento distintivo que centraliza su atención en desarrollar una metodología que integre los aspectos biológicos con los factores económicos y sociales en los procesos de decisión. El planteo de objetivos viables resulta un aspecto crítico para el éxito de la gestión de manejo y van Densen (1990) enfatiza la necesidad de elaborar objetivos cuantitativos de manejo como base inicial para la gestión. Krueger y Decker (1993), por su parte, avanzan mas allá y proponen cinco pasos que intervienen en la gestión del manejo pesquero, a los que clasifica en metas, objetivos, identificación de problemas, acciones y evaluación.

Según nota Noble (1986) la falta de objetivos explícitos y la formulación de metas es uno de las dificultades mas críticas que afecta los procesos de manejo de los recursos pesqueros. Este autor señala que objetivos y metas resultan conceptos que suelen ser confundidos por los administradores y manejadores pesqueros que no diferencian el aspecto mas abstracto de las metas del carácter mas explícito y cuantificable que requieren los objetivos. Las metas brindan consideraciones amplias a largo plazo con relación a los programas a desarrollar. Su especificación es una tarea compleja dado que afectan en el largo término el manejo de los recursos. En su formulación intervienen los aspectos ya que será necesario identificar si la meta es ambientalmente compatible, considerar los efectos económicos, evaluar los alcances y limitaciones legales y que grupos de personas estarán afectados. En la Patagonia, por ejemplo, una meta importante podría ser preservar los recursos autóctonos o lograr pesquerías de salmónidos sustentables en ambientes con elevada presión pesquera.

Los objetivos deben establecerse para reflejar el progreso en las metas y por lo tanto, permitir obtener una medida del éxito alcanzado. Lackey (1979) considera que los objetivos poseen importantes propiedades que deben ser observadas por los manejadores de recursos: a) estar claramente explicitados; b) ser los mas específicos posibles y c) ser cuantificables. Se trata de aspectos ciertamente críticos por las dificultades que implica su formulación. En la Patagonia algunos objetivos posibles serían cuantificar el éxito de un programa de captura y devolución, determinar cual es el impacto de la ganadería y la silvicultura sobre los hábitats riparios o bien establecer cambios en las tallas poblacionales al aplicarse diferentes regulaciones de pesca.

La identificación de problemas apunta a considerar los obstáculos que impiden la concreción de las metas, mientras que las acciones constituyen las medidas que se adoptan al respecto. Las evaluaciones incluyen los procesos de verificación o de respuesta de las acciones implementadas para llevar a cabo las metas propuestas y deben reflejar cual es el alcance logrado de objetivos propuestos. En todo caso, este modelo de manejo deberá ser acompañado por acciones de tipo adaptativo, en el sentido definido por Hilborn y Walters (1993), es decir aplicando medidas y regulaciones que generen *ex profeso* cambios en los stocks para poder evaluar las respuestas a las mismas. Por último, los resultados observados sobre la evaluación de los objetivos deberían servir para reformular los mismos e incluso las metas si ello es necesario, y plantear modelos cuantitativos que puedan tener carácter predictivo.

Si se aplica una visión retrospectiva crítica sobre la gestión de los recursos pesqueros en la Patagonia, se aprecia que las metas no han estado en general sustentadas por objetivos bien explicitos acordados con los usuarios del recurso. Incluso, no se ha advertido suficientemente que el planteamiento de metas y objetivos puede diferir regionalmente. Por ejemplo, el concepto de alcanzar o aproximarse a un máximo rendimiento sostenible puede ser una meta deseable en áreas con gran presión pesquera, pero resultaría inadecuada en zonas donde los pescadores valoran la pesquería mas por los aspectos ambientales, estéticos y logísticos del ambiente que por sus cualidades pesqueras. La unificación de las medidas regulatorias, tal cual rige en la actualidad para las provincias y los Parques Nacionales, si bien resulta cómoda operativamente, desconoce estos aspectos.

Lo anterior sugiere que se requiere de un marco de análisis mas amplio que genere

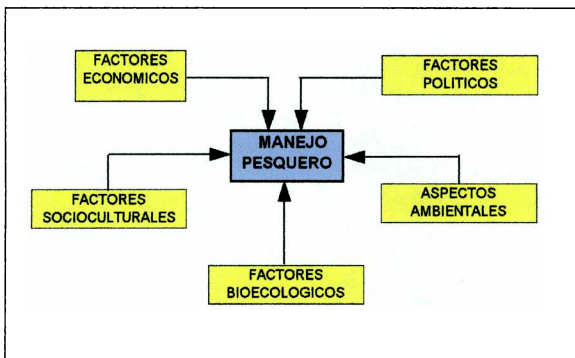
respuestas adecuadas a las demandas que se observan en los ambientes lóticos y lénticos patagónicos y que incorpore los diversos factores que afectan la gestión de los recursos (Figura 2). El manejo de una pesquería es un tópico complejo dado los múltiples aspectos sociales, económicos, culturales, biológicos y hasta políticos involucrados. Hilborn y Walters (1993) señalan que la evaluación de stocks involucra no solamente interpretar la dinámica de la pesquería, sino además considerar a los pescadores y su entorno socioeconómico, como un indicador de éxito de las medidas de manejo implementadas.

Las condiciones socio-culturales implicarán apreciar el valor del recurso para la sociedad. Ello requiere, entre otras cosas, determinar la percepción, motivaciones, necesidades y demandas que tienen los usuarios. Larkin (1982) menciona perspicazmente que el manejo de una pesquería incluye ante todo el manejo de los pescadores y ello se relaciona con el valor social que tiene el recurso. En la Patagonia existe, sin duda, existe una gran sensibilidad por los recursos pesqueros dado el alto valor social y económico que poseen los salmónidos, pero que desconoce a las especies nativas, que son naturalmente escasas en algunos ambientes y no concitan el mismo interés. Conservar estos recursos también posee un enorme valor para la sociedad y este mensaje no siempre es adecuadamente difundido dentro del marco de gestión. No es casual que, con excepción de algunos antecedentes puntuales (e.g. Vigliano y Grosman 1995; Vigliano *et al.* 1998), los aspectos sociales han sido escasamente analizados o aplicados para el manejo pesquero en las aguas patagónicas y mucho menos de sus especies autóctonas.

Por su parte, los aspectos económicos deben abarcar el conocimiento de las fuerzas del mercado y del valor del recurso. Sorprendentemente, poco se ha avanzado en esta dirección y no existen, por ejemplo, estudios que se estuvieren dirigidos a evaluar la denominada demanda excedente del consumidor en las pesquerías mas importantes de la región. Este parámetro brinda valiosa información cuando se trata de analizar los impactos ambientales de obras viales e hidráulicas, o incluso para evaluar los beneficios de programas de siembra, ya que permite confrontar la posibilidad de una pérdida o disminución significativa del recurso. No cabe duda, que de haberse aplicado un criterio mas economicista, muchas de las gestiones llevadas a cabo para expandir las pesquerías mediante trabajos de siembra hubieran resultado inaceptables por su bajo valor de retorno.

de programas de siembra, ya que permite confrontar la posibilidad de una pérdida o disminución significativa del recurso. No cabe duda, que de haberse aplicado un criterio mas economicista, muchas de las gestiones llevadas a cabo para expandir las pesquerías mediante trabajos de siembra hubieran resultados inaceptables por su bajo valor de retorno.

El componente bioecológico, a su vez, involucrará el conocimiento que se dispone de los lagos y embalses como ecosistemas incorporando diferentes factores bióticos y abióticos, tales como relaciones predador-presa, tasas de mortalidad, crecimiento y reproducción, aspectos genéticos, calidad del agua, variaciones hidrológicas, calidad y cantidad de hábitats requeridos para diferentes estadios de vida, etc. Por último, habrá que incorporar los factores políticos ya que es necesario considerar aspectos de jurisdicción y ámbitos de aplicación de las leyes, etc. Muchas cuencas atraviesan áreas jurisdiccionales que bien pueden estar sujetos a diferentes esquemas de regulación, control y legislación.



- a) Desarrollar a la brevedad un sistema eficiente de recolección de datos de captura y esfuerzo pesquero en aquellos ambientes con importancia económica y social.
- b) Considerar la piscicultura como una herramienta de manejo accesoria y no principal o exclusiva para el manejo de las pesquerías, tal cual ha venido ocurriendo por décadas, apuntando en cambio, a un desarrollo sustentable apoyado en la productividad natural de los ambientes.
- c) Desarrollar criterios y estrategias de conservación de especies nativas que apunten a minimizar el impacto de especies exóticas, en aquellos casos en que se justifique su mantenimiento o incluso su expansión, o bien prevenir su impacto mediante la aplicación del concepto de crear o mantener reservas de biodiversidad en las cuencas.
- d) Implementar políticas de manejo de las especies exóticas basado en requerimientos de tipo económico, social y características ecológicas.
- e) Estimular el desarrollo de modelos de manejo y evaluación pesquera considerando la gestión de los recursos dentro de un marco regional.

El mensaje final es que a menos que los recursos pesqueros de la Patagonia comiencen a ser adecuadamente monitoreados e investigados, se planifique su gestión sobre la base de información numérica adecuada y se integre dicha información en un contexto ecológico-pesquero, será muy difícil lograr un manejo sustentable y conservar la biodiversidad natural de los ecosistemas acuáticos. Recomiendo que los administradores de recursos pesqueros y quienes se encuentren, de algún modo, relacionados o preocupados por el manejo de los mismos, mediten cuidadosamente sobre los problemas y las limitaciones históricas que han existido, antes de implementar medidas de manejo sin metas claras. Es fundamental que recuerden que la ciencia del manejo pesquero es impracticable si no se dispone de información adecuada y que incluso, ningún modelo matemático será aplicable, si ésta es deficiente y el modelo no puede ser validado. Asimismo, dicha información debe ser colectada de manera continua porque los recursos pesqueros son dinámicos y a menudo impredecibles.

El siguiente concepto, a modo de coda, sintetiza la necesidad de implementar una filosofía que debería ser permanentemente considerada por quienes tiene a su cargo la gestión de los recursos:



Handwritten signature: *Handwritten Signature*

BIBLIOGRAFIA

- Donald, D. B. y R. S. Anderson. 1982. Importance of environment and stocking density for growth of rainbow trout in Mountain lakes. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 111: 675-680.
- Hilborn, R. y C. J. Walters. 1993. Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamics and uncertainty. Chapman y Hall, New York:, 570 p.
- Hoenig, J. M., D. M. Heisey, W. D. Lawing y D. H. Shupp. 1987. An indirect rapid methods approach to assessment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (Suppl.2):324-338.
- Kratz, T. K., J. J. Magnuson, C. B. Bowser y T. M. Frost. 1986. Rationales for data collection and interpretation in the northern lakes long term ecological research programm. Páginas 22-33 *en* Rationale for sampling and interpretation of ecological data in the assessment of freshwater ecosystems (Isom, B. G., ed.) ASTM STP 894, American Society for testing and materials.
- Krueger, C. C. y D. J. Decker. 1993. The process of fisheries management. Páginas 33-54 *en* Inland fisheries management in North America (Kohler, C. C. y W. A. Hubert, eds.), Amer. Fish. Soc., Bethesda, Maryland, 581 p.
- Lackey, R. T. 1979. Options and limitations in fisheries management. *Environ. Manag.* 2: 109-112.
- Larkin, P. A. 1982. Natural laws governing the management of sport and commercial fisheries. Seventh Annual Marine Recreational Fisheries Symposium, Fort Lauderdale, Florida, May 1982.
- Magnuson, J. J. 1976. Managing with exotics- a game of chance. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 105: 1-9.
- Magnuson, J. J. 1991. Fish and fish ecology. *Ecol. Appl.* 10: 1326.
- Morton Trautman, N., C. E. McCulloch y R. T. Oglesby. 1982. Statistical determination of data requirements for assessment of lake restoration programs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 607-610.
- Moyle, P. B. y G. M. Sato. 1993. On the design of preserves to protect native fishes. Páginas 155-169 *en*: Battle against extinction. Native fish management in the American West Minckley (W. L. y J. E. Deacon, eds.), The University of Arizona Press, Tucson, 517 p.
- Peterman, R. M. y M. L. Bradford. 1987. Statistical power of trends in fish abundance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 1879-1889.
- Stephenson, R. L. y D. E. Lane. 1995. Fisheries management science: a plea for conceptual change. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 2051-2056.
- van Densen, W. L. 1990. Structure for the decision-making process in inland fisheries management. Páginas 301-312 *en* Management of freshwater fisheries. Proceedings of a symposium organized by the European Inland Fishery Advisory

Commission, Göteborg, Sweden, 31 May-3 June 1988 (van Densen, W. L., B. Steinmetz y R. H. Hughes, eds.), Pudoc Wageningen, 649 p.

Weithman, A. S. 1986. Economic benefits and costs associated with stocking fish. Páginas 357-363 *en* Fish culture in fisheries management (R. Strout, ed.) Amer. Fish. Soc., Bethesda, Maryland, 418 p.

Whittier, T. R. y S. G. Paulsen. 1992. The surface water component of the environmental monitoring and assessment program (EMAP): an overview. J. Aquat. Ecosyst. Health 1: 119-126.

TABLAS

Tabla 6.2.1: Pautas de gestión de recursos pesqueros exóticos (salmónidos) en Patagonia, según el estado tróficos y grado de conectividad de los ambientes

Atributo	OLIGOTRÓFICOS			MESO-EUTRÓFICOS		
	<i>Endorreicos</i>	<i>Ectorreicos</i>	<i>Endorreicos</i>	<i>Endorreicos</i>	<i>Ectorreicos</i>	<i>Ectorreicos</i>
Facilidad de siembra	desaconsejada	muy regulada	regulada	regulada	regulada	regulada
Control y monitoreo	baja dificultad	alta dificultad	dificultad moderada	dificultad moderada	alta dificultad	alta dificultad
Interacción con especies nativas	altamente probable	muy probable	probabilidad moderada	probabilidad moderada	probabilidad moderada	probabilidad moderada
Remediación	simple	muy compleja	dificultad moderada	dificultad moderada	alta dificultad	alta dificultad
Desarrollo de pesquerías recreativas	posible, muy regulada	posible, regulada	posible, regulada	posible, regulada	posible, regulada	posible, regulada
Desarrollo de pesquerías comerciales	inviables	desaconsejada	posible, muy regulada	posible, muy regulada	posible, regulada	posible, regulada
Ordenamiento de la pesquería	baja dificultad	alta dificultad	baja dificultad	baja dificultad	alta dificultad	alta dificultad

CREDITOS

Trabajos publicados

- Quirós, R. y C. Baigún. 1986. Prospección pesquera en 33 lagos y embalses. *En: Taller Internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses (I. Vía y E. Fagetti eds.)*. FAO, COPESCAL. Doc. Téc. (4): 159-179.
- Quirós, R.; S. Cuch y C. Baigún. 1986. Relaciones entre abundancia de peces y ciertas propiedades físicas químicas y biológicas en lagos y embalses patagónicos. *En: Taller Internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses (I. Vía y E. Fagetti eds.)*. FAO, COPESCAL. Doc. Téc. (4): 180-202.
- Baigún, C. 1988. Evaluación de recursos pesqueros en aguas continentales mediante el uso de redes enmalladoras. *Clímax* 7: 79 p.
- Baigún, C. and C. Marinone. 1995. Cold temperate lakes of South America: do they fit northern hemisphere models?. *Arch. Hidrobiol.* 135: 23-51.

Trabajos presentados en congresos y reuniones científicas

- Quiros, R. y C. Baigún. Distribución de peces en lagos y embalses patagónicos. XIIa. Reunión Argentina de Ecología, abril de 1985, Puerto Iguazú.
- Baigún, C. y R. Quirós. Distribución de peces exóticos en la República Argentina. las. Jornadas Argentinas de Salmonicultura, mayo de 1986.
- Baigún, C., A. de Nichilo y J. Saravia. Características pesqueras de seis ambientes de la Provincia del Chubut. XIIIa. Reunión Argentina de Ecología, abril de 1987, Bahía Blanca.
- Baigún C. Estudios sobre la biología pesquera de *Percichthys trucha* en el lago Colhue Huapi, Chubut. IIIas. Jornadas Argentinas de Ciencias Naturales del Litoral, agosto de 1987, Paraná.
- Baigún, C., A. De Nichilo, R. Delfino y J. Saravia. Ordenación de los recursos pesqueros continentales de la provincia del Chubut. I. Lagos y embalses. XIV Reunión Argentina de Ecología, 16-21 Abril de 1989, Jujuy.

Cold-temperate lakes of South America: do they fit northern hemisphere models?

Claudio Baigún¹ and María Cristina Marinone²

With 8 figures and 7 tables in the text

Abstract: Comparative studies on cold-temperate lakes on a worldwide basis have often neglected this lake category in the southern hemisphere. This study describes and analyzes the main limnological characteristics of 54 Argentine Patagonian lakes located between 38° and 55° S latitude. By principal components analysis of summer data, three basic types of Patagonian lakes were identified: Andean, ecotone and plateau. These groups were distributed across a gradient defined mainly by trophic and edaphic characteristics, and secondarily by lake morphometry and climatic factors. Most lakes deeper than 50 m showed summer stratification, with a mean thermocline depth of 38 m. Thermocline depth showed a direct correlation with latitude. The best single predictors of thermocline depth were fetch and lake area. Thermocline depth was not only deeper than predicted by northern hemisphere models, but also deeper than in other southern hemisphere lakes of similar surface area located in Chile and New Zealand. Surface water temperatures were correlated with latitude. Only northern Patagonian lakes showed significant differences in surface water temperatures on both sides of the Andes. The best single predictors of chlorophyll were Secchi disk depth and mean depth. Models from the literature overestimated chlorophyll concentrations for Argentine Patagonian lakes, particularly under eutrophic conditions. We suggest that cold-temperate lakes in Argentina differ in their thermal regime from northern hemisphere lakes at equivalent latitudes, owing to the marked oceanic influence on the southern hemisphere land mass, together with the strong and persistent westerly winds. These features coupled with lower nutrient contents make the use of global models inadequate for Argentine cold-temperate lakes.

¹ **Authors' addresses:** Dept. Fish & Wildlife, 104 Nash Hall, Oregon State University, Corvallis, Oregon 97331, USA.

² **Author for correspondence:** Depto. Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Pabellón II, piso 4, Ciudad Universitaria, 1428 Buenos Aires, Argentina.

Cold-temperate lakes of South America: do they fit northern hemisphere models?

Claudio Baigún¹ and María Cristina Marinone²

With 8 figures and 7 tables in the text

Abstract: Comparative studies on cold-temperate lakes on a worldwide basis have often neglected this lake category in the southern hemisphere. This study describes and analyzes the main limnological characteristics of 54 Argentine Patagonian lakes located between 38° and 55° S latitude. By principal components analysis of summer data, three basic types of Patagonian lakes were identified: Andean, ecotone and plateau. These groups were distributed across a gradient defined mainly by trophic and edaphic characteristics, and secondarily by lake morphometry and climatic factors. Most lakes deeper than 50 m showed summer stratification, with a mean thermocline depth of 38 m. Thermocline depth showed a direct correlation with latitude. The best single predictors of thermocline depth were fetch and lake area. Thermocline depth was not only deeper than predicted by northern hemisphere models, but also deeper than in other southern hemisphere lakes of similar surface area located in Chile and New Zealand. Surface water temperatures were correlated with latitude. Only northern Patagonian lakes showed significant differences in surface water temperatures on both sides of the Andes. The best single predictors of chlorophyll were Secchi disk depth and mean depth. Models from the literature overestimated chlorophyll concentrations for Argentine Patagonian lakes, particularly under eutrophic conditions. We suggest that cold-temperate lakes in Argentina differ in their thermal regime from northern hemisphere lakes at equivalent latitudes, owing to the marked oceanic influence on the southern hemisphere land mass, together with the strong and persistent westerly winds. These features coupled with lower nutrient contents make the use of global models inadequate for Argentine cold-temperate lakes.

¹ **Authors' addresses:** Dept. Fish & Wildlife, 104 Nash Hall, Oregon State University, Corvallis, Oregon 97331, USA.

² **Author for correspondence:** Depto. Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Pabellón II, piso 4, Ciudad Universitaria, 1428 Buenos Aires, Argentina.