

BIOLOGIA ACUÁTICA

VOLUMEN N° 20

AÑO 2003

**SEGUNDAS JORNADAS SOBRE
ECOLOGÍA Y MANEJO
DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS PAMPEANOS**

(Trabajos Completos)

La Plata, abril de 2004

INSTITUTO DE LIMNOLOGÍA "*Dr. Raúl A. Ringuelet*"
CONICET - UNLP

ANÁLISIS DE LA TAXOCENOSIS DE LA FICOFLORES DE LA LAGUNA EL OJO DE AGUA, URIBURU, LA PAMPA, ARGENTINA

G. I. BAZÁN, S. B. ALVAREZ, M. C. MARTÍN Y J. BERNARDOS

*Facultad de Ciencias Exactas y Naturales - Universidad Nacional de La Pampa.
Uruguay 151. (6300) Santa Rosa. La Pampa. e-mail: sbalvarez@cpenet.com.ar*

RESUMEN

La laguna El Ojo de Agua, Uriburu, La Pampa, es un cuerpo permanente, de poca profundidad. Posee una superficie aproximada de 180 ha y pertenece al grupo de lagunas de la región fisiográfica oriental de la provincia. En este cuerpo ácuico, se recolectaron muestras estacionales, durante el período comprendido entre el verano de 1998 y verano de 2000, se fijaron con formaldehído al 4% y se depositaron en el herbario de la Facultad de Agronomía de la UNLPam, bajo las siglas SRFA legado Alvarez-Bazán. Analizado el material se determinó que pertenece a las Divisiones *Cyanophyta*; *Chlorophyta*; *Chromophyta* (Clase *Bacillariophyceae* y *Xanthophyceae*); *Euglenophyta* y *Pyrrhophyta*. Para cada uno de estos grupos algales, se estudió la densidad relativa de las especies encontradas y su relación con parámetros ambientales, que sirven como pautas para un reconocimiento preliminar del conjunto. Asimismo se analizó comparativamente la composición y distribución estacional de la comunidad florística de la laguna, estableciéndose diferencias estadísticamente significativas para las distintas estaciones del año. Índices como el de Jaccard y de Sorensen, con sus correspondientes dendrogramas, permitieron identificar una importante diferencia en la presencia de especies para las distintas estaciones de los años 1998-1999-2000. Con este análisis preliminar de la Laguna El Ojo de Agua de la ciudad de Uriburu, La Pampa, se establecen las bases para estudios posteriores que permitirán un desarrollo sustentable de la misma.

Palabras clave: ficoflora; distribución estacional, laguna, La Pampa.

INTRODUCCIÓN

El presente trabajo tiene como objetivos relevar la ficoflora de la laguna El Ojo de Agua del Departamento Catrilo, analizar comparativamente, en las distintas estaciones del año, la composición y distribución de la comunidad algal y, determinar la influencia de los factores ambientales sobre los patrones biológicos durante dos ciclos anuales.

Este trabajo constituye un aporte al estudio florístico de las Algas de la Pcia. de La Pampa. Entre los antecedentes se señalan los estudios realizados por Alvarez, 1992, 1996; Alvarez y Bazán, 1994, 1998; Alvarez *et al.* 1998 a y b, 2000; Bazán *et al.*, 1996, 1998; Romero 1993, 1995; Wenzel *et al.* 1993 (1996).

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio pertenece a la región Neotropical, Dominio chaqueño, Provincia biogeográfica pampeana, Distrito fitogeográfico pampeano-occidental (Cabrera y Willink, 1980)(Figura 1).

Para Cano *et al.* (1980) el área de estudio se ubica en la Región Oriental, Subregión de las planicies con tosca, se caracteriza porque el relieve es una planicie uniforme, suavemente ondulada, con una pendiente regional SW-NE. El microrelieve está compuesto por pequeñas lomas y depresiones. No se observan vías de drenaje de importancia. Existen algunas áreas bajas, cóncavas, que funcionan de reservorios circunstanciales y entre las más notorias encontramos la laguna El Ojo de Agua. Está ubicada en las cercanías de la localidad de Uriburu, Departamento Catrilo (36° 31' 27" S 63° 54' 08" W) se caracteriza por ser un cuerpo de agua permanente, de

fondo plano poco profundo, de 180 ha de superficie. Pertenece al grupo de lagunas de la estepa herbácea, usualmente circunscriptas por cultivos (Medus *et. al.*, 1982).

La recolección de las muestras se realizó trimestralmente entre los años 1998, 1999 y verano de 2000. Se analizaron un total de 9 muestras obtenidas por arrastre manual y raspado superficial del sustrato, aplicando el mismo esfuerzo de muestreo en todas las oportunidades.

Las muestras fijadas en el momento de la recolección con formaldehído al 4 % se depositaron en el herbario de la Facultad de Agronomía de la UNLPam (SRFA, Alvarez-Bazán).

Simultáneamente se registraron parámetros físico-químicos: temperatura del agua, del aire y pH.

Las determinaciones se realizaron con microscopio óptico Kyowa Medilux 12 y los dibujos fueron realizados con cámara clara de Abbe.

Para la ubicación sistemática se consultaron las obras generales de Geitler (1932) Desikachary (1959), Starmach (1966) y Bourrelly (1968, 1970, 1972). En la distribución geográfica en Argentina se han consultado los catálogos de Tell (1985). Para la Provincia de La Pampa queda registrada la distribución geográfica para esta laguna. El total de las especies determinadas se ordenaron según Bourrelly (1968, 1970, 1972).

El grado de similitud en la comunidad algal a lo largo del muestreo se obtuvo mediante la aplicación de los coeficientes de Jaccard y de Sorensen.

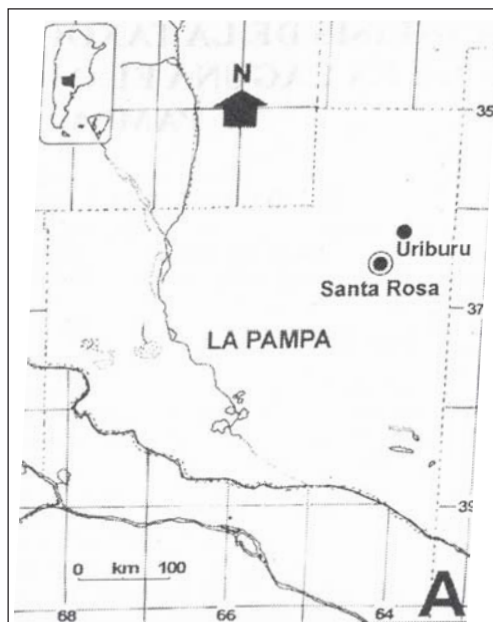


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

RESULTADOS

Parámetros ambientales

Durante las estaciones anuales de muestreo, la temperatura del aire osciló entre 3°C y 25°C, coincidiendo con el otoño de 1999 y el verano de 2000.

La temperatura mínima y máxima del agua se registró para las mismas fechas con 5°C y 20°C respectivamente. El pH del agua tuvo una variación entre 8 y 11, siendo el rango de 10 el registrado con mayor frecuencia, desde el verano de 1998 a otoño de 1999, inclusive (Figura 2).

Aspectos biológicos

Del análisis taxonómico de la comunidad algal se determinaron un total de 75 taxa, en su mayoría cosmopolitas. De ellas 35 pertenecen a la División *Cyanophyta*, 20 taxa a la División *Chlorophyta*, 1 taxon perteneciente a la División *Chromophyta*, Clase *Xanthophyceae*, 16 taxa pertenecientes a la División *Chromophyta*, Clase *Bacillariophyceae*, 2 taxa a la División *Euglenophyta* y 1 taxon perteneciente a la División *Pyrrhophyta* (Tabla 1).

En la Div. *Cyanophyta*, el O. *Chroococcales* se encuentra representado por 9 especies del total de 35. En el O. *Hormogonales*, con 24 especies, la Fam. *Nostocaceae* registró el 33% de las especies y la Fam. *Oscillatoriaceae* el 54 %, siendo los géneros *Oscillatoria* y *Anabaena* los que mayor número de especies registraron.

En la Div. *Chlorophyta* se reconocieron 20 especies, ubicadas en un 50% en el O. *Chlorococcales*, y allí el género *Kirchneriella* citada con 4 especies, fue el más numeroso.

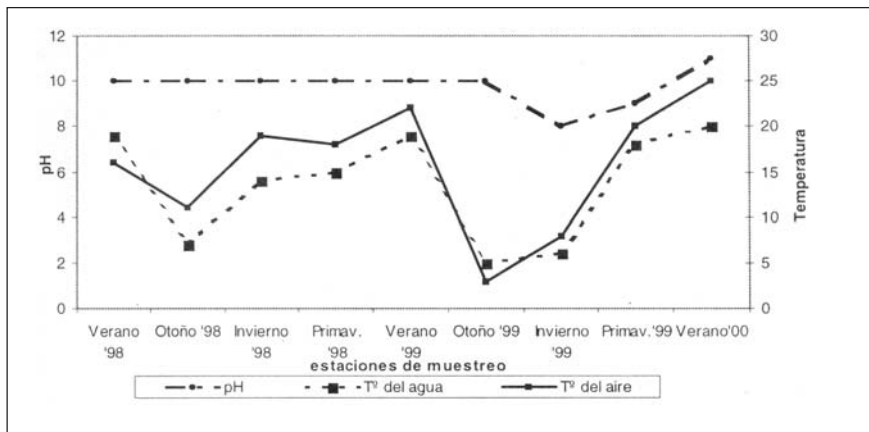


Figura 2. Parámetros ambientales.

La Clase *Bacillariophyceae* dentro de la Div. *Chromophyta* fue la más abundante, con 15 especies, de las que el *O. Naviculales* representó un 60% (9 especies).

La Clase *Xanthophyceae* al igual que las Div. *Euglenophyta* y *Pyrrophyta* fueron registradas ocasionalmente.

Coincidente con las temperaturas mínimas del agua y aire la riqueza específica estacional obtuvo un mínimo de 15 especies registradas en otoño de 1999. El rango máximo de riqueza específica fue de 34 especies en la primavera de 1998, que podría estar relacionada con un invierno precedente de temperaturas moderadas. Para los dos años de muestreo la primavera es la que presenta una mayor riqueza específica.

Tabla I. Abundancia proporcional de las Divisiones algales por periodo de muestreo. Laguna Ojo de Agua, Uriburu, La Pampa.

EPOCA	CYANOPHYTA	CHLOROPHYTA	CHROMOPHYTA	EUGLENOPHYTA	PYRRHOPHYTA	TOTAL
VERANO 98	99,0	0,1	0,9	0,0	0,0	100,0
OTOÑO 98	85,7	1,2	13,1	0,0	0,0	100,0
INVIERNO 98	94,5	2,8	2,5	0,2	0,0	100,0
PRIMAV. 98	96,2	2,4	1,4	0,0	0,0	100,0
VERANO 99	45,2	5,5	49,3	0,0	0,0	100,0
OTOÑO. 99	34,8	52,0	13,2	0,0	0,0	100,0
INVIERNO. 99	45,7	5,1	49,2	0,0	0,0	100,0
PRIMAV. 99	84,6	9,5	5,7	0,1	0,1	100,0
VERANO 00	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0

La equitatividad mínima se registra en verano del 2000 debido a la proliferación de algas verdeazules (Figura 3).

De la aplicación de los índices de similitud de Jaccard y de Sorensen, se obtuvieron los siguientes valores, similitud máxima $SJc=0,865$ registrada entre las muestras de las estaciones Invierno '99 y Verano '00, y similitud mínima de 0,579 entre Verano '98 e Invierno '98.

Al emplear el Índice de Sorensen la similitud máxima fue registrada entre las muestras de las estaciones Invierno '99 y Verano '00, con SSo de 0,762 y, la mínima de 0,407 entre Verano de '98 e Invierno '98

Del total de Individuos registrados a lo largo del ciclo muestral, la Div. *Cyanophyta* fue la que obtuvo el predominio numérico y de las nueve estaciones seleccionadas predominó en seis. La Div. *Chlorophyta* obtuvo su máxima abundancia en otoño de 1999. La Div. *Chromophyta*

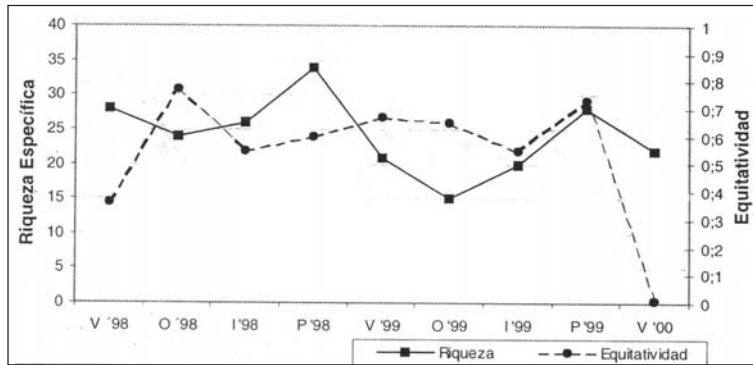


Figura 3. Relación entre riqueza específica y equitatividad.

tuvo dos picos máximos, en donde superó al resto de las algas, que fue en verano e invierno de 1999. La Div. *Euglenophyta* y la Div. *Pyrrhophyta*, se mencionan esporádicamente.

En Verano de 1998 el predominio absoluto de algas estuvo dado por *Nostoc commune*, que superó el 75% de Abundancia Relativa (AR), seguido por *Nostoc sphaericum* con tan sólo 5,3%, quedando el porcentaje restante distribuido entre las demás algas.

En Otoño de 1998, la suma de la AR de *Oscillatoria subbrevis* (18,22%), *Microcystis staginalis* (17,82%), *Nostoc sp.* (12,67%) y *Spirulina subtilissima* (11,88%), superó el 55% del total. En las *Bacillariophyceae* se observó un 6,27% de AR para *Cymbella sp.*

En Invierno de 1998 en las *Cyanophyta*: *Anabaena variabilis* (54,13%) y *Anabaena sphaerica var. microsperma* (13,40%) superan el 65 % de AR total.

En Primavera de 1998 en las *Cyanophyta*: *Nostoc commune* (26,68%), *Anabaena variabilis* (23,65%) y *Anabaena sphaerica var. microsperma* (15,88%) superan el 60 % de AR total.

En Verano de 1999 Se destacan como más abundantes *Pinnularia sp.* (31,39%), *Spirulina subsalsa* (22,13%) y *Tribonema sp.* (16,52%).

Para Otoño de 1999 se observa un predominio de *Stigeoclonium sp.* (50,72%), seguido por *Oscillatoria pseudogeminata* 15,22%.

En Invierno de 1999 la A.R. más elevada fue para *Tribonema sp.* (44,74%), acompañado por *Anabaena sphaerica var. microsperma* (19,36) y *Nostoc sp.* (19,07%).

En Primavera de 1999 *Nostoc sp.* (32,27%) *Coelomorum sp.* (11,3%), *Lyngbya hieronimusii* (9,12) y *Oscillatoria pseudogeminata* (6,88%).

Para Verano de 2000 *Arthrospira platensis var. non-costricta* (*Cyanophyta*) registró el 99,67% de AR total para la estación.

DISCUSIÓN

La riqueza específica varía en las distintas épocas del año, con picos máximos en primavera de 1998 y 1999 (donde se observa que las cianofíceas tiene el mayor número de especies) y mínimo en otoño de 1999 (con disminución de cianofíceas y desarrollo de otras algas) (Figura 3).

La equitatividad, relacionada con la dominancia específica, fue mínima en el verano del 2000, debido al mayor número de algas verdeazules. Este comportamiento es característico de ambientes perturbados, eutrofizados o en formación, como es el área analizada.

El otoño de 1999 fue la estación con mayor equitatividad, que queda evidenciada en los porcentajes de individuos para cada división. Aquí observamos que las *Cyanophyta* ocupan un 34 %, las *Chlorophyta* 52 % y las *Chromophyta* 13 % aproximadamente (equitatividad: 0.62 %)

En verano, debido a las altas temperaturas el oxígeno disminuye en los cuerpo ácueos y en

esta ocasión favorecidos por la escasa profundidad, permitió el desarrollo y la proliferación de algas azules, lo que indicaría un enriquecimiento de nutrientes orgánicos en este cuerpo de agua (Laws 1993).

El índice de similitud (Jacard) es bajo entre las distintas estaciones del año, reflejando la inestabilidad ambiental que caracteriza al cuerpo en estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, S.B., 1992. Algas de aguas continentales de la Pcia. de La Pampa (Arg.) I: Volvocales y Chlorococcales (Chlorophyta). Rev. Fac. De Agr. U.N..Pam. 6(2): 35-51
- Alvarez, S.B., 1996. Chlorococcales (Chlorophyta) de la Laguna El Guanaco o Loncoché, Pcia. de La Pampa. *Comunicaciones- VI Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales, COPROCNA*: 3-4
- Alvarez, S.B.; G.I.Bazán, 1994. Cianofíceas Continentales de la Pcia. de La Pampa (Argentina). Rev. Fac. de Agronomía. UNLPam. Vol. 7, N°2, :43-62.
- Alvarez, S. B. y G.I.Bazán. 1998. Ficoflora eucariota de cuerpos de agua permanentes y semipermanentes del Parque Nacional Lihuel Calel (La Pampa, Argentina) (Entregado en julio de 1998, para ser publicado en los Anales de Parques Nacionales).
- Alvarez, S.B.; G.I.Bazán and M.T. Wenzel. 1998a. Cyanobacteria of Chroococcales and Chamaesiphonales orders in intermittent streams and isolated stagnant pools within the Lihuel Calel National Park (La Pampa Province, Argentina). *Acta Hydrobiologica*, 40 (3): 131-146 Cracow, Poland.
- Alvarez, S. B.; G. I. Bazán and M.T. Wenzel. 1998b. Cyanobacteria of Hormogonales orders (Nostocaceae, Rivulariaceae, Scytonemataceae and Microchaetaceae families) in intermittent streams and isolated stagnant pools within the Lihuel Calel National Park (La Pampa Province, Argentina). *Acta Hydrobiologica*, 40(3): 147-160. Cracow, Poland.
- Alvarez, S.B.; G.I.Bazán y M.T. Wenzel. 2000 Hormogonales (Cyanophyta) de la laguna El Guanaco (Prov. de La Pampa), Argentina. *Darwiniana*, 38 (3-4): 279-284
- Bazán, G.I., M.T.Wenzel y S.B. Alvarez. 1996. Cianofíceas nuevas para Argentina del Parque Nacional Lihue Calel (Pcia. de La Pampa). *Darwiniana* 34 (1-4) : 285-292.
- Bazán G.I.; S.B.Alvarez and M.T. Wenzel. 1998. Cyanobacteria of the Oscillatoriaceae family in intermittent streams and isolated stagnant pools within the Lihuel Calel National Park (La Pampa Province, Argentina). *Acta Hydrobiologica*, 40 (3): 161-172. Cracow, Poland.
- Bourrelly , P. 1968. Les algues d'eau douce, initiation a la systématique. Tome II Les Algues jaunes et brunes. Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées. Editions N. Boubée Cie, pp.1-438.
- Bourrelly , P. 1970. Les algues d'eau douce, initiation a la systématique. Tome III : Les Algues bleues et rouges. Les Eugleniens, Peridinians et Cryptomonadines. Editions N. Boubée Cie, pp.1-512.
- Bourrelly , P. 1972. Les algues d'eau douce, initiation a la systématique. Tome I : Les Algues Vertes, Editions N. Boubée Cie- pp.1-572.
- Cabrera, A.L y A. Willink. 1980. Biogeografía de América Latina. Sec. Gral de la OEA, Washington, D.C. 130 pp
- Cano, E., G. Casagrande, H. Conti, J. Salazar Lea Plaza, C. Peña Zubieta, D. Maldonado Pinedo, H. Martinez, R. Hevia, C. Scoppa, B. Fernandez, M. Montes, J. Musto y A. Pittaluga. 1980. Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ministerio de Economía y Asuntos Agrarios de la provincia de La Pampa. Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de La Pampa, B.A. pp. 1-493.
- Desikachary, T.V. 1959. Cyanophyta. Ind. Counc. Agr. Res., New Delhi, pp. 1-686.
- Geitler, L. 1932. Cyanophyceae. In: *Rabbenhorst's Kryptogamen-Flora*, 14, pp.1-1196.
- Laws, E.A. 1993. Aquatic Pollution. An Introductoty Text. 2° Ed. John Wiley & Sons, INC 611 pp.
- Medus, N.B; H.W. Casenave y R.O. Hernández 1982. Geografía de La Pampa. Ed. Extra (L.P.) pp 1-145.
- Romero, O.E. 1993. Diatomeas (Bacillario-phyceae) de la Pcia. de La Pampa (Argentina) I. *Darwiniana* 32 (1-4): 303-313.
- Romero, O.E. 1995. Diatomeas (Bacilla-riophyceae) de la Provincia. de La Pampa (Argentina) II. *Darwiniana* 33 (1-4) : 177-193.
- Starmach, K. 1966. Cyanophyta-Scinice, Glaucophyta-Glaucofity. In: *Flora Slodkowodna Polski*, 2, Polsk. Ak. Inst. Bot. pp.1-807.
- Tell , G. 1985. Catálogo de Algas de Agua Dulce de la Republica Argentina. J. Cramer. Germany, 283 pp.
- Wenzel, M.T; S.B Alvarez y G.I.Bazán. 1996. Estudio preliminar de las cianofíceas del Embalse Casa de Piedra (Pcia. de La Pampa). Argentina. *Physis*, Secc. B, 51 (120-121): 9-16.

PARÁMETROS ABIÓTICOS Y BIOMASA PLANCTÓNICA EN LA LAGUNA CHASCOMÚS (PROVINCIA DE BUENOS AIRES). PERÍODO DE INUNDACIÓN 2002

P. MAIZELS; E. ETCHEPARE; E. CHORNOMAZ; J. BUSTINGORRY;
R. ESCARAY Y V. CONZONNO

Instituto Tecnológico Chascomús (IIB-INTECH). Camino de Circunvalación Laguna Km 6, CC 164 (B71301WA). Chascomús, escaray@intech.gov.ar

RESUMEN

La Laguna Chascomús ubicada en la cuenca del Río Salado, es una laguna pampásica de características eutróficas, alcalina y con elevado material en suspensión. En el presente trabajo se presentan datos obtenidos a partir de marzo de 2002, con muestreos semanales en superficie y en la zona pelágica, que permitieron seguir el período de inundación (nivel superior a la cota de 8 metros IGM), que se extendió desde abril a junio y donde el pico máximo alcanzó alrededor de 9 metros. El aporte de agua debido a las precipitaciones se tradujo en un efecto de dilución que determinó que la salinidad disminuyera en un tercio el valor promedio de 1,57 g/l obtenido en el año 2000. Por el contrario los valores de fósforo total (promedio 290 µg P/l) y de nitrógeno total (promedio 880 µg N/l) fueron elevados debido a la influencia de desechos cloacales producto del desborde proveniente de la ciudad y de la planta de tratamientos cloacales que por efecto de la inundación alcanza también la laguna. El seston presentó valores bajos respecto a los usuales (promedio 79,8 mg/l) siendo afectado por el fenómeno de dilución donde de 179 mg/l (máximo) desciende a 25,8 mg/l (mínimo). En correspondencia se registraron mayores valores de lectura del disco de Secchi (promedio 21 cm, rango 12-28 cm). La biomasa algal evaluada en términos de clorofila *a*, fue elevada (promedio 133,3 µg/l) favorecida no sólo por la elevada concentración de nutrientes sino además por el aumento de la transparencia. La biomasa zooplantónica determinada sobre muestra obtenida por arrastre vertical mediante red de 29 µm y por la suma de la biomasa de copépodos, cladóceros y rotíferos, mostró un promedio de 173 µg/l y la densidad de 440 individuos/l. Las relaciones entre la biomasa del zooplancton con la clorofila *a* y con el número de bacterias obtenido por recuento, indicarían que la predación se ejercería tanto sobre organismos autótrofos como heterótrofos.

Palabras clave: Laguna Chascomús, período de inundación 2002, parámetros químicos, clorofila *a*, zooplancton.

INTRODUCCIÓN

La Laguna Chascomús (35°, 36'S, 58°O) pertenece al sistema de las Encadenadas de Chascomús integrado por las lagunas Vitel, Chascomús, Manantiales, Adela, del Burro, Chis-Chis, Tablilla y Barrancas cuya cuenca de aporte abarca 801 km² (Dangavs *et al.*, 1996). Dicho sistema se encuentra ubicado en la cuenca del río Salado en la unidad geomorfológica de la "pampa deprimida" (Frenguelli, 1950). La Laguna Chascomús, integrante del grupo de las denominadas lagunas pampásicas clasificadas como eutróficas por Ringuet (1962), es de baja profundidad (profundidad máxima: 1,9 m, profundidad media: 1,53 m, perímetro: 28.120 m, superficie: 30.1 km²; Dangavs, 1976), alcalina y con elevada concentración de nutrientes y material en suspensión (Conzonno y Claverie, 1990).

Normalmente el Sistema de las Encadenadas de Chascomús aporta sus aguas hacia el río Salado, por el contrario, en momentos de inundación el flujo se invierte y se produce la entrada de agua desde éste al sistema. Desde el punto de vista ambiental, en los períodos de inundación se produce el desborde de las alcantarillas de la ciudad de Chascomús (30000 habitantes) emplazada a orillas de la laguna, con el consecuente aporte de desechos domésticos hacia la misma. Por otra parte el efluente de la planta de tratamientos cloacales, que es vertido al arroyo Girado con destino final hacia la laguna Adela, en momentos de inundación y a causa de la inversión de

flujo destacada, también alcanza la laguna.

El presente trabajo tuvo por objetivo el estudio de parámetros tales como salinidad y nutrientes, biomasa fitoplanctónica (medida en términos de clorofila *a*) y de biomasa y densidad del zooplancton entre marzo y septiembre, lapso en que tuvo lugar el período de inundación 2002.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras fueron tomadas en superficie en tres sitios de la zona pelágica señalados en el mapa de la laguna (Figura 1) y con periodicidad semanal a partir del 11 marzo (1) y hasta el 30 de septiembre del 2002 (30). La salinidad fue determinada como suma de las concentraciones de los cationes y aniones mayoritarios (Na, K, Ca y Mg; CO_3 , HCO_3 , Cl y SO_4). El nitrógeno total (NT) como suma de las concentraciones del N Kjeldahl, NO_3 y NO_2 , el fósforo total (PT) por digestión con S_2O_8 y posterior determinación como PO_4 , de acuerdo a técnicas del APHA (1992). Clorofila *a* se determinó utilizando filtros GF/C y metanol como solvente de extracción de acuerdo a Cabrera (1984). El recuento de bacterias aerobias mesófilas como unidades formadoras de colonias por mililitro (UFC/ml) se realizó por cultivo a 37°C durante 48 hs en agar nutritivo. El material particulado en suspensión (seston) se evaluó por pesada del residuo obtenido por filtración de volúmenes adecuados de agua sobre filtros de $0,45\ \mu\text{m}$ de poro.

La biomasa zooplanctónica fue determinada sobre muestras obtenidas por arrastre vertical de la columna de agua mediante red de $29\ \mu\text{m}$ y por la suma de la biomasa de copépodos, cladóceros y rotíferos. Los zoopláncteres se contaron mediante alícuotas de 1 ml en una cámara de Sedgwick-Rafter. La identificación de los componentes zooplantónicos se realizó mediante el uso de bibliografía especializada.

El cálculo de biomasa de rotíferos se hizo por medida directa en microscopio óptico. Para copépodos y cladóceros por relaciones longitud-peso (Lopretto y Tell, 1995).

Para todas las variables, se calculó el promedio de los tres datos obtenidos en cada muestreo y el desvío standard que fue usado como medida de la variación horizontal, ambos datos fueron utilizados en las diferentes figuras presentadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 2 se observa la variación del nivel del agua en donde se destaca el comienzo del periodo de inundación (nivel 8 m IGM), que se extendió desde abril a junio y donde el pico máximo alcanzó alrededor de 9 metros. De los datos de precipitaciones de la tabla 1, se desprende que el comienzo de la inundación está relacionado a las precipitaciones del mes de marzo que con un valor de 538 mm es significativamente superior al mes de marzo promedio 1995-2000 que es de 81,3 mm. Al mismo tiempo considerando los meses del período de estudio (marzo-septiembre), este valor según se aprecia en la tabla determina que en total se supere en 40% las precipitaciones ocurridas en la zona con respecto a 1995-2000. Como consecuencia directa del aporte de agua se produjo el descenso de la salinidad, teniendo en cuenta que en febrero fue de 403 mg/l y de marzo 290,2 mg/l, dicho descenso alcanza alrededor del 30%. La salinidad continua siendo baja por el aporte de agua de baja salinidad de la cuenca, es decir no se trata de

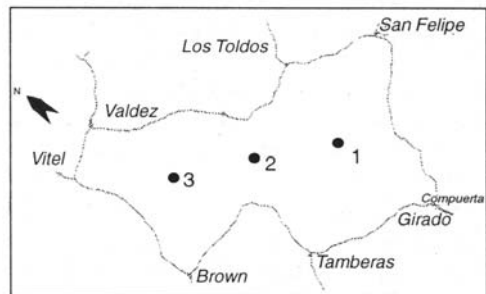


Figura 1. Mapa de la laguna indicando sitios de muestreo.

un fenómeno exclusivo de las precipitaciones locales en este período, ya que estas precipitaciones son del mismo orden que las registradas para los meses abril a septiembre del año 1999 (Miretzky, 2001) y sin embargo la salinidad fue elevada si se compara con cada uno de los valores obtenidos para los mismos meses del año 2002 de acuerdo a la Tabla 1.

Cabe señalar que los valores de salinidad se encontraron afectados por el período de inundación ocurrido durante el año 2001, en el cual a partir de septiembre y hasta febrero se registraron valores entre 378,5 y 428,3 mg/l. De manera que considerando el período anual septiembre 2001-septiembre 2002, la salinidad se encontró en el rango hipohalino (salinidad menor de 0,5 g/l), o sea por debajo del rango oligohalino (salinidad 0,5-5g/l), rango en que la laguna fuera clasificada por Ringuélet *et al.* (1967), basado en un promedio de 940,5 mg/l para el período 1965-1966. Por otra parte en el período 1983-1985 se registró un promedio de 649 mg/l (Conzonno y Claverie, 1990). Estos hechos implican un cambio significativo en las condiciones osmóticas.

En lo que se refiere a variaciones horizontales, las sales solubles y como es de esperar presentan concentración uniforme (Figura 2). Sólo se registra una variación significativa en el muestreo de marzo que a consecuencia de las elevadas precipitaciones, la salinidad del sitio 2 es menor que 1 y 3 provocando la variación que se observa en la Figura 2. Este fenómeno, que se detectó en virtud de los muestreos semanales ya que las sales solubles por su condición de solubilidad tienden a uniformar la concentración en forma instantánea, revela la influencia directa de la ciudad sobre la laguna, ya que si se considera a las sales como trazadores, se comprueba que desechos urbanos bajo estas circunstancias llegan con extrema facilidad a la zona pelágica de la misma.

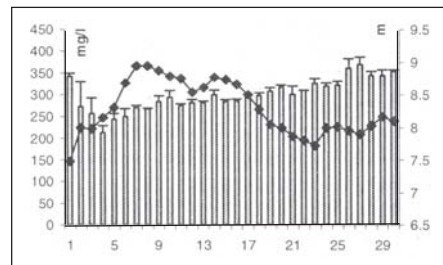


Figura 2. Nivel de agua (IGM) (barra) y salinidad (línea).

Los nutrientes, tanto el nitrógeno (promedio 880 µg N/l) como el fósforo (promedio 294 µg P/l), se han mantenido elevados a pesar de los efectos de dilución, si se tiene en consideración datos previos (Conzonno y Claverie, 1990). La causa está relacionada a que la entrada de agua proveniente del arroyo Girado y laguna Adela ingresa con concentraciones elevadas de nutrientes por influencia del desecho de la planta de tratamiento cloacal (Etchepare *et al.*, 2001). Las variaciones horizontales se han detectado en especial para el nitrógeno y en el sitio 1 afectado por descargas del arroyo San Felipe, Los Toldos y Girado (Figura 3).

El seston se encontró con valores bajos respecto a los usuales debido al aporte de agua de las precipitaciones y de agua de la cuenca con bajo material en suspensión. Del máximo valor en marzo de 179 mg/l, durante la inundación se obtiene el mínimo de 25,8 mg/l (Figura 4). En

El seston se encontró con valores bajos respecto a los usuales debido al aporte de agua de las precipitaciones y de agua de la cuenca con bajo material en suspensión. Del máximo valor en marzo de 179 mg/l, durante la inundación se obtiene el mínimo de 25,8 mg/l (Figura 4). En

Tabla 1. Promedio de precipitaciones y salinidad.

	Precipitaciones			Salinidad. mg/l	
	1995-2000	1999	2002	1999	2002
M	81,3	114	538		290,2
A	151	117	69		248,7
M	108,3	136	87	1452	283,5
J	58,2	41	15	1513,3	287,9
J	60	103	48	1531	304,1
A	65	106	136	1458,5	319,6
S	49,8	102	70	1418,2	354,6
	573,6	719	963	1474,6	298,4

correspondencia se registraron mayores valores de lectura del disco de Secchi, siendo en marzo de 12 cm y alcanza el máximo de 28 cm durante la inundación. Ambos parámetros no registraron variaciones horizontales significativas (Figura 4).

Los datos de clorofila *a* fueron elevados si se tiene en cuenta que el promedio fue de 133 µg/l con un rango de 92,9-219,9 µg/l en relación a valores usuales como respuesta no sólo a la abundancia de nutrientes sino también al aumento de transparencia recién mencionado. Cabe destacar el pico registrado a finales del invierno en coincidencia con el fin de la inundación, es decir cuando la laguna alcanza el nivel de 8 metros (Figura 5). La causa de este pico puede estar relacionada a una mayor posibilidad de resuspensión por efecto del viento de clorofila detrítica dada la menor altura hidrométrica, ya que no se produjo un incremento de temperatura, ni de nutrientes normalmente elevados. No resultaron significativas las variaciones horizontales (Figura 5).

El número de bacterias (promedio 2750 UFC/ml) no ha seguido un comportamiento estacional definido en otoño e invierno, hacia comienzos de la primavera se observa un pico que aparece luego del pico de clorofila *a* (Figura 5) indicando el posible aumento de la biomasa bacteriana a partir de productos extracelulares algales. En lo que se refiere a la distribución horizontal, se observa una gran variación en marzo (Figura 5) con un valor elevado en la muestra del sitio 2 de 31200 UFC/ml con respecto a los sitios 1 y 3 que fue de 7260 y 6600 UFC/ml respectivamente. Este hecho se corresponde con la llegada de agua de la ciudad a causa de las precipitaciones ya mencionado para la salinidad y que ratifica la influencia de la ciudad sobre la laguna en estas circunstancias.

La biomasa de zooplancton (promedio 173 µg/l) disminuye durante otoño e invierno sin un comportamiento definido. Hacia el final del invierno y luego del pico de clorofila *a* sobreviene el

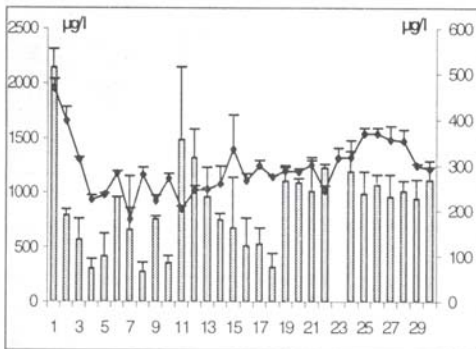


Figura 3. Nitrógeno total (barra) y fósforo total (línea).

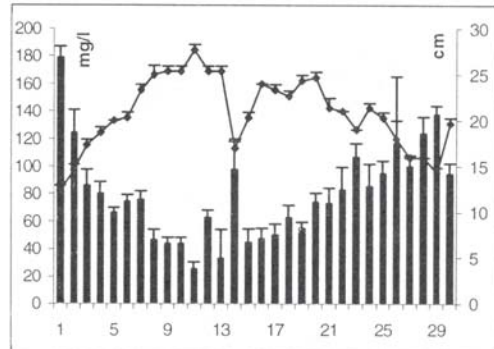


Figura 4. Seston (barra) y lectura del disco de Secchi (línea).

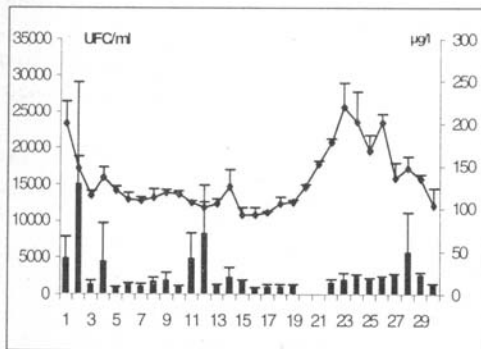


Figura 5. Recuento de bacterias aerobias mesófilas (barra) y clorofila *a* (línea).

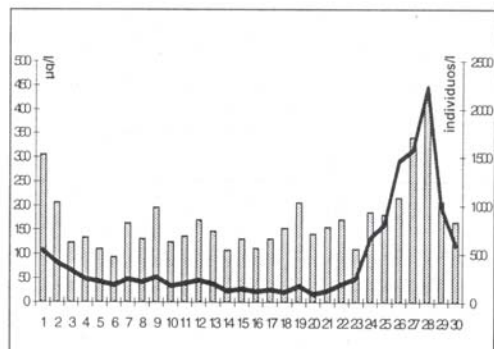


Figura 6. Biomasa (barra) y densidad promedio del zooplancton (línea).

pico de zooplancton como consecuencia de la predación ejercida sobre la biomasa algal. La densidad (promedio 440 ind/l) mostró un comportamiento similar (Figura 6).

En relación a los tres grupos constituyentes del zooplancton, el comportamiento se caracteriza por el dominio de la biomasa de rotíferos en otoño y de copépodos en invierno. Luego del pico de clorofila *a* se encontró un aumento de los tres grupos destacándose al comienzo del mismo la biomasa de rotíferos que se encuentra en relación a una mayor velocidad de reproducción y mayor disponibilidad de alimento (biomasa algal y bacteriana). Por el contrario la densidad se encontró claramente dominada por los rotíferos, observándose que en otoño e invierno no existe un comportamiento definido como en el caso del pico primaveral en donde los tres grupos aumentaron el número de individuos por litro (Figura 7). Cabe señalar que el pico de zooplancton ya fue citado previamente por Yacubson (1952) para esta laguna, quien afirma que a lo largo del período anual también se manifiesta otro pico en verano. Si bien los muestreos se iniciaron a finales del verano, los datos aparentemente indicarían la presencia de la cola de dicho pico. No se observaron variaciones significativas en la zona pelágica tanto de la biomasa como de la densidad.

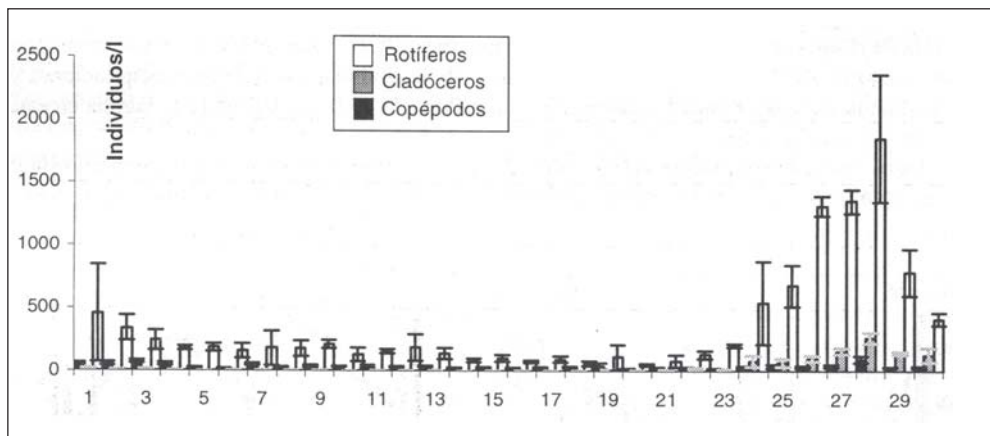


Figura 7. Densidad promedio de los diferentes grupos del zooplancton.

Aunque el número de muestreos no ha sido elevado (30) como tampoco el período abarcado (7 meses), se ensayaron relaciones entre los parámetros estudiados. Los resultados demuestran correlaciones significativas entre la profundidad (nivel IGM) con fósforo total, seston, transparencia y clorofila *a* (tabla 2), variables vinculadas al material particulado en suspensión. De manera que para estas variables la inundación significó una perturbación significativa y disparador del incremento de biomasa algal si se tiene en cuenta que alcanzó el máximo de 219,9 $\mu\text{g/l}$ ya mencionado, superando en 34% el valor máximo registrado en el año 2000 (Miretzky, 2001).

La densidad y la biomasa zooplanctónica presentaron una relación significativa con el seston (del cual es integrante), transparencia y salinidad, indicando que fueron parámetros afectados de la misma forma por la inundación (Tabla 2).

La correlación de biomasa zooplanctónica con clorofila *a* y bacterias indicaría un mecanismo de predación no solo hacia organismos autótrofos sino también heterótrofos integrantes del loop microbiano (Tabla 2). De esta manera durante el pico de clorofila *a*, se incrementaría la biomasa bacteriana a expensas del aumento de productos extracelulares algales, biomasa que sería primeramente aprovechada por el zooplancton de menor tamaño es decir por rotíferos y explicaría la abundancia observada de los mismos.

Tabla 2. Correlaciones entre los diferentes parámetros (datos promedio) Diagonal hacia arriba R^2 , hacia abajo significancia. 8: unidades colonias bacterianas. 9 y 10: densidad y biomasa zooplanctónica.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1 IGM		0,26	0,24	0,4	0,48	0,37	0,51	0,048	0,14	0,19
2 Salinidad	0,004		0,26	0,3	0,28	0,13	0,21	0,004	0,41	0,37
3 N Total	0,006	0,004		0,16	0,21	0,05	0,25	0,075	0,57	0,2
4 P Total	0,00021	0,02	0,03		0,5	0,49	0,26	0,13	0,14	0,17
5 Seston	0,00002	0,002	0,011	0,00002		0,81	0,44	0,13	0,31	0,32
6 Transparencia	0,00036	0,05	0,25	0,00002	0,00000		0,25	0,11	0,28	0,23
7 Clorofila a	0,00001	0,01	0,006	0,005	0,00007	0,005		0,026	0,14	0,1
8 Rec. bact.	0,26	0,76	0,17	0,06	0,056	0,09	0,042		0,031	0,11
9 Densidad	0,0392	0,0001	0,21	0,04	0,0014	0,0024	0,038	0,37		0,71
10 Biomasa	0,015	0,0003	0,015	0,02	0,0011	0,0067	0,08	0,086	0,00000001	

CONCLUSIONES

Las inundaciones han provocado un efecto de dilución que afectó en mayor o menor medida a todos los parámetros relevados. En lo que se refiere a la salinidad se produjo un alejamiento de sus valores históricos cambiando de categoría oligohalina a hipohalina y consecuentemente con transformación en las propiedades osmóticas.

Las concentraciones de nutrientes permanecieron elevadas como consecuencia de aportes influenciados por la planta de desechos cloacales y urbanos.

No se observaron variaciones horizontales significativas en la zona pelágica, salvo en el caso de las precipitaciones excepcionales de marzo.

La inundación significó una perturbación significativa y disparador del incremento de biomasa algal.

Con el aumento de clorofila *a* (pico a finales del invierno) se produce un aumento de los productos extracelulares algales que favorecen el incremento de la biomasa bacteriana y por ende del zooplancton. Los picos desfasados de clorofila *a* y zooplancton, la relación entre este último y el número de bacterias, la abundancia de rotíferos en el pico de zooplancton, sugieren la importancia del loop microbiano en las relaciones tróficas de este ecosistema acuático.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (18th edition). *American Public Health Association*, Washington DC.
- Cabrera Silva, S. 1984. Estimación de la clorofila *a* y feopigmentos. Una revisión metodológica. Programa sobre el hombre y la biosfera, UNESCO, Universidad de Chile, 236 pp.
- Conzonno, V. H. y E. F. Claverie. 1990. Chemical characteristics of the water of Chascomús Pond (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Limnological implications. *Revista Brasileira de Biología*, 50(1): 15-21.
- Dangavs, N. V. 1976. Descripción sistemática de los parámetros morfométricos considerados en lagunas pampásicas. *Limnobiós*, 1: 35-39.
- Dangavs, N. V., A. M. Blasi, y D. O. Merlo. 1996. Geolimnología de la Laguna Chascomús. Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista del Museo de La Plata* (Nueva Serie). Tomo XI: 167-195.
- Etchepare, M. E., E.M. Chornomaz, R. E. Escaray, J. F. Bustingorry, F. Pieckenstein y O. A. Ruiz. Características físico-químicas y microbiológicas de las lagunas encadenadas de Chascomús. IV Congreso latinoamericano de Ecología. Jujuy. Octubre del 2001.
- Frenquelli, J. 1950. Rasgos generales de la morfología y la geología de la Provincia de Buenos Aires. *Publ. LEMIT Serie 2*(33): 1-18.
- Lopretto, E. y G. Tell. 1995. Ecosistemas de aguas continentales. Metodología para su estudio. Tomos I, II, y III. Ed. Sur. La Plata. 1401 pp.
- Miretzky, P. 2001. Procesos geoquímicos en la cuenca baja del río Salado, Pcia. de Buenos Aires. Tesis doctoral (FCEN-UBA) 283 pp.
- Ringuelet, R. A. 1962. Ecología Acuática Continental. EUDEBA. Buenos Aires, 138 pp.
- Ringuelet, R. A., A. Salibián, E. Claverie y S. Ilhéro. 1967. Limnología química de las lagunas pampásicas (Provincia de Buenos Aires). *Physis*, Tomo XXVII, 74: 201-221.
- Yacubson S. 1962. El fitoplancton de la laguna de Chascomús (Prov. De Buenos Aires) con algunas consideraciones ecológicas. *Rev. Mus. Arg. C. Nat. "B. Rivadavia" Hidrobiol.* 1 (7): 197-267.

SOBRE FERROCARRILES, LAGUNAS Y LLUVIAS: CARACTERÍSTICAS DE LAS PESQUERÍAS COMERCIALES DE PEJERREY EN LA CUENCA DEL RÍO SALADO (PROVINCIA DE BUENOS AIRES)

C. R. M. BAIGÚN¹ Y R. L. DELFINO²

¹ Instituto Tecnológico de Chascomús, CONICET. Camino de Circunvalación Laguna Km 6, C.C. 164 (7130) Chascomús, Provincia de Buenos Aires, Argentina. baigun@hotmail.com

²Dirección de Recursos Ictícolas y Acuícolas, Secretaría de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental, San Martín 459, 1004 Buenos Aires, Argentina

RESUMEN

La variabilidad hidrológica en lagunas de la pampasia bonaerense es un hecho reconocido desde los tiempos de Florentino Ameghino. Sin embargo, poco se ha explorado como la dinámica hídrica de estos ambientes, directamente vinculada a las precipitaciones, ha estado vinculado al uso de los recursos pesqueros. Asimismo es reconocido que las pesquerías comerciales de pejerrey representaron una actividad de gran importancia durante gran parte del siglo XX. A partir de información histórica (1928-1978) sobre capturas comerciales embarcadas en estaciones correspondientes a los ferrocarriles Roca, San Martín, Sarmiento y Belgrano (incluyendo el inolvidable Midland!), se describen sus características más generales y se analiza su relación con los niveles de precipitación como variable sustitutiva de la superficie de los cuerpos de agua, en diferentes regiones (subcuencas) de la cuenca del Salado. Las mayores capturas en la cuenca provenían de las Encadenadas del Oeste y Encadenadas del Salado. Considerando el total de sitios de embarque se aprecia una elevada variabilidad para toda la cuenca que oscila entre el 10%-180%, estando la media próxima al 100 %. Los ambientes localizados próximos a la desembocadura del río Salado presentaron una menor variación respecto a aquellos situados en la región sudoeste, que poseen una conexión más indirecta con este curso de agua. Asimismo las capturas estuvieron positivamente asociadas con los niveles de lluvia en la mayoría de las subcuencas examinadas, pero con una desfase de 2-3 años. Dicha relación posee importantes implicancias para el manejo de los recursos pesqueros particularmente para la aplicación de medidas regulatorias. Se concluye que los ferrocarriles pampeanos, hoy virtualmente extinguidos, han jugado un papel preponderante en el desarrollo de las pesquerías comerciales del pejerrey hasta la primera mitad del siglo XX.

Palabras clave: pejerrey, pesca comercial, lagunas pampásicas, ferrocarriles, precipitaciones

INTRODUCCIÓN

La pesca comercial en las lagunas pampásicas fue una actividad muy difundida desde las primeras décadas del siglo XX y que se extendió hasta fines de la década del 70. Actualmente sólo quedan vestigios de dicha actividad, dado que la pesca comercial se encuentra limitada a unos pocos ambientes de gran área localizados en el oeste de la Provincia de Buenos Aires, y con escasa presencia de pescadores deportivos (López *et al.*, 2001). Por otra parte, la expansión y desarrollo de la pesca comercial, particularmente durante las primeras décadas del siglo pasado cuando las comunicaciones viales eran aún incipiente, parece haber estado favorecida por el explosivo desarrollo de los ferrocarriles, que para 1920 ya cruzaban la pampa húmeda en todas direcciones (Scalabrini Ortiz, 1940; Wright, 1974). Estas líneas poseían estaciones próximas a las lagunas que se distribuyen por la provincia, permitiendo de manera eficaz, el envío de los productos de la pesca hacia los centros urbanos. Esta modalidad de transporte minimizaba la falta de cadenas de frío adecuadas para la conservación de los peces.

A pesar de la importancia histórica que ha tenido la extracción comercial de peces en las lagunas pampásicas, es escasa la información disponible acerca de los rendimientos observados y su variabilidad temporal y espacial, y que factores podían afectar dichas variaciones. Dado que las lagunas poseen una alta conectividad hídrica, baja profundidad media y son en general de

pequeña superficie, cambios en los niveles hídricos por lluvias, deberían generar importantes modificaciones en las características ecológicas de estos sistemas, afectando también a sus pesquerías. Esta variabilidad ambiental con alternancia de importantes ciclos de sequía e inundación fue ya reconocido por Ameghino (1969).

El objetivo de este trabajo es analizar la evolución histórica de las pesquerías comerciales en la cuenca del Salado con relación a sus características regionales, considerar su asociación con la precipitación como variable sustitutiva de los niveles hídricos de las lagunas y entender el papel fundamental que han jugado los ferrocarriles como medio de transporte y fuente de información sobre la actividad pesquera.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio comprendió la cuenca del Salado, que está fundamentalmente definida por la subcuenca de los ríos Salado y Vallimanca (Figura 1). Esta cuenca no solamente abarca la mayor parte del territorio de la Provincia de Buenos Aires, sino que además representa el límite meridional para la ictiofauna parano-platense (Ringuelet, 1975). La información pesquera se obtuvo de publicaciones del Ministerio de Agricultura y Ganadería de la Nación (estadísticas pesqueras). La información disponible se agrupó en dos bloques. Un primer bloque estuvo compuesto por las capturas registradas entre 1928 y 1945 para diferentes estaciones de ferrocarril. En todo caso, esta información únicamente menciona la estación de embarque de la pesca, no así su procedencia exacta (laguna), por lo que se asumió que las capturas provenían de los ambientes más próximos a las estaciones. Un segundo bloque de información incluyó las capturas totales observadas en toda la cuenca, sin diferenciar por estación de embarque, y que cubrió el período 1928 a 1978.

Se subdividió la cuenca del Salado en subcuencas de drenaje para las cuales se estimó un valor de precipitación medio (Figura 1). Únicamente se trabajó con aquellas subcuencas que tuvieran registros de pesca comercial.

RESULTADOS

Las precipitaciones en la cuenca del Salado se caracterizaron por oscilaciones interanuales, pudiendo variar entre 800 y 1100 mm. (Figura 2). Se aprecia que existen pequeños ciclos con tendencia ascendente que duran entre 3 y 5 años entre los que se intercalan períodos con marcados descensos de las lluvias. Se observó que el fenómeno de la corriente de El Niño, si bien generó aumentos de precipitación, no ocasionó picos de lluvias extraordinarias que superaran los 1000 mm anuales. Un análisis más detallado en aquellas subcuencas en las que se dispuso de información pesquera mostró importantes diferencias regionales (Figura 3). Las precipitaciones decrecieron hacia el suroeste de la cuenca, siendo la región que define el sector inferior del Salado (subcuencas Encadenadas del Salado y Salado Inferior) la que exhibió las mayores variaciones. Por el contrario, las subcuencas centrales (Centro, Va-

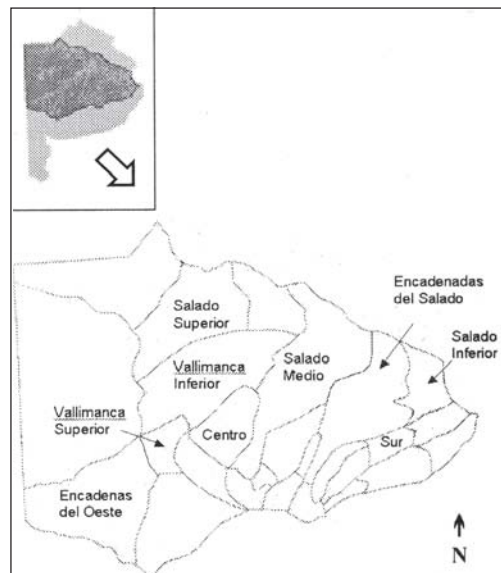


Figura 1. Área de la cuenca del río Salado en la Provincia de Buenos Aires. Subcuencas hidrográficas con registros pluviométricos y pesqueros.

llimanca Inferior y Salado Medio) mostraron el menor rango de variabilidad.

Se identificó un total de 89 estaciones distribuidas en las líneas Mitre, Roca, Sarmiento, San Martín y Belgrano que integraron la red de embarque y distribución de la pesca. Sin embargo, únicamente 43 de ellas presentaron series temporales prolongadas, que fueron las retenidas para

Tabla 1. Estaciones de ferrocarril utilizadas como centros de acopio y embarque de la pesca comercial (período 1928-1945 y sus valores de capturas medias. Las subcuencas son las detalladas en la Figura 1.

ESTACION	LINEA	SUBCUENCA	CAPTURA (Tons.)
Cnel. Granada	Sarmiento	Salado Superior	9.52
Saforcada	San Martín	Salado Superior	0.64
Junin	San Martín	Salado Superior	5.00
Bragado	Sarmiento	Salado Superior	9.98
25 de Mayo	Roca	Vallimanca Inferior	7.50
Berraondo	Roca	Vallimanca Inferior	2.00
San Enrique	Roca	Vallimanca Inferior	2.08
Bolivar	Roca	Vallimanca Inferior	2.62
Arévalo	Roca	Salado Medio	7.18
Roque Perez	Roca	Salado Medio	1.82
Lobos	Roca	Salado Medio	4.91
Salvador Maria	Roca	Salado Medio	25.58
Monte	Roca	Salado Medio	22.83
Videla Dorna	Roca	Salado Medio	6.86
Olavarria	Roca	Salado Medio	1.23
Ranchos	Roca	Encadenadas del Salado	1.18
Gral. Belgrano	Roca	Encadenadas del Salado	4.91
Gandara	Roca	Encadenadas del Salado	4.25
Chascomus	Roca	Encadenadas del Salado	178.337
La Adela	Roca	Encadenadas del Salado	61.08
Pesagno	Roca	Salado Inferior	6.85
Monasterio	Roca	Salado Inferior	91.75
Lezama	Roca	Salado Inferior	54.13
Guerrero	Roca	Salado Inferior	113.54
Castelli	Roca	Salado Inferior	35.27
Dolores	Roca	Salado Inferior	20.85
Maipú	Roca	Sur	12.80
Pirovano	Roca	Vallimanca Superior	3.80
Urdampilleta	Roca	Vallimanca Superior	36.87
Mapis	Roca	Vallimanca Superior	46.51
Arboledas	Roca	Vallimanca Superior	2.42
Dereaux	Roca	Encadenadas del Oeste	102.66
La Larga	Roca	Encadenadas del Oeste	23.27
Bonifacio	Roca	Encadenadas del Oeste	72.22
Alamos	Roca	Encadenadas del Oeste	158.84
Guamini	Roca	Encadenadas del Oeste	69.14
Arroyo Venado	Roca	Encadenadas del Oeste	57.50
Carhue	Roca	Encadenadas del Oeste	4.07
Rivera	Sarmiento	Encadenadas del Oeste	2.36
Huangelen	Roca	Encadenadas del Oeste	2.36
Paula	Roca	Centro	9.00
Blanca Grande	Roca	Centro	21-46

el análisis (Tabla 1). La mayor proporción de pescado embarcado correspondió a los ramales del ferrocarril Roca. Las estaciones Chascomús y Alsina con 178 y 158 toneladas anuales de promedio representado los sitios de embarque con mayor importancia.

Para toda la cuenca se apreció una importante variabilidad anual de los rendimientos pesqueros, alcanzándose picos de 2800 toneladas anuales y mínimos de 500 toneladas, aproximadamente (Figura 4). El rendimiento promedio se ubicó en 1300 toneladas. Se observó una significativa caída hacia el año 1976, como preámbulo de la virtual desaparición de la actividad en 1978. Los mayores rendimientos históricos se obtuvieron en la región suroeste y en menor medida en el Salado inferior. Sin embargo también en el suroeste de la cuenca se observó la mayor

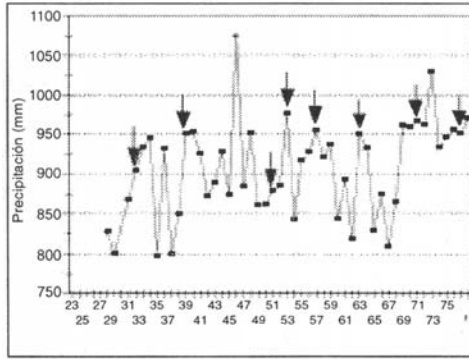


Figura 2. Variación temporal de las precipitaciones en la cuenca del río Salado. Las flechas indican los años correspondientes.

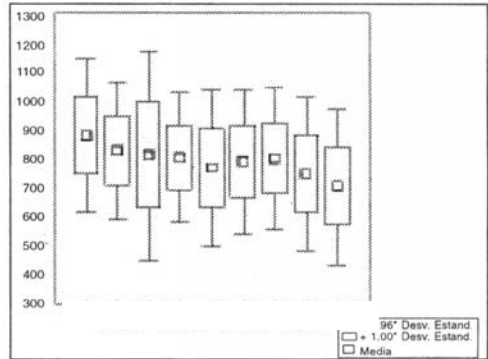


Figura 3. Comparación entre valores de precipitación compilados para diferentes sub-cuencas.

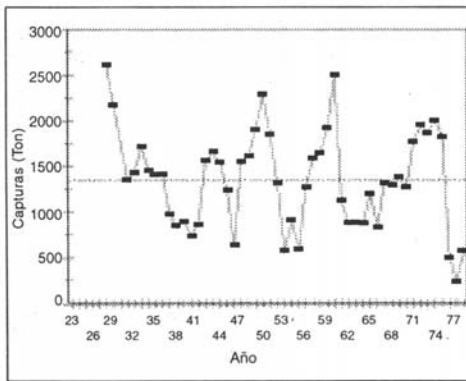


Figura 4. Variación de las capturas para toda la cuenca. La línea punteada representa la media histórica.

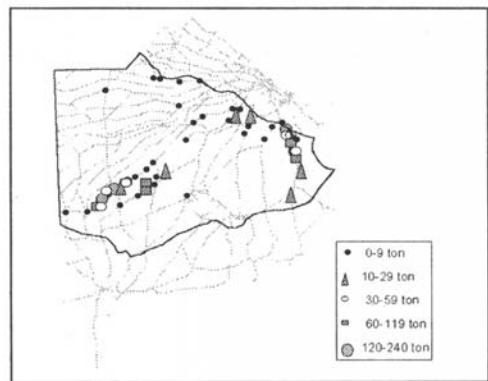


Figura 5. Distribución geográfica de los valores medios de capturas en las diferentes estaciones de acopio de la cuenca. Las líneas punteadas representan las vías férreas.

variación de las capturas (Figura 5 y 6).

Considerando las capturas para toda la cuenca se apreció un relación opuesta entre las capturas y las precipitaciones, tal como se observó marcadamente en los años 1941, 1946, 1950, 1953, 1969, 1963, 1967 y 1977 (Figura 7). Un análisis pormenorizado por subcuenca revela, no obstante, que las capturas comerciales tendieron a crecer en forma desfasada respecto a los niveles de precipitación. Este lapso de tiempo alcanzó a tres años en el caso de las subcuenca Encadenadas del Oeste, Vallimanca Superior, Salado Superior, a dos años en el caso de los ambientes localizados en las subcuencas Centro y Salado Medio y a un año para la cuenca Sur (Figura 8, 9 y 10). En las subcuencas Encadenadas del Salado y Vallimanca Inferior no se apreció dicho desfase.

DISCUSIÓN

La evolución de la pesca comercial en la cuenca del Salado ha estado vinculada al desarrollo acelerado de los ferrocarriles desde principios del siglo XX. El producto de la pesca se concentraba en las estaciones aledañas a las lagunas, de donde era dirigido a los centros urbanos más importantes como Bahía Blanca, Rosario y Buenos Aires. Los ferrocarriles pampeanos cumplían una eficiente labor en la comercialización de los productos pesqueros, cuando el transporte vial era aún precario y se interrumpía en épocas de lluvias. En la cuenca sobresalían dos áreas de mayor desarrollo. Un primer corredor pesquero estaba representado por las Encadenadas del

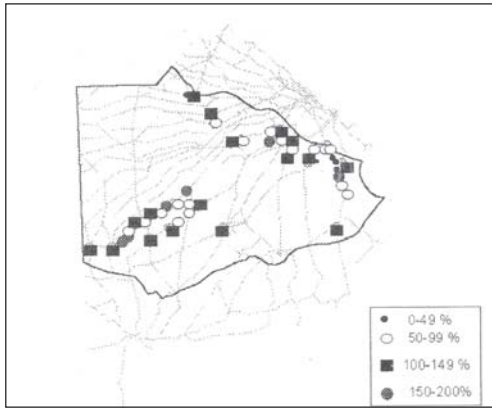


Figura 6. Distribución geográfica de los coeficientes de variación porcentual de las capturas registrados en las estaciones de acopio de la cuenca. Las líneas punteadas representan las vías férreas.

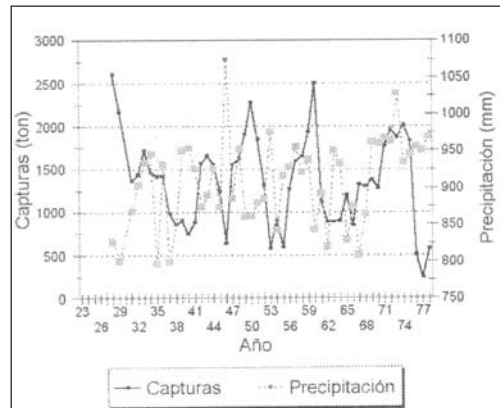


Figura 7. Comparación entre las variaciones de las capturas y las precipitaciones en la cuenca.

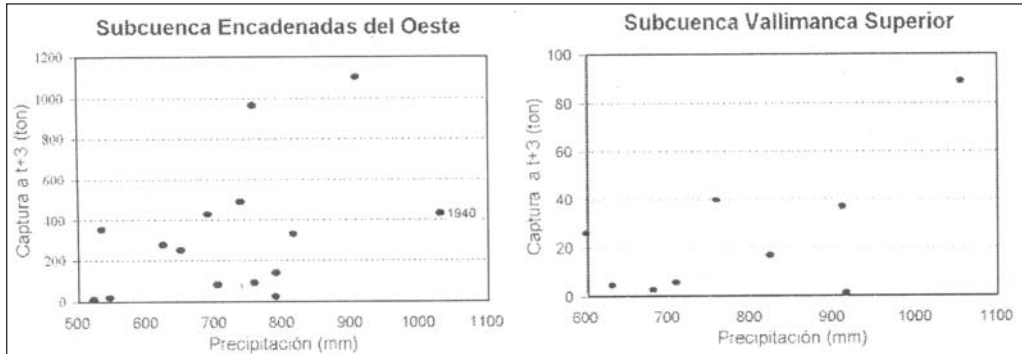


Figura 8. Relación entre la precipitación y capturas en las subcuencas de las Encadenadas del Oeste y Vallimanca Superior.

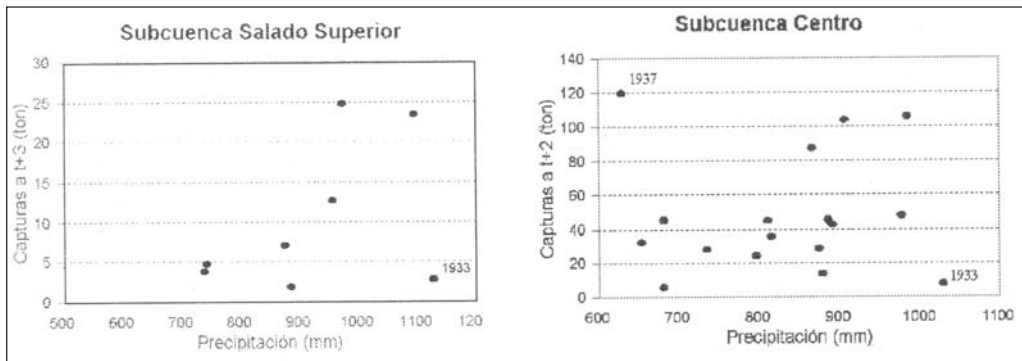


Figura 9. Relación entre la precipitación y capturas en las subcuencas Salado Superior y Centro.

Salado, que era cubierto por el ramal Constitución-Mar del Plata del ferrocarril Roca. El restante, estaba conformado por las Encadenadas del Oeste que movilizaban las capturas a través del ramal Carhue-Constitución de la línea Roca y en menor medida por el ramal Carhue-Puente Alsina perteneciente al hoy desaparecido ferrocarril Midland de la línea Belgrano. Entre ellos, el ferrocarril Roca fue el que transportaba el mayor volumen de pescado.

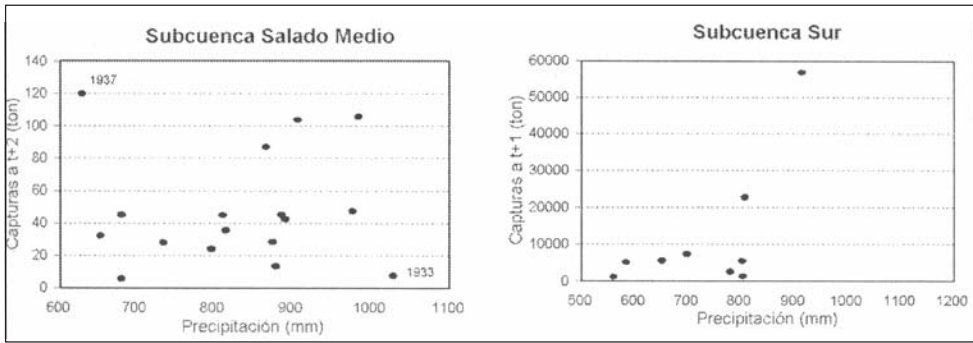


Figura 10. Relación entre la precipitación y capturas en las subcuencas Salado Medio y Sur.

Por otra parte, el gran desarrollo inicial de las pesquerías pampeanas no debería resultar sorprendente si se tiene en cuenta la potencialidad de los ambientes y la gran numerosidad de lagunas existentes. Se considera que el potencial pesquero de las lagunas pampeanas es elevado, ya que algunas estimaciones puntuales han llevado a considerar un rendimiento promedio esperado entre 60 y 160 kg/ha/año (Ringuelet, 1964, CIC 1982; Quirós, 1988; Freyre *et al.*, 1993, Freyre y Sendra, 1993; van Erden y Ledesma, 1994; Grosman *et al.*, 1997). De acuerdo con Ringuelet (1974), las lagunas pampásicas de propiedad fiscal alcanzarían un rendimiento de 100.000 tn/año, el que podría ascender a 200.000-300.000 tn/año, si se consideran los ambientes localizados en campos privados explotados en forma intensiva. Por otra parte, Toresani *et al.* (1994) menciona la presencia de 525 lagunas permanentes y 900 temporarias.

Aún cuando Ringuelet (1964) consideró la posible coexistencia entre la pesca comercial y recreativa, las pesquerías comerciales comenzaron a sufrir un notable retroceso a partir de 1970, encontrándose actualmente virtualmente extinguidas. Varias son las razones que pueden esgrimirse para explicar la desaparición casi total de la pesca comercial en las lagunas de la cuenca. Sin duda, el aumento de la presión de la pesca recreativa y deportiva, fundamentalmente en aquellos ambientes más próximos a las grandes ciudades tornó incompatible la pesca comercial. Otros factores tales como la paulatina eutrofización de las lagunas modificando la composición de la comunidad de peces y generando una disminución de los stocks de pejerrey, pudieron haber acelerado la merma de la actividad.

Se pudo apreciar que los ambientes localizados en el suroeste de la cuenca aparecieron como los más productivos, si bien presentaron una gran variabilidad en los rendimientos pesqueros. Las lagunas de esta región poseen una mayor salinidad (Ringuelet *et al.*, 1967), lo que favorece el desarrollo de poblaciones de pejerrey y reduce en parte la presencia de especies estenohalinas. Dado que las lagunas poseen en general una baja capacidad de retención (Ringuelet, 1972), aquellas localizadas en el curso inferior del Salado y con conexión a este río, parecen exhibir una mayor capacidad para amortiguar el descenso de los niveles hidrológicos, pero a la vez, serían más susceptibles al aumento de su superficie por las crecidas del río.

En la mayoría de las subcuencas analizadas el rendimiento pesquero presentó una correlación positiva con las precipitaciones pero desfasada en uno a tres años. Los cambios cíclicos en los niveles de precipitación representarían el motor que regula la dinámica hídrica de los ambientes pampeanos y en última instancia, de su producción pesquera. Tal como fuera notado por Ameghino (1969), existe en la región Pampeana una visible alternancia de periodos húmedos y secos que necesariamente deben modificar las condiciones ecológicas de las lagunas. Grosman *et al.* (1996) concluyeron que las variaciones hidrológicas de las lagunas representaban un factor importante para el desarrollo de la pesca recreativa, lo cual refuerza la hipótesis de la estrecha dependencia del aprovechamiento de los recursos pesqueros con la hidrología regional. El aumento del área de las lagunas podría representar un incremento de hábitats para deso-

ve y cría, con el consiguiente aumento del reclutamiento en años subsiguientes. Asimismo, y al igual que ocurre con los embalses, el anegamiento de los campos circundantes y humedales, permitirá incorporar nutrientes y materia orgánica, facilitando el incremento de la productividad primaria y de la producción secundaria, lo que en definitiva debería redundar en un aumento de los rendimientos pesqueros. Este fenómeno explicaría porque las capturas presentaron un aumento desfasado respecto a las precipitaciones, siendo en general más estables aquellas pesquerías que se encontraban localizadas en la baja cuenca.

Hoy, quien visite el paisaje pampeano, hasta podría ignorar que muchas de sus lagunas fueron otrora importantes centros de pesca comercial. Que esta actividad retorne o no algún día a las lagunas pampeanas, estará vinculado, en todo caso, con medidas más ligadas a las políticas de gestión que al potencial pesquero que poseen los ambientes. Sin embargo, algo en el paisaje pampeano parece haber cambiado. Mientras el inolvidable ferrocarril Midland ya ha pasado para siempre, el resto de los ramales se debate en agonía. Ya casi no se escucha el paso del tren, ni se lo divisa en algún punto del distante horizonte. No hay quién lo espere en sus estaciones silenciosas y abandonadas, que son acaso el último testigo de un pasado esplendoroso que se irá para siempre cuando el último tren desaparezca en la infinitud de la llanura...

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es parte de un estudio integral sobre recursos pesqueros enmarcado dentro del Plan Maestro de Manejo Hídrico de la cuenca del Río Salado realizado por Halcrow & Partners S.A., quien además financió parte de este estudio. Constituye además un modesto homenaje a los ferrocarriles pampeanos, los cuales previo a su privatización (1990), a mano del fundamentalismo neoliberal y sus mediocres creyentes, fueron cruciales para el desarrollo socioeconómico de la región y para mantener vivos a los pequeños pueblos e integrar a su gente.

BIBLIOGRAFÍA

- Amehino, F. Las secas y las inundaciones en la Provincia de Buenos Aires. Ministerio de Asuntos Agrarios, Tercera Edición, 65 p.
- CIC. 1982. Los ambientes lagunares de la Pcia. de Buenos Aires. Documento relativo a su conocimiento y manejo. Comisión de Investigaciones Científicas: 55 p.
- Freyre, L. R., M. R. Maroñas J. Ponte Gómez y E. D. Sendra. 1993. Relevamiento pesquero del lago municipal de Colón, Provincia de Buenos Aires. *Aquatec Bol. Téc.*, 2: 1-9
- Freyre, L. R. y E. D. Sendra. 1993. Relevamiento pesquero de la laguna Blanca Grande, Provincia de Buenos Aires. *Aquatec Bol. Téc.*, 1: 1-9.
- Grosman, F., P. Peluso, J. Gonzalez Castelain y E. Usunoff. 1996. Aprovechamiento económico de las lagunas a partir de las variaciones de los regímenes hidrológicos. *Actas VII Congreso Argentino de Meteorología y VI Congreso Latinoamericano e Ibérico de Meteorología*: 254-260.
- Grosman, F., M. Mancini y F. Peluso. 1997. Cosecha de peces en pesquerías deportivas instaladas en lagunas pampásicas. *Resúmenes II Congreso Argentino de Limnología* (Bs. As)
- López, H. L., C. Baigún, J. M. Iwazkiw, R. L. Delfino y O. Padin. 2001. La cuenca del Salado: uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. UNLP (ed.), 60 p.
- Quirós, R. 1988. Evaluación del rendimiento pesquero potencial de la República Argentina: II. Evaluación por regiones. Informe Técnico del Departamento de Aguas Continentales N° 8: 8p.
- Ringuelet, R. A. 1964. Un ejemplo normativo de criterio normativo para la explotación de un recurso íctico de aguas continentales. La pesca comercial del pejerrey en la laguna de Chascomus (1958). *Agro* 6: 61-78.
- Ringuelet, R. A. 1972. Ecología y biocenología del habitat lagunar o lago de tercer orden de la región neotropical templada (pam-pasia sudoriental de la Argentina). *Physis* XXXI (82): 55-76.
- 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*: 1-151.
- Ringuelet, R., A. Salibian, E. Claverie y S. Ilhero. 1967. Limnología química de las lagunas pampásicas (Provincia de Buenos Aires). *Physis* Tomo XXVII 74: 202-221.
- Scalabrini Ortiz, R. 1940. Historia de los ferrocarriles argentinos. Ed. Reconquista.
- Toresani, N. I. H. L. Lopez., S. E. Gomez. 1994. Lagunas de la provincia de Buenos Aires, Minist. De Producción de Bs. As, 108 p.
- van Erden, D. R. y C. W. Ledesma. 1994. Las lagunas encadenadas del Oeste: perlas de la Pampas. Aspectos ecológicos de las alternativas del control de inundaciones para las Lagunas Encadenadas. Prov. Bs. As, Minist. Obras y Servicios Públicos, Dir. Prov. Hidráulica. (mimeo.).
- Wright, W. R. 1974. British-owned railways in Argentina. Institute of Latin Americas Studies by the University of Texas Press, Austin, London, 305 p..

ESTERILIDAD EN EL PEJERREY *Odontesthes bonariensis* EN AMBIENTES NATURALES

A. M. CORNEJO

CeDePesca. 12 de Octubre 3456. L. 22. (7600) Mar del Plata

E-mail: acornejo@cedepesca.org.ar

RESUMEN

Se presentan resultados del análisis histológico de gónadas de pejerrey, *Odontesthes bonariensis* de lagunas de la Provincia de Buenos Aires, parcial y totalmente estériles. Macroscópicamente se observó la presencia de zonas o secciones gonadales con anomalías en la coloración, tamaño y consistencia de las gónadas. El análisis histológico muestra 3 tipos de esterilidad, entendiendo como tal la ausencia de células germinales ó aplasia; el denominado tipo I abarcó a los ejemplares sexados como hembras que presentaron una de las gónadas –o una sección de ella –con esterilidad parcial; en el tipo II se incluyeron aquellos ejemplares reconocidos macro y microscópicamente como machos, con gónadas de características similares al anterior grupo. Y finalmente, el tipo III se refirió a los ejemplares denominados “indefinidos” en los cuales no fue posible identificar el sexo, ya que ambas gónadas se presentaron esterilidad total. Se agregan algunas consideraciones preliminares referidas al peso de las gónadas, ubicación de las zonas estériles, tallas de estos ejemplares y su distribución en el ciclo reproductivo del pejerrey. Se discuten las posibles causas de estos fenómenos: 1) la acción de “disruptores químicos endógenos”; 2) desórdenes endocrinos o metabólicos; 3) “stress”; 4) esterilidad por temperaturas elevadas; 5) acción conjunta de los factores mencionados anteriormente.

Palabras clave: gónadas; estériles; pejerrey; Buenos Aires.

INTRODUCCIÓN

La familia Atherinidae está compuesta por el grupo de peces denominado “pejerreyes”, que comprende especies marinas y continentales de amplia distribución en América del Sur. El pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835), conforma uno de los más importantes recursos ícticos de la Provincia de Buenos Aires, desde el punto de vista de la pesca comercial, artesanal y deportiva. Por otra parte, no existen observaciones referidas a patologías gonadales en el pejerrey en ambientes naturales, salvo casos de hermafroditismo mencionados por Garcia Romeu (1964), Loubens & Osorio (1988), y más recientemente Strüssmann *et al.* (1996), así como la pérdida de células germinativas por efecto de altas temperaturas (Strüssmann & Patiño, 1995, 1999; Strüssmann *et al.*, 1998) y Cornejo (2002). Este trabajo está referido a aparición de ejemplares con gónadas aplásicas encontrados durante una investigación corriente sobre la reproducción del pejerrey en ambientes naturales; el objetivo consiste en caracterizar los fenómenos que alteren la reproducción de esta especie. La gónada de tipo aplásica o aplasia gonadal fue caracterizada por Louge *et al.* (1994) quienes definieron dicho fenómeno como la ausencia del epitelio germinativo, y carencia de los componentes de la serie espermatogónica, como así también de los folículos ováricos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ejemplares analizados pertenecen a dos lagunas pampásicas de la Provincia de Buenos Aires: Laguna de Monte (35° 27' S - 58° 47' W), y Lacombe (35° 50' S - 57° 53' W) durante el período 03/95-12/96 y 01/97-12/98 respectivamente. Se obtuvo un total de 501 ejemplares en muestreos mensuales, (245 en laguna de Monte y 255 en laguna Lacombe), capturados con

redes del tipo agalleras. Los individuos analizados fueron sexados inmediatamente después de la captura y clasificados según los estadios de desarrollo gonadal en base a las escalas propuestas por Boschi & F. De Plaza (1959), Calvo & Dadone (1972) y Loubens & Osorio (1988). Para cada individuo se registró longitud estandar (Lst); peso (P) y peso gonadal (Pg), con precisión de 0,1 g.

Todas las gónadas de los ejemplares capturados se analizaron histológicamente, lo que permitió clasificarlos en activos o inactivos sexualmente sobre la base de la determinación histológica de presencia/ausencia de vitelo en el caso de las hembras y presencia/ausencia de esperma en los machos. Las gónadas se fijaron en Bouin durante 24 h., con posterior inclusión en parafina. Los cortes histológicos se realizaron con un espesor de 5 micras, en tres secciones gonadales: anterior o cefálica, media y posterior o caudal. La coloración utilizada fue Hematoxilina-Eosina (H-E), no se realizaron coloraciones específicas.

Se utilizó el índice gonadosomático (IGS) como un indicador de desarrollo gonadal relativo o actividad reproductiva que presume relaciones aritméticas entre el peso gonadal y el peso corporal, siendo $IGS = Pg / (a + bP)$, a y b: ctes; Pg: peso gonadal; P: peso corporal. El seguimiento de las variaciones del IGS se ajustó estadísticamente mediante polinomios trigonométricos de Fourier.

Se procedió a clasificarlos en hembras o machos en los casos en que al menos una porción de la gónada presentaba características claras de un ovario o de un testículo; en los ejemplares en los cuales no fue posible determinar el sexo por tratarse de individuos con gónadas absolutamente aplásicas se procedió a clasificarlos como “indefinidos”; así se determinó la siguiente escala de tipos de aplasia gonadal:

Tipo I: hembras con ovarios en los cuales al menos uno de ellos, o una sección, presentaba evidencia de aplasia gonadal

Tipo II: machos con testículos en los cuales al menos uno de ellos, o una sección, presentaba aplasia gonadal.

Tipo III: individuos en los cuales no fue posible determinar el sexo, y en los que ambas gónadas presentaron esterilidad total.

RESULTADOS

El 87% de los ejemplares analizados en la laguna de Monte presentó gónadas normales, en distintos estadios de maduración (Figuras 1 y 2).

En cuanto a los casos de esterilidad encontrados se registraron los siguientes porcentajes: 3% de los ejemplares presentaron esterilidad total en ambas gónadas, mientras que el 10 % presentó esterilidad de tipo parcial, es decir zonas de la gónada en las cuales mediante el análisis histológico, fue posible registrar áreas de la gónada con evidencia de aplasia (Figura 3 y 4). Por otra parte, en la laguna Lacombe el 95 % de los ejemplares evidenciaron gónadas en total estado de normalidad; los casos de esterilidad se manifestaron en los siguientes porcentajes: 2 % esterilidad total y 3 % esterilidad parcial (Figura 5).

En cuanto a la distribución según el sexo en los casos de esterilidad observados, en la laguna de Monte, los ejemplares del tipo I presentaron 26 % de casos de esterilidad de tipo parcial. El tipo II arrojó porcentajes del 51 %, mientras que los ejemplares clasificados como tipo III (23 %) presentaron esterilidad total.

En la laguna Lacombe, para el tipo I se registró un porcentaje muy superior al de Monte (64 %); el tipo II fue sensiblemente menor (7 %), y todos los ejemplares del tipo III (29 %) presentaron gónadas aplásicas, totalmente estériles (Figura 6).

En cuanto a la localización de las zonas de aplasia en las gónadas, se observó que los ejemplares del tipo I presentaron mayor porcentaje de aplasia gonadal en la sección anterior de la gónada que en la media, tanto en Monte como en Lacombe. En los ejemplares del tipo II de la laguna de Monte la zona de aplasia se localizó en mayor porcentaje en la región anterior de

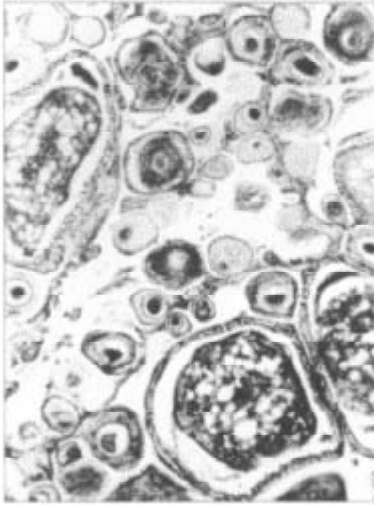


Figura 1. Fotomicrografía de corte de ovario normal de *O. bonariensis*, con ovocitos en distintos estadios de maduración. 40 X.

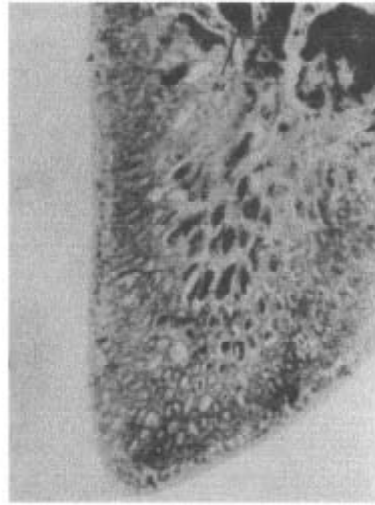


Figura 2. Fotomicrografía de corte transversal de testículo normal de *O. bonariensis*, donde se observa la presencia de esperma. Obsérvese la típica sección triangular del testículo. DE: ductos eferentes; Sz: espermatozoides. (20X).

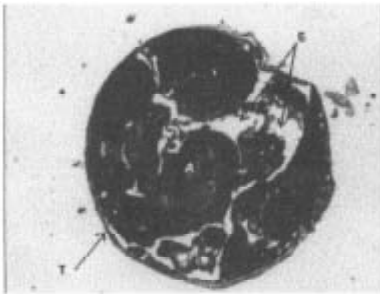


Figura 3. Imagen microscópica de corte transversal de gónada estéril de *O. bonariensis*. Nótese el reducido diámetro gonadal; se evidencia aplasia gonadal y espacios vacíos. A: aplasia; E: espacios; T: túnica. (40 X).

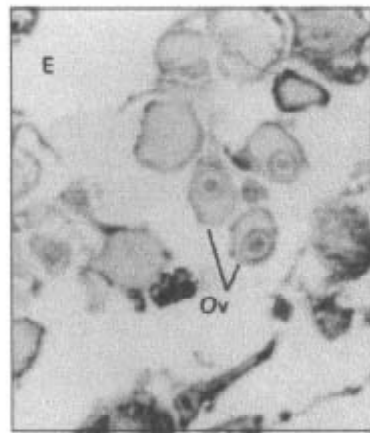


Figura 4. Fotomicrografía de corte de gónada de un ejemplar tipo I, donde se distinguen elementos ovocitarios primarios; se trata de una hembra de *O. bonariensis* parcialmente estéril. El corte corresponde a la sección caudal de la gónada. E: espacios vacíos; Ov: ovocitos en estado de crecimiento.

la gónada, al contrario de los resultados de la laguna Lacombe, donde el mayor porcentaje de aplasia se ubicó en la sección media de la gónada. Los ejemplares del tipo III evidenciaron las gónadas estériles en todas las secciones (aplasia total) (Figura 7).

Respecto al peso de las gónadas en los ejemplares que presentaron aplasia gonadal los resultados obtenidos se observan en la Figura 8 y en las Tablas I y II.

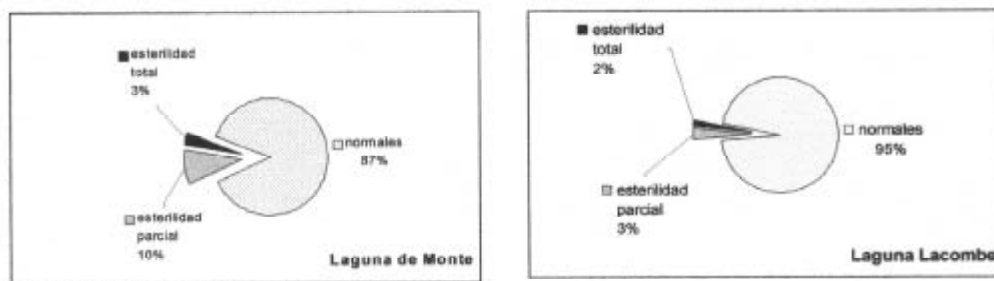


Figura 5. Porcentajes de ejemplares de *O. bonariensis* con gónadas normales y de ejemplares estériles de Monte y Lacombe.

Las tallas de esos ejemplares con esterilidad de tipo parcial varió entre 265 – 425 mm de Lst para las hembras en Monte y 205 – 265 mm en Lacombe; en el caso de los machos, 245 – 425 en Monte y 215 para el único ejemplar macho de Lacombe con estas características. Estos resultados se presentan en la Figura 9.

En cuanto al índice gonadosomático (IGS), los registros del mismo pueden observarse en la Figura 10 para ambas lagunas. Se observaron picos de actividad reproductiva en *O. bonariensis* hacia la época primaveral, en ambas lagunas. Hacia febrero-marzo se observó en la laguna Lacombe un pico que representaría el denominado desove otoñal, mientras que en la laguna de Monte estuvo poco representado.

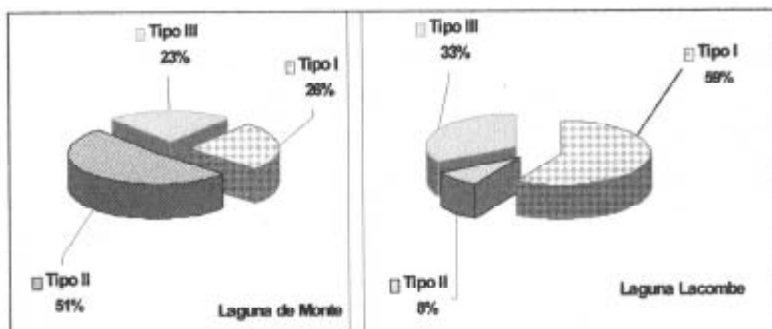


Figura 6. Porcentajes de los casos de esterilidad de *O. bonariensis* registrados: tipos I, II y III en las laguna de Monte y Lacombe. Tipo I: hembras parcialmente estériles; Tipo II: machos parcialmente estériles; Tipo III: indefinidos; esterilidad total.

DISCUSIÓN

En ambas lagunas el porcentaje de casos registrados de esterilidad total arrojó valores reducidos; estos ejemplares presentaron una talla superior a los 305 mm de Lst, tanto en la laguna de Monte como en Lacombe. La talla de estos ejemplares parecería indicar que se trata de individuos sexualmente maduros, que por alguna causa han sufrido un proceso desintegrativo de sus elementos germinales o necropsia. Las formaciones observadas serían tejidos tipo epitelioides. En estos ejemplares (“indefinidos”) ambas gónadas presentaron macroscópicamente una notoria disminución en su grosor y consistencia, y a nivel histológico fenómenos de aplasia total. El peso de estas gónadas fue notoriamente menor que el de los ejemplares considerados normales. En cuanto a la aparición temporal de estos ejemplares estériles, no se puede

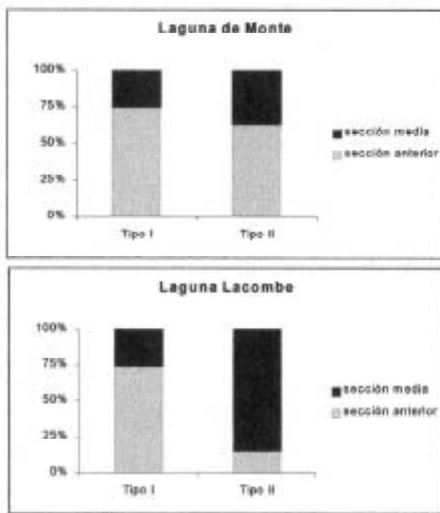


Figura 7. Porcentajes de ubicación de la esterilidad parcial en gónadas de ejemplares tipo I y II de *O. bonariensis* de las lagunas de Monte y Lacombe.

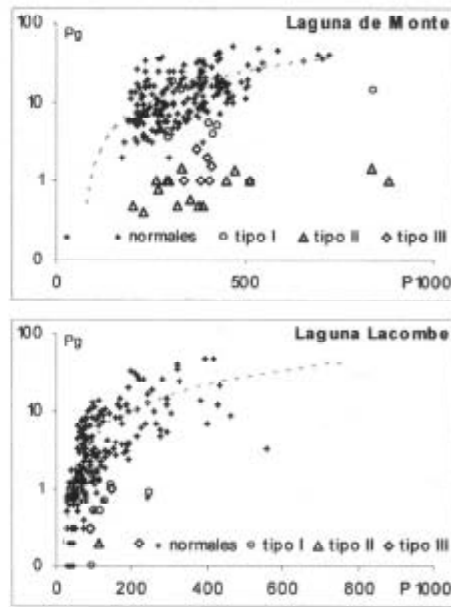


Figura 8. Peso gonadal (Pg) en función del peso (P) en *O. bonariensis* de la laguna de Monte y Lacombe. Tipo I: hembras parcialmente estériles; Tipo II: machos parcialmente estériles; Tipo III: indefinidos; esterilidad total

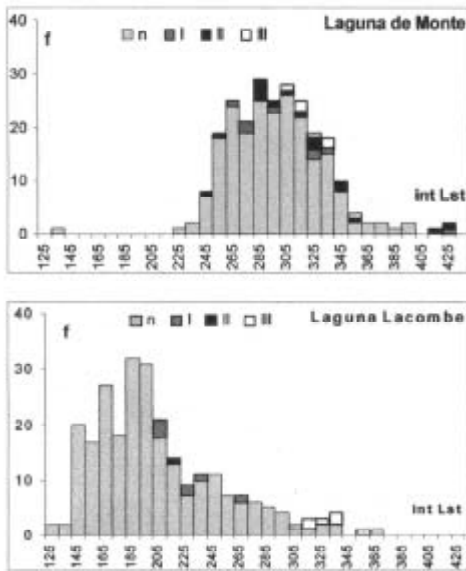


Figura 9. Frecuencia de distribución por intervalos de talla en los ejemplares de *O. bonariensis* de Monte y Lacombe. n: ejemplares con gónadas normales; tipo I: hembras parcialmente estériles; tipo II: machos parcialmente estériles; tipo III: indefinidos; esterilidad total. Int. Lst: intervalo de talla.

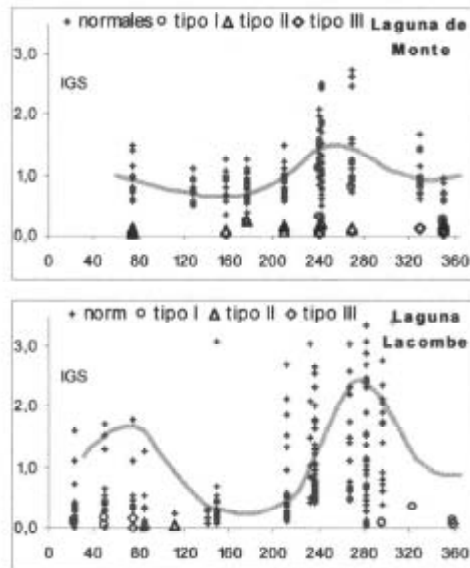


Figura 10. Variación del índice gonado-somático (IGS) en los ejemplares de *O. bonariensis* de Monte, a lo largo de un año.

afirmar que presenten una distribución definida ni en Monte ni en Lacombe.

En el caso de la laguna de Monte, el porcentaje de esterilidad parcial observados en ejemplares machos prácticamente duplicó al de las hembras. Los preparados histológicos de gónadas de *O. bonariensis* de ambos sexos evidenciaron como característica común fenómenos de necrobiosis parcial, donde se observó una estructura gonadal desintegrativa, con las citadas formaciones

epitelioides y amplios espacios vacíos. No se visualizaron células germinales en estas zonas de esterilidad gonadal. El resto de la gónada presentó características normales. En el examen macroscópico la zona de la gónada con estas anomalías presentó tamaño y grosor muy reducido, con coloración blanquecina y poca consistencia. En el caso de las hembras se detectó atresia ovocitaria en zonas de diámetro gonadal reducido, en tanto que en el resto de la gónada

Tabla I. Parámetros estadísticos del peso gonadal de los ejemplares de *O. bonariensis* capturados en la laguna de Monte.

LAGUNA MONTE	DE	hembras normales	machos normales	Tipo I	Tipo II	Tipo III
Media		17,9	6,1	8,5	0,9	1,4
Error típico		0,81077	0,32014	2,02335	0,09169	0,23079
mediana		16	5,7	5,2	1	1
Moda		6,8	3	—	1	1
DS		10,02862	2,47981	5,72289	0,36674	0,61062
varianza		100,573	6,149	32,751	0,134	0,372
mínimo		5,5	2,0	3,5	0,4	1,0
máximo		51,6	12,1	17,8	1,5	2,5
N		153	60	8	16	7
Nivel de confianza (95%)		1,6018	0,6406	4,78445	0,19542	0,56473

Tabla II. Parámetros estadísticos del peso gonadal de los ejemplares de *O. bonariensis* capturados en la laguna Lacombe.

LAGUNA LACOMBE	hembras normales	machos normales	Tipo I	Tipo II	Tipo III
Media	8,9	1,7	0,8	0,2	0,4
Error típico	0,89666	0,16224	0,17301	1,43E-29	2,11E-01
mediana	6,3	1,2	0,7	0,2	0,3
moda	2,9	0,1	0,5	—	—
DS	9,48937	1,68603	0,45774	—	0,42106
varianza	90,04820	2,84271	0,20952	—	0,17729
mínimo	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1
máximo	48,7	9,1	1,5	0,2	1,0
n	112	108	7	1	4
Nivel de confianza (95%)	1,77679	0,32162	0,42334	—	0,67000

el crecimiento ovocitario observado fue normal.

Cabe señalar que en los ejemplares que registraron esterilidad de tipo parcial el porcentaje fue superior en la laguna de Monte que en Lacombe.

En la laguna Lacombe los porcentajes de casos de esterilidad parcial resultaron a la inversa que en Monte, es decir fue superior en hembras que en machos, ya que de estos últimos se encontró solo un ejemplar.

Respecto a la localización en la sección gonadal que presentaba esterilidad de tipo parcial, en la mayoría de los casos de la laguna de Monte se ubicó en la sección anterior, mientras que en Lacombe se registraron ejemplares con aplasia gonadal en la sección media de la gónada; en el caso de los ejemplares “indefinidos” se evidenciaron fenómenos de aplasia total en las tres secciones analizadas histológicamente. El peso gonadal en los ejemplares parcial ó totalmente estériles resultó muy inferior a la media de los considerados “normales”, en ambos sexos y tanto en Monte como en Lacombe. Por otra parte, no se registró relación entre los casos de esterilidad observados y la talla.

Se plantean las siguientes hipótesis causales de estos fenómenos:

– La acción de “disruptores químicos endógenos” (EDCs), expresión utilizada por Van der Kraak *et al.* (1995), quienes identificaron un gran número de ellos que alteran la función endocrino-reproductiva de los teleósteos; los principales son los pesticidas, los químicos sintéticos e industriales y los fotoquímicos.

– Distintos autores (Lambert & Janssen; 1995; Von Westernhagen *et al.* 1987; Freeman *et al.* 1980; Thomas, 1989; Hibiya 1982) señalan que el desarrollo gonadal insuficiente en los teleósteos obedece a desordenes de tipo endocrinos o metabólicos.

– Otros autores (Scott, 1979; Gerking, 1980) indican que el stress sería el responsable de los efectos sobre la reproducción y los niveles hormonales en los teleósteos, ya que algunos aspectos de su reproducción se modifican por alteraciones del medio bajo situaciones de stress. Bajo estas condiciones varios pasos del ciclo reproductivo pueden ser bloqueados (Billard *et al.* 1981). Como bien lo señala Lam (1983) es necesario lograr un conocimiento más amplio del rol que juega el stress en la reproducción de los teleósteos, particularmente en especies importantes para la acuicultura.

– En cuanto a factores ambientales, existen evidencias recientes aportadas por Strüssmann *et al.* (1998) para dos especies de aterínidos, *O. bonariensis* y *Patagonina hatcheri*, así como para otros grupos de peces (Strüssmann & Patiño, 1995, 1999) que demostraron la inducción de deficiencias en células germinales y esterilidad completa en larvas y juveniles sometidos por períodos prolongados a altas temperaturas. Es posible entonces que las altas temperaturas del período estival resulten responsables de algunos casos de aplasia gonadal en ambientes naturales.

Sobre la base de las hipótesis anteriores, se considera que uno o más factores mencionados - de manera aislada o en conjunto – logren provocar la interrupción del mecanismo normal de acción pituitaria-gonadotrofina-estimulación de la ovulación o espermatogénesis y crecimiento gonadal.

Es de destacar el hecho que en los ejemplares analizados en ambas lagunas no se detectó la presencia de hongos y/o parásitos alojados en gónadas. Si bien no son porcentajes significativos, los fenómenos que inciden en la reducción del número de ejemplares que participan de la actividad reproductiva de *O. bonariensis* señalan la necesidad de realizar investigaciones intensivas sobre el tema.

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi profundo agradecimiento en especial al Lic. L.R. Freyre por la lectura crítica del manuscrito y colaboración en la interpretación de los resultados; al Dr. C.A. Strüssmann por las valiosas sugerencias brindadas; a los Dres. H.E. Christiansen, G. Macchi (INIDEP, Mar del Plata), N. Bellisio y G. Piacentino y Lic. G. Chiaramonte (MACN “Bernardino

Rivadavia”) por su inestimable colaboración y apoyo; al personal del Laboratorio de Ecología de Poblaciones de Peces del Instituto de Limnología “Dr. Raúl A. Ringuelet” que participó en las tareas de recolección de muestras; al Laboratorio de Fotografía de INIDEP (Mar del Plata), y al personal de la Estación de Piscicultura de la Municipalidad de San Miguel del Monte, en especial al Sr. Francisco Ramírez.

BIBLIOGRAFÍA

- Billard, R.; Bry, C.; Guillet, C. 1981. Stress, environment and reproduction in teleost fish. In: “*Stress and Fish*”, A.D. Pickring, Ed. London: Academic Press, p.185-208.
- Boschi, E. E., M. L. Fuster de Plaza. 1959. Estudio biológico pesquero del pejerrey del Embalse de Río III (*Basilichthys bonariensis*). Departamento de Investigaciones Pesqueras, Secretaría de Agricultura y Ganadería, Bs. As., Publ. 6: 1-61.
- Calvo, J. y L. A. Dadone. 1972. Fenómenos reproductivos en el pejerrey (*Basilichthys bonariensis*). I. Escala y tabla de madurez. Rev. Mus. La Plata, Sec. Zool., 11 (102): 153-156.
- Cornejo, A. M. 2002. Anormalidades en gónadas de pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Pisces, Atherinopsidae) en lagunas de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Biociencias*, Porto Alegre, Brasil, v. 10, n° 1: 43-56.
- Freeman, H. C.; Uthe, J.F.; Sangalang, G. 1980. The use of steroid hormone metabolism studies in assessing the sub lethal effects of marine pollution. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions Conseil International pour l'Exploration de la Mer*. Copenhagen, n. 179, 1980. p. 16-22.
- García Romeu, F. 1964. Sobre un caso de hermafroditismo en el pejerrey *Basilichthys bonariensis*. *Agro*, Publicación Técnica, Año VI, n. 10, p. 40-43.
- Gerking, S. D. 1980. Fish reproduction and stress. In: ALI, M.A. (Ed.) *Environmental Physiology of Fishes*. New York: Plenum, p. 569-587.
- Hibiya, T. 1982. *An atlas of fish histology*. Normal and Pathological features., Tokyo, Kodansha. 147 p.
- Lam, T. J. 1983. Environmental influences on gonad activity in fish. In: W.S. Hoar, D.J. Randall and E.M. Donaldson (eds). *Fish Physiology*, New York: Academic Press, v.IXB. Reproduction: behaviour and fertility control. p. 65-116.
- Lambert, J. G. D. and P. A. H. Janssen. 1995. A long term study of the effects of polluted sediment on the annual reproductive cycle of female flounder, *Platichthys flesus*. In: Goetz, F.; Thomas, P. (eds.) *Proceedings of the Fifth International Symposium on the Reproductive Physiology of Fish*. Austin, TX: FishSympp '95. p. 176-178.
- Loubens, G. y F. Osorio. 1988. Observations sur les poissons de la partie bolivienne du lac Titicaca. III. *Basilichthys bonariensis* (Valenciennes, 1835) (Pisces, Atherinidae). *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, Paris. v.21, n. 2, p. 153-177.
- Louge, E. B., Renzi, M. A., Pérez, M. A. Martínez, P. A., H. E. Christiansen. 1994. Aplasia gonadal en *Merluccius hubbsi* y su relación con la edad. *Atlántica*, Rio Grande, 16: 201-208.
- Scott, D. B. C. 1979. Environmental timing and the control of reproduction in teleost fish. *Symposia of Zoological Society of London*, London, n. 44, 105-132.
- Strussmann, C. A. y R. Patiño. 1995. Temperature manipulation of sex differentiation in fish. In: Goetz, F.; Thomas, P. (eds.). *Proceedings of the Fifth International Symposium on the Reproductive Physiology of Fish*, Austin, TX: FishSympp '95, p. 153-157.
- Strussmann, C. A.; F. Takashima and K. Toda. 1996. Sex differentiation and hormonal feminization in pejerrey, *Odontesthes bonariensis*. *Aquaculture*, Amsterdam, n. 139, p. 31-45.
- Strussmann, C. A.; T. Saito and F. Takashima. 1998. Heat-induced germ cell deficiency in the teleosts. *Odontesthes bonariensis* and *Patagonina hatcheri*. *Comparative Biochemistry and Physiology*, Oxford, v. 119A, n. 2, p. 637-644.
- Strussmann, C. A. y R. Patiño. 1999. Sex determination, Environmental. In: E. Knobil and J. D. Neill, Eds. *Encyclopaedia of Reproduction*. London, Academic Press v. 4, p. 402-409.
- Thomas, P. Effects of Arochol 1254 and cadmium on reproductive endocrine function and ovarian growth in Atlantic croaker. *Marine Environmental Research*, Barking, n. 28, 1989. p. 499-503.
- Van Der Kraak, G.; M. E. Mc Master and K. R. Munkittrick. 1995. Application of reproductive physiological testing to understand the mechanisms of environmental endocrine disruptors. *Proceedings of the Fifth International Symposium on the Reproductive Physiology of Fish*. In: Goetz, F.; Thomas, P. (eds.). Austin, TX: FishSympp '95, p.173-175.
- Von Westernhagen, H.; V. Dethlefsen; P. Cameron and D. Janssen. 1987. Chlorinated hydrocarbons residues in gonads of marine fish and effects on reproduction. *Sarsia*, Bergen, n. 72, p. 419-422.

MODELO DEMOGRÁFICO DINÁMICO PARA EL PEJERREY *Odontesthes bonariensis*

L. R. FREYRE

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet"
lafreyre@netverk.com.ar

RESUMEN

Se describe un modelo demográfico dinámico para el pejerrey, *Odontesthes bonariensis*, que trata separadamente el crecimiento y la supervivencia. Fue verificado comprobándose que mostraba un comportamiento adecuado con las hipótesis planteadas. Algunos de los subsistemas fueron calibrados con datos obtenidos en la laguna Lacombe (partido de Chascomús) y en la Laguna de Monte (partido de San Miguel del Monte). Todo el modelo fue desarrollado en una planilla de cálculo en una PC estándar. El modelo considera las variables de estado de 20 cohortes separando los nacidos en los desoves de otoño y primavera. Para describir el medio se simulan la lluvia, la alternancia entre plancton e hidrófitas, los nutrientes libres, el bentos, los peces relacionados por su trófica con el plancton y aquellos relacionados con el bentos. Se presentan los diagramas de los distintos subsistemas y su comportamiento. Finalmente se muestra parte de una simulación efectuada por el modelo completo y se destacan las posibilidades de estudio estadístico para completar la calibración. El modelo se comporta en forma estable. En caso de ser validado, permitiría por un lado pronosticar acerca del futuro probable de una población y/o deducir respecto de los acontecimientos históricos recientes que afectaron su estado actual.

Palabras Clave: pesquería; modelo; dinámica; simulación; producción, pejerrey.

INTRODUCCIÓN

Con la intención de contar con una herramienta para diagnosticar acerca de la productividad pesquera de una laguna se está desarrollando un modelo centrado en la población de Pejerrey. En esta contribución se realiza una presentación previa de los avances alcanzados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Debido a la extensión y a lo heterogeneo de los temas tocados, el origen de la información utilizada (material) y su modo de aprovechamiento (método) se expondrán dentro del título de cada subsistema.

El Medio

Lluvia

Se contó con el registro diario de lluvia en la ciudad de San Miguel del Monte desde el 1 de Enero de 1988 hasta el 28 de Febrero de 1991. Se calculó la frecuencia de casos con diferente cantidad de agua caída en el período de 1155 días, con diferentes intervalos. Fue necesario llegar a un intervalo de 21 mm para obtener una serie en la que todos los intervalos estuvieran representados. A dicho conjunto de datos se ajustó una función exponencial o de recurrencia. Cuando se introdujo una función de azar y la simulación se comparó con los datos originales calculando la frecuencia con un intervalo de clases de 2 mm, resultó un ajuste con un R^2 promedio de 0,996175 y un desvío estándar de 0,0005848 como se observa en las Figuras 1 y 2.

A continuación se obtuvieron las lluvias medias diarias para un año y se calculó una media móvil de 11 días. A estos datos se les ajustó la exponencial de un polinomio de Furrier de orden 4 que se muestra en la Figura 3.

Esta función se utilizó para modular la lluvia simulada por la distribución de recurrencia.

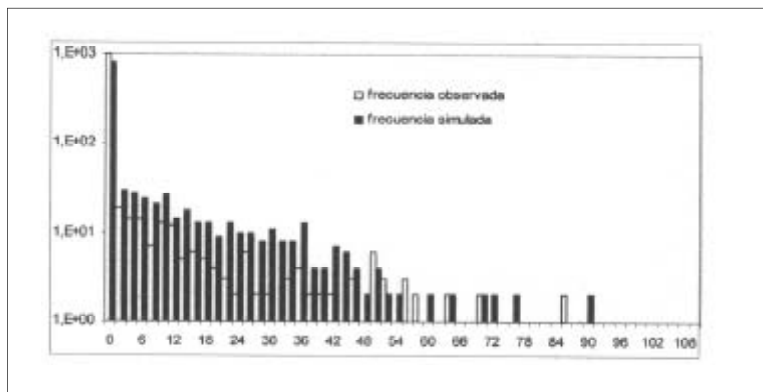


Figura 1. Histograma de frecuencia del n° de días con la cantidad de mm de lluvia caída que se indica en la abscisa.

De este modo se estimaron los valores para la función forzante lluvia que se utilizó en el modelo final y que se comporta como se observa en el gráfico de la Figura 4.

Volumen y forma de la laguna. Se consideró que el flujo de agua que entra a la laguna debía resultar proporcional a la lluvia y al tamaño de la cuenca, mientras que el flujo de salida debía ser proporcional a la altura alcanzada por el agua. Además, que la altura en la escala hidrométrica podía describirse con un polinomio simple (de tercer orden) del volumen acumulado (Figura 5). Se calibró este submodelo con los datos observados.

¿ENSO? Con la intención de analizar la hipótesis de que el fenómeno del niño afecta el comportamiento de las cohortes de pejerrey se agregó una imitación de este a la función lluvia. Se utilizó un sencillo oscilador de tres variables de estado (Figura 6) para generar pulsos de periodicidades variables que sirvieron para modificar la probabilidad de lluvia, llegando eventualmente a duplicarla como muestra la Figura 7.

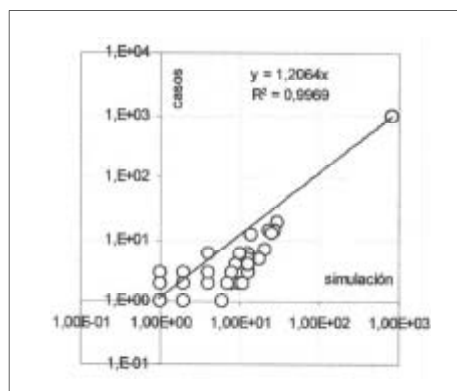


Figura 2. Regresión y correlación entre el n° de casos observados y simulados.

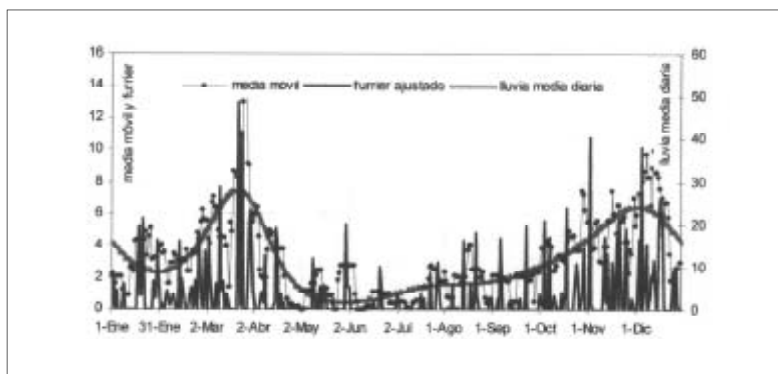


Figura 3. Lluvia media diaria durante el periodo, media móvil y polinomio trigonométrico ajustado.

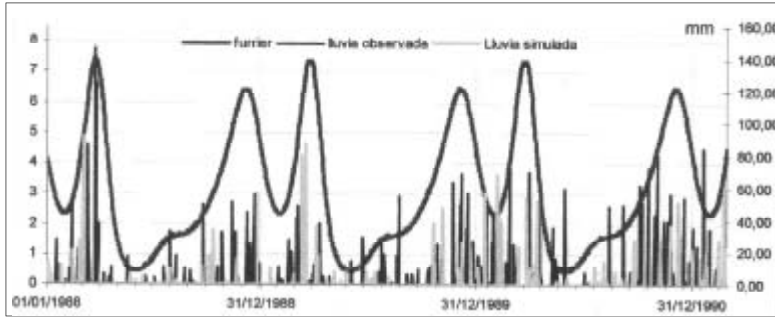


Figura 4. Simulación para el período 1/1/88 al 28/2/91; se muestra en barras grises la lluvia simulada, en barras negras la lluvia observada, ambas respecto al eje de ordenadas de la derecha, y en línea continua el polinomio trigonométrico que modula la probabilidad de lluvia, en el eje de ordenadas de la izquierda.

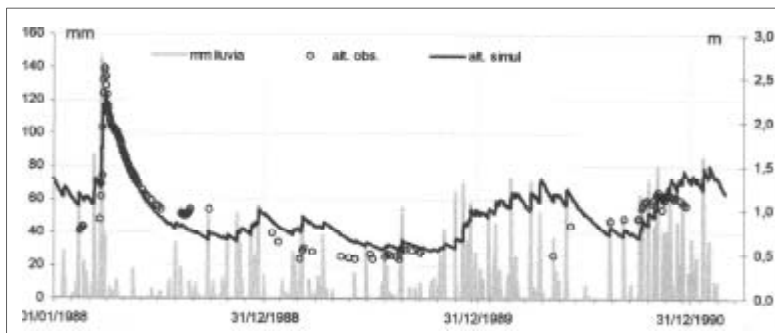


Figura 5. Lluvia observada, líneas grises en mm de lluvia diaria sobre el eje de ordenadas de la izquierda y altura observada (círculos) y simulada (línea continua) sobre el eje de la derecha en metros de la escala hidrométrica.

Plancton

Se contó con 14 recuentos del plancton efectuados en la laguna Lacombe entre el 30/5/97 hasta el 23/10/98 por el Lic. Mauricio Remes Lenicov. Estos fueron transformados a calorías cada 100 litros de agua y ponderados por el coeficiente de retención del pejerrey (Ringuelet 1980). Dichos datos fueron ordenados en función de la época del año y a los mismos se les ajustó la exponencial de un polinomio trigonométrico de Furrier, Figura 8.

Peces del Plancton

De la misma laguna se consideraron peces del Plancton, por su relación trófica (Destéfani y col., 1972), a *Cnesterodon decemmaculatus*, *Cychlasoma fascetum*, *Hyphesobricon anisitsi*, *Oligosarcus jenninsii*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Bryconamericus iheringii*, *Jenynsia lineata* y *Cheirodon interruptus*.

Resultaron considerados peces del Bentos *Gimnogeophagus australis* y *Corydoras palea-*

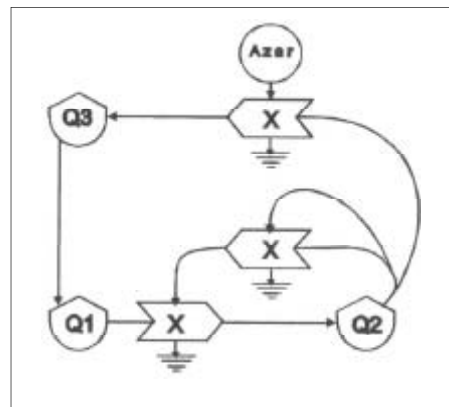


Figura 6. Diagrama de Odum del oscilador de tres variables con una función de azar utilizado para simular el efecto de "El Niño" sobre la probabilidad de lluvia.

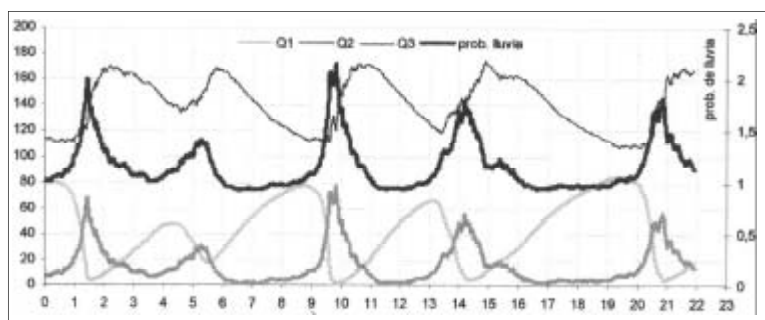


Figura 7. Comportamiento de las tres variables del oscilador (referidas al eje de la izquierda) mediante una simulación que representa 22 años y su efecto sobre la probabilidad de lluvia (prob. de lluvia) sobre la ordenada derecha.

tus. Se intentó un ajuste dinámico entre la energía aportada por el plancton y la biomasa de peces del plancton. Como era de esperar, dado que se agrupan especies de peces de varios niveles tróficos y distinta vida media, fue imposible que la variable Peces del Plancton se comportara con el detalle observado. Sin embargo se obtuvo el ajuste aproximado que se muestra en la Figura 9.

Plancton vs Hidrófitas

Se ensayó el modelo de competencia de la Figura 10 para explicar la alternancia de aguas claras (hidrófitas) y oscuras (plancton).

Se muestra una simulación (Figura 11) donde se aprecia la alternancia obtenida para las variables hidrófitas, plancton y nutrientes, en función de la altura alcanzada por el agua. Obsérvense los excedentes de nutrientes cuando el sistema conmuta de claro (dominancia de hidrófitas) a oscuro (dominancia de plancton).

El pejerrey

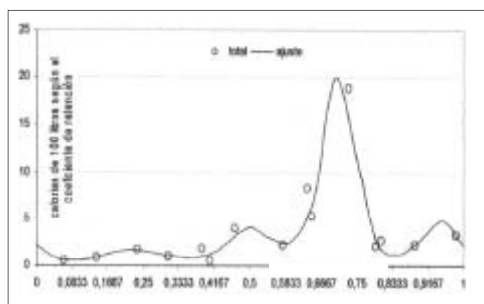


Figura 8. Calorías efectivas para el pejerrey cada 100 litros de agua según los recuentos y polinomio de furrier ajustado. La abscisa en partes de año; cada división corresponde aproximadamente a un mes.

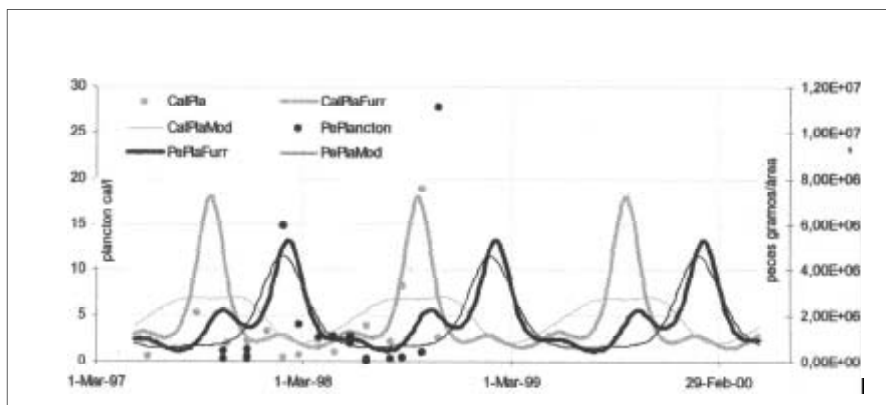


Figura 9. Calorías del plancton (CalPla) según los recuentos y biomasa observada de peces relacionados por su trófica con este (PePlancton). Polinomios de Furrer ajustados para las calorías del plancton (CalPlaFurr) y para la biomasa de peces del plancton (PePlaFurr). Simulación asumiendo una entrada constante al plancton (CalPlaMod) y un comportamiento logístico para los peces del plancton (PePlaMod) ambos afectados por la temperatura y el fotoperiodo.

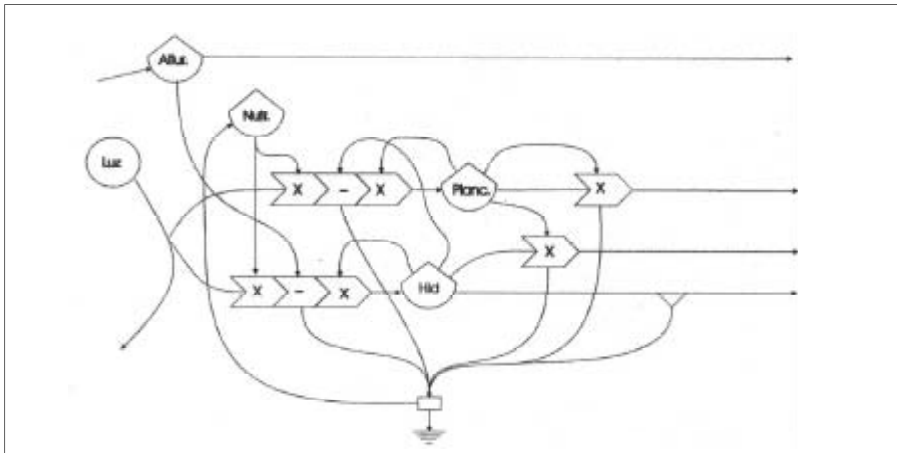


Figura 10. Diagrama de Odum para interpretar la alternancia en la dominancia del plancton (Planc.) y las Hidrófitas (Hid.). El plancton se muestra comportándose en forma logística y su producción frenada por la biomasa de hidrófitas. A su vez estas últimas serían frenadas por la altura del agua (Altur.) y ambas en relación de competencia mutua. Nutr. = nutrientes.

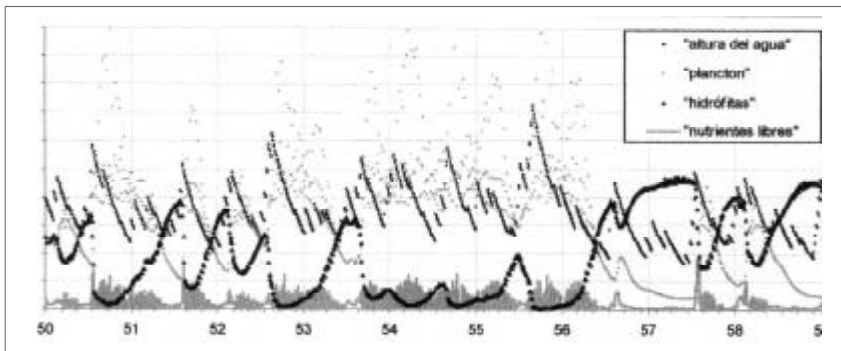


Figura 11. Simulación del submodelo diagramado en la Figura 10. En puntos pequeños negros se muestra la altura del agua generada, en puntos grises la biomasa del plancton, en triángulos negros la biomasa de hidrófitas y en barra grises la cantidad de nutrientes libres.

Respecto del pejerrey sabemos que el contenido energético del plancton anticipa los cambios fisiológicos que experimentará el pejerrey, y aporta más en primavera que en el otoño. Esto se ilustra con los polinomios trigonométricos ajustados a las discrepancias temporales de los pesos observados respecto de los ajustados por los respectivos modelos alométricos (Figura 12).

El modelo de crecimiento individual

Con esta información pudo desarrollarse el modelo para el crecimiento individual del pejerrey (Figura 13) donde se observa que tanto las estructuras neuro-músculo-esqueléticas (Q2) como la energía hepática (Q3) son indispensables para aprovechar la oferta (X), por otro lado la intervención del hígado es necesaria para metabolizar las reservas (Q4) y convertirlas en biomasa del ovario (Q5) que además puede recibir el aporte directo de energía desde el hígado (J8) y finalmente esta se libera en el desove (J5).

De modo que se pudo reconstruir la historia del crecimiento de un individuo y tener datos para calibrar este modelo dinámico. Se ajustó una curva de crecimiento en longitud (Lst) estacionalizada (Pauly 1984). Mediante los polinomios mencionados se obtuvieron las estimaciones del peso eviscerado, del peso del hígado, del peso de la grasa y del peso de las gónadas.

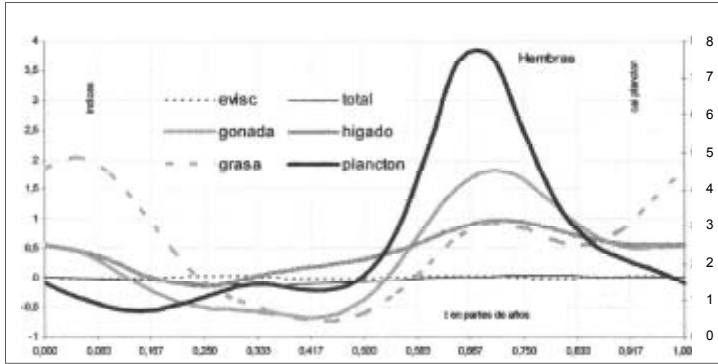


Figura 12. Ajustes de Furrier a la variación estacional de los índices gravimétricos del peso eviscerado (evisc), de la gónada, de la grasa perintestinal (grasa), total y del hígado; y a la energía contenida en el plancton de 100 litros de agua.

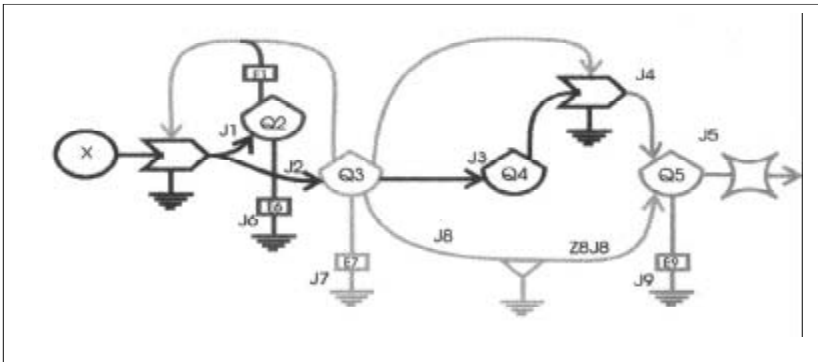


Figura 13. Modelo de crecimiento individual donde Q2 es peso somático, Q3 es peso del hígado, Q4 es peso de grasa y Q5 es peso de la gónada

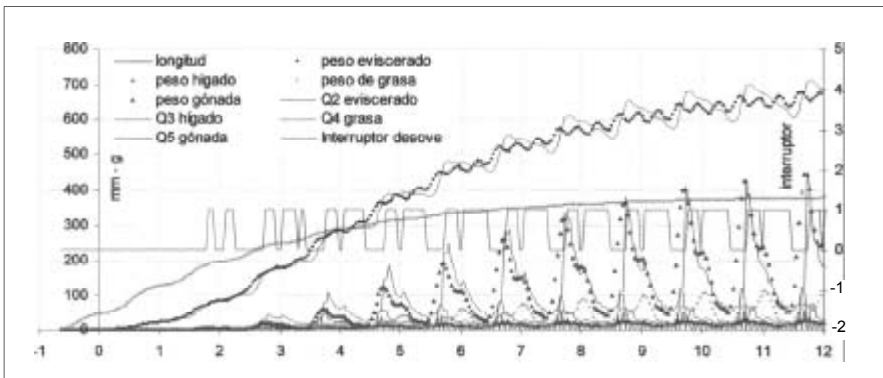


Figura 14. Curva de crecimiento en longitud (mm). Con pequeños círculos se presentan los pesos reconstruidos: eviscerado, del hígado, de la grasa y de las gónadas. Con líneas continuas los valores simulados por el modelo. Longitud y peso referidos a la ordenada de la izquierda. La línea negra quebrada representa los períodos en que el interruptor está abierto (1, desove) o cerrado (0), referida a la ordenada derecha.

Además se pudieron estimar los períodos en que el interruptor del desove está abierto o cerrado según que la derivada del ovario fuese positiva o negativa (Figura 14).

Modelo de supervivencia

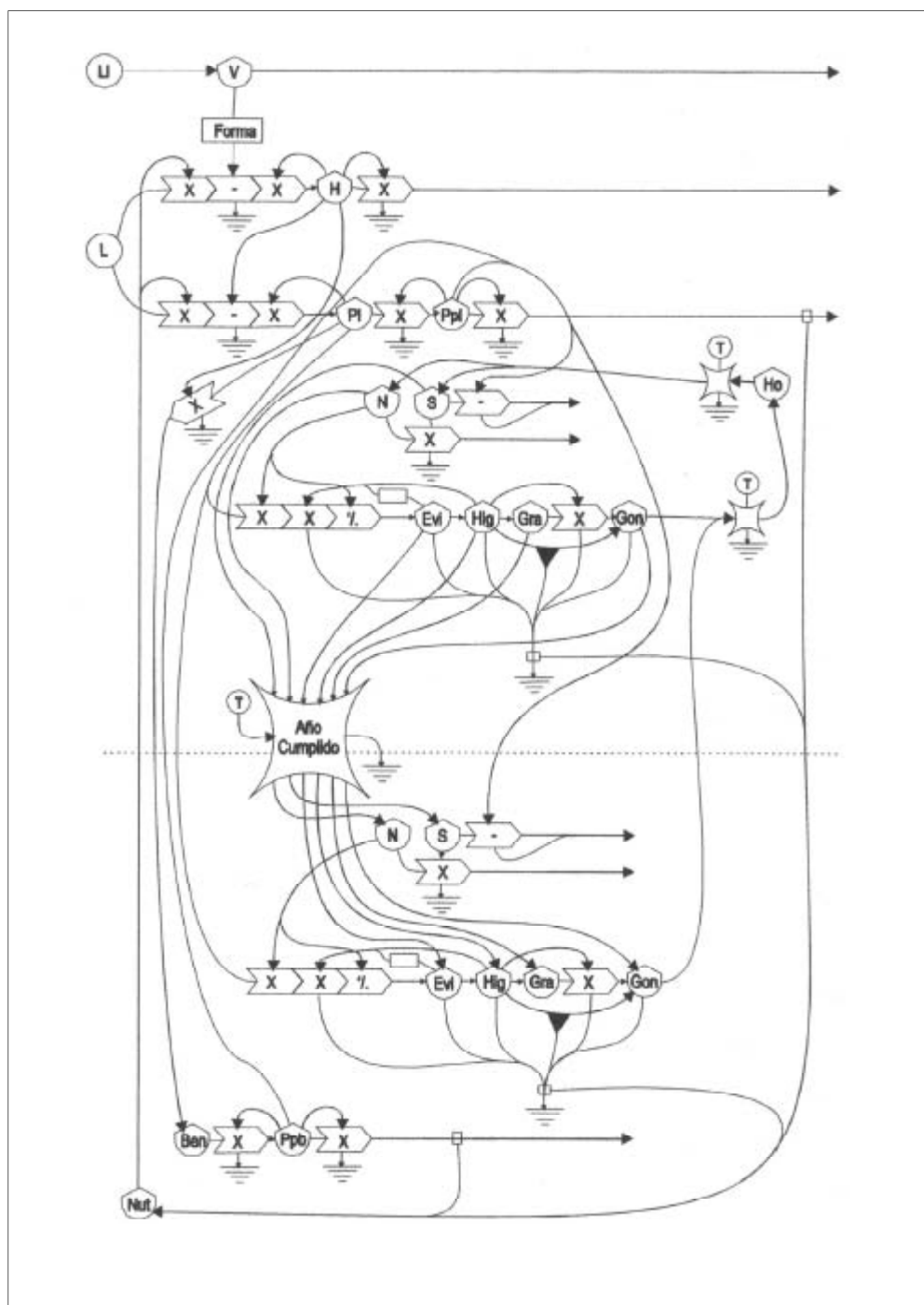


Figura 15. Diagrama de Odum para el modelo. Se han representado solo las cohortes I y II. Ll es lluvia, V es volumen, forma transforma volumen en altura, H es biomasa de hidrófitas, Pl es energía del plancton, Ppl es biomasa de peces del plancton, Ben es biomasa de los organismos del bentos, Ppb es biomasa de los peces del bentos. Nut es nutrientes libres. En tanto que N es número de pejerreyes de la cohorte, S es susceptibilidad y Evi es peso eviscerado, Hig es peso del hígado, Gra es peso de la grasa, Gon es peso de la gónada, promedios para un individuo de la cohorte. Ho es ovocitos producidos por la población y T es tiempo.

Los pejerreyes juveniles sufren una mortalidad tan alta que por cada recluta que se incorpora a la población, las hembras deben liberar alrededor de 600 huevos. Para este submodelo se utilizó el propuesto en Freyre *et al.* (2003) que incorpora la variable de estado S (susceptibilidad), que agrega mortalidad adicional hasta que se disipa por el tiempo.

El modelo en su estado actual

Se combinaron los submodelos descriptos: lluvia; forma; plancton vs hidrófitas; peces del bentos y plancton, Figura 15. El modelo de supervivencia se combinó con el de crecimiento para describir cada cohorte. Se representan 22 cohortes correspondientes a los desoves de primavera y otoño de 11 años sucesivos. La biomasa de los ovarios se transforman en número de huevos que se incorporan a la cohorte 1 de primavera en el correspondiente desove con su biomasa inicial o a la cohorte 1 de otoño en este desove. En cada caso el consumo de plancton es proporcional a la oferta y a la biomasa del individuo promedio de la cohorte, multiplicada por N de la cohorte. La suma de los consumos de todas las cohortes se sustrae de la biomasa del plancton así como el consumo de los peces del plancton y las pérdidas por muerte natural que sedimentan por lo que se incorporan al bentos. Se estiman la biomasa del plancton, de los peces del plancton, del bentos y de los peces del bentos, así como los nutrientes libres.

El modelo funcionando

Una vez al año se transfieren los estados finales como estados iniciales de la cohorte siguiente y se incorporan los valores de reproducción a la más joven.

En una planilla de cálculo, mediante fórmulas y macros, se simuló el modelo integrando por el método de Euler (Odum 1981, Patten 1975-76, entre otros).

Durante la simulación se observa una ventana de monitoreo (Figura 16) que muestra el comportamiento de las principales variables en forma gráfica, en el año que se está simulando.

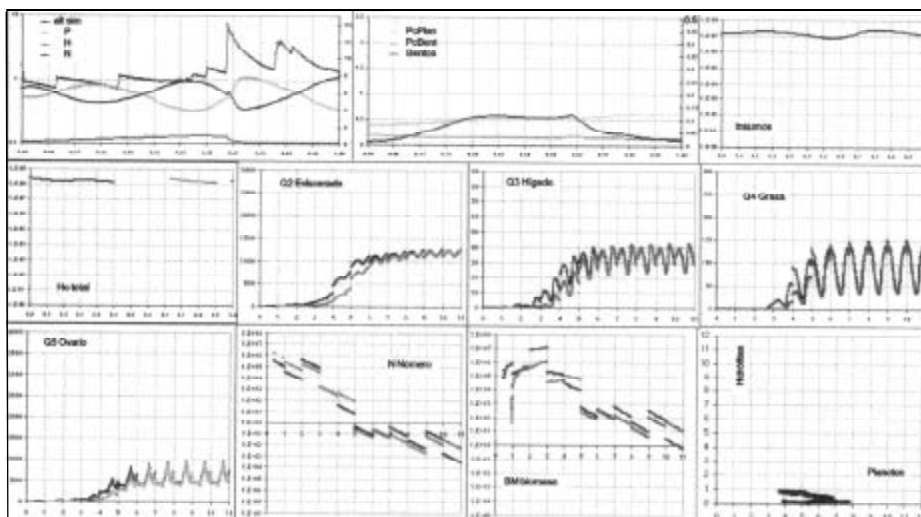


Figura 16. Ventana de monitoreo. En la gráfica superior izquierda la altura simulada (alt. sim.) está representada en escala logarítmica mientras que el plancton (P), las hidrófitas (H) y los nutrientes libres (N) lo están en escala natural. En la gráfica central de la fila superior se muestra la variación de los peces de plancton y el bentos, además de la biomasa del resto de organismos bentónicos. En la ventana superior derecha el insumo de plancton por la población de pejerrey. En la segunda fila, a la izquierda se muestra la biomasa de los ovarios. Todas esas gráficas tienen como abscisa el tiempo del año corriente. Las siguientes tres ventanas de la segunda línea y las tres izquierdas de la tercera tienen como abscisa la edad de las cohortes. La ventana inferior derecha es un diagrama de fases donde se observa la evolución del sistema Plancton vs Hidrófitas en el año corriente.

Simultáneamente se genera un archivo mensual de dichas variables y su gráfica, que muestra la evolución del sistema desde el inicio de la simulación, Figura 17. Las variables del crecimiento individual y la supervivencia se han sintetizado en biomasa total del pejerrey (BM), número total de individuos (N) y peso promedio de un individuo (PesMed).

A partir del archivo generado se pueden efectuar distintas manipulaciones, como por ejemplo el estudio estadístico de las variables simuladas. A modo de ejemplo se muestra en la Figura 18 una matriz gráfica de regresiones entre todas las variables.

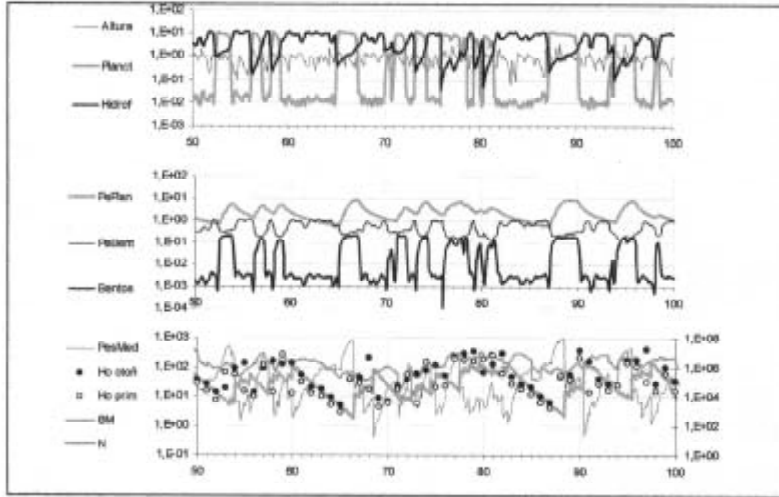


Figura 17. Comportamiento del modelo en una simulación de 50 años. Las escalas de ordenadas son logarítmicas, las de abscisas están en años. En la gráfica inferior PesMed es peso medio de los pejerreyes de la población en gr/individuo, Ho otoño y prim representan el número de huevos liberados en los desoves de otoño y primavera respectivamente; BM es la biomasa y N es el número de individuos de la población de pejerrey.

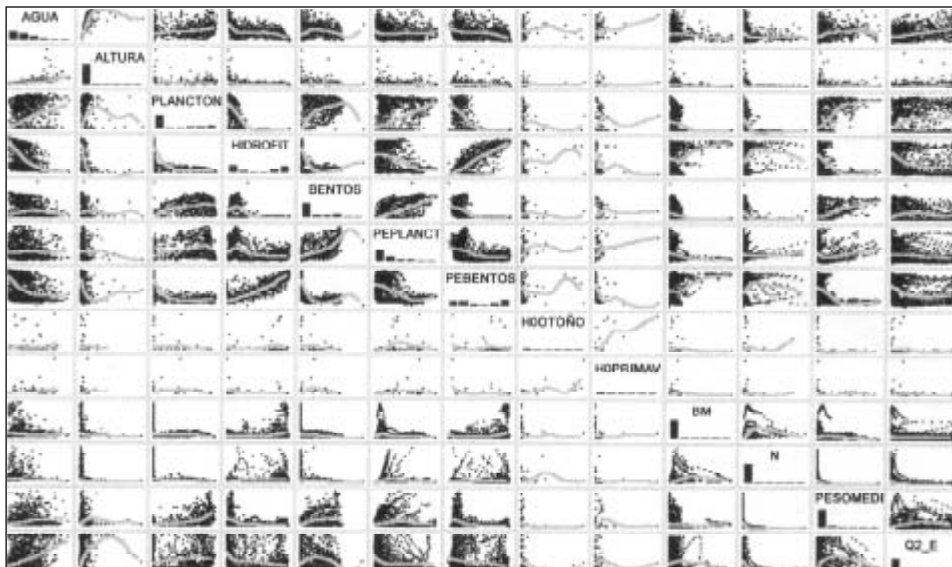


Figura 18. Matriz de regresiones de las variables del modelo en una simulación de 100 años.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

- El comportamiento se ajusta a lo esperado, el modelo está verificado.
- Algunos parámetros requieren aún calibración, para lo cual se necesitan nuevos datos. Por ejemplo hace falta obtener una serie de datos de lluvias diarias locales de varios años.
- La información referida al pejerrey parece suficiente. ¿Se podrán obtener datos históricos que describan adecuadamente las variaciones multianuales de las poblaciones de pejerrey?
- Igualmente ¿se podrá conseguir información acerca de los cambios estructurales de las comunidades de peces en períodos suficientemente largos?
- ¿Existen registros, aunque no sean formales, de las dominancias de hidrófitas y simultáneamente, de las alturas excepcionales del agua?

BIBLIOGRAFÍA

- Bernard C. Patten. editor 1975-6. *Systems Analysis and Simulation in Ecology*. Academic Press New York, Tres Tomos.
- Destéfanis, S. y L. R. Freyre. 1972. Relaciones tróficas de los peces de la laguna de Chascomús con un intento de referenciación ecológica y tratamiento bioestadístico del espectro trófico. *Acta Zool. Lilloana* 29: 17-33
- Freyre, L. R., M. E. Maroñas y E. D. Sendra. 2003. Modelo de supervivencia para los estadios post-larvales del pejerrey *Odontesthes bonariensis*. *Biología Acuática* 20: 89-92.
- Howard T. Odum. 1983. *Systems Ecology: an Introduction*. John Wiley & Sons. New York, 644 pp.
- Jørgensen Sven Eric. 1994. *Fundamentals of Ecological Modelling* (2da edición). Elsevier. Amsterdam, 628 pp.
- Pauly, D. 1981. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. *Iclarm Stud.Rev.* (8): 325 p.
- Ramon Margalef. 1991. *Teoría de los Sistemas Ecológicos*. Universitat de Barcelona, Barcelona, 290 pp.
- Ringuelet, R. A.; N. R. Iriart y A. H. Escalante. 1980. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis bonariensis*, Atherinidae) en laguna Chascomús (Bs. As., Arg.) Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton. *Limnobiós* 1(10): 447-460.

¿EL PEJERREY PUEDE CAUSAR CAMBIOS ESTRUCTURALES EN UN ECOSISTEMA?

F. GROSMAN Y P. SANZANO

Area de Acuicultura, Fac. de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional del Centro
Pinto 399 (7000) Tandil. Email: fgrosman@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

La laguna Del Estado se secó circunstancialmente a comienzos de la década de 1960. El aislamiento hidrológico superficial del ambiente impidió la recolonización masiva de peces. En octubre de 1997 se realizó un diagnóstico de situación a partir del cual se sembraron alevinos de pejerrey *Odontesthes bonariensis* a baja densidad (250 ind/ha); en la primavera del 2001 se repitió el muestreo para evaluar resultados. El trabajo tiene como objetivo comparar ambos momentos e inferir el rol del pejerrey en las modificaciones observadas en el sistema. En 1997 la costa poseía un cinturón de macrófitas sumergidas; las emergentes se distribuían en parches en toda la superficie. La transparencia del agua resultó elevada. El macrozooplancton fue escaso, con presencia de calanoideos. No se capturó pejerrey y las otras especies de peces resultaron poco numerosas. En 2001 no se observaron macrófitas sumergidas. La transparencia del agua disminuyó a la mitad. El macrozooplancton fue abundante; se capturaron dos clases de edad (2000 y 1999) de dientudo *Oligosarcus jenynsi* y sabalito *Cyphocharax voga*, especies ausentes en el muestreo previo. Las diferentes variables biológicas del pejerrey manifiestan una excelente colonización. Se establecieron las dietas de los peces para dilucidar las principales interacciones tróficas presentes. La predación del macrozooplancton por parte del pejerrey, pudo beneficiar el fitoplancton en detrimento de las macrófitas sumergidas y contribuir al pasaje de la laguna de aguas «claras» a «turbias». El elevado número de zooplanctones puede estar influenciado por el momento de muestreo. La presencia de un ambiente despoblado potenció el restablecimiento del pejerrey. El reciente y exitoso ingreso de *O. jenynsi* y *C. voga* se facilitó por la diferente oferta ambiental. El dientudo cumple el rol de superpredador, ocupando la cima de la nueva red trófica. La adaptación del sabalito, de régimen algófago, estaría vinculada al mayor desarrollo logrado por su comunidad presa. La presencia del pejerrey habría actuado como disparador de los cambios ecosistémicos evidenciados, produciendo un efecto cascada sobre otros componentes.

Palabras Clave: siembra de alevinos, pejerrey, *Odontesthes*, estructura lagunas.

INTRODUCCIÓN

La introducción exitosa de una nueva especie a un ecosistema genera alteraciones de diferente orden, incluso cuando se trata de una colonización de un nicho ecológico libre. Los principales efectos se producen por acción directa como por ejemplo predación, o indirecta al dirigir el flujo de energía hacia otros componentes. En sistemas acuáticos, la composición de la comunidad de peces afecta por cascada a los eslabones inferiores de la cadena trófica (Paine, 1980; Pace *et al.*, 1999), influyendo en el tamaño y abundancia del zooplancton (Seda y Duncan, 1994) y el pastoreo sobre el fitoplancton (Carpenter *et al.*, 2001).

Con datos de muestreos puntuales y amplia variabilidad limnológica, en el ámbito local Quirós (1991) y Baigún y Anderson (1993) han diferenciado la estructura de lagunas pampásicas en base a la presencia/ausencia de aterínidos como el pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835). Este por su condición zooplanctófaga (Ringuelet *et al.*, 1980) incide sobre la comunidad presa (Grosman y Mancini, 1997).

La laguna Del Estado (37°19' Lat. S. 59°55' Long O.; 200 hectáreas aproximadamente) posee diferentes propiedades que le otorgan ventajas relativas para realizar experiencias. Conformar una cuenca arrea de reducidas dimensiones, que se secó totalmente en forma circunstancial en la década de 1960. Antes de dicho evento, sostenía una pesquería artesanal de pejerrey. El aislamiento hidrológico superficial impidió la recolonización natural de esta especie y

explica su escasa ictiofauna. Con el objeto de reintroducirla, en la primavera de 1997 se realizó una siembra masiva de alevinos de pejerrey de 5 días de vida, con una densidad 250 ind./ha.

El objetivo del trabajo es presentar la situación previa y posterior a esta acción, e inferir el rol del pejerrey en la generación de los cambios observados en el sistema. De esta forma es posible la comparación de datos en ausencia y presencia de zooplanctófagos, pero en un mismo lugar.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron dos muestreos: uno en octubre de 1997 y el segundo en septiembre de 2001. Se establecieron diferentes estaciones estratégicamente seleccionadas en función de la identificación de microhábitats y características propias de cada sitio. Se midió pH (pHmetro digital) y conductividad. La determinación de amonio y nitrito fue realizada mediante Test de campo Merck®. Los perfiles de oxígeno y temperatura fueron tomados cada 0,50 m de profundidad mediante un oxímetro digital. La turbidez se midió con el disco de Secchi. Se realizaron 2 muestras cuantitativas del macrozooplancton acorde a Lopretto y Tell (1995) para determinar el rendimiento calórico (Rc) de esta comunidad en función del pejerrey (Ringuelet *et al.*, 1980), así como la cantidad de individuos/m³.

Las artes de pesca empleadas fueron: a) red de arrastre a la costa de 20 m de longitud, de selectividad conocida, tirada con sogas de 50 m. Este arte fue empleado en 3 (1997) y 2 (2001) oportunidades. b) Dos baterías de redes de enmalle diseñadas especialmente para pesca experimental conformadas por paños de 15, 19, 21, 25, 30, 33, 38 y 40 mm de distancia entre nudos, totalizando aproximadamente 70 m, calados en dos estaciones diferentes al atardecer y recogidos a la mañana siguiente. La captura por unidad de esfuerzo (cpue) fue referida a 20 horas de captura/tren de enmalle. Los ejemplares fueron medidos en intervalos de 10 mm de longitud estándar (Lstd) y pesados con precisión de 0,1 g registrando la procedencia de cada estación de muestreo. A todos los pejerreyes capturados se les tomaron las siguientes medidas: longitud de la cabeza (Lc) y estándar (Lstd) con precisión de 1 mm; peso húmedo en g (P) (con precisión 0,1 g). Con esta información se determinaron diversos índices de condición, tales como el factor k, índice cefálico (IC) y la relación entre longitud y peso. El estado sanitario se evaluó mediante la búsqueda de lesiones externas e internas. Se procedió a la inspección de ecto y endoparásitos, especialmente los presentes en el tracto digestivo, mediante la visualización directa, lupa o microscopio óptico (MO).

Para determinar el crecimiento en longitud del pejerrey, se aplicó el método del retrocálculo mediante lectura de escamas extraídas de la zona inmediatamente posterior a la aleta pectoral izquierda, procediendo en la interpretación de las marcas acorde a Grosman (1993). Se aplicó el modelo de crecimiento de von Bertalanffy. Con fines comparativos se determinó el índice de performance de crecimiento w (Gallucci y Quinn, 1979).

Se corrigieron por selectividad y esfuerzo los datos de captura de pejerrey (Freyre y Maroñas, 1995) para obtener la distribución poblacional de tallas. Se estableció la numerosidad relativa por medio del modelo clásico de supervivencia. Mediante la relación largo-peso y la numerosidad de cada edad estimada se obtuvo la curva de biomasa instantánea de la población, determinando la edad crítica (t) (Csirke, 1980).

Los ejemplares fueron sexados macroscópicamente, considerando el estadio de desarrollo acorde a Calvo y Dadone (1972); con el peso de sus gónadas (precisión 0,1 g) se obtuvo el índice gonadosomático (IGS).

Los tractos digestivos de diferentes especies de peces se colectaron en formol al 10%. Los contenidos gastrointestinales fueron colocados en cápsulas de Petri y observados bajo lupa binocular y/o MO. Se evaluó el estado de repleción mediante observación de la turgencia del tracto y la cantidad del contenido evacuado, cuantificando según 4 grados: vacío – semivacío – semilleno – lleno. El procesamiento de las muestras se realizó acorde a Grosman (1995), adap-

tando el Índice de Categorización de Item ($ICI = (AxF/H)^{0.5}$), donde A = abundancia relativa; F = frecuencia porcentual y H = índice de diversidad. Se aplicó el índice de solapamiento de dietas de Morisita, el cual varía de 0 a 1 (máxima competencia).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El paisaje predominante en el interior de la laguna es un juncal ralo (*Schoenoplectus californicus*); no se percibieron diferencias entre 1997 y 2001, estimando una cobertura aproximada del 35 a 40 % de la superficie total. La densa vegetación sumergida observada en 1997 fue identificada como *Potamogeton* sp. distribuida siguiendo el contorno de la orilla; en el 2001 no se hallaron ejemplares de esta especie, lo cual podría deberse tanto a la propia dinámica de la misma planta, como a un cambio de condiciones del entorno.

El amonio fue siempre 0 ppm; el valor de los nitritos fue 0 ppm con la salvedad que en algunos sitios varió entre 0 - 0,025 ppm. Para los años 1997 y 2001, el pH fue 7,35 y 7,18; la conductividad eléctrica (25 °C) fue de 461 y 936,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En octubre de 1997 la temperatura promedio de superficie y fondo fue de 15,35 y 13,7 °C; en septiembre de 2001 de 12,9 y 11,9 °C. En cuanto al oxígeno en 1997 fue 7,9 - 10,5 ppm (superficie) y 2,2 - 6,3 ppm (fondo); en el 2001 fue de 10,9 - 12,5 (superficie) y 2 - 5,3 (fondo). La lectura del disco de Secchi en 1997 fue 40 - 50 cm, mientras que en 2001 alcanzó los 18 - 20 cm. Este año se observó una floración de *Oscillatoria* sp.

El valor de Rc obtenido en octubre de 1997 fue igual a $17,38 \times 10^{-3}$ cal/100 l de agua, y $53175 \text{ ind}/\text{m}^3$, con presencia de copépodos calanoideos. El Rc medio en 2001 igual a $160,005 \times 10^{-3}$ cal/100 l de agua con $486420 \text{ ind}/\text{m}^3$. En la estación de aguas abiertas dominaron los cladóceros mientras que cerca del juncal lo hicieron los ciclopoideos; los calanoideos estuvieron ausentes en las muestras. Se observaron abundantes rotíferos que no fueron contabilizados.

Las capturas de peces obtenidas se presentan en la Tabla 1. Pese a la selectividad del arte, la presencia de «madrecitas» en los muestreos de 1997 se explica por una posible mayor abundancia relativa respecto al 2001. Igualando el esfuerzo de captura, en 1997 se colectaron 13,3 ejemplares con el arrastre y 3,31 con el enmalle mientras que en el 2001 fueron 188 y 355 especímenes respectivamente, lo cual demuestra el incremento de la ictiocenosis.

De las 9 especies capturadas en 2001, 5 son novedosas para el ambiente y 3 de ellas determinan la nueva estructura de la comunidad de peces. El pejerrey fue la especie dominante tanto en número (64,1 %) como en ictiomasa (62 %).

La distribución de tallas de dientudo y sabalito presentó dos modas bien definidas adjudicadas como clases de edad de 1 y 2 años. En el primer caso, la longitud media fue 87,93 mm Lstd. (rango 60 - 130 mm; n = 57) y 199 mm Lstd. (rango 150 - 250 mm; n = 50). Para *C. voga* la longitud media de la primera moda fue 117,9 mm Lstd. (rango 90 - 140 mm; n = 45) y la segunda 188,33 mm Lstd. (rango 170 - 210 mm; n = 3). El origen del ingreso de ambas especies es desconocido, invocando zoocoria, antropocoria o conexión ocasional con préstamos. Cabe preguntarse porqué estos fenómenos no ocurrieron antes y si lo hicieron, porqué no fueron exitosos.

La captura por unidad de esfuerzo (cpue) del pejerrey fue 19,4 kg/tren enmalle, valor considerado como abundante (Grosman *et al.*, 2001a) lo cual demuestra el éxito de la siembra. Los datos corregidos por selectividad de la longitud media de las modas de captura y la numerosidad relativa se presentan en la Tabla 2. El desfase de las modas de cada arte de pesca se explica por la distribución diferencial de sexos por coincidir el muestreo con la preparación del desove (Calvo *et al.*, 1977). El 92,8 % de los individuos capturados en la costa fueron machos, mientras que el 71,2 % de los ejemplares enmallados resultaron hembras. Esto manifestaría un crecimiento en longitud diferente para cada sexo que se compensaría durante el resto del año, ya que no fue posible identificarlo en la lectura de escamas.

La relación entre la longitud estándar y el radio de la escama fue $L_{\text{std}} = 19,78 + 4,555R$

Tabla 1. Especies capturadas en cada muestreo discriminadas por arte de pesca.

Especie	1997		2001	
	arrastre	enmalle	arrastre	enmalle
Coridora (<i>Coridoras paleatus</i>)	1	1		2
Bagre (<i>Rhamdia quelen</i>)		2	3	10
Bagre cantor (<i>Pimelodella laticeps</i>)			2	1
Mojarrita (<i>Cheirodon interruptus</i>)	12		12	
Madrecita (<i>Jenynsia lineata</i>)	4			
Madrecita (<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>)	3			
Pejerrey (<i>Odontesthes bonariensis</i>)			98	250
Sabalito (<i>Cyphocharax voga</i>)			8	40
Dientudo (<i>Oligosarcus jenynsi</i>)			57	50
Mojarra (<i>Astyanax eigenmanniorum</i>)			6	2
Mojarrita (<i>Briconamericus</i> sp.)			2	

Tabla 2: Longitud media, rango y numerosidad de cada moda obtenida con el arrastre y enmalle.

	Arrastre (mm)	Enmalle (mm)
Moda 1 (2000)	116,875	132,948
rango	80-140	\bar{x} - 170
num. relativa (ind.)		288,47
Moda 2 (1999)	181,363	203,206
rango	150-240	160-260
num. relativa (ind.)		159,938
Moda 3 (1998)		274,31
rango		250-300
num. relativa (ind.)		22,703
Moda 4 (siembra 1997)		305,427
rango		290 - ?
num. relativa (ind.)		8,165

($R^2 = 0,9392$; $n = 46$). La ecuación de ajuste obtenida fue: $Lstd(t) = 379,9097 (1 - e^{-0,04452(t-0,1738)})$. El índice de performance $w = 169,13$. La relación largo peso fue $P = 9,258 \times 10^{-6} \times Lst^{3,0566}$ ($R^2 = 0,9911$). Tanto la distribución del factor k como del IC manifestaron condiciones comparativamente normales para la especie (Freyre, 1976). Del tracto digestivo fueron aislados abundantes *Proteocephalus* sp, comúnmente presentes en pejerrey. La ecuación de supervivencia obtenida fue $Nt = 1276,72 e^{-1,264t}$, mientras que la edad crítica fue 1,5 años de edad. Los parámetros demográficos obtenidos son comparativamente normales (Freyre y Sendra, 1993; Freyre *et al.*, 1983; 1993; 1997; Mancini y Grosman, 1998).

La relación total hembra:macho fue 0,86, con la salvedad realizada en cuanto a la distribución en el ambiente que ocupaba cada sexo. Los estadios ováricos III y IV fueron mayoritarios (34,7 y 28,6 % respectivamente); el 18,4 % se hallaba en estadio V, y el 6,1 % desovado. El IGS

fue 6,28 (rango 0,68 - 11,38), valor normal para la especie para la época del año (Grosman *et al.*, 2001b).

Los resultados más representativos de estadios de repleción fueron: sabalito 100 % ; bagre 87,5 % y pejerrey 70 % llenos mientras para el dientudo 40 % vacío. Si se considera que la repleción es indicador indirecto de la oferta alimentaria que posee una especie, la laguna es favorable para todas ellas. En el caso de *O. jenynsi*, se analizaron sólo los ejemplares de mayor porte y se vincula el resultado con el tipo de dieta. Por otro lado, se descarta la competencia interespecífica, ya que el mayor valor del índice de solapamiento de Morisita fue entre bagre/sabalito = 0,360; la dieta más opuesta fue la de dientudo/sabalito = 0,003.

En la Tabla 3 se presentan los ítems alimenticios diferenciados, el valor de importancia para cada especie y la diversidad de la dieta. El dientudo mayor de 150 mm Lstd. posee una dieta ictiófaga; el de mayor espectro trófico incursionado fue el bagre y el sabalito. El pejerrey presentó en términos comparativos también una elevada diversidad de la dieta, pese a las elevadas concentraciones de macrozooplancton halladas.

En la Figura 1 se esquematizan y sintetizan las principales relaciones trofodinámicas actuales de la laguna Del Estado, resaltando en trazo grueso el flujo energético actual considerado mas relevante en base a la ictiomasa relativa. El mismo fue elaborado a partir de los resultados del ICI y con relaciones hipotéticas supuestas. Con la intención de simplificar y facilitar la visualización, no se consideraron alimentos terciarios y accidentales.

La organización del diagrama se realizó colocando en la parte superior el ingreso de nutrientes provenientes de la cuenca de aporte y los remineralizados en el sistema. A partir de

Tabla 3. Ítems alimenticios discriminados por especie y su importancia en base al ICI: P = primario; S = secundario; T = terciario y A = accidental. 1 = copépodos. 2 = cladóceros. 3 = restos de insectos. 4 = semillas. 5 = cianofitas. 6 = restos vegetales. 7 = ostrácodos. 8 = larvas quironómidos. 9 = gasterópodos. 10 = ácaros. 11 = restos de peces. 12 = detritos. 13 = diatomeas. 14 = clorofitas. 15 = rotíferos. 16 = quiste de amebas. 17 = euglenofitas. 18 = huevos de peces. 19 = palemonidos. 20 = anfípodos. 21 = semillas de maíz.

Especie/ ítem	Pejerrey	Bagre	Sabalito	Dientudo
1	P			
2	P		S	
3	S	S	T	T
4	S		S	
5	T	T	P	
6	T	S	T	
7	T		T	
8	T	T		
9	T	T		
10	A			
11		T		P
12		S		
13			P	
14			S	
15			T	
16			T	
17			T	
18		T		
19		T		
20		A		
21		T		

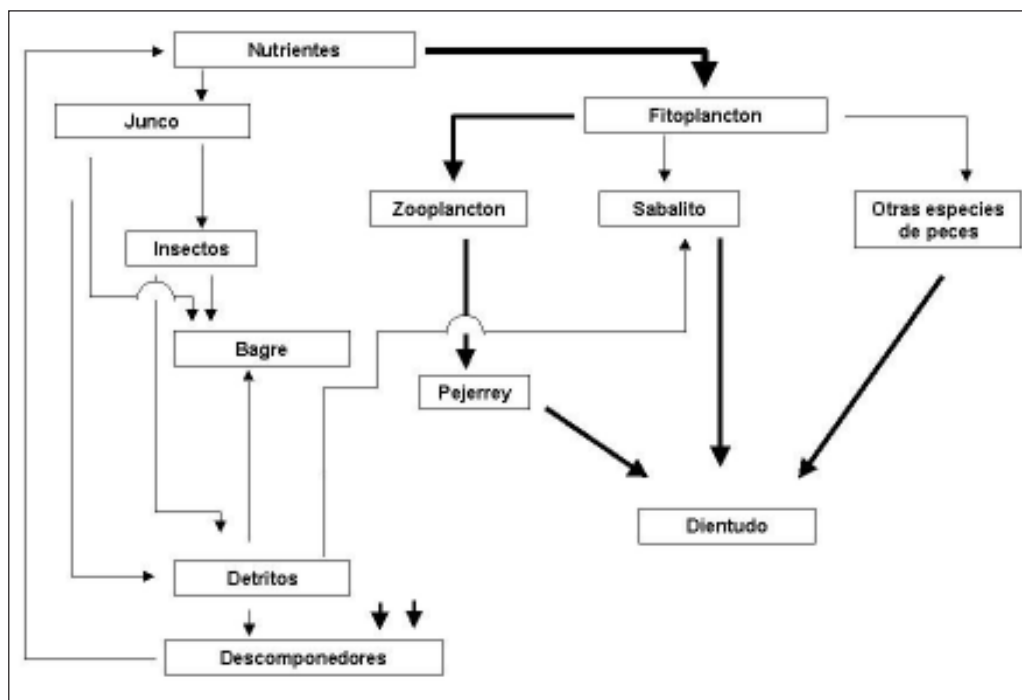


Figura 1. Esquema de relaciones trofodinámicas del ecosistema laguna Del Estado.

ellos, los organismos productores primarios sintetizan materia orgánica. En este nivel, se representa al junco y al fitoplancton. Las algas en presencia de pejerrey habrían desplazado a las macrófitas sumergidas.

Tanto el junco como el fitoplancton y el resto de los organismos, cuando finalizan su ciclo de vida, sedimentan y forman parte de la materia orgánica del fondo del ambiente, utilizada por bagres y sabalitos como constituyente de la dieta. La acción de microorganismos descomponedores y mineralizadores la transformarán en nutrientes disponible nuevamente para los vegetales.

Los consumidores primarios están representados por diferentes grupos de insectos, el zooplankton y el sabalito que presentó componentes algales en su tracto digestivo. Predando sobre el zooplankton (en este caso no se discriminan relaciones internas de esta comunidad) se halla el pejerrey. En el último nivel como superpredadores se sitúa al dientado de mayor tamaño, que emplea como presa a peces, incluyendo aquellos escasamente representados en número y biomasa. *O. jenynsi* de menor porte posee otro tipo de dieta (Escalante, 1983). El bagre se sitúa en el centro del esquema por su condición de generalista, consumiendo insectos, detritos y restos vegetales.

Para explicar el funcionamiento del ambiente en 1997 en ausencia de zooplanctófagos (y prácticamente de otros peces) se debe adicionar a las macrófitas sumergidas que aportan gran volumen de detritos. La cadena del fitoplancton - zooplankton era exigua. La predación del pejerrey sobre el macrozooplankton, pudo beneficiar al fitoplancton en detrimento de *Potamogeton* sp. y contribuir al pasaje de la laguna de aguas «claras» a «turbias», disminuyendo en un 50 % la lectura del disco de Secchi. En estos procesos el juncal no se perjudicó ni benefició. Asimismo la presencia del bafon en lagunas pampásicas no es constante, y su desaparición también podría vincularse a esta propiedad (Mac Donagh *et al.*, 2000). En concordancia con ello, el rol de superpredador en lagunas de aguas claras y macrófitas sumergidas lo cumple la tararira (*Hoplias malabaricus*) que también posee ciclos de mayor/menor numerosidad. En aguas

turbias donde el fitoplancton es el productor primario predominante, dicha función la lleva a cabo el dientado de gran porte.

El elevado número de zooplanctones hallado en el 2001 puede estar influenciado por el momento de muestreo (Benítez y Claps, 2000). No se consideraron los datos de biomasa que podrían dilucidar este aumento numérico. Otra posible explicación es que la presencia de un predador como el pejerrey puede maximizar la producción y que sea una respuesta comunitaria a este nuevo factor, así como lo es la manifiesta disminución del tamaño de los componentes del macrozooplancton.

CONCLUSIONES

A partir de contrastar los datos provenientes de ambos muestreos es posible obtener las siguientes conclusiones:

La distribución y densidad del juncal se ha mantenido constante desde 1997 al 2001.

Las abundantes macrófitas sumergidas presentes en 1997 han desaparecido. Podría deberse a causas propias, o por el efecto sombra de la comunidad fitoplanctónica, ya que la lectura del disco de Secchi se redujo a la mitad.

La comunidad macrozooplanctónica incrementó su abundancia numérica y redujo su tamaño. El momento de muestreo coincide con su máxima numerosidad y a su vez, la predación podría aumentar su eficiencia.

La comunidad de peces se ha incrementado notablemente, con presencia de nuevas especies respecto a 1997. El ambiente despoblado potenció la exitosa colonización del pejerrey, pese a la baja densidad de siembra. Es el dominante de la ictiocenosis tanto en número de ejemplares como en biomasa, presentando parámetros demográficos y condición normal.

El ingreso y adaptación de *O. jenynsi* y *C. voga* se explica por zoocoria, antropocoria, o conexión ocasional con préstamos. El establecimiento de estas especies generará nuevos cambios ecosistémicos. El dientado cumple el rol de superpredador; la adaptación del sabalito estaría vinculada al mayor desarrollo logrado por su comunidad presa.

Existen dos cadenas paralelas de flujo de energía:

- a) nutrientes ⇒ junco ⇒ materia orgánica ⇒ microorganismos descomponedores
- b) nutrientes ⇒ fitoplancton ⇒ zooplancton ⇒ pejerrey

La cadena presente en 1997 sería semejante a la primera, aportando el bafon importante cantidad de materia orgánica.

Pese a la puntualidad de los datos, es indudable que la introducción de pejerrey afectó en forma significativa la estructura y funcionamiento del ecosistema Laguna Del Estado, actuando como disparador de los cambios evidenciados.

BIBLIOGRAFÍA

- Baigún, C. y R.O. Anderson. 1993. The use of structural indices for the management of pejerrey (*Odontesthes bonariensis*, Atherinidae) in argentine lakes. *J. North Amer. Fish. Manag.* 13: 600-608.
- Benítez, H.H. y M.C. Claps. 2000. Zooplancton de una laguna pampásica (Monte) y su afluente (El Totoral). Caracterización estructural en un ciclo anual. *Diversidad y Ambiente* 1: 87-95.
- Calvo, J. y L.A. Dadone. 1972. Fenómenos reproductivos en el pejerrey (*Basilichthys bonariensis*) I. Escala y tabla de madurez. *Rev. Mus. La Plata (N. S.), Zool.*, 9: 153-163.
- Calvo, J., E. Morriconi y J.E. Zavala Suarez. 1977. Fenómenos reproductivos en el pejerrey (*Basilichthys bonariensis*) II. Proporción de sexos y desplazamientos reproductivos. *Physis* B, 36(92): 135-139.
- Carpenter, S., J. Cole, J. Hodgson, J. Kitchell, M. Pace, D. Bade, K. Cottingham, T. Essington, J. Houser y D. Schindler. 2001. Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: Whole-lake experiments. *Ecological Monographs* 71(2):163-186.
- Csirke, J. 1980. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. FAO, Doc. Téc. Pesca, (192):82p.

- Escalante, A. 1983. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. II. Otros Tetragonopteridae. *Limnobiós* (2)6: 379-402.
- Freyre, L.R. 1976. Normas para la inspección y determinación del estado actual de ambientes pesqueros pampásicos. Dir. Rec. Nat. Min. As. Agr. La Plata, 36p. (mimeog.)
- Freyre L. y E. Sendra. 1993. Relevamiento pesquero de la laguna Blanca Grande. *Aquatec* 1: 1-9.
- Freyre L. y M. Maroñas. 1995. Estimación de la selectividad de redes de espera, para el pejerrey bonaerense, según las principales características de construcción del arte. *Gayana Oceanol.* 3(2): 41-52.
- Freyre, L., L.C. Protogino y J.M. Iwaszkiw. 1983. Demografía del pejerrey *Basilichthys bonariensis* (Pisces, Atherinidae) en el Embalse Río Tercero, Córdoba. Descripción de los artes de pesca. *Biología Acuática* 4: 2-39.
- Freyre L., M. Maroñas, J. Ponte Gómez y E. Sendra, 1993. Relevamiento pesquero del lago municipal de Colón. *Aquatec* 2: 1-9.
- Freyre L., M. Maroñas y E.D. Sendra, 1997. Demografía del pejerrey, *Odontesthes bonariensis* de la laguna de Lobos (Provincia de Buenos Aires) *Natura Neotropicalis* 28(1): 47-59.
- Gallucci, V. y T. Quinn. 1979. Reparameterizing, fitting, and testing a simple growth model. *Trans. Am. Fish. Soc.* 108: 14-25.
- Grosman, F. 1993. Comparación de diferentes metodologías para la estimación del crecimiento del pejerrey patagónico. *Ecología Austral* 3: 33-41.
- Grosman, F. 1995. Variación estacional en la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 26(1): 9-18.
- Grosman, F. y M. Mancini. 1997. La pesca deportiva como sistema interactivo de tres niveles tróficos. Actas IV Jornadas Científico-Técnicas. FAV, Univ. Nac. de Río Cuarto: 391-393.
- Grosman, F., J.R. González Castelain y E. Usunoff. 1996. Trophic niches in an Argentine pond as a way to assess functional relationships between fishes and other communities. *Water SA* 22 (4): 345-350.
- Grosman F., P. Sanzano, G. González y D. Agüería. 2001a. Gestión del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en una pesquería periurbana de Argentina. *Aquatic* (Univ. Zaragoza) 14:20p. <http://aquatic.unizar.es/N3/art1404/pejerrey.htm>
- Grosman F., P. Sanzano, G. González, D. Agüería y S. Sergueña. 2001b. Ecología reproductiva, edad, crecimiento, condición y alimentación del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en un ambiente del SO de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Aquatic* (Univ. Zaragoza) 12: 1-24.
- Lopretto, E. y G. Tell (eds.). 1995. *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur.
- Mac Donagh, M., G. Ruiz, L. Solari y N. Gabellone. 2000. Fitoplancton de una laguna de moderada eutrofia en la provincia de Buenos Aires). *Diversidad y Ambiente* I: 37-43.
- Mancini, M. y F. Grosman. 1998. Aspectos poblacionales del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en el embalse Río Tercero, Córdoba. *Natura Neotropicalis* 29(2): 137-143.
- Pace, M., J. Cole, S. Carpenter y J. Kitchell. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14:483-488.
- Paine, R. 1980. Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. *J. Animal Ecology* 49: 667-685.
- Quirós, R. 1991. Empirical relationships between nutrients, phyto- and zooplankton and relative fish biomass in lakes and reservoirs of Argentina. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1198-1206.
- Ringuelet, R.A., R. Iriart y A.H. Escalante. 1980. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis*, Atherinidae) en laguna de Chascomús (Buenos Aires, Argentina). Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton. *Limnobiós* 1(10): 447-460.
- Seda, J. y A. Duncan, 1994. Low fish predation in London reservoirs: II. Consequences to zooplankton community structure. *Hydrobiologia* 291: 179-191.

COMPOSICIÓN QUÍMICA Y DINÁMICA POBLACIONAL DE *Hyaella curvispina* EN EL ARROYO LAS FLORES (CUENCA DEL RÍO LUJÁN)

T. I. PORETTI, M. A. CASSET Y F. MOMO

Programa de Investigación en Ecología Acuática, Universidad Nacional de Luján.
CC 221 – B6700ZAB Luján, Argentina. Email: tporetti@mail.unlu.edu.ar

RESUMEN

Se estudió la dinámica poblacional del anfípodo *Hyaella curvispina* en un manchón de macrofitas sumergidas del arroyo Las Flores. Se tomaron muestras mensuales durante un período de 15 meses (septiembre de 2000 a noviembre de 2001), registrando abundancias por estadios (juveniles, machos adultos, hembras adultas y hembras ovígeras) y obteniendo el contenido corporal de proteínas y lípidos de los ejemplares. Los resultados son coherentes con investigaciones anteriores en el mismo arroyo. La mayor abundancia de estos anfípodos tiene lugar entre octubre y diciembre, en asociación con la mayor biomasa de fitobentos en el arroyo. La máxima proporción de lípidos coincide con los meses de mayor reproducción (septiembre y octubre), mientras que el mayor porcentaje de proteínas se da en julio para todos los estadios. El porcentaje de proteínas en el cuerpo de este anfípodo varía entre un 17,7 % de promedio anual para los machos y un 74,2 % de promedio anual para los juveniles. Las proporciones de lípidos son mucho menores y van desde 0.5 mg/gPS en juveniles a 340 mg/gPS en machos. Se puede concluir que un mayor porcentaje de lípidos está directamente asociado con la reproducción y que estos invertebrados acumulan lípidos en primavera perdiendo esas reservas a medida que avanza el año y llegando a un mínimo de lípidos (y por lo tanto un máximo de proteínas) en el invierno. No parece haber diferencias importantes entre los dos sexos para la acumulación de lípidos, aunque el muestreo de hembras ovígeras fue algo pobre y no arroja resultados concluyentes para ese estadio.

Palabras clave: Anfípodos, dinámica poblacional, lípidos, proteínas.

INTRODUCCIÓN

Los anfípodos son pequeños crustáceos muy comunes en diferentes hábitats y constituyen un componente importante en las comunidades bentónicas marinas y de agua dulce de todo el mundo (Thurston 1970; Klages & Gutt, 1990 a y b). Se los puede encontrar asociados a sustratos duros (muros, tosca) y vegetación vascular acuática (macrófitas) y algas (Muskó, 1992; Poi de Neif, 1992; Parsons & Matthews, 1995). Cumplen un importante papel en los ecosistemas acuáticos, constituyendo a veces una fracción significativa de la biomasa animal, aunque su tasa de renovación no sea muy alta (Wetzel, 1981). Además, facilitan el flujo de energía por la transformación de la energía de epífitas y detritos en material orgánico particulado y biomasa para micro y macro consumidores (Wen, 1992).

Se sostiene en la bibliografía que la composición química del cuerpo y en particular el tenor de lípidos, tiene una estrecha relación con el ciclo de vida de los anfípodos y con su dinámica poblacional. Rakusa-Suszczewski & Dominas (1974) por ejemplo encontraron, en el anfípodo antártico *Paramoera walkeri*, diferencias en la composición química según las generaciones, edades y condiciones de alimentación; Clarke *et al.* (1985) estudiaron el contenido de lípidos en relación con las condiciones reproductivas de dos anfípodos gamáridos y encontraron una estrecha asociación entre la acumulación de lípidos y maduración ovárica. Nalepa *et al.* (2000) descubrieron variaciones en los lípidos y otros parámetros corporales según la profundidad y ubicación del hábitat en que se hallaban los ejemplares. Hill *et al.* (1992) describieron la variación estacional en el contenido de lípidos y la composición química de dos anfípodos marinos.

Hyaella curvispina es una especie de anfípodo comúnmente citada en los ambientes de agua dulce de la Argentina como componente numéricamente importante del bentos. Existen estudios taxonómicos sobre el género *Hyaella* (Cavaliere, 1959, 1968; Grosso & Peralta, 1999), también algunos sobre su biología (Lopreto, 1982; García González & Souto, 1987) y sobre su dinámica poblacional (Casset *et al.*, 2001).

Giorgi *et al.* (1996) registran anfípodos de esta especie y moluscos abundantes en plantas sumergidas y bentos de arroyos en la cuenca del río Luján y Casset *et al.* (2001) describen su dinámica poblacional y su asociación a las macrofitas sumergidas y el fitobentos.

El objetivo del presente trabajo fue estudiar la composición química del anfípodo *Hyaella curvispina* a lo largo del año en un manchón de macrófitas del arroyo Las Flores (cuenca del río Luján). Se discuten además las relaciones entre los cambios en la composición química de esta especie y su dinámica poblacional.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de muestreo

El muestreo se desarrolló entre septiembre de 2000 y noviembre de 2001 en el arroyo Las Flores. Este arroyo recibe escasa influencia humana ya que no existen industrias ni centros urbanos importantes sobre su cuenca de drenaje y la mayoría de los terrenos que lo rodean se dedican a la cría de caballos; sus aguas son utilizadas como potables por algunos habitantes de la zona. El arroyo Las Flores presenta un curso permanente; es afluente de segundo orden del río Luján (Figura 1) y está ubicado en 59°07'O y 34°29'S, con un recorrido aproximado de 20 km. Regionalmente se lo considera un arroyo de un nivel intermedio de eutrofia (Feijóo *et al.*, 1999; Giorgi *et al.*, 2000; Casset *et al.*, 2001). El cauce, casi léntico, presenta algunas zonas más rápidas; su ancho varía entre 0.6 y 11 m y su profundidad no excede los 2 m, aún en momentos de creciente. Registra velocidades de corriente de hasta 1 m/s dependiendo de la cantidad de lluvia caída (Gantes & Tur, 1995).

Las muestras se tomaron en un pequeño ambiente situado a 3 km aguas debajo de las nacientes del arroyo (Figura 1); la profundidad en el sitio de muestreo varía entre 0.3 y 0.5 m, y existe allí una rica comunidad de macrófitas (*Potamogeton* sp., *Rorippa nasturtium aquaticum*, *Egeria densa*, *Ludwigia* sp.) cuya estructura se ve modificada con la variación de la velocidad del agua (Gantes & Tur, 1995). Estas plantas influyen tanto en el ordenamiento de la comunidad de perifiton y en el sedimento como también en el fitobentos como fuente de alimento y refugio (Giorgi & Tiraboschi, 1999; Casset *et al.*, 2001).



Figura 1. Ubicación del punto de muestreo en el Arroyo Las Flores. La caja indica la ubicación aproximada del arroyo en la provincia de Buenos Aires.

Muestreo y tratamiento de datos

Se tomaron muestras mensuales en varios puntos al azar de la zona elegida, hasta obtener un número grande de anfípodos. Cada muestra mensual se obtuvo mediante el lavado de diferentes plantas acuáticas sobre un tamiz de malla fina (500 μ m); la muestra obtenida se trasladó hasta el laboratorio en un poco de agua del mismo arroyo.

Bajo microscopio estereoscópico Wild (aumento: 10x) se separaron en primera instancia, las dos especies de anfípodos presentes en la zona: *Hyaella curvispina* y *Hyaella pseudoazteca* y luego se separaron los ejemplares por estadio en machos, hembras maduras no ovígeras, hembras ovígeras y juveniles, registrando el número de individuos en cada caso. También se tomó el peso seco en balanza electrónica Mettler H35AR (sensibilidad: 0.0001 g) dejándolos, previamente, 24 horas en estufa a 60° C. Se los conservó en freezer a -20° C hasta el momento de la extracción. Por último se estimaron proteínas y lípidos totales por estadio. Para ello se utilizó la técnica de extracción de proteínas que proponen Meyer y Walther (1988). Para los lípidos, en cambio, se siguió el método cloroformo-metanol (2:1) utilizado por varios autores: Rakusa-Suszczewski & Dominas (1974), Scott (1980), Gardner *et al.* (1985), Schmid-Araya (1992), Hill *et al.* (1992) y Nalepa *et al.* (2000). En el caso de las proteínas, el contenido en las muestras se mide espectrofotométricamente; en cambio el contenido de lípidos se calcula por diferencia de pesos antes y después de la extracción.

RESULTADOS

La población del anfípodo *Hyaella curvispina* presenta mayor abundancia en primavera,

entre los meses de octubre y diciembre, en asociación con la mayor biomasa de fitobentos en el arroyo, resultado coincidente con lo que observan Casset *et al.* (2001).

La máxima proporción de lípidos coincide con los meses de mayor reproducción (septiembre y octubre) en contraposición a las proteínas que se mantienen bajas en dichos meses y en todos los estadios (Figura 2 y 3).

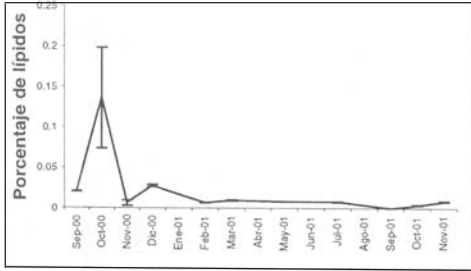


Figura 2. Lípidos en hembras de *Hyalella curvispina*.

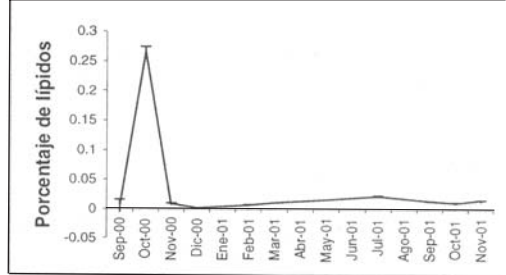


Figura 3. Lípidos en machos de *Hyalella curvispina*.

Algo similar ocurre con el porcentaje de proteínas que es mayor en julio mientras que los lípidos son bajos, también para todos los estadios (Figuras 4 y 5).

El porcentaje de proteínas en el cuerpo de este anfípodo varió entre un 17,7 % de promedio anual para los machos y un 74,2 % de promedio anual para los juveniles. Las proporciones de lípidos son mucho menores y van desde 0.5 mg/gPS en juveniles a 340 mg/gPS en machos.

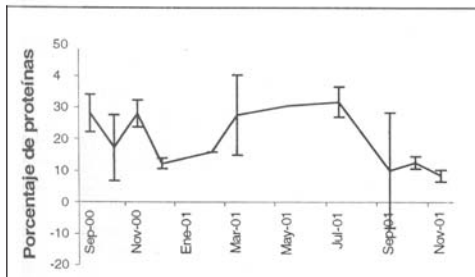


Figura 4. Proteínas en hembras de *Hyalella curvispina*.

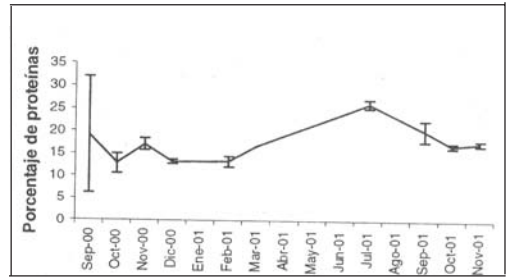


Figura 5. Proteínas en machos de *Hyalella curvispina*.

DISCUSIÓN

La mayor densidad de *Hyalella curvispina* dada en los meses de primavera, declina posteriormente y se mantiene baja durante todo el invierno, esto coincide con la abundancia de fitobentos durante el año que, como es su principal alimento, nos indica la dependencia de él que tienen los anfípodos (Giorgi & Tiraboschi, 1999; Casset, 2001). Lo mismo puede observarse en otras especies como *Hyalella azteca* en Canadá (Wen, 1992), que alcanza su pico de abundancia en junio (fines de primavera para el hemisferio norte) y luego baja. En Dinamarca, *Gammarus pulex* (Mortensen, 1982) presenta su mayor concentración un poco más tarde, en septiembre (fines de verano) y la menor en mayo (mediados de primavera).

Los lípidos son frecuentemente almacenados por los animales para proveer energía durante los períodos donde el alimento es escaso, o bien cuando las demandas metabólicas son relativamente altas (Hadley, 1985). Los invertebrados marinos también guardan lípidos para la reproducción o en respuesta a factores físicos externos (Lawrence, 1976). Esto se cumple para *Hyalella curvispina* ya que se comprobó que el mayor porcentaje de lípidos está directamente asociado con la reproducción y ésta, además, con el fitobentos que es el alimento de la especie. La concentración de lípidos ocurre en primavera, perdiendo esas reservas a medida que avanza el año y llegando a un valor mínimo en invierno, a la vez que las proteínas alcanzan su máximo. Esto mismo se puede observar en otras especies de anfípodos como *Paramoera walkeri* (Raku-

sa-Suszczewski & Dominas 1974), *Gammarus oceanicus* y *Echinogammarus marinus* (Clarke *et al.*, 1985), *Monoporeia affinis* (Hill *et al.*, 1992) y *Diporeia* spp. (Nalepa *et al.* 2000). En *Pontoporeia femorata* (Hill *et al.*, 1992) en cambio, los lípidos se mantienen más o menos estables durante todo el año gracias a su menor actividad y costo metabólico.

No parece haber diferencias importantes entre los dos sexos para la acumulación de lípidos, aunque el muestreo de hembras ovígeras fue algo pobre y no arroja resultados concluyentes para ese estadio.

En definitiva podemos decir que *H. Curvispina* en el ambiente estudiado acumula lípidos en proporción a la oferta estacional que tiene de alimento. Esto se manifiesta en ambos sexos y no parece haber un efecto umbral en relación con la reproducción.

BIBLIOGRAFÍA

- Casset, M. A.; Momo, F. R. y A. D. N. Giorgi. 2001. Dinámica poblacional de dos especies de anfípodos y su relación con la vegetación acuática en un microambiente de la cuenca del río Luján (Argentina). *Ecología Austral* 11: 79-85.
- Cavalieri, F. 1959. Una nueva especie de anfípodo de agua dulce (Crustacea: Amphipoda). *Physis* 21 (4): 278-288.
- Cavalieri, F. 1968. *Hyalella pampeana* sp. nov., una nueva especie de anfípodo de agua dulce (Gammaridea: Hyalellidae). *Neotrópica* 14 (45): 107-117.
- Clarke, A.; A. Skadsheim & L. J. Holmes. 1985. Lipid biochemistry and reproductive biology in two species of Gammaridae (Crustacea: Amphipoda). *Marine Biol.* 88: 247-263.
- Feijoó, C. S.; A. D. N. Giorgi; M. E. García & F. R. Momo. 1999. Temporal and spatial variability in streams of a Pampean basin. *Hydrobiologia* 394 (1): 41-52.
- Gantes H. P. & N. M. Tur. 1995. Variación temporal de la vegetación en un arroyo de llanura. *Rev. Bras. Biol.* 55 (2): 259-266.
- García Gonzáles, P. & M. E. Souto. 1987. Estudio experimental sobre apareamiento y especificidad sexual en *Hyalella curvispina* (Amphipoda). *Hidrobiología* 6: 1-10.
- Gardner, W S; Frez, WA; Cichocki, EA & Parrish, CC. 1985. Micromethod for lipids in aquatic invertebrates. *Limnology and Oceanography* 30: 1099-1105.
- Giorgi, A. D. N.; G. Poncio; F. Dutweiler; F. Martinelli & C. Feijoó. 1996. Variación estacional de la abundancia de moluscos y anfípodos en un arroyo de llanura. Pp. 36-37 en: *VI Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales*, Santa Rosa, Argentina.
- Giorgi, A. D. N. & B. Tiraboschi. 1999. Evaluación experimental del efecto de dos grupos de macroinvertebrados (anfípodos y gasterópodos) sobre algas epífitas. *Ecología Austral* 9 (1): 35-44.
- Giorgi, A. D. N.; M. E. García; C. Feijoó; W. O. Cuevas & A. Gómez Vázquez. 2000. Estudio comparativo de los principales arroyos afluentes del río Luján (Argentina). En Péfaur, J.E. (ed.). *Ecología Latinoamericana. Actas del III Congreso Latinoamericano de Ecología*. Editorial Universidad de Los Andes. Mérida. Pp.: 99-105.
- Grosso, L. E. & M. Peralta. 1999. Anfípodos de agua dulce sudamericanos. Revisión del género *Hyalella* Smith. *Acta Zoológica Lilloana* 45 (1): 79-98.
- Hadley, N. F. 1985. The adaptive role of lipids in biological systems. Wiley.
- Hill, C.; M. A. Quigley; J. F. Cavaletto & W. Gordon. 1992. Seasonal changes in lipid content and composition in the benthic amphipods *Monoporeia affinis* and *Pontoporeia femorata*. *Limnol. Oceanogr.* 37 (6): 1280-1289.
- Klages, M. & J. Gutt. 1990a. Observations on the feeding behaviour of the Antarctic Gammarid *Eusirus perdentatus* Chevreux, 1912 (Crustacea: Amphipoda) in aquaria. *Polar Biol.* 10: 359-364.
- Lawrence, J. M. 1976. Patterns of lipid storage in post-metamorphic marine invertebrates. *Am. Zool.* 16: 747-762.
- Lopreto, E. 1982. Contribución a la biología del anfípodo dulceacuicola *Hyalella pampeana* Cavalieri. *Neotrópica* 28 (80): 97-101.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona. 1010 pp.
- Meyer, E. & A. Walther. 1988. Methods for the estimation of protein, lipid, carbohydrate and chitin levels in fresh water invertebrates. *Arch. Hydrobiol.* 113 (2): 161-177.
- Mortensen, E. 1982. Production of *Gammarus pulex* L. (Amphipoda) in a small Danish stream. *Hydrobiologia* 87: 77-82.
- Muskó, I. B. 1992. Amphipoda species found in Lake Balaton since 1897. *Miscnea. Zool. Hung.* 7: 59-64.
- Nalepa, T. F.; D. J. Hartson; J. Buchanan; J. F. Cavaletto; G. A. Lang & S. J. Lozano. 2000. Spatial variation in density, mean size and physiological condition of the holarctic amphipod *Diporeia* spp. in Lake Michigan. *Freshwater Biology* 43: 107-119.
- Parsons, J. K. & R. A. Matthews. 1995. Analysis of the associations between macroinvertebrates and macrophytes in a freshwater pond. *Northwest Science* 69 (4): 265-275.
- Poi de Neif, A. 1992. Invertebrados asociados a los macrófitos sumergidos de los esteros del Iberá (Corrientes, Argentina) *Ambiente Subtropical* 2: 45-63.
- Rakusa-Suszczewski, S. & H. Dominas. 1974. Chemical composition of the Antarctic Amphipoda *Paramoera walkeri* Stebbing and chromatographic analysis of its lipids. *Pol. Arch. Hydrobiol* 21 (2): 261-268.
- Schmid-Araya, J. M. 1992. The biochemical composition and calorific content of a rotifer and its algal food: comparison of a two stage chemostat and batch culture. *Oecologia* 92: 327-338.
- Scott, J. M. 1980. Effect of growth rate of the food alga on the growth/ingestion efficiency of a marine herbivore. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 60: 681-702.
- Thurston, M. H. 1970. Growth in *Bovallia gigantean* (Pfeffer) (Crustacea, Amphipoda). Pp. 269-278 en: MW Holdgate (ed). *Antarctic Ecology*. Academic Press, Londres, Reino Unido.
- Wen, Y. H. 1992. Life history and production of *Hyalella azteca* (Crustacea: Amphipoda) in a hypereutrophic prairie pond in southern Alberta. *Can. J. Zool.* 70: 1417-1424.
- Wetzel, G. 1981. *Limnología*. Omega, Barcelona.

VULNERABILIDAD DEL PEJERREY *Odontesthes bonariensis* A LA PESCA DEPORTIVA, EN FUNCIÓN DE SU CONDICIÓN

D. COLAUTTI⁽¹⁾, M. REMES LENICOV⁽¹⁾ Y G. BERASAIN

Subsecretaría de Actividades Pesqueras, Dir. Provincial de Actividades Pesqueras, Dir. de Desarrollo pesquero,
Depto de Explotación Comercial ⁽¹⁾ y Deto. de Desarrollo y Tecnología Pesquera.
dariocolautti@infovia.com.ar

RESUMEN

El pejerrey, es la especie dulceacuícola de mayor importancia en la Provincia de Buenos Aires. Desde hace tiempo la Subsecretaría de Actividades Pesqueras a través de sus áreas específicas viene realizando esfuerzos tendientes a obtener y mejorar criterios o herramientas que optimicen el manejo y aprovechamiento de este recurso. Las actividades extractivas de esta especie se efectúan bajo determinadas pautas, pero en escasas oportunidades se ha evaluado la vulnerabilidad de los componentes de cada población a las modalidades de pesca. En este trabajo se analizó y comparó la condición (peso relativo) de pejerreyes capturados simultáneamente en muestreos con redes agalleras y caña (cinco lagunas) y con trampa y redes agalleras (dos lagunas). Por otra parte, en una laguna de uso exclusivamente deportivo se realizó un seguimiento de la pesca deportiva (30 torneos con 70 participantes c/u) y de la población (muestreos bimestrales) durante cinco años. Se estimó la vulnerabilidad anual promedio del pejerrey a la pesca deportiva como el cociente entre la captura anual promedio por pescador y la captura anual promedio por unidad de esfuerzo de trampa, y se lo relacionó con la condición anual promedio de los peces utilizando una regresión no lineal. Los resultados demostraron que en cuatro casos los peces capturados con caña tuvieron una condición significativamente menor a la de los pescados con redes y que en un caso no se detectó diferencia (prueba t; $p < 0,05$) mientras que no hubo diferencias entre los capturados con redes agalleras y trampas. En todas estas lagunas, los valores máximos de condición siempre correspondieron a los individuos capturados con redes agalleras y los mínimos registrados a los obtenidos con anzuelos. Se comprobó una relación exponencial negativa entre la vulnerabilidad y la condición. Todo esto indica que la susceptibilidad de los individuos a ser capturados por un anzuelo varía de acuerdo a su condición, que cada actividad pesquera produce un efecto diferente sobre la población, que las muestras de desembarque deportivo están sujetas a sesgos vinculados a este fenómeno, que a igual densidad poblacional las capturas por unidad de esfuerzo de pesca deportiva serían mayores cuanto menor sea la condición de los pejerreyes. Se considera que los resultados del trabajo son de importancia para la Subsecretaría de Actividades Pesqueras al momento de trazar pautas de manejo en los ambientes acuáticos bonaerenses.

Palabras Clave: Pejerrey, *Odontesthes bonariensis*, peso relativo, selectividad, pesca deportiva

INTRODUCCIÓN

El pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835), es la especie dulceacuícola de mayor importancia en la Provincia de Buenos Aires. Su pesca se efectúa tanto con fines comerciales como deportivos y ambas actividades extractivas se encuentran reglamentadas en la ley provincial de pesca realizándose además bajo determinadas pautas, establecidas por la Autoridad de Aplicación Provincial, basadas en el conocimiento preexistente y en estudios de casos cuando resulta necesario adecuar las medidas de manejo a situaciones particulares.

Conocer la vulnerabilidad de los individuos a las modalidades de pesca es importante al momento de establecer estrategias de explotación o manejo en un cuerpo de agua, sin embargo, en el caso del pejerrey bonaerense, es poca la literatura existente al respecto. La información existente hasta el momento sobre artes pasivos, se limita al análisis de la selectividad de redes agalleras para la especie (Freyre y Maroñas, 1995; Maroñas y Freyre, 2001) y referencias acerca de la eficiencia del uso de trampas para capturar peces en las lagunas pampásicas (Colautti, 1998). El efecto de la pesca deportiva sobre las poblaciones de pejerrey, así como la vulnerabilidad de los individuos a ser capturados en función de sus características morfométricas, de la oferta alimentaria, y del tipo de artes utilizados también ha sido evaluada en escasas oportunidades. Freyre *et al.* (1993) con datos provenientes de un muestreo, concluyen que las capturas

deportivas de pejerrey eran bajas en la laguna Blanca Grande debido a la excelente condición de los ejemplares y a la abundante oferta de zooplancton. Grosman (1995) a partir de un estudio anual de la dieta del pejerrey establece que el invierno es desfavorable para la especie debido a la disminución del zooplancton y al aumento en la demanda energética que determinan una baja en la condición física y la ampliación del espectro trófico, tornándola vulnerable a la pesca deportiva. Por otra parte, Grosman y colaboradores (1997), encontraron que, en diferentes ambientes lagunares pampásicos las extracciones efectuadas con caña son cuantitativamente relevantes pero de rendimiento variable. Mancini y Grosman (2001) a partir de dos muestreos realizados, antes y después de una temporada de pesca, concluyen que la pesca deportiva además de ser un importante factor de mortalidad en ese caso afectó la dinámica de la población.

El análisis conjunto de los artículos citados da la pauta que tanto la dinámica de las poblaciones como de las pesquerías deportivas de pejerrey tendrían una fuerte dependencia de la composición cuali-cuantitativa de la comunidad zooplanctónica. Si se tiene en cuenta que la estructura, composición y abundancia del zooplancton es el resultado de las condiciones ambientales, calidad y cantidad de los recursos, sumados a la competencia y depredación intra y extrazooplanctónica (De Mott, 1989; Gliwicz y Pijaowska, 1989; Ravera, 1996, José de Paggi y Paggi, 1998) y que en cuerpos de agua con pequeñas dimensiones y escasa profundidad, como la mayoría de las lagunas pampásicas, la estructura de la comunidad planctónica se encuentra relacionada con las inundaciones y las sequías (Heiler *et al.*, 1994; Quintana *et al.*, 1998b; Tockner *et al.*, 1999), es válido suponer que el régimen hidrológico de los cuerpos de agua pampásicos esté condicionando el comportamiento de las pesquerías deportivas de pejerrey.

Los objetivos de este artículo son:

1. Analizar la susceptibilidad del pejerrey a ser capturado por redes agalleras, trampas y pesca deportiva con caña, en función de su condición (peso relativo) en diferentes ambientes de la provincia de Buenos Aires,
2. Interpretar los mecanismos que actúan sobre la vulnerabilidad del pejerrey a la pesca deportiva relacionando la condición de los pejerreyes, la disponibilidad numérica de zooplancton y los registros pluviométricos a partir de un estudio limnológico pesquero de cinco años de duración en la laguna de Lobos.
3. Evaluar los efectos de estas variables sobre la dinámica de la población y la pesquería deportiva en una escala supranual.

METODOLOGÍA

Para el desarrollo del trabajo se efectuaron muestreos puntuales, de una jornada de duración en cinco lagunas pampásicas, pescando simultáneamente con artes pasivos (dos trenes de redes agalleras) y tres pescadores con caña, en las lagunas Chascomús y Vitel del Partido de Chascomús, Cochicó del Partido de Guaminí, Chasicó del Partido de Villarino y Monte del Partido de San Miguel del Monte. En las lagunas Vitel, de Gómez (Pdo. de Junín) y de Norris (Pdo. de San Cayetano) se realizó un muestreo de pesca simultánea con dos artes pasivos diferentes, redes agalleras y trampas (Colautti, 1998). Estas tareas fueron llevadas a cabo durante el desarrollo de muestreos realizados en el marco del Programa de estudios biológico-pesqueros que ejecuta la Dirección de Desarrollo Pesquero.

En la laguna de Lobos (Pdo. de Lobos), de uso exclusivamente deportivo, se realizó un seguimiento de la pesca deportiva (30 torneos con 70 participantes cada uno) y de la población realizando muestreos de peces con periodicidad bimestral utilizando trampas durante cinco años.

A los pejerreyes capturados por cada arte, se procedió a medirles la Longitud estándar (Lst), con precisión de 1 mm; el peso total con precisión de 1 g y se determinó el sexo. Con esta información se estimó la condición de los individuos utilizando el peso relativo (Wege and Anderson, 1978) cuya ecuación para el pejerrey pampásico se desarrolló a partir de aproximadamente 30000 pares de datos de longitud y peso provenientes de 68 ambientes lagunares, siguiendo la metodología propuesta por Murphy *et al.* (1990). La fórmula obtenida fue la siguiente:

$$W_r = W/4,886E^{-6}Lst^{3,179}$$

Donde: W_r = peso relativo; W = peso observado y Lst = Longitud estándar observada.

Se eligió este índice porque a diferencia de otros posee atributos que posibilitan el uso de estadísticos para efectuar comparaciones no sesgadas entre la condición de peces de diferentes tamaños, provenientes de distintas muestras o poblaciones.

Para cada población se comparó, dentro del mismo intervalo de talla, la condición promedio de los individuos capturados con cada arte mediante test t.

En el caso de Lobos se estimó la captura por unidad de esfuerzo de trampa por muestreo (CPUEt) como el promedio de pejerreyes capturados con todas las trampas tendidas en dicha oportunidad y estandarizado a 12 horas de pesca. La captura por unidad de esfuerzo de caña (CPUEc) se calculó como las capturas promedio por caña por hora en cada torneo. Posteriormente se estimaron las CPUE promedio anuales para cada tipo de arte. Asumiendo que la CPUEt es un indicador de la densidad poblacional del pejerrey se estimó la vulnerabilidad anual promedio del pejerrey a la pesca deportiva (Vul.Dep.) como el cociente entre CPUEc y CPUEt, y se lo relacionó con la condición anual promedio de los peces utilizando una regresión no lineal. Finalmente se profundizó el análisis evaluando la relación existente entre el peso relativo de los peces, con la abundancia anual promedio de individuos zooplanctónicos, sin considerar a los rotíferos dada su escasa importancia en la dieta de pejerreyes adultos (Colautti y Remes Lenicov 2000) y con el régimen pluvial de la cuenca que determina las variaciones más importantes en los niveles hidrométricos y la tasa de recambio de la masa líquida de la laguna de Lobos (Boltovskoy *et al.*, 1990).

RESULTADOS

Los resultados (Tabla 1) demuestran que en las pescas simultáneas de redes agalleras y trampas no hubo diferencias significativas entre la condición de los pejerreyes capturados ($p > 0,05$). Contrariamente en cuatro de los casos en que se pescó con redes agalleras y caña, los peces capturados con este último arte mantuvieron una condición significativamente menor que aquellos pescados con redes. Sólo en el caso de la laguna de Chasicó no se detectaron diferencias

Tabla 1. Peso relativo promedio ($W_{r_{prom}}$), con su varianza ($W_{r_{var}}$), valor máximo ($W_{r_{max}}$) y valor mínimo ($W_{r_{min}}$) y cantidad de peces capturados (N), discriminados por laguna y arte de pesca. Significancia estadística del Test de student (p).

Lugar	Arte	$W_{r_{prom}}$	$W_{r_{var}}$	$W_{r_{max}}$	$W_{r_{min}}$	N	p
Vitel	Agalleras	95,41	29,03	123,69	80,43	103	0,17
	Trampa	93,78	37,79	118,09	82,03	45	
Gómez	Agalleras	96,82	43,10	129,82	79,33	52	0,57
	Trampa	97,88	39,77	110,31	84,84	58	
De Norris	Agalleras	103,03	64,36	133,76	73,07	66	0,18
	Trampa	100,45	82,07	117,88	83,56	31	
Cochicó	Caña	98,74	48,72	109,48	82,61	41	<0,001
	Agalleras	102,98	49,02	121,63	83,41	130	
Chascomús	Caña	95,39	48,46	107,77	81,72	46	<0,001
	Agalleras	101,97	46,21	121,61	87,14	122	
Monte	Caña	88,08	50,60	109,29	70,82	91	<0,001
	Agalleras	94,39	66,16	114,00	72,33	116	
Vitel	Caña	93,78	37,79	107,95	81,36	35	0,039
	Agalleras	96,02	35,64	118,09	82,03	130	
Chasicó	Caña	98,30	68,89	117,55	79,24	81	0,05
	Agalleras	96,39	48,03	113,98	76,04	195	

significativas en la condición promedio de los peces (prueba t; $p < 0,05$). En todas las lagunas excepto Chasicó, los valores máximos de condición siempre correspondieron a los individuos capturados con redes agalleras y los mínimos registrados a los obtenidos con anzuelos. Este fenómeno fue una constante independiente de la condición general de los componentes de las poblaciones estudiadas. Las discrepancias encontradas en Chasicó podrían vincularse a las características fisonómicas y limnológicas particulares de la laguna que condicionan la operatividad de los artes e introducen mayor error en las muestras.

El seguimiento realizado en la laguna de Lobos demostró que los promedios de las capturas por unidad de esfuerzo de los muestreos y de la pesca deportiva no tuvieron el mismo patrón de cambio (Figura 1), mientras la primera presentó un descenso exponencial, indicando la disminución de la densidad poblacional, la CPUEc aunque también disminuyó paulatinamente lo hizo de manera lineal. Si bien es lógico que el descenso en la abundancia de peces implique la misma tendencia para las capturas deportivas, los patrones de cambio diferentes seguidos por ambas CPUE indican que la influencia de otros factores determinaron un aumento en la vulnerabilidad a la pesca deportiva a medida que la densidad poblacional disminuyó (Figura 1).

Al testear la hipótesis de que la vulnerabilidad a la pesca deportiva en la laguna de Lobos había respondido a la condición promedio de los pejerreyes en cada año, se halló que ambas variables estaban significativamente correlacionadas y que en ese sentido los descensos registrados en la condición de los ejemplares de la población habían implicado un incremento exponencial en la susceptibilidad de los mismos a ser capturados por artes de pesca deportivos (Figura 2).

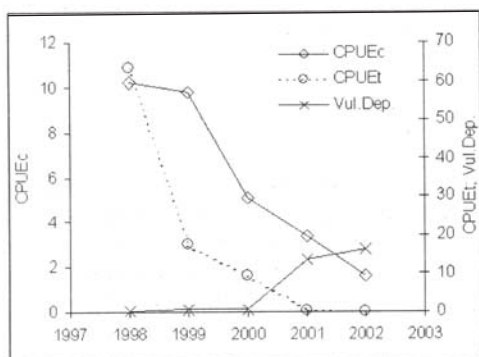


Figura 1. Relaciones entre las capturas por unidad de esfuerzo de caña, trampa y la vulnerabilidad a la pesca deportiva.

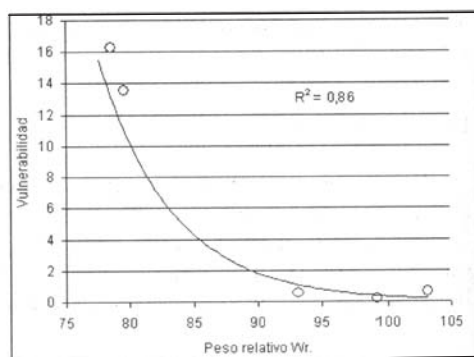


Figura 2. Relación entre la Vulnerabilidad y el Peso relativo.

Al correlacionar la condición de los pejerreyes con la abundancia total de individuos de la comunidad zooplanctónica (Figura 3), se encontró una relación altamente significativa entre ambas variables. Esto confirma la estrecha dependencia trófica del pejerrey y provee argumentos para explicar los cambios registrados en la vulnerabilidad que se incrementaba a medida que la densidad total de individuos zooplanctónicos decrecía en el tiempo junto con la condición de los pejerreyes. También fue significativa la correlación negativa hallada entre la condición y las precipitaciones totales registradas para cada año (Figura 3). Las fluctuaciones medidas en el nivel hidrométrico de la laguna de Lobos estuvieron íntimamente ligadas con el régimen pluvial de la región ($r = 0.77$).

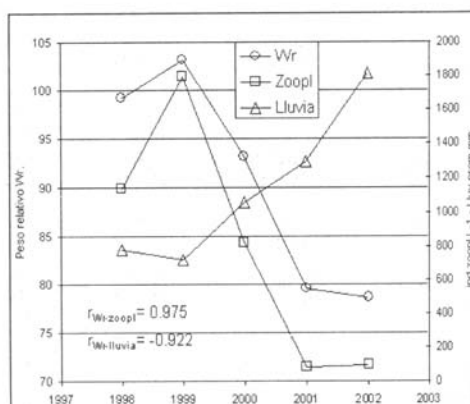


Figura 3. Relación entre el Peso relativo, el zooplankton y el régimen pluvial.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El pejerrey es un pez zooplanctófago que en momentos de escasez de este recurso alimentario es capaz de explotar otras comunidades acuáticas (Ringuelet, 1942; Destefanis y Freyre, 1972; Ringuelet *et al.*, 1980; Escalante, 1985; Aquino, 1991; Grosman, 1995; Colautti y Remes Lenicov, 2000). Los primeros en relacionar el rendimiento de la pesca deportiva de pejerrey con la abundancia de zooplancton fueron Freyre *et al.* (1993) quienes al estudiar un ambiente densamente poblado de pejerreyes, concluyen que las capturas deportivas eran escasas debido a la alta disponibilidad de zooplancton. Grosman (1995) a partir del análisis estacional de la dieta del pejerrey detecta que la especie amplía su espectro trófico y disminuye su condición física durante el invierno debido al natural descenso cíclico del plancton, al aumento de los requerimientos energéticos de la especie o a la combinación de ambos fenómenos. Concluye que el invierno es un período desfavorable para la especie y que la marcada estacionalidad de la temporada de pesca deportiva del pejerrey está condicionada por los factores mencionados ya que coincide con los momentos en que la especie tomaría las carnadas como un sustituto del zooplancton.

Los resultados obtenidos en este trabajo, coinciden con lo postulado por los autores citados y también demuestran que dentro de una misma población, la propensión a tomar las carnadas es mayor en los individuos en peor condición. Esto genera un efecto de extracción selectiva, de naturaleza diferente al descripto para las redes agalleras que se utilizan en la pesca científica y comercial de la especie (Freyre y Maroñas, 1995; Maroñas y Freyre, 2001). Por ello ambas actividades pesqueras cuando operan sobre una población generan impactos diferentes. Dado que las capturas con anzuelo son función de la condición particular de los individuos, las muestras de desembarque deportivo, al igual que las obtenidas con redes agalleras, están sujetas a sesgos vinculados a la selectividad del arte. En este sentido, las estructuras de talla y la CPUEc obtenidas a partir de muestreos con caña, deben considerarse como el resultado de la aplicación de este método de pesca y no una imagen fiel de la población. Conforme a los resultados, a igual densidad poblacional, las capturas por unidad de esfuerzo de pesca deportiva deberían ser mayores cuanto menor sea la condición general de la población de pejerreyes, y a su vez la extracción se concentrará sobre la fracción de peces en peor estado físico. Por lo tanto el uso generalizado de la CPUEc como un índice de densidad poblacional tal cual proponen Malvestuto (1996) y Flickinger *et al.* (1999), en el caso del pejerrey es inapropiado. Sin embargo la CPUEc puede ser utilizada como una medida de la satisfacción que obtiene un pescador deportivo durante una jornada de pesca en determinado ambiente. Lo descripto demuestra que las poblaciones de pejerrey representan una excepción a la regla y que la desatención a este fenómeno puede acarrear serias consecuencias sobre el manejo sustentable de sus pesquerías. No obstante, si la CPUEc es considerada como un índice de satisfacción, se pueden evitar estos efectos y convertir al mencionado índice en una potente herramienta de diagnóstico para ajustar las pautas que propicien el aprovechamiento sostenido de las pesquerías deportivas de pejerrey.

Un ejemplo concreto de lo que se postula es lo observado en la laguna de Lobos, donde a partir de un seguimiento durante cinco años pudo demostrarse que el progresivo deterioro en la condición de los ejemplares produjo un incremento exponencial de su vulnerabilidad a la pesca deportiva la cual determinó una disminución con igual tendencia en la densidad poblacional de la especie. De acuerdo con los resultados, este proceso estuvo altamente influenciado por los cambios registrados en el régimen hídrico de la laguna durante el período estudiado el cual se inició luego de una sequía máxima para la región (Colautti *et al.*, 1998) y abarcó años de baja precipitación (1998-1999) y de inundación (2001-2002). Ravera (1996) determinó que en lagos bajos de norteamérica los eventos meteorológicos producen las mayores disminuciones en la abundancia en las poblaciones zoo y fitoplanctónicas; Boltovskoy y colaboradores (1990) establecieron que en el caso particular de la laguna de Lobos, las precipitaciones abundantes provocan una inversión temporaria en el gradiente de salinidad, una disminución en el pH y conductividad, aumento en la transparencia y profundos cambios en la composición del plancton. Indudablemente la progresiva disminución de la abundancia zooplanctónica observada en la laguna

de Lobos desde el mes de mayo de 2000 hasta el último muestreo del año 2002, estuvo íntimamente relacionada con el efecto de lavado y dilución que produjeron las intensas lluvias registradas en la cuenca.

La disminución exponencial de la densidad poblacional del pejerrey antes señalada se hallaba enmascarada por el paulatino incremento de la vulnerabilidad. En otras palabras, en 1998 la abundancia de pejerrey era elevada, pero la predisposición de la especie a tomar la carnada fue menor que en los años siguientes cuando comenzó a escasear el alimento natural. Debido a esto las capturas con caña se mantuvieron elevadas hasta el invierno de 2000 a pesar de que la población disminuía. Durante 2001 y 2002, aunque los pejerreyes mostraron la peor condición registrada y su vulnerabilidad era máxima, las capturas deportivas resultaron escasas porque la población se encontraba numéricamente deprimida.

En definitiva, las abundantes precipitaciones ocurridas en la cuenca provocaron variaciones en el nivel hidrométrico y tasa de recambio de la laguna, determinando cambios en las propiedades físico-químicas del agua, la estructura y densidad de la comunidad zooplanctónica, y la condición y vulnerabilidad a la pesca deportiva de los pejerreyes. La extensión en el tiempo de los muestreos realizados en la laguna de Lobos permitió registrar una vez más el grado de inestabilidad física, química y biológica propio de los cuerpos de agua pampásicos, pero además puso en evidencia la existencia de patrones de cambio supranuales en la dinámica de las pesquerías deportivas de pejerrey, regidos por fenómenos meteorológicos y modulados por factores bióticos. El impacto producido por la actividad pesquera sobre la laguna de Lobos constituye un claro ejemplo de la relación intrínseca existente entre estas variables y demuestra además que la pesca deportiva puede agotar el stock de una población si la condición de los pejerreyes cae por debajo de ciertos valores críticos.

BIBLIOGRAFÍA

- Aquino, A. E. 1991. Alimentación del pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Osteichthyes; Atherinidae) en el embalse el Cardillal (Tucumán, Argentina). *Biología Acuática* 15 (2): 176-177.
- Boltovskoy, A.; A. Dippolito; M. Fogetta; N. Gómez & G. Alvarez. 1990. La laguna de Lobos y su afluente: Limnología descriptiva, con especial referencia al plancton. *Biología Acuática* 14: 1-38.
- Colautti, D. C. 1998. Sobre la utilización de trampas para peces en las lagunas pampásicas. *Revista de Ictiología* 6(1/2):17-23, 1998.
- Colautti, D.; M. Remes Lenicov; N. Gómez y C. Claps. 1998. Mortandad de peces en el Arroyo San Miguel (Partido de Pila, provincia de Buenos Aires). *Gayana Zoológica* 62 (2) 191-197p.
- Colautti, D. y M. Remes Lenicov. 2000. Primeros resultados sobre cría de pejerreyes (*Odontesthes bonariensis*) en jaulas, Crecimiento, supervivencia, producción y alimentación. En: Fundamentos Biológicos, Económicos y Sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Ed. Fabián Grosman. 212p.
- De Mott, W. R. 1989. The role of competition in zooplankton succession. P. 195-252. En: U. Sommer (ed). *Plankton Ecology*. Springer-Verlag.
- Destefanis, S. U. & L. R. Freyre, 1972. Relaciones tróficas de los peces de la Laguna de Chascomús con un intento de referenciación ecológica y tratamiento bioestadístico del espectro trófico. *Act. Zool. Lilloano T XXIX*, 17-33.
- Escalante, A. H. 1985. Alimentación del pejerrey *Basilichthys bonariensis bonariensis* (Osteichthyes: Atherinidae) del Embalse de Río Tercero, provincia de Córdoba. *Neotrópica*, 31 (85); 22-26.
- Flickinger S., F. Burlow and D. Willis. 1999. Small impundenents. Pag. 561-584. En: C. C. Kohler & W. A. Hubert, Editors. *Inland Fisheries Management in North America*, 2nd edition. American Fisheries Society Bethesda, Maryland.
- Freyre, L.; E. Sendra; G. Alvarez; D. Colautti y M. Lagrifa. 1993. Relevamiento pesquero de la laguna Blanca Grande Pdo de Olavarría Pcia de Buenos Aires. *Aquatec*, Boletín técnico N°1: 1-9 La Plata, Argentina.
- Freyre, L. y M. Maroñas. 1995. Estimación de la selectividad de redes de espera, para el pejerrey bonaerense, según las principales características de construcción del arte. *Gayana Oceanol.* 3(2): 41-52.
- Gliwicz, Z. M. Y y J. Pijawowska. 1989. The role of predation in zooplankton succession. P. 253-296. En: U. Sommer (ed). *Plankton Ecology*. Springer-Verlag.
- Grosman, F. 1995. Variación estacional en la dieta del pejerrey *Odontesthes bonariensis*. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 26 (1): 9-18.
- Grosman, F.; M. Mancini y F. Peluso. 1997. Cosecha de peces en pesquerías deportivas instaladas en lagunas pampásicas. Resúmenes del II Congreso Argentino de Limnología. Buenos Aires, pp.84
- Heiler, G.; T. Hein & F. Scheimer. 1994. The significance of hydrobiological connectivity for limnological processes in Danubian backwaters. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 25, 1674-1679.
- José de Paggi, S. y J. C. Paggi. 1998. Zooplankton de

- ambientes acuáticos con diferente estado trófico y salinidad. *Neotrópica* 44 (111-112), 95-106.
- Malvetusto, S. P. 1996. Sampling the recreational creel. Pág. 591-620. En: B. R. Murphy & W. Willis Editors. Fisheries Techniques, 2nd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Mancini, M. y F. Grosman. 2001. Efecto de la pesca deportiva sobre una población de pejerrey *Odontesthes bonariensis*. Cap XIV Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey.
- Maroñas, M. y L. Freyre. 2001. Ese problema llamado selectividad. El caso de las redes de enmalle. Cap XV Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey.
- Murphy, B.; M. L. Brown and T. A. Springer. 1990. Evaluation of the relative weight (Wr) index with new applications to walleye. *North American Journal of Fisheries Management* 10: 85-97.
- Quintana, X. D.; Moreno-Amich R. & F. A. Comín. 1998b. Nutrient nad plankton dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidences of flooding. Part 1: Differential confinement of nutrients. *J. Plankton Res.* 20: 2089-2107.
- Ravera, O. 1996. Zooplankton and trophic state relationships in temperate lakes. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 54: 195-212.
- Ringuelet, R. A. 1942. Ecología alimentaria del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) con notas limnológicas sobre la laguna de chascomús. *Rev. Mus. La Plata, Sec. Zool.*: 427-461.
- Ringuelet, R. A.; R. Iriart y A. H. Escalante 1980. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bona-riensis bonariensis*, Atherinidae) en Laguna de Chascomús, Bs. As., Arg. Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton. *Limnobiós* 1, (10): 447-460.
- Tockner, K.; D. Pennetzdorfer; N. Reiner; F. Schiemer & J. V. Ward. 1999. Hydrological connectivity and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). *Freshwat. Biol.* 41: 521-535.
- Wege, G. J. & R. O. Anderson. 1978. Relative weight (Wr) : a new index of condition for largemouth bass. Pages 79-91 in G. D. Novinger and J. G. Dillard, editors. New approaches to the management of smallimpoundments. *American Fisheries Society, North Central Division, Special Publication 5*, Bethesda, Maryland.

EVALUACIÓN TOXICOLÓGICA NO INVASIVA DEL CADMIO: MODIFICACIONES DE BIOMARCADORES CONDUCTUALES EN *Cyprinus carpio*

B. L. EISSA¹, A. SALIBIAN^{1,2}, L. FERRARI^{1,2}, P. PORTA³ Y M. BORGNA¹

¹Programa de Ecofisiología Aplicada, Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján, C. C. 221, (B6700ZBA)-Luján; prodea@mail.unlu.edu.ar . ²Comisión de Investigaciones Científicas, Provincia de Buenos Aires, (B1900)-La Plata. ³Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Haedo, (B1706 EAH)-Haedo

RESUMEN

Se describe un dispositivo que permite evaluar simultáneamente varios parámetros conductuales de peces en cautiverio. Se informan los resultados preliminares alcanzados al exponer juveniles (3-4 g) de la carpa común (*Cyprinus carpio*) a dos soluciones subletales de Cd^{2+} (0.3 y 0.5 mg/L), determinándose los cambios en su actividad natatoria (expresada cuantitativamente mediante un Índice de actividad relativa, I_a) y en sus preferencias altitudinal y lateral en los acuarios. La actividad natatoria total se redujo significativamente a la concentración más elevada del metal, retornando a los niveles basales registrados en el período Control luego de transferir los peces a medio sin el metal. La preferencia altitudinal, resultó modificada, encontrándose que los peces expuestos al metal se hallaban la mayor cantidad de tiempo en la capa superior de los acuarios. En cuanto a la preferencia lateral el resultado más importante fue la evidencia de que los mismos peces evitaban la sección correspondiente al sitio de goteo de la solución de Cadmio, sin hallarse un patrón particular de distribución en el resto de las secciones de los acuarios. Los cambios en la actividad natatoria total y en la preferencia altitudinal de los peces fueron reversibles; en cambio, la alteración en la preferencia lateral no se modificó luego del reemplazo de las soluciones de Cd por medios limpios.

Palabras clave: biomarcadores conductuales, comportamiento, actividad natatoria, *Cyprinus carpio*, Cadmio subletal.

INTRODUCCIÓN

El cadmio (Cd) es un metal pesado que ha adquirido una gran importancia toxicológica y ecotoxicológica (WHO, 1992). Ello está asociado al hecho de que la actividad antrópica lo remueve de sus depósitos naturales insolubles distribuyéndolo en los diferentes compartimentos ambientales -aire, tierra, agua- siendo el último, el sitio más importante del depósito final de sus diferentes formas solubles (Nriagu y Pacyna, 1988). Esta dinámica ambiental del metal conlleva la exposición crónica de los organismos, con consecuencias tanto a escala individual como poblacional, como consecuencia de los procesos de bioacumulación. Por ello los impactos son variados, desde los que ocurren a nivel suborganísmico hasta aquellos que se pueden manifestar como alteraciones en el ecosistema (Wright y Welbourn, 1994).

Toxicología del Cadmio

Se conoce que el Cd es un elemento tóxico, cancerígeno, que en muy bajas cantidades afecta mecanismos y funciones fundamentales de diferentes especies, incluidos los humanos, siendo los órganos blanco más importantes el hígado y el riñón. A nivel celular la base de su acción tóxica radica en su interacción con fosfatidiletanolamina y fosfatidilserina; otro aspecto de su toxicidad está vinculado a su interacción con los grupos -SH de macromoléculas y la generación de radicales libres.

Biomarcadores

Los biomarcadores constituyen una herramienta de evaluación de efecto tóxico muy útil en los estudios de evaluación de riesgo toxicológico y ecotoxicológico. El término biomarcador se

refiere a cambios fisiológicos, bioquímicos, histológicos y comportamentales, entre otros, que se pueden detectar como consecuencia del contacto con los xenobióticos, desde el nivel de organización molecular y celular en adelante (Boudou y Ribeyre, 1997). Se reconocen tres principales tipos de biomarcadores: de exposición, de efecto y de susceptibilidad (Lagadic *y col.*, 1997; Porta, 1996).

Los esfuerzos de los científicos se han orientado recientemente en dirección de la identificación de biomarcadores específicos y tempranos de exposición a contaminantes, siendo de particular y creciente interés lo referente a los marcadores de impactos sobre el comportamiento (Cohn y MacPhail, 1996). Las alteraciones conductuales, aunque sean restringidas al nivel de los individuos, también pueden tener consecuencias sobre otros niveles de mayor complejidad.

El comportamiento es una de las más importantes propiedades de la vida animal y juega un rol crítico en las adaptaciones biológicas; es el puente entre los aspectos moleculares y fisiológicos de la Biología y la Ecología y el nexo entre los organismos y el medio, entre el sistema nervioso y el ecosistema. Cabe señalar que muchas respuestas conductuales se manifiestan inmediatamente después de la exposición al contaminante, por lo que pueden considerarse como biomarcadores precoces de exposición.

Biomarcadores en especies acuáticas

Los peces en particular responden a los factores de estrés ambiental por medio de una variedad de mecanismos compensatorios (Wendelaar Bonga, 1997; van der Oost *et al.*, 2003). Numerosos autores han estudiado diferentes aspectos de la actividad natatoria de los peces. En nuestro medio caben mencionar los trabajos recientes de Trenti *y col.* (1999) y de Gómez y Ferriz (2002) quienes se ocuparon de la capacidad de natación de especies pampásicas, evaluándola en términos de su velocidad. Otros autores han informado acerca de los efectos de los xenobióticos sobre dicha actividad (Cohn y MacPhail, 1996; Doving, 1991; Giattina y Garton, 1983). La performance natatoria de los peces es una actividad de los individuos que ha sido utilizada como indicador de estrés subletal asociado a la exposición a sustancias químicas tóxicas (Beitinger y McCauley, 1990; Little y Finger, 1990).

Además, en estudios preliminares realizados en nuestro laboratorio se observó una alteración en el comportamiento alimentario de *Cyprinus carpio* Linné, 1878, expuestos a cadmio. El mismo se manifestó con una reducción en la ingesta y en la producción de heces (Muscatello *et al.*, 2000).

La hipótesis básica de este trabajo es que los peces sometidos al estrés ambiental por exposición al Cd ven afectada su actividad natatoria. En relación con esta hipótesis, el objetivo de este estudio preliminar fue describir un método original que permite estudiar la actividad natatoria de los peces en cautiverio. Se analizaron los cambios producidos por el Cd sobre la actividad total de los animales, registrando simultáneamente otros aspectos tales como su preferencia lateral y altitudinal en los acuarios. Además, se exploró la posibilidad de respuestas dependientes de la concentración del metal así como la reversibilidad de las mismas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Organismo prueba

Los peces utilizados fueron juveniles de *C. carpio* de 3.0 - 4.0 g de peso, obtenidos de un criadero privado de La Plata, sin exposición previa a contaminantes.

Diseño Experimental

Se utilizó un conjunto de 4 peceras en las que se acondicionaron los animales. El dispositivo se basó en el de Shirer *et al.* (1968). El exterior de los acuarios tenía fijados sensores infrarrojos, que emiten señales que permiten el registro de la ubicación espacial del pez mediante coordenadas. Las mismas fueron registradas con una frecuencia de una por segundo, en una computadora

dotada de un sistema de adquisición de datos y recolectada en un *software* desarrollado especialmente. En la Figura 1 se presenta el esquema del dispositivo utilizado. Los datos fueron almacenados en una base para su posterior análisis.

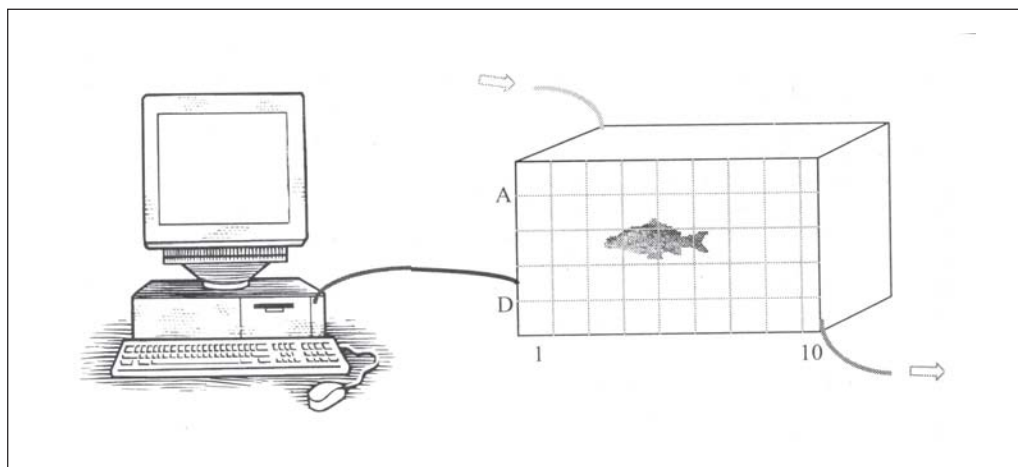


Figura 1. Esquema del dispositivo utilizado en los experimentos de este trabajo. Las flechas indican la dirección de los flujos de soluciones; A corresponde a la franja superficial y D a la más profunda; 1 es la sección en la que gotea las soluciones y 10 es la más alejada del sitio de goteo.

Períodos experimentales

a) Aclimatación

Se colocó un pez en cada pecera, conteniendo agua potable (AP), con aireación y flujo (10 ml/min) continuos durante un período de 7 días; el flujo fue regulado mediante una bomba peristáltica multicanal (Cole Palmer 7553-85). Durante este período los peces fueron alimentados diariamente *ad libitum* con alimento para peces (proteína cruda: 30%; lípidos: 4%; fibras: 5%; humedad: 10%, cenizas: 12%), el fotoperíodo se fijó en 12D:12N y la temperatura en 22 ± 1 °C. Estas condiciones se mantuvieron en los períodos experimentales subsiguientes.

b) Control

Los animales permanecieron en AP.

c) Exposición

El AP fue reemplazado por una solución de Cl_2Cd en AP (AP + Cd). Las concentraciones efectivas de Cd^{+2} utilizadas fueron de 0.3 y 0.5 mg/L.

d) Recuperación

En esta etapa se reemplazaron las soluciones de Cd por AP.

Se efectuaron 6 ensayos, con 3 animales para cada concentración de Cd. Todos los períodos tuvieron una duración de 4 días. Durante su transcurso se ofreció a los animales diariamente una cantidad de alimento equivalente al 2 % del peso corporal. Las peceras estuvieron aireadas en forma continua y los medios se renovaron cada 24 hs. mediante el mismo sistema de *flow-through* indicado en (a). En todos los casos se hicieron muestreos focales de 4 hs. continuas por día (10 am a 2 pm); en ellos se registró la actividad natatoria, la preferencia altitudinal y la lateral. Diariamente se tomaron muestras de las soluciones para la medición de parámetros fisicoquímicos.

Métodos analíticos

Los parámetros determinados fueron: oxígeno disuelto (OD), dureza, pH, temperatura y concentración de Cd. En este último caso las muestras se acidificaron con NO_3H al 60% hasta $\text{pH} \leq 2$ y fueron conservadas refrigeradas hasta su medición.

El OD se determinó mediante un *kit* comercial (Merck 111107) basado en la técnica de Winkler, la dureza total con el *kit* Merck 108039 y el pH en un equipo Orion modelo 701 A. La concentración de Cd^{2+} se determinó en un espectrofotómetro de absorción atómica IL Modelo 457, a 228,8 nm con llama aire-acetileno.

Parámetros comportamentales evaluados

La *actividad total* de cada pez se evaluó a partir de las señales obtenidas en las 4 horas diarias registradas. La misma se expresó como *Índice de Actividad Relativa* (I_a):

$$I_a = \frac{\text{promedio de los movimientos totales del período experimental}}{\text{movimientos totales del día } i}$$

donde i = día de experimentación.

La *preferencia altitudinal* se evaluó determinando el porcentaje de las veces que el animal se encontró en cada uno de los 4 sectores horizontales de las peceras, de 4 cm de espesor (A, B, C y D, desde la superficie al fondo, respectivamente).

Para determinar la *preferencia lateral* se dividió el acuario en 10 franjas o secciones verticales, de 4 cm (de 1 al 10) cada una. La evaluación de este parámetro se efectuó calculando el porcentaje de veces que el pez fue detectado en cada una de esas secciones. El goteo de las soluciones (agua potable o agua potable con Cd) ocurrió a la altura de la sección 1.

Métodos estadísticos

La comparación de los resultados entre pares de grupos experimentales se realizó mediante el análisis de varianza (ANOVA) de una vía (Zar, 1999).

RESULTADOS

Parámetros fisicoquímicos

El OD osciló entre 6.7 - 8.6 mg/L, la dureza entre 0.75 y 0.85 mM CaCO_3 y el pH entre 8.4 - 8.8; la temperatura se mantuvo constante en 22 ± 1 °C. Las concentraciones de Cadmio (en mg/L) en los períodos Control y Recuperación fueron de <0.05 , y en el de Exposición fue de 0.30-0.35 y de 0.45-0.50 respectivamente.

Índice de actividad relativa (I_a)

La actividad natatoria de los animales presentó una gran variabilidad cuantitativa interindividual. Por ello, para poder comparar perfiles de actividad de los diferentes individuos, diseñamos el *Índice de Actividad Relativa* que permite estandarizar los resultados sin condicionarlos a esa variabilidad.

El *Índice* se modificó de manera diferencial según la concentración del metal (Figura 2). Los peces expuestos a 0.3 mg/L Cd^{2+} no manifestaron cambios en la actividad total en ninguno de los tres períodos (Control vs. Exposición, $p = 0.94$; Control vs. Recuperación, $p = 0.74$).

La exposición de las carpas en solución de 0.5 mg/L Cd^{2+} , en cambio, modificó significativamente dicho *Índice* en la dirección de una importante reducción de su actividad total (Control vs. Exposición, $p < 0.001$); el cambio registrado fue reversible (Control vs. Recuperación, $p = 0.34$; Exposición vs. Recuperación, $p < 0.002$).

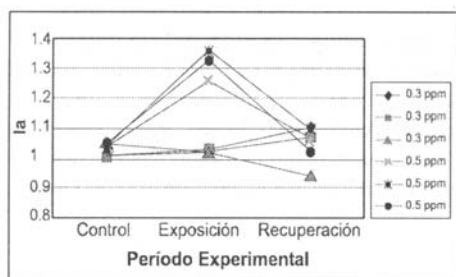


Figura 2. Índices de actividad relativa (I_a) de juveniles de *Cyprinus carpio* ($n = 6$) mantenidos durante 4 días sucesivamente en AP (Control), en dos soluciones de Cd^{2+} (Cadmio) y luego de ser transferidos a AP (Recuperación).

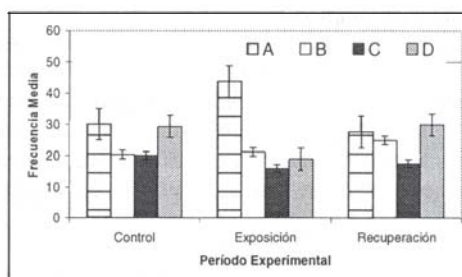


Figura 3. Preferencia altitudinal de juveniles de *Cyprinus carpio* ($n = 3$) mantenidos sucesivamente durante 4 días en AP (Control), en soluciones de 0.5 mg/L Cd^{2+} (Exposición) y luego de ser transferidos a AP (Recuperación). A: capa superficial, B y C: capas intermedias, D: capa inferior. Datos como medias \pm ESM.

Preferencia altitudinal.

En este caso, la tendencia durante el período de Exposición al tóxico en ambas concentraciones demostró, estadísticamente, una preferencia de los peces por la capa superficial de la pecera (A). Su comportamiento en la fase Control fue irregular; durante la Recuperación los animales modificaron el patrón precedente asemejándose al del Control. En la Figura 3 se ilustra el caso de los peces expuestos a 0.5 mg/L Cd^{2+} .

Preferencia lateral

Durante el período de exposición los peces evitaron el sitio de goteo de la solución tóxica (Figura 1, sección 1). Al comparar los valores correspondientes a los extremos de las peceras se observa que esos animales permanecieron la mayor parte del tiempo en el extremo opuesto al sitio de goteo (en la sección 10), siendo la diferencia detectada altamente significativa. Por el contrario, el comportamiento de los peces en la etapas de Control fue comparable en ambos sitios; durante la Recuperación las carpas prefirieron permanecer en el sitio 10 (Figura 4).

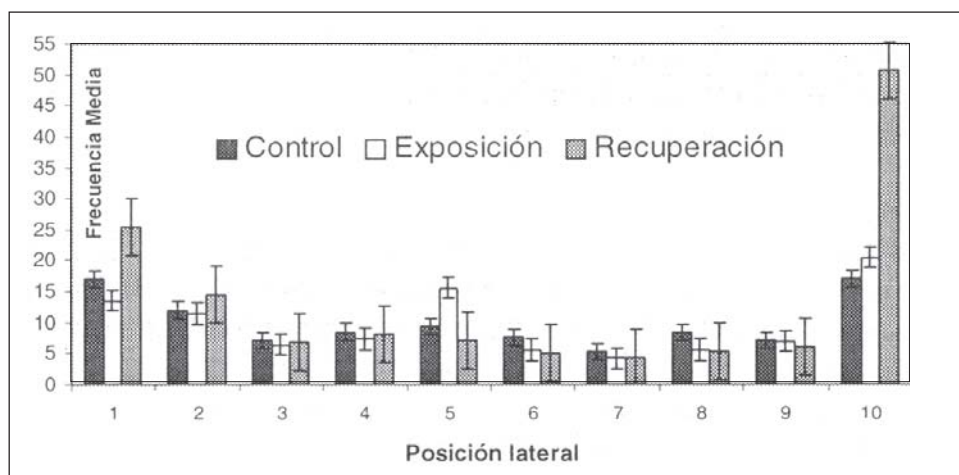


Figura 4. Preferencia lateral de juveniles de *Cyprinus carpio* ($n = 3$) mantenidos sucesivamente durante 4 días en AP (Control), en soluciones de 0.5 mg/L Cd^{2+} (Exposición) y luego de ser transferidos a AP (Recuperación). El punto 1 indica el sitio de goteo de las soluciones. Datos como medias \pm ESM.

DISCUSIÓN

Se presentan los resultados experimentales obtenidos en un dispositivo que permite analizar simultáneamente diferentes aspectos del comportamiento natatorio de formas juveniles de la carpa común (*Cyprinus carpio*), mediante una técnica original no invasiva; el diseño utilizado presenta, además, la ventaja de llevarse a cabo exponiendo a un mismo individuo a diferentes condiciones ambientales siendo, de esa manera, cada uno control de si mismo.

Según su duración, la actividad natatoria de los peces se clasifica en tres categorías: explosiva (< 20 seg), prolongada (entre 20 seg y 200 min) y sostenida (> 200 min) (Beamish, 1978); los resultados presentados en este trabajo se refieren a la segunda de dichas categorías.

Se conoce que la bioacumulación del Cd en solución puede ser influida por diversos factores ambientales como la temperatura y el perfil fisicoquímico del medio; ambos determinan la especiación del metal y de allí su biodisponibilidad y toxicidad (USEPA, 2001). A los efectos de descartar el efecto de variables como las mencionadas que pudieran afectar la *performance* natatoria de los peces, se utilizaron ejemplares de tamaño uniforme y se procuró mantener las condiciones del entorno fisicoquímico controladas dentro de límites estrechos; por la misma razón, el flujo de los diferentes medios experimentales también fue constante a lo largo de los experimentos.

Confirmando observaciones de otros autores (Kolok, 1999) hemos hallado, a pesar de que las variables más importantes estaban controladas, que la actividad natatoria mostró importantes variaciones interindividuales, atentando contra la posibilidad de analizar estadísticamente los resultados de grupos de peces sometidos a las mismas condiciones. Esta circunstancia pudo ser obviada mediante el *Indice de Actividad Relativa*.

Se demostró que la exposición prolongada a dos concentraciones subletales de Cd provocó alteraciones disímiles en la *actividad natatoria total* (Figura 2), la que se apreció significativamente reducida cuando la concentración fue mayor a 0.3 mg/L; cabe señalar que en este caso el cambio detectado en la actividad de las carpas fue reversible.

También se observaron cambios en la *preferencia altitudinal* de los animales (Figura 3): en el período Control los peces permanecieron mayormente en la superficie y el fondo del acuario. En el período de Exposición se manifestó una neta preferencia por permanecer en el sector más superficial del mismo. Posteriormente, en el período Recuperación, el patrón de distribución altitudinal también mostró ser reversible, adoptando uno similar al Control.

En lo referente a la *preferencia lateral* (Figura 4) lo más destacado fue que los animales evitaron la franja de la pecera en la cual se producía el goteo de la solución de Cd. Llamativamente, este comportamiento no fue reversible, acentuándose notablemente en el período de Recuperación.

Se concluyó que el Cadmio es un estresante ambiental que tiene impactos adversos en la actividad natatoria de *C. carpio*, los que resultan concentración-dependientes; dos de los tres parámetros modificados por el metal fueron reversibles.

Estos resultados podrían interpretarse como consecuencia de eventos asociados a una mayor demanda de O₂ por deterioro en los mecanismos de captación del mismo (Espina y *col.*, 2000).

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de Luján por el apoyo económico recibido. También a los profesionales de Ex-Cle S.A. quienes desarrollaron el software y a los Ing. Horacio García y Emiliano Pansechi por su asesoramiento.

BIBLIOGRAFÍA

- Beamish, F. W. H. 1987. Swimming capacity. En: *Fish Physiology*, Vol. 7, Academic Press, New York. 101-187.
- Beitenger, T. L. and W. R. McCauley. 1990. Whole-animal physiological processes for the assessment of stress in fishes. *J. Great Lakes Res.* 16: 542-575.
- Beyers, D. W., J. A. Rice, W. H. Clements, and C. J. Henry. 1999. Estimating physiological cost of chemical exposure: integrating energetics and stress to quantify toxic effects in fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 814-822.
- Boudou, A. and F. Ribeyre. 1997. Aquatic ecotoxicology: from the ecosystem to the cellular and molecular levels. *Environ. Health Perspect.* 105 (Suppl. 1): 21-35.
- Cohn, J. and R.C. MacPhail. 1996. Ethological and experimental approaches to behavior analysis: implications for ecotoxicology. *Environ. Health Persp.* 104 (Suppl 2): 299-305.
- Doving, K. B. 1991. Assessment of animal behavior as a method to indicate environmental toxicity. *Comp. Biochem. Physiol.* 100C: 247-252.
- Espina, S., A. Salibián and F. Díaz. 2000. Influence of Cadmium on the respiratory function of the grass carp *Ctenopharyngodon idella*. *Water, Air Soil Pollut.* 119: 1-10.
- Giattina, J. D. and R. R. Garton. 1983. A review of the preference-avoidance responses of fishes to aquatic contaminants. *Residue Revs* 87: 43-90.
- Gómez, S. E. y R. A. Ferriz. 2002. Capacidad de natación en *Poecilia reticulata* (Pises: Cyprinodontiformes). *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat., n.s.* 4: 181-185.
- Kolok, A. S. 1999. Interindividual variation in the prolonged locomotor performance of ectothermic vertebrates: a comparison of fish and herpetofaunal methodologies and a brief review of the recent fish literature. *Canad. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 700-710.
- Lagadic, L.; T. Caquet; J. C. Amiard and F. Ramade (eds). 1997. Biomarqueurs en Ecotoxicologie. Aspects fondamentaux. Masson, Paris.
- Little, E. E. and S. E. Finger. 1990. Swimming behavior as an indicator of sublethal toxicity in fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 13-19.
- Muscatello, J.; A. Salibián, L. Ferrari y B. L. Eissa. 2000. Efectos del cadmio sobre el balance alimentario de *Cyprinus carpio* en cautiverio. Resúmenes VII Jornadas de Ciencias Naturales del Litoral (Santa Fe, Argentina): 125.
- Nriagu, J. O. and J. M. Pacyna. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333: 134-139.
- Porta, A. 1996. Contaminación ambiental: uso de indicadores bioquímicos en evaluaciones de riesgo ecotoxicológico. *Acta Bioquím. Clin. Latinoam.* 30: 67-79.
- Shirer, H., J. Cairns and W. Waller. 1968. A simple apparatus for measuring activity patterns of fishes. *Water Res. Bull.* 4: 27-43.
- Trenti, P. S., S. E. Gómez y R. A. Ferriz. 1999. Capacidad de natación en tres peces pampásicos. *APRONA* 13: 2-9.
- US Environmental Protection Agency. 2001. Update of ambient water quality criteria for Cadmium. U.S. EPA Office of Water, EPA-8222-R-01-001. Washington DC. 268 pp.
- Van der Oost, R.; J. Beyer and N. P. E. Vermeulen. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ. Toxicol. Pharmacol* 13: 57-149.
- Wandelar Bonga, S. E. 1997. The stress response in fish. *Physiol. Revs.* 77: 591-625.
- WHO (World Health Organization). 1992. Cadmium. Environmental Aspects. Environmental Health Criteria Series N° 135. Geneva.
- Wright, D. A. and P.M. Welbourn. 1994. Cadmium in the aquatic environment: a review of ecological, physiological and toxicological effects on biota. *Environ. Rev.* 2: 187-214.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey, 663 + Apéndice.

VARIACIONES SUPRA-ANUALES DE LA ICTIOFAUNA DE LAGUNAS BONAERENSES

L. R. FREYRE, M. E. MAROÑAS, S. M. MOLLO,
E. D. SENDRA Y A. A. DOMÁNICO

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" - lafreyre@netverk.com.ar

RESUMEN

La bibliografía y la tradición oral sostienen que los ambientes lagunares sufren un deterioro progresivo con escasa información histórica fehaciente. La disponibilidad de datos históricos puntuales no permiten evaluar si las observaciones se refieren a tendencias o a fenómenos cíclicos. La presente contribución pretende aprovechar información de aproximadamente 40 años e investigar su utilidad para este propósito. Se utilizaron muestreos realizados con una red de tiro a costa (normalizada) obtenidos en el período 1986–87 en la laguna de Lobos, y 1986–1993 en la laguna de Monte para calibrar los datos históricos. Para ello se obtuvo la relación longitud estándar – peso para cada una de las especies capturadas. Con esta información se estimó el el peso medio por muestreo para Lobos y se calculó el peso medio anual. Según la descripción bibliográfica de la dieta y la evaluada por los autores para las lagunas Monte y Lobos se clasificaron a las especies capturadas como correspondientes a diferentes tipos habitacionales. Se compararon las representaciones relativas de estas agrupaciones utilizando el peso mensual con aquellas obtenidas a partir del peso medio anual. Comprobada la similitud de ambos procedimientos se aplicó este análisis a diversas lagunas y periodos de los cuales sólo se contaba con los datos de captura en número obtenidos con el mismo arte de pesca. Se concluye que la estructura de la comunidad de peces refleja aspectos de la historia del sistema pero no confirman la existencia de una tendencia general.

Palabras clave: peces, eutrofia, variaciones multianuales, lagunas

INTRODUCCIÓN

La bibliografía y la tradición oral sostienen que los ambientes lagunares de la pampasia sufren un deterioro progresivo con un aumento de su estado de eutrofia. No obstante es escasa la información histórica fehaciente que permita confirmar este diagnóstico, ya que es exigua la disponibilidad de datos tanto de una serie de tiempo extensa como de información puntual. Más aún, este panorama se hace más complejo debido a las diferentes metodologías de muestreo utilizadas, lo que dificulta la comparación de la información. Lo expuesto hace difícil valorar si las observaciones referentes al deterioro se refieren a tendencias sostenidas en el tiempo o a fenómenos cíclicos. En este trabajo tenemos por objetivo, aprovechando información puntual disponible sobre la taxocenosis de peces, investigar la utilidad de ésta para corroborar o rechazar las afirmaciones enunciadas.

MATERIALES y MÉTODOS

Todos los muestreos utilizados fueron realizados empleando el mismo arte de pesca (Alaimo y Freyre, 1969). Parte de la información es extraída de Freyre *et al* (1966). Esta consiste en registros de los porcentajes de individuos de cada especie que componían la comunidad de peces de distintos ambientes lagunares de la provincia de Buenos Aires. Además contamos con los muestreos en las lagunas de Chascomús (1984), de Lobos (período 1986 - 1987) y de Monte (1986 - 1993). En los dos últimos, la información disponible nos permitió estimar la relación entre la longitud estándar (Lst) y el peso (W) para cada especie de la comunidad íctica.

Con los muestreos mensuales de un año en la laguna de Lobos estimamos el **W** medio mensual y el **W** medio anual de cada especie y comparamos las composiciones relativas mensuales utilizando ambas estimaciones de **W**. Entre ambos procedimientos observamos similitud (Figura 1). En los ambientes lagunares donde no contábamos con datos para estimar el **W**, utilizamos el

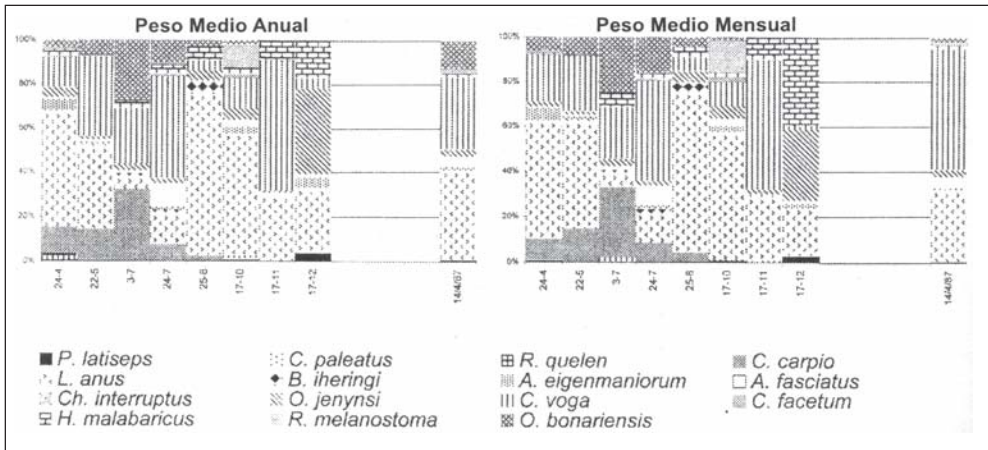


Figura 1. Laguna de Lobos, periodo abril de 1986 – abril de 1987. Peso porcentual de cada especie estimados con el peso medio mensual o el peso medio anual.

W medio anual de cada especie de la laguna de Lobos, transformamos los valores de abundancia porcentual en peso porcentual (**W**%).

Las especies capturadas (Tabla 1) las clasificamos en dos grupos, aquellas que se alimentan predominantemente de organismos bentónicos (**B**) y las restantes, relacionadas más directamen-

Tabla 1. Composición porcentual en peso de las especies discriminadas según los dos grupos propuestos (**P** y **B**) por laguna y año de muestreo.

Especie	CHASCOMÚS		MONTE						LOBOS	BLANCA GRANDE
	1966	1984	1966	1986	1988	1990	1992	1993	1986	1991
P										
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	0,87	2,64	5,21	7,02	6,57	2,85		2,23	1,24	0,05
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)				6,45	0,88	0,28		4,87	2,35	
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	2,70	0,83		1,51	7,95	29,43	12,35	5,64	1,79	1,54
<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	0,42	0,66	*	0,24	0,21	0,33	0,30		0,03	0,15
<i>Cichlasoma facetum</i> (Jenyns, 1842)	0,64	3,33		5,76					0,22	
<i>Cyphocharax voga</i> (Hansel, 1870)	1,67	2,82	5,02						35,52	6,69
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	0,61								4,78	
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	0,11	0,04	0,23	0,02	0,04		0,30			
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	*	*	0,03			*				
<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	60,21	34,18	24,98	26,42	76,66	63,48	78,35	85,92	38,08	7,70
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	4,72	15,42	16,93						3,09	2,07
<i>Parapimelodus valenciennis</i> (Kröyer, 1874)	6,83	11,76								
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	11,01	13,36	45,36						0,96	
B										
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	0,88	0,03	1,74	0,27	2,11				0,04	0,26
<i>Cyprinus carpio</i> Linné, 1758				36,00		2,91			8,30	3,96
<i>Gymnogeophagus australis</i> (Eigenmann, 1907)										
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836		2,03								
<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1840)	7,97	12,17	0,5						33,23	42,70
<i>Pimelodella laticeps</i> Eigenmann, 1917	0,34	0,70		16,29	1,62	0,1	4,03		0,24	1,98
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0,98				3,95	0,62	4,66		0,49	2,53
Riqueza de especies	16,00	15,00	10,00	11,00	9,00	10,00	6,00	4,00	15,00	11,00

* Porcentaje en peso menor de 0,01%

te con la fotosíntesis porque consumen fitoplancton o perifiton, o indirectamente porque consumen zooplancton (**P**). Para esta clasificación nos basamos en la descripción bibliográfica de la dieta de las especies (Destéfani y Freyre 1972; Escalante 1982, 1983a y b, 1984; Grosman *et al.* 1996; Colautti y Remes Lenicov, 2001) y en nuestra evaluación para Monte (Freyre *et al.*, 1996). Para analizar la variación temporal de estos dos grupos de especies representamos los **W**% (Método 1).

Además empleamos el método propuesto por Warwick (en Gray *et al.*, 1991) para comparar la biomasa y el número de individuos capturados por lance (**N**) usando gráficos de dominancia. La dominancia acumulada, tanto en **W** como en **N** se representan respecto del rango de las especies, en escala logarítmica (Método 2). El método permite detectar disturbios importantes cuando la curva **N** aparece muy por encima de **W**.

RESULTADOS

Del análisis de las especies capturadas se desprende que tanto la composición específica como la riqueza de especies varió a través de los distintos años de muestreo en las distintas lagunas estudiadas (Tabla 1). Además, registramos que algunas especies tienen una presencia constante o casi constante en un ambiente mientras que otras sólo se hallan en forma ocasional. Merece destacarse que en el año 1966 el porcentaje en peso de la mandufia (*Platanichthys platana*) en la laguna de Monte correspondía al 45% de la captura mientras que en años posteriores no se registró su presencia (Tabla 1).

Los resultados obtenidos a partir de la aplicación del Método 1 en la laguna de Chascomús (Figura 2) con muestreos separados casi 20 años en el tiempo, muestran que la importancia de los dos grupos de peces considerados no se ha modificado sustancialmente. Sin embargo si centramos la atención sobre *O. bonariensis* (destacado en las gráficas), es evidente que su contribución porcentual al peso de la captura ha disminuido casi en un 50% mientras que otras especies del grupo **P**, como por ejemplo *O. jenynsii*, han incrementado su importancia en aproximadamente un 300% (Tabla 1). Dadas las características del Método 2 nos permite inferir que se produjo un impacto en el ambiente entre ambos muestreos marcando un deterioro en la estructura de la comunidad de peces ya que la curva de **N** corre muy por arriba de la de **W**.

Los resultados de la aplicación de los Métodos 1 y 2 a la información de la laguna de Monte los presentamos en la Figura 3. El Método 1 nos permite reconocer que la importancia relativa del grupo **B** con respecto al **P** fue disminuyendo a través del tiempo de muestreo. Con respecto al Método 2, en los años 1966 y 1986 la comunidad de peces estaría afectada por algún tipo de disturbio ya que en ambos años la curva de **N** discurre por encima de la de **W**. Según este mismo Método en los años subsiguientes la taxocenosis de los peces habría sorteado este disturbio ya que la posición de las curvas de **W** y **N** corren la primera por arriba de la segunda.

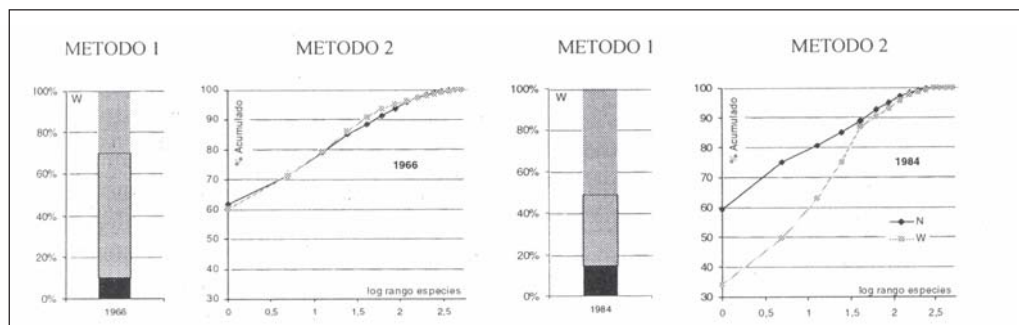


Figura 2. Representación de los resultados obtenidos con la aplicación del Método 1 (en negro grupo **B** y en gris grupo **P**, destacado *O. bonariensis*) y el Método 2 para la laguna Chascomús.

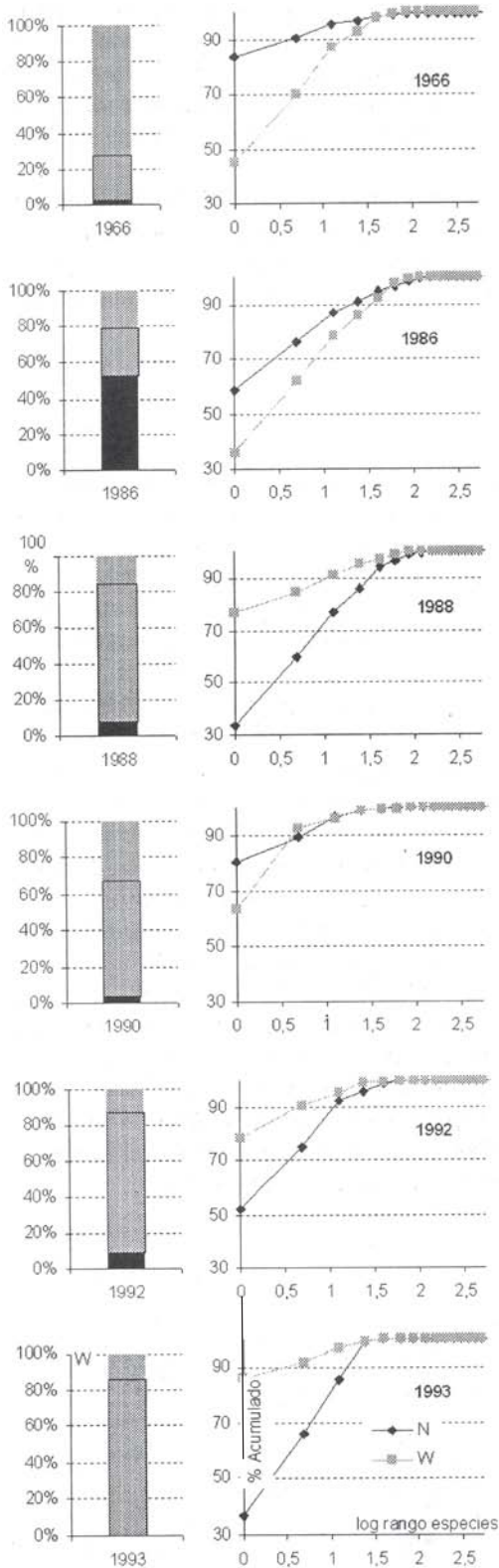


Figura 3. Representación de los resultados obtenidos para la laguna de Monte.

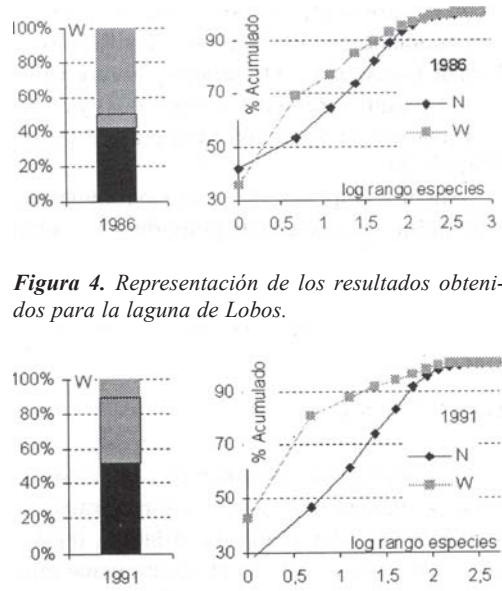


Figura 4. Representación de los resultados obtenidos para la laguna de Lobos.

Figura 5. Representación de los resultados obtenidos para la laguna Blanca Grande.

En la laguna de Lobos, (Figura 4) a pesar de la importancia de los peces **B**, la comunidad se mostraba bien estructurada porque el Método 2 no detecta signos de disturbio. Lo mismo podemos decir con respecto a la Blanca Grande (Figura 5).

DISCUSIÓN

Para la laguna de Chascomús el Método 2 indica que el muestreo de 1966 representa una situación más estable y “normal” que el de 1984, donde el dientudo (*O. jeninsii*) habría incrementado su biomasa a expensas de la reducción de la del pejerrey bonaerense (Tabla 1).

En la laguna de Monte, con un mayor seguimiento en el tiempo, se destaca que si sólo contáramos con algunos de los muestreos puntuales nuestras conclusiones serían notablemente distintas (Figura 3). Conocemos que las lagunas pertenecientes a la cuenca del Salado pueden diferenciarse en aquellas que se ven invadidas por las macrófitas, denominadas de aguas claras, y otras menos colonizadas, de aguas oscuras, en las que predomina el plancton (Izaguirre y Vinocur 1994). Sabemos que durante los años previos al inicio de los muestreos en 1986, la laguna había pasado por un

período de aguas claras. Suponemos que ésta es la razón por la cual tiene una importancia tan marcada el grupo de peces **B** ese año. Las gráficas muestran que la estructura de la comunidad se fue adaptando a la nueva situación (aguas oscuras), adquiriendo importancia los grupos de peces **P**. Sin embargo ello no explica la ausencia de *Platanichthys platana*, la mandufía, a menos de suponer que estuvo implicada otra variable ambiental (tamaño de los planctones o diferente salinidad o aumento de la competencia) asociada al cambio de la dominancia hidrófitas - plancton.

De la información analizada en esta misma laguna podemos comprobar que la comunidad de peces sufre variaciones supra-anales y que constituyen sistemas estructuralmente susceptibles a los disturbios endógenos (competencia plancton-hidrófitas) y seguramente exógenos como por ejemplo variaciones del nivel del agua u otros.

De lo expuesto se deduce que las descripciones de la estructura de la comunidad de peces sólo tienen validez circunstancial (para el momento del muestreo) y que su descripción no puede caracterizar a una laguna si no se cuenta con un registro histórico suficiente.

El método 1 permite efectuar una descripción actual de la estructura de la comunidad. El método 2 ilustra acerca de las circunstancias en que se ha alcanzado esa estructura. Su utilización simultánea aporta claridad a la interpretación.

BIBLIOGRAFÍA

- Alaimo S. y L. R. Freyre. 1969. Resultados sobre la estimación de la numerosidad de peces en la laguna de Chascomús. *Physis* 29 (78): 197-212.
- Colautti, D. C. y M. Remes Lenicov. 2001. Alimentación de la carpa *Cyprinus carpio* de la laguna de Lobos, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral* 1:69-78.
- Destéfani S. O. y L. R. Freyre. 1972. Relaciones tróficas de los peces de la laguna Chascomús con un intento de referenciación ecológica y tratamiento bioestadístico del espectro trófico. *Act. Zool. Lilloana* XXIX : 17-33.
- Escalante A. H. 1982. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. I. *Astyanax eigenmaniorum* (Osteichthyes Tetragonopteridae). *Limnobiós* 2(5): 311-322.
- Escalante A. H. 1983a. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. II. Otros Tetragonopteridae. *Limnobiós* 2(6): 379-402.
- Escalante A. H. 1983b. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. III. Otras especies. *Limnobiós* 2(7): 453-463.
- Escalante A. H. 1984. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. IV. Dos especies de Cichlidae y Miscelaneas. *Limnobiós* 2(8): 562-578.
- Freyre, L. A., C. Togo y J. Zetti. 1966. Estudios Ictiológicos. Sobre poblaciones de peces, su caracterización morfológica y dinámica en lagunas de la Pampasia bonaerense. Convenio Estudio Riqueza Ictícola. Trabajos Técnicos de la Segunda Etapa, T3.
- Freyre, L. R., E. D. Sendra, S. M. Mollo y M. E. Maroñas. 1996. Funcionalidad ecológica de la ictiofauna lagunar pampásica. En: Informe Inédito del Proyecto "Estrategias de manejo y evaluación de impacto ambiental. Sistemas fluviales y lacustres de la Pampasia. Informe Final a la Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires.
- Gray, J. S., A. D McIntyre & J. Štirn. 1991. Manual of methods in aquatic environment research. Part 11. Biological assessment of marine pollution with particular reference to benthos. *FAO Fisheries Technical Paper*. N° 324. Roma, FAO. 49p.
- Grosman, M. F.; J. R. Gonzalez Caselain y E. J. Ussunoff. 1996. Trophic niches in an Argentine pond as a way to assess functional relationships between fishes and other communities. *Water S.A.* 22(4): 345-350).
- Izaguirre, I. and A. Vinocur. 1994. Typology of shallow lakes of the Salado River basin (Argentina), based on phytoplankton communities. *Hydrobiologia* 277: 49-62.

EDAD Y CRECIMIENTO DE *Jenynsia lineata* EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO SAUCE GRANDE, PROVINCIA DE BUENOS AIRES

A. LÓPEZ CAZORLA, N. S. SIDORKEWICJ Y S. FORTE

Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia,
San Juan 670, Universidad Nacional del Sur. (8000) Bahía Blanca
E-mail: acazorla@criba.edu.ar

RESUMEN

El presente trabajo tiene como objetivo determinar la edad que alcanza *Jenynsia lineata* (Jenyns, 1842) en el río Sauce Grande y estimar los parámetros biológicos que describen el crecimiento. El material se obtuvo de capturas estacionales realizadas durante el año 2000, en tres lugares de muestreo y mediante el empleo de pesca eléctrica. El número de ejemplares analizados fue 169. La determinación de la edad se efectuó mediante la lectura de escamas, y los parámetros de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy se estimaron mediante el método de Mínimos Cuadrados. La población muestreada presentó un rango de tallas de 21 a 68 mm de Lt, con un promedio de 39,30 mm ($\pm 9,28$). La relación largo peso estimada para el total de la población fue $y=9 \times 10^{-6} x^{3,14}$ ($R^2=0,93$). Se determinaron cuatro clases de edad (0 a 3). Los parámetros de la ecuación de crecimiento estimados para la población fueron: $L_{\infty} = 105,30$ mm; $k = 0,24$ y $t_0 = -1,75$.

Palabras clave: *Jenynsia lineata*, edad, crecimiento, río Sauce Grande

INTRODUCCIÓN

El río Sauce Grande (38° 41' S, 62° 15' O), ubicado en la región pampeana al sur de la Provincia de Buenos Aires, es uno de los tres ríos más largos de la región junto con el Quequén Salado y Quequén Grande (Casciotta *et al.*, 1999). Tiene su nacimiento en la zona sudeste del sistema de Ventania, a 500 m snm, y desagua en el Océano Atlántico a la altura de Monte Hermoso, Provincia de Buenos Aires. Durante su curso cambia de una zona serrana a una de planicie de llanura. A lo largo de su recorrido se encuentran dos cuerpos de agua, uno artificial, el dique Paso de las Piedras, y otro natural, la laguna Sauce Grande. El primero tiene como función actuar como fuente de aprovisionamiento de agua potable a la ciudad de Bahía Blanca y zona de influencia. La interposición del dique determina, aguas arriba del río, la denominada cuenca alta, con una superficie de 1490 km².

La calidad del agua de Paso Piedras ha sufrido un creciente deterioro con floración de algas cianofíceas, fenómeno de consecuencias graves debido a que, como se mencionó anteriormente, este reservorio constituye el único suministro de agua potable a la región. Se hipotetiza que esta alteración podría ser consecuencia de una eutrofización debido al incremento de actividades antrópicas en la cuenca alta (Marchena *et al.*, 2000). Como consecuencia de ello, desde fines de 1999 y hasta fines del 2001, se llevó a cabo un estudio integral de esta porción de la cuenca, que abarcó el monitoreo de parámetros bióticos y abióticos. Uno de los objetivos del proyecto fue estudiar la ictiofauna del sistema. El presente trabajo tiene por objetivo determinar la edad y estimar los parámetros de crecimiento de una de las especies registradas en mayor abundancia, *Jenynsia lineata*.

Jenynsia lineata lineata (Jenyns, 1842), junto con *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842), son los ciprinodóntidos más conspicuos de las aguas de la pampasia, encontrándoselos en charcas, bañados, ríos y lagunas; son peces de superficie, relacionados con la vegetación acuática y litoral, y poseen un régimen alimentario del tipo micro y meso animalívoro (Ringuelet *et al.*, 1967; Ringuelet, 1975; Escalante, 1987). *J. lineata*, conocida comúnmente como madrecita, ha sido mencionada reiteradamente en la literatura científica, no obstante que Ghedatti y Weitzman (1996) consideran a la especie de la pampasia argentina como *J. multidentata* (Jenyns, 1842) (Ferriz *et al.*, 1999). En el presente trabajo se considera a la especie según la taxonomía original.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área

El clima de la región es templado, con una temperatura media anual de 15 °C. Los registros pluviométricos varían entre 650 y 800 mm anuales; el promedio anual registrado durante el año 2000, período en que se realizó el presente estudio, fue de 763 mm. Los períodos de lluvias no son regulares a lo largo del año, sino que se concentran principalmente durante primavera y otoño. Esto hace que el río presente variaciones muy importantes en el nivel de agua y en la velocidad de corriente hasta su llegada al dique, luego del cual el caudal del río depende de los niveles de erogación del embalse. El caudal promedio del río durante el período de estudio fue de $3,25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($\pm 2,08$), registrándose el menor valor promedio durante el verano ($1,93 \pm 0,36 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) y el mayor durante el otoño ($4,65 \pm 3,06 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) (Ing. J. Marchena, com. pers.).

Los parámetros fisicoquímicos del río en el sector estudiado indican valores promedio de 7,52 de pH (7,08 - 8,06); $10,16 \text{ mg l}^{-1}$ de oxígeno disuelto ($7,97$ - $11,72 \text{ mg l}^{-1}$); $341,50 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ de conductividad ($199,47$ - $502,67 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$) y 17 °C de temperatura del agua (mín. 9,5 °C en invierno y máx. 26 °C en verano).

Muestreo de peces

El material fue obtenido en la cuenca alta del río Sauce Grande entre enero y diciembre del año 2000, en tres sectores a lo largo del río principal (López Cazorla *et al.*, 2003). Las campañas se realizaron con frecuencia estacional, determinándose cuatro períodos de muestreo: verano (enero-febrero), otoño (mayo), invierno (agosto) y primavera (principios de diciembre). Se utilizó a tal fin un equipo de electropesca Electrocatch Model WFC7-30/50 con corriente continua y una salida de 100 Hz. Las capturas se realizaron sobre secciones de 100 m, previa delimitación de las mismas mediante redes de tamaño de malla 2 cm de nudo a nudo opuesto.

Análisis de los datos

En los individuos capturados se registraron la longitud total (Lt, mm) y el peso (P, g). La relación largo-peso se estimó utilizando el modelo $W = aL^b$. Los parámetros a y b fueron estimados por el método de Mínimos Cuadrados sobre los datos transformados con logaritmo neperiano.

La edad y parámetros de crecimiento fueron determinados en 169 individuos, mediante la lectura de escamas. Las mismas fueron extraídas del flanco derecho, en la región comprendida entre la aleta dorsal y el área detrás del opérculo, por encima de la línea lateral, y preservadas secas. La lectura y medición de las escamas se realizó mediante un lector de microfichas con magnificación de 22,5x.

La zona donde el crecimiento se vio interrumpido fue considerada como marca de detención. Las marcas presumiblemente anuales fueron identificadas mediante criterios *standard* (Bagenal & Tesch, 1978). La periodicidad de la marcación fue validada midiendo la distancia desde el núcleo de la escama a la primer marca, en los ejemplares capturados en cada una de las estaciones del año. La validación de cada marca fue realizada midiendo la distancia desde el núcleo de la escama a cada una de ellas.

Los parámetros de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy fueron estimados mediante el método de Mínimos Cuadrados.

RESULTADOS

Se capturaron un total de 224 individuos, cuyo rango de tallas fue de 17 a 68 mm de Lt, con un promedio de 39,50 mm ($\pm 9,27$). El ejemplar de talla mínima fue capturado en verano. La talla promedio por estación se detalla en la Tabla 1.

Tabla 1. Talla media (Lt) de *Jenynsia lineata* registrada estacionalmente en el río Sauce Grande. Se indican además el desvío estándar (D. e.), rango de tallas (Min-Máx.) y número de ejemplares (N).

Estación	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
Lt media (mm)	33,77	38,37	39,69	53,38
D. e. (mm)	7,75	7,70	7,39	9,84
Min-Máx. (mm)	17-63	22-56	25-59	31-68
N	47	49	107	21

La relación largo-peso estimada para el total de la población (N = 215) fue $y = 9 \times 10^{-6} x^{3,14}$, con un coeficiente de determinación (R^2) de 0,93 (Figura 1).

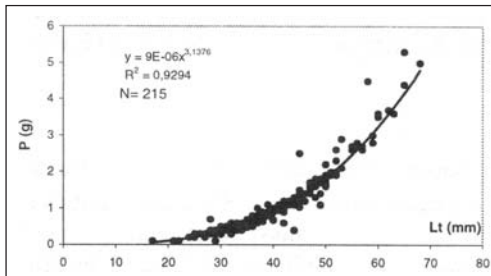


Figura 1. Relación longitud total (Lt, mm) - peso del cuerpo (P, g) de *Jenynsia lineata*. Se indican además el coeficiente de determinación (R^2) y el tamaño de muestra (N).

En la Figura 2 pueden observarse escamas de *J. lineata* correspondientes a ejemplares de edad 3.

La validación de la edad mostró que el primer momento de detención de crecimiento se produce en primavera (Figura 3). Esta verificación permite determinar que *J. lineata* produce una sola marca al año, por lo que se le asigna a cada marca un año de vida.



Figura 2. Fotografía de escama de *Jenynsia lineata* de edad 3.

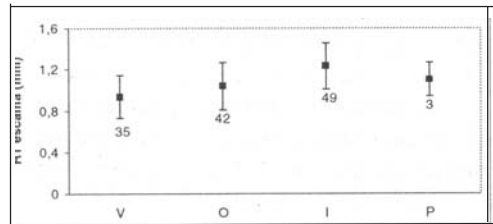


Figura 3. Promedio y desvío estándar del incremento marginal de las escamas sin marca (animales de edad 0) de *Jenynsia lineata*. Se indica el número de ejemplares capturados en cada estación del año.

El análisis de las distancias promedio y el desvío desde el núcleo de la escama a cada una de las marcas permitió determinar la existencia de cuatro clases de edad (0 a 3) (Figura 4).

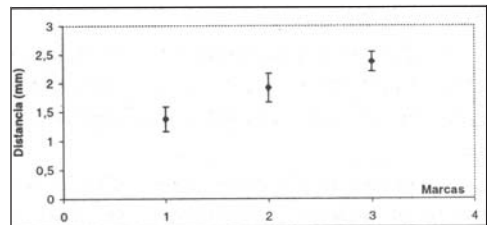


Figura 4. Distancia promedio (\pm desvío estándar) desde el núcleo de la escama a cada una de las marcas anuales de detención del crecimiento en *Jenynsia lineata* (N = 49).

La talla promedio por edad, con sus correspondientes desvíos estándar, se presenta en la Figura 5. Como se puede observar, el mayor número de individuos capturados fue de edad 0.

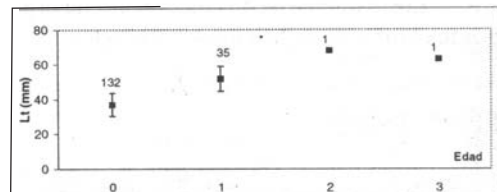


Figura 5. Talla promedio por edad (\pm desvío estándar) de *Jenynsia lineata*. Se indica el número de ejemplares correspondiente a cada edad.

Los parámetros de la ecuación de crecimiento estimados para la población fueron:

$$L_{\infty} = 105,30 \text{ mm}; k = 0,24 \text{ y } t_0 = -1,75.$$

DISCUSIÓN

J. lineata ha sido citada desde hace varias décadas en varios cuerpos de agua lénticos y lóticos de la región, incluyendo el río Sauce Grande (Ringuelet *et al.*, 1967). Si bien los estudios basados en la dinámica poblacional de la especie son escasos, en la literatura existe información que permite interpretar y comparar los resultados obtenidos en el presente estudio.

La talla máxima observada fue ligeramente superior a la reportada por Menni *et al.* (1988) para el mismo área de estudio, quienes hallaron una L_t máx. de 56,5 mm. Los mismos autores capturaron un ejemplar de mayor tamaño (78,1 mm L_t) en el arroyo Chasicó. Por otra parte, Ferriz *et al.* (1999) capturó ejemplares de mayor talla en la laguna La Salada de Monasterio (Partido de Chascomús), quienes citaron una talla máxima de 68 mm de L_t . Por lo tanto, nuestros ejemplares serían de talla intermedia a la reportada para la región pampeana.

Si bien la talla máxima registrada resultó significativamente inferior a la L_{∞} estimada (105,30 mm L_t), se considera que esta estimación puede ser tenida en cuenta luego de relacionar estos resultados con las tallas máximas mencionadas por Ringuelet *et al.* (1967) para la especie, quienes citan ejemplares de hasta 94 mm de L_t .

La edad 0 fue la mejor representada en la población total, constituyendo más del 75 % de la muestra, a pesar de que el rango de tallas correspondiente a esta edad sería el que puede presentar mayor dificultad para su captura con el método empleado.

J. lineata es una especie vivípara que iniciaría su período de parición en la región hacia fines de primavera. Esta suposición se basa en los resultados obtenidos: la mayor cantidad de individuos de edad 0 fueron capturados durante el verano, otoño e invierno, y el menor número en primavera (Figura 3); la talla mínima fue registrada en verano (17 mm L_t ; Tabla 1). Como observación adicional puede mencionarse

se que durante el mes de diciembre se observó la parición de hembras que habían sido colectadas en el dique Paso de las Piedras y colocadas en acuario. Esto coincidiría con los resultados obtenidos por Menni *et al.* (1988), quienes hallaron hembras preñadas en un alto porcentaje de la captura en el río Sauce Grande en noviembre de 1979. Ferriz *et al.* (1999), por otra parte, mencionan que en enero encontraron en la laguna La Salada de Monasterio (Partido de Chascomús) una cantidad significativa de hembras que habían parido parcialmente.

Wootton (1998, en Ferriz *et al.*, 1999) considera que el viviparismo es una forma de cuidado parental con un bajo número de crías, que constituye una adaptación a la vida en ambientes temporal y espacialmente inestables. Datos suministrados por el Ing. J. Marchena indican para el río Sauce Grande, durante el año 2000, rangos de caudales muy amplios para las dos estaciones del año más lluviosas, con valores de 1,85 - 35,19 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ en primavera y 2,04 - 44,0 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ en otoño. En forma opuesta, estos rangos son mucho menos amplios en verano (0,46 - 3,01 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) e invierno (1,76 - 8,47 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$). Esto indica que, si bien dicho río presenta un curso de agua permanente, grandes variaciones se registran en el nivel del agua y velocidad de corriente como consecuencia de las lluvias estacionales frecuentes en la región.

La composición de la edad observada para *J. lineata* en la cuenca alta del río Sauce Grande podría estar relacionada con la estrategia reproductiva de la especie, en asociación con la inestabilidad del sistema. En efecto, se puede concluir que en ambientes de este tipo resultaría altamente ventajoso un ciclo de vida corto, donde la edad mejor representada es la primera (edad 0).

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio fue financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT), BID 802-OC-AR, Pict N° 08-04516. Los autores agradecen también al Lic. Williams Duran y al Sr. Diego Echenique por su asistencia en las tareas de muestreo.

BIBLIOGRAFÍA

- Bagenal, T. B. y F. W. Tesch. 1978. Methods for Assessment of fish production in fresh waters. 3rd Edition. IBP Handbook no. 3. Blackwell Scientific

- Publications*, Oxford, 365 pp.
- Casciotta, J., A. Almirón, A. Cione y M. Azpilicueta. 1999. Brazilian freshwater fish assemblages from southern Pampean area, Argentina. *Biogeographica* 75 (2): 67-78.
- Escalante, A. H. 1987. Alimentación de *Bryconamericus iheringi* y *Jenynsia lineata lineata* (Osteichthyes) en Sierra de la Ventana (Argentina). *An. Mus. Hist. Nat. Valparaíso* 18: 101-108.
- Ferriz, R. A., C. A. Bentos y S. E. Gómez. 1999. Fecundidad en *Jenynsia lineata* y *Cnesterodon decemmaculatus* (Pisces, Cyprinodontiformes) de la pampasia argentina. *Acta Biol. Venez.* 19 (4): 33-39.
- López Cazorla, A.; W. Durán y L. Tejera. 2003. Alimentación de la ictiofauna del río Sauce Grande, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Biología Acuática* 20: 74-80.
- Marchena, J. A., N. S. Sidorkewicz, M. R. Sabbatini, R. H. Freije, R. O. Asteasuain, J. Irigoyen y O. A. Fernández. 2000. Evaluación de la calidad del agua en la cuenca alta del Río Sauce Grande, Argentina. V Encuentro de Química Analítica Ambiental, Talca, Chile: 15.
- Menni, R. C., H. López y R. H. Aramburu. 1988. Ictiofauna de Sierra de la Ventana y Chasicó (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Zoogeografía y parámetros ambientales. *An. Mus. Hist. Nat. Valparaíso* 19: 75-84.
- Ringuelet, R. A., R. H. Aramburu y A. A. de Aramburu. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Com. Inv. Cient., Prov. Buenos Aires, 602 pp.
- Ringuelet, R. A. 1972. Ecología y biocenología del habitat lagunar o lago del tercer orden de la región neotrópica templada (Pampasia Sudoriental de la Argentina). *Physis* 31 (82) : 55-76.
- 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 (3): 1-122.

ALIMENTACIÓN DE LA ICTIOFAUNA DEL RÍO SAUCE GRANDE, PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA

A. LÓPEZ CAZORLA, W. DURÁN Y L. TEJERA

Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, UNS. San Juan 670 (8000) Bahía Blanca
E-mail: acazorla@criba.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue determinar el hábito alimenticio de la ictiofauna del río Sauce Grande y analizar la superposición dietaria entre las especies. El estudio se llevó a cabo de enero a diciembre del 2000. Las pescas fueron efectuadas con frecuencia estacional, en tres estaciones de muestreo. Los métodos de captura empleados fueron pesca eléctrica y red de enmalle. En total se capturaron 656 individuos correspondientes a las siguientes especies: *Bryconamericus iheringi*, *Cnesterodon decemmaculatus*, *Jenynsia multidentata*, *Cheirodon interruptus*, *Rhamdia quelen*, *Corydoras paleatus*, *Percichthys colhuapiensis*, *Oligosarcus jenynsii* y *Odontesthes bonariensis*. De estas, *P. colhuapiensis* y *O. bonariensis* no pudieron ser incluidas en el estudio debido al bajo número de individuos registrados. La importancia de cada ítem alimentario para cada una de las especies fue estimada mediante la aplicación del índice alimentario (I.A.). Se analizaron 604 estómagos. El índice de vacuidad fue del 3%. *B. iheringi* y *J. multidentata* fueron las únicas especies que presentaron una dieta omnívora, siendo las restantes calificadas como carnívoras. *B. iheringi*, *C. decemmaculatus*, *J. multidentata* presentaron una superposición dietaria mayor al 66%. El ítem dominante fue la efemera *Baetis inops*. Una superposición dietaria moderada, entre 33 y 66% fue observada entre *C. paleatus* y *B. iheringi*, *Ch. interruptus*, *C. decemmaculatus* y *J. multidentata*. Las dos especies restantes con las demás especies presentaron solapamiento bajo con valores inferiores al 32%.

Palabras clave : peces, alimentación, río Sauce Grande, Prov. Buenos Aires, Argentina.

INTRODUCCIÓN

El sistema serrano de Ventania se encuentra ubicado al sudeste de la Provincia de Buenos Aires e interrumpe la llanura pampeana en dirección noroeste - sudeste. Tiene unos 180 km. de largo y un ancho máximo de 60 km. Su pico más alto es el cerro Tres Picos (1247 m) .

El río Sauce Grande nace a 500 m. snm y es el principal afluente del dique "Paso de las Piedras", el más importante reservorio de agua para consumo humano en la zona de influencia. Desagua en el océano Atlántico cerca de la localidad de Monte Hermoso. El área de estudio se encuentra ubicada aguas arriba del dique, en la denominada cuenca alta.

Debido al creciente deterioro de la calidad del agua del embalse, y probablemente como consecuencia del incremento de actividades antrópicas en el sistema, se está realizando desde fines de 1999 un estudio integral de las variaciones temporales y espaciales de varios parámetros bióticos (vegetación, perifiton, ictiofauna) y abióticos (caudal, turbiedad, demanda química de oxígeno, entre otros), con la finalidad de establecer el status ecológico del río y sus afluentes.

El objetivo de este estudio fue analizar el hábito alimenticio de los distintos componentes de la ictiofauna del río Sauce Grande y poder determinar las principales relaciones tróficas existentes en este ecosistema.

Descripción del área

El clima de la región es templado, con una temperatura media anual de 15 °C. Los registros pluviométricos varían entre 650 y 800 mm anuales; el promedio anual para el período de estudio fue de 763 mm. Los registros de lluvias no son regulares a lo largo del año, sino que se concentran principalmente durante primavera y otoño. Esto hace que el río presente variaciones muy importantes en el nivel de agua y en la velocidad de la corriente hasta su llegada al dique, a partir del cual el caudal del río depende de los niveles de erogación del embalse. En la cuenca alta, el caudal promedio durante el período de estudio fue de 2,21 m³ s⁻¹ (± 1,39), registrándose el menor valor durante el verano (1,21 ± 0,79 m³ s⁻¹) y el mayor durante el otoño (3,20 ± 2,09 m³ s⁻¹).

Factores abióticos del sistema fluvial

Los parámetros fisicoquímicos del río en el sector estudiado indican valores promedio de 17 °C de temperatura del agua (mín. 9,5 °C en invierno y máx. 26 °C en verano); 7,52 de pH (7,08 - 8,06); 10,16 mg l⁻¹ de oxígeno disuelto (7,97-11,72 mg l⁻¹) y 341,50 μS cm⁻¹ de conductividad (199,47 - 502,67 μS cm⁻¹).

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en la cuenca alta del río Sauce Grande de enero a diciembre del 2000. Las pescas fueron efectuadas con frecuencia estacional, en tres lugares de muestreo (Figura 1). El material fue capturado con pesca eléctrica mediante el empleo del equipo Electrocatch Modelo WF C7-30/50 con corriente continua y salida de 100 Hz. Las capturas se efectuaron durante dos períodos de 30 minutos, en secciones de 100 m de longitud previamente delimitadas mediante redes con malla de 2 cm de nudo a nudo opuesto.

De cada ejemplar se registró la longitud total (Lt) medida al milímetro inferior, peso total en gramos y el tracto digestivo fue fijado en formol al 10 %.

El índice de vacuidad se calculó como el número de estómagos vacíos dividido el número total de estómagos examinados x 100 (Molinero & Flos, 1992). El Índice de repleción (Blegvad 1917), ligeramente modificado por Okach & Dadzie (1988) fue estimado estacionalmente como: (peso húmedo (g) del contenido estomacal/ peso del pez (g)) x 100.

Los organismos del contenido estomacal se identificaron hasta la menor categoría taxonómica posible. Los individuos que componían cada ítem fueron pesados (g). El análisis de los datos se calculó mediante el índice alimentario (IA) de Lauzanne (1975, en Roscchi y Nouaze, 1987): $IA = (\% FO \times \% P) / 100$, donde FO corresponde a la frecuencia de ocurrencia de cada uno de los ítem presa expresada como porcentaje del número total de estómagos con contenido y P el peso total en (g) del contenido estomacal (peso húmedo) calculado para cada categoría de presa y expresado en porcentaje. Este índice puede variar de 0 a 100; un ítem con un IA < 10 se consideró raro; $10 < IA < 25$ ocasional; $25 < IA < 50$ esencial y $IA > 50$ dominante.

La diversidad trófica fue estimada mediante el índice de Shannon-Wiener (H) (Wilson & Bossert, 1971):

$$H = -\sum P_i \ln(P_i)$$

donde P_i , es la proporción de cada ítem presa en la especie *i*.

La superposición dietaria fue analizada mediante el índice de Similaridad de Schoener (S) (Schoener, 1970 en Soto *et. al.*, 1998) sobre el IA %.

$$S = 1 - 0.5 \left(\sum_{i=1}^n p_{xi} - p_{yi} \right)$$

donde p_{xi} = proporción del ítem *i* en la dieta de la especie *x*; p_{yi} = proporción del ítem *i* en la dieta de la especie *y*; n = número de ítem presa. La superposición dietaria fue clasificada como: baja ≤ 33,3 %, moderada: 33,3 – 66,6 %, y alta ≥ 66,6 %.

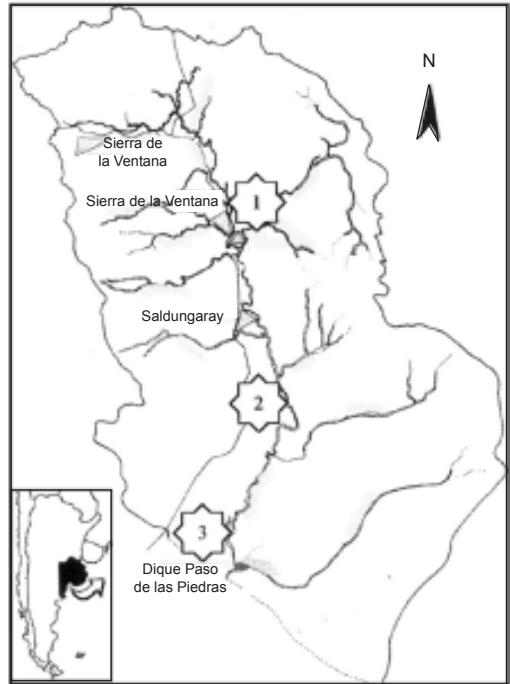


Figura 1. Sitios de muestreo en la Cuenca Alta del río Sauce Grande.

RESULTADOS

En total se capturaron 656 individuos correspondientes a las siguientes especies: mojarra *Bryconamericus iheringi*, panzudito *Cnesterodon decemmaculatus*, madrecita *Jenynsia multidentata*, mojarrita *Cheirodon interruptus*, bagre sapo *Rhamdia quelen*, tachuela *Corydoras paleatus*, perca bocona *Percichthys colhuapiensis*, dientudo *Oligosarcus jenynsii* y pejerrey *Odontesthes bonariensis*. De éstas, *P. colhuapiensis* y *O. bonariensis* no pudieron ser incluidas en el estudio debido al bajo número de individuos registrados.

El número de ejemplares, rango de talla y talla media (\pm d.s.) correspondiente a cada una de las especies se presenta en la Tabla 1.

Tabla 1. Número de ejemplares muestreado, rango de talla y talla media (\pm d.s.) correspondiente a la ictiofauna del Río Sauce Grande.

Especie	N° de ejemplares	Rango de tallas Lt (mm)	LT medio \pm d.s. (mm)
<i>B. iheringi</i>	65	29 - 63	44 \pm 8,40
<i>Ch. interruptus</i>	132	29 - 62	46,46 \pm 6,69
<i>C. decemmaculatus</i>	55	20 - 42	30,8 \pm 5,35
<i>C. paleatus</i>	33	39 - 85	56,06 \pm 11,04
<i>J. multidentata</i>	216	17 - 68	39,49 \pm 9,3
<i>O. jenynsii</i>	53	140 - 210	168,32 \pm 14,88
<i>R. quelen</i>	50	55 - 410	163,5 \pm 87,10

El mayor índice de vacuidad fue observado en *C. decemmaculatus*, con un valor de 16,36%. El resto de las especies presentaron valores inferiores a 3,5 % (Tabla 2).

El índice de repleción, analizado estacionalmente, permiten observar que los valores más elevados fueron registrados en general durante primavera-verano, a excepción de *C. decemmaculatus*, cuyo mayor índice fue registrado en invierno (Tabla 2).

Descripción de la dieta

B. iheringi presentó una dieta omnívora, compuesta por 14 taxa, con una diversidad trófica de 1,54 (Tabla 3). *Baetis inops* resultó ser el ítem dominante y las algas clorofíceas y filamentosas (*Spirogyra* sp., *Zygnema* sp., *Oscillatoria* sp.) aparecieron como alimento raro, representando sólo el 5,73 % de la dieta.

Tabla 2. Índice de vacuidad anual (%) e índice de repleción estacional (promedio \pm d.s.) registrado en la ictiofauna del Río Sauce Grande.

Especie	I. de Vacuidad %	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
<i>B. iheringi</i>	1,54	1,22 \pm 1,17	—	1,24 \pm 1,00	0,66 \pm 0,73
<i>Ch. interruptus</i>	0,00	0,37 \pm 0,29	0,38 \pm 0,46	0,18 \pm 0,11	1,30 \pm 2,03
<i>C. decemmaculatus</i>	16,36	0,53 \pm 0,60	0,90 \pm 1,82	2,44 \pm 1,49	1,21 \pm 2,7
<i>C. paleatus</i>	3,03	—	0,66 \pm 0,75	0,44 \pm 0,74	0,93 \pm 0,88
<i>J. multidentata</i>	3,24	2,28 \pm 3,31	1,24 \pm 2,99	0,58 \pm 1,35	0,92 \pm 1,31
<i>O. jenynsii</i>	0,00	0,69 \pm 0,49	—	—	0,48 \pm 0,50
<i>R. quelen</i>	0,00	2,04 \pm 4,62	0,30 \pm 0,22	0,32 \pm 0,48	0,33 \pm 0,39

Tabla 3. Índice alimentario anual (IA%) de siete especies estudiadas en el río Sauce Grande. Los mayores valores de

Item Alimentarios	Bry	Ch	Cn	Co	Jn	OI	Rh
Chorophyta	2,71				1,47		
Algas filamentosas	3,02						
Annelida							
Hirudinea					+		0,06
Mollusca							
Gasteropoda							
<i>Chilina parchappii</i>					0,20		56,36
<i>Littoridinā sp.</i>							0,06
<i>Stenophysa marmorata</i>					+		
Pelecypoda							
<i>Uncancylus sp.</i>							+
Arthropoda							
Cladocera					0,01		
Copepoda					+		
Ostracoda							
<i>Cyprella sp.</i>				0,02	0,05		
<i>Candonopsis sp.</i>				0,02			
Isopoda	0,02						
Amphipoda							
<i>Hyalella curvispina</i>		0,01		14,07	4,17	7,55	3,33
Insecta							
Odonata							
Anisoptera							
<i>Aeshna bonaerensis (n)</i>					0,52	8,02	11,15
Zygoptera							
<i>Oxyagrion hempelii (n)</i>	0,12	0,01			0,59	3,09	0,28
<i>Oxyagrion peterseni (n)</i>					0,06	3,41	
<i>Ischnura sp. (n)</i>					0,01	0,01	
Coleoptera					+	0,41	0,90
Dytiscidae (l)					0,04		+
<i>Laccophilus sp.</i>		0,04					0,05
Hydrophilidae							
<i>Berosus sp.</i>		0,02				0,49	2,22
<i>Dibolocelus sp.</i>		0,29				0,21	0,01
Halplidae (l)						+	0,01
Chrysomelidae							0,13
Curculionidae	0,01						
Heteroceridae							0,01
Hemiptera							
<i>Sigara femoridens</i>		0,03			0,03	0,26	
Trichoptera							
<i>Neotrichia sp. (a)</i>	0,06	4,67	0,86		0,79	70,30	11,12
<i>Smicridea sp. (l)</i>	0,01	+		0,01	0,02		+
<i>Polycentropus sp. (l)</i>				0,01	0,03		
<i>Hydroptilis sp. (l)</i>	0,02	0,10		0,03	0,05	0,03	1,31
<i>Plectromacronema sp. (l)</i>	0,04						
Ephemeroptera							
<i>Baetis inops (n)</i>	89,88	0,73	89,84	36,80	90,02	3,57	11,18
<i>Ulmentus sp (n)</i>	0,20		1,29	0,18	2,51	+	+
<i>Casnis sp. (n)</i>						0,01	0,06
Diptera							
Ceratopogonidae					0,04	+	
<i>Culicoides sp. (l)</i>		0,04					
Chironomidae (l)	2,20	94,05	7,96	48,84	0,19	+	1,68
Simuliidae							
<i>Simulium sp. (l)</i>	1,66	0,01	0,03	0,04	0,64	2,37	0,02
Insectos terrestres						0,01	0,02
Restos de peces	0,06					0,24	
Diversidad (H)	1,54	0,82	0,91	0,99	1,73	1,03	2,14

Bry: *Bryconamericus iheringi*; Ch: *Cheirodon interruptus*; Cn: *Cnesterodon desemmacculatus*; Co: *Corydoras paleatus*; Jn: *Jenynsia multidentata*; OI: *Oligosarcus jenynsii*; Rh: *Rhamdia quelen*; a: adulto, l: larva, n: ninfa

El espectro trófico hallado en *C. interruptus* permite caracterizarla como una especie carnívora. Su dieta estuvo integrada por 14 taxa, dentro de ellas las larvas de quironómidos resultaron ser el ítem dominante y las larvas de tricópteros constituyeron el alimento raro. La diversidad trófica resultó ser la menor de todas (Tabla 3).

La dieta de *C. decemmaculatus* estuvo compuesta por 5 taxa, encontrándose una diversidad trófica baja (H: 0,91). La presa dominante fue la efemera, *B. inops* y el alimento raro fue el ítem larvas de quironómidos (Tabla 3).

Las presas más importantes en los contenidos estomacales de *C. paleatus* fueron larvas de quironómidos (48,84 %), la efemera *B. inops* (36,80 %) y el anfípodo *H. curvispina* (14,07 %). Los primeros dos ítem corresponden a la categoría de "esenciales" y "ocasional" el último. La dieta estuvo integrada por 10 taxa y la diversidad trófica fue de 0,99 (Tabla 3).

J. multidentata fue una de las especies en donde se halló el mayor número de ítem presa, estando integrada la dieta por 24 taxa. La diversidad trófica resultó una de las más altas (H: 1,73). Se encontró una dominancia de ninfas de efemerópteros integrados por *B. inops* (90,02 %) y *Ulmeritus* sp. (2,51 %). Los restantes integrantes de la dieta fueron el anfípodo *Hyaella curvispina* (4,17 %), algas filamentosas (1,47 %) y otros, que en conjunto, no superaron el 8 % del IA (Tabla 3). De acuerdo al alimento consumido, se puede caracterizar a esta especie como de modalidad omnívora.

O. jenynsii se caracterizó por presentar una dieta también variada, integrada por 20 taxa, con una diversidad trófica de 1,03. El tricóptero *Neotrichia* sp. fue el ítem mejor representado (70,30 %) y el resto de las presas fueron el odonato *Aeshna bonariensis* (8 %), el anfípodo *H. curvispina* (7,55 %), los zigópteros *Oxyagrion hempeli* (3,09 %) y *O. peterseni* (3,41 %), así como ninfas de efemeritas *B. inops* (3,57 %), todas ellas consideradas como alimento "raro" (Tabla 3).

Por último, la dieta de *Rhamdia quelen* exhibió la mayor diversidad trófica de las especies estudiadas (H: 2,14) e integrada por 24 taxa. De éstas, el molusco *Chilina parchappii* se comportó como alimento "dominante" (56,36 %), mientras que la efemera *B. inops*, el odonato *A. bonariensis* y el tricóptero *Neotrichia* sp. participaron como alimento "ocasional". Los ítem presa restantes fue considerados como "raro" por representar cada uno de ellos valores inferiores al 2 % (Tabla 3).

Superposición dietaria

El análisis de superposición dietaria en las especies estudiadas permitió diferenciar tres grupos de solapamiento (Figura 2). Se observó un primer grupo integrado por *B. iheringi* y *J. multidentata* con una afinidad del 94,25 %, y entre éstas y *C. decemmaculatus* una superposición del 93,42 %. Un segundo grupo, formado por *C. paleatus* y *C. interruptus*, presentó una afinidad moderada (49,83 %). El tercer grupo correspondió a *O. jenynsii* y *R. quelen* con un solapamiento bajo (31,22 %).

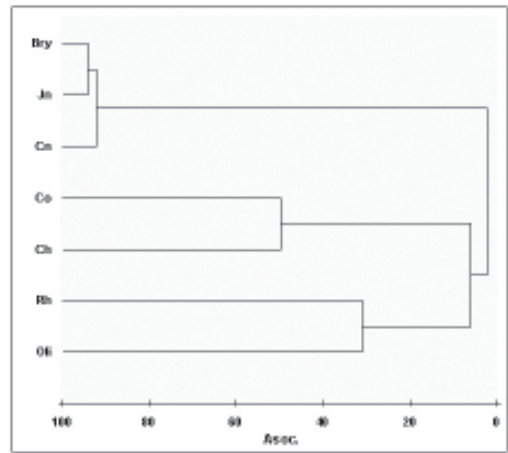


Figura 2. Dendrograma de la superposición dietaria de las especies analizadas. Para el código de abreviaturas ver Tabla 3.

DISCUSIÓN

El hábito alimenticio observado en *B. iheringi*, permite caracterizarla como una especie bentófaga, consumiendo preferentemente efemerópteros de la fauna autóctona. El componente

vegetal tuvo un importante aporte en el porcentaje en peso de la dieta, aunque los valores del índice alimentario (IA) no resultaron relevantes. Las larvas de dípteros participaron en la dieta como alimento secundario. Estos resultados difieren con los obtenidos por Escalante (1983) en la laguna Chascomús, donde la dieta de *B. iheringi* estuvo integrada principalmente por algas (Chrysophyta, Chlorophyta) y microcrustáceos. Difieren asimismo con los obtenidos en el arroyo Las Tunas (Sierra de la Ventana) por Escalante (1987), quien menciona que los ítem más frecuentes en ese ambiente fueron larvas de quironómidos y larvas de coleópteros Hydrophilidae, las que representaron la mayor parte del volumen alimentario. En el lago municipal de Colón, Provincia de Buenos Aires, Grosman *et al.* (2000) observó que *B. iheringi* consumió fitoplancton como ítem primario y larvas de quironómidos como alimento secundario.

En *C. interruptus* se observó una marcada estenofagia de tipo carnívoro, con una dieta constituida principalmente por larvas de quironómidos. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Escalante (1987) quien cita que las larvas de quironómidos no sólo constituyen un ítem frecuentemente ingerido por esta especie, sino que representan gran parte de la masa total de su alimento.

El hábito alimenticio de *C. decemmaculatus*, en este ambiente, estuvo constituido casi exclusivamente por efemerópteros. Esta especie se comportó como insectívora bentófaga.

J. multidentata se comportó como omnívora bentófaga, basando su dieta en la efemera *B. inops*. Estos resultados no coinciden con los observados por Ferriz y López (1987) en el río Limay, donde esta especie tiene un comportamiento carnívoro de tipo mixto cuyo componente principal son los copépodos, anfípodos y ostrácodos.

C. paleatus y *R. quelen* son dos especies que Ringuelet (1975) define como peces de fondo con un régimen alimentario variado. En el río Sauce Grande, el régimen alimentario de *C. paleatus* se puede caracterizar como carnívoro bentófago. Este resultado coincide con lo registrado por Ferriz (1994) en dos siluriformes en el río Limay (*Oliveichthys viedmensis* y *Hatcheria macraei*), cuyo régimen alimentario en ese ambiente corresponde al tipo carnívoro bentófago. De las especies antes mencionadas *O. viedmensis* presentó una dieta similar a *C. paleatus*, compuesta principalmente por ninfas de efemerópteros y larvas de quironómidos.

R. quelen, si bien exhibió en su dieta un fuerte potencial eurifágico, se registró un predominio de *Chilina parchappii*. Este predominio podría explicarse debido a la abundancia de este molusco observada en el río Sauce Grande por Durán (obs. pers.). Estos resultados tienen similitud con lo estudiado por Ferriz *et al.* (2000) en la alimentación de *Pterodoras granulosus*, siluriforme de la cuenca del Plata, cuyo ítem dominante fue *Curbicula fluminea*, molusco muy abundante en ese ecosistema.

El espectro trófico hallado en *O. jenynsii* permitió caracterizarlo como especie carnívora. Si bien la dieta estuvo compuesta principalmente por insectos que habitan tanto en aguas superficiales como en el fondo, se observó un claro predominio del tricóptero *Neotrichia* sp. Angrisano (1995) menciona que los tricópteros adultos son organismos aéreos, activos principalmente de noche, que se desplazan sobre la superficie del agua donde desovan. Esta observación permite inferir que esta especie toma el alimento principalmente de la superficie del agua. Esto coincide con lo mencionado por Ringuelet (1975) quien define a *O. jenynsii*, junto a otros carácidos, como peces frecuentadores de aguas vegetadas con hábito alimenticio micro y meso animalívoro, moviéndose a través de la columna de agua para la captura del alimento.

Grosman (1995) menciona que el conocimiento del espectro alimentario de los peces, posibilita la asociación de los mismos a diferentes comunidades acuáticas, por pertenecer generalmente a la porción terminal de las redes alimenticias, permitiendo además obtener indirectamente información del estado de otros niveles de organización.

Al analizar la composición alimentaria de las siete especies en conjunto, el espectro trófico observado fue amplio: seis de ellas presentaron un comportamiento dietario de tipo eurifago, con excepción de *C. decemmaculatus* que presentó una marcada estenofagia. Lowe - McConnell (1975, en Escalante, 1987) hace también referencia a la eutrofia de las especies de ambientes de ríos y arroyos que aprovechan cualquier tipo de alimento disponible en el agua. Al analizar la

superposición dietaria en el río Sauce Grande, se encontró un marcado solapamiento en tres de ellas (*B. iheringi*, *J. multidentata* y *C. decemmaculatus*) que se alimentaron básicamente de *B. inops*. Dominguez *et al.* (1994) sitúan a esta efemera en el área de Sierra de la Ventana y describen al orden como habitantes de ambientes acuáticos de ríos y arroyos con corrientes rápidas, aguas no contaminadas y bien oxigenadas. También los cita como integrantes de uno de los grupos más conspicuos dentro de los organismos bentónicos, tanto en ambientes lóticos como lénticos, siendo utilizados desde hace algún tiempo como indicadores biológicos de contaminación. Su abundancia y diversidad en los sistemas acuáticos los hacen ideales para estos fines ya que cualquier alteración se refleja tanto en la estructura de la comunidad en general, como en la dinámica de las poblaciones particulares. El otro componente que integró la cadena trófica en este ambiente y que se lo puede correlacionar con la presencia de efemeras, fue el orden de los tricópteros. Angrisano (1995) los caracteriza como componentes importantes en cadenas tróficas de ríos y arroyos, tanto por su abundancia como por la variedad de nichos que ocupan sus larvas; debido a su gran sensibilidad a las modificaciones ambientales tienen un uso potencial como bioindicadores.

De acuerdo a Dominguez *et al.* (1994), quienes mencionan la estrecha relación que existe entre estos indicadores biológicos con la calidad de las aguas y teniendo en cuenta la presencia y abundancia de estas especies en la dieta de la ictiofauna de la cuenca alta del río Sauce Grande, se podría concluir que este ecosistema no presenta hasta el presente signos de alteración.

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio fue financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT), BID 802-OC-AR, Pict N° 08-04516. Los autores agradecen también a la Lic. Silvina Forte y al Sr. Diego Echenique por su asistencia en las tareas de muestreo.

BIBLIOGRAFÍA

- Angrisano, E. B. 1995 Insecta Trichoptera. Tomo III 1199-1237. En Lopretto, E. y G. Tell (eds) Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodología para su estudio. *Ediciones Sur*.
- Domínguez, E., M. D. Hubbard y M. L. Pescador. 1994. Los ephemeroptera en Argentina. En: *Fauna de agua dulce de la Republica Argentina*. Vol. 33. *Insecta Ephemeroptera*. Fas. 1. 1-142
- Escalante, A. H. 1983. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del Area Platense. II. Otros Tetragnopteridae. *Limnobiós* 2(7): 311- 322.
- Escalante, A.H. 1987. Dieta comparativa de *Cheirodon interruptus interruptus* (Osteichthyes, Characidae) en ambientes lénticos y lóticos de la provincia de Buenos de Aires. *Rev. Mus. La Plata (NS)*, Sec. Zool., Tomo XIV (152): 35-45.
- Ferriz, R. A. y G. R. López. 1987. *Jenynsia lineata lineata* (Jenyns) (Teleostei, Cyprinodontiforme, Jenynsiidae). *Hidrobiología*, VI (4): 23-27.
- Ferriz, R. A. 1994 Alimentación de *Oliveichthys viedmensis* (Mac Donagh, 1931) y *Hatcheria macraei* (Girard, 1885) (Teleostei, siluriformes) en el Río Limay, Argentina. *Naturalia Patagónica, Cs. Biológicas* 2: 83-88
- Ferriz, R. A., C. A. Villar, D. Colautti & C. Bonetto, 2000. Alimentación de *Pterodoras granulosus* (Valenciennes) (Pisces, Doradidae) en la baja cuenca del Plata. *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat., n.s.* 2 (2) : 151-156
- Grosman, M. F. 1995 Variación estacional en la Dieta del Pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 26 (1): 9-18.
- Grosman, M. F., G. González, D. Agüeria y P. Sanzano. 2000. Ictiología del "Lago Municipal de Colón" (Argentina), como un ejemplo de dinámica ambiental en: <http://aquatic.unizar.es/N2/indice10.htm>
- Moliner, A. and R. Flos. 1992. Influence of season on the feeding habits of the common sole *Solea solea*. *Marine Biology* 113 (3): 499-507.
- Okach, J. I. O. and S. Dadzie. 1988 The food, feeding habits and distribution of a siluroid catfish, *Bagrus docmac* (Forsskal) in Kenya waters of Lake Victoria. *Journal of Fish Biology* 32: 85-94.
- Ringuelet, R. A. 1975. Zoogeografía y Ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de America del Sur. *Ecosur* 2(3): 1-122.
- Rosecchi, E. e Y. Nouaze. 1987. Comparaison de cinq indices alimentaires utilisés dans l'analyse des contenus stomacaux. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.* 49 (3 et 4): 111-123.
- Soto, M. A., G. J. Holt. S. A. Holt and J. Rooker. 1998 Food habits and dietary overlap of newly settled red drum (*Sciaenops ocellatus*) and atlantic croaker (*Micropogonias undulatus*) from Texas seagrass meadows. *Gulf Research Reports* Vol 10: 41-55.
- Wilson, E. O. and W. H. Bossert. 1971. A primer of population biology. Sunderland, Mass, Sinaeuer, 192 pp.

BIOMARCADORES EN *Cichlasoma facetum* (JENYNS, 1842) EXPUESTOS A AFLUENTES DE PAPELERAS DE ARROYOS PERIURBANOS

S.I. PERÍ, L. PEREIRA Y S. QUINTERO BLANCO

Cátedra de Fisiología Animal, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP, siperi@museo.fcnym.unlp.edu.ar

RESUMEN

Los efluentes de papeleras contienen una miríada de productos químicos que causan efectos deletéreos sobre la biota acuática. La exposición a efluentes de papel afectan las funciones bioquímicas y fisiológicas que preceden efectos de mayor impacto en los niveles de población y comunidad. En este estudio se utilizaron un conjunto de biomarcadores para evaluar el impacto de los vertidos de una papelería en el arroyo El Gato sobre parámetros bioquímicos, fisiológicos y morfológicos en *Cichlasoma facetatum*. Los biomarcadores ensayados fueron indicadores de estrés metabólico (glucosa plasmática), estrés hemodinámico (hematocrito, hemoglobina), enzimas de daño hepático (Fosfatasa ácida y alcalina). Se midieron además el factor de condición e índices organosomáticos. Los peces obtenidos de sitios no contaminados fueron aclimatados 120 hs a temperatura y fotoperíodo natural y expuestos durante 1 semana a aguas de vertido de la papelería (controles n=12, expuestos n=12). Los animales no recibieron alimento durante el desarrollo del experimento. Las determinaciones se realizaron en pools de sangre e hígado de tres animales. La glucosa plasmática y los ensayos enzimáticos se midieron por espectrofotometría. Los resultados fueron comparables a los obtenidos en otras especies expuestas a efluentes de pulpa de papel. Se discute la validez de estos parámetros como biomarcadores de alerta temprano.

Palabras clave: efluentes de papeleras, biomarcadores, peces, estrés hemodinámico, estrés metabólico.

INTRODUCCIÓN

Los efluentes de papeleras contienen una miríada de productos químicos que causan efectos deletéreos sobre la biota acuática. En los peces, la exposición a efluentes de pulpa de papel conducen a un estado de estrés con alteraciones directas en su salud (Adams *et al.*, 1992, Burnison *et al.*, 1996). Los cambios relacionados con el estrés en las funciones bioquímicas y fisiológicas preceden, generalmente, efectos de mayor impacto en los niveles de población y comunidad (Adams, 1990).

Genéricamente los vertidos de efluentes de papeleras contienen sustancias tóxicas como clorofenoles, hipoclorito, dioxinas y furanos (Burnison, *op. cit.*)

En la última década el uso y desarrollo de biomarcadores han cobrado un interés creciente a fin de evaluar el riesgo biológico de una sustancia química potencialmente tóxica. Particularmente, los biomarcadores de efecto se constituyen en valiosos parámetros indicativos de la presencia de sustancias endógenas o cambios biológicos como respuestas a distintos xenobióticos (Kloepper- Sams *et al.*, 1994).

El objetivo de este estudio ha sido evaluar la utilidad de biomarcadores de estrés metabólico (glucosa plasmática), estrés hemodinámico (hematocrito, hemoglobina) y enzimas de daño hepático (aspartato amino transferasa –GOT-, alanina amino transferasa -GPT-, fosfatasa ácida –FAc- y alcalina –FAI) en individuos adultos de *C. facetum* expuestos a descargas de efluentes de papeleras cuya actividad productiva se ha visto incrementada en los últimos meses con volcados en arroyos periurbanos de la ciudad de La Plata. Los ensayos han sido diseñados de forma de detectar cambios bioquímicos y fisiológicos subletales en los organismos expuestos a sustancias tóxicas. La utilidad de estos métodos yace en su habilidad en proveer un sistema de alerta temprano de tóxicos de estrés a nivel orgánico antes de que puedan ser detectadas respuestas a nivel de comunidad y ecosistema.

MATERIALES Y MÉTODO

Los peces (n=36, 50-60 g, peso total) procedentes de sitios no contaminados fueron aclimatados 120 horas a temperatura ambiente (20-22°C), fotoperíodo natural y agua de red. Los ensayos se realizaron en el período pre-reproductivo. La muestra del efluente se tomó a 10 m agua abajo de la boca principal de vertido.

Los animales fueron divididos en tres grupos y mantenidos en acuarios con un volumen total de agua de 20 l durante una semana. El grupo control (-C-n=12) recibió agua de red, el grupo 1 (Tratados 1-T1-, n=12) fueron expuestos al vertido de papelera sin diluir y el tercer grupo (Tratados 2-T2-, n=12) al vertido de papelera con dilución 1:20.

Durante el desarrollo del experimento (1 semana) los animales no recibieron alimento. No se observaron mortandades.

Las determinaciones se realizaron en pools de sangre de tres animales obtenidos por punción de la arteria opercular. El hematocrito (Hct), como porcentaje de paquete de glóbulos rojos, se determinó por centrifugación de la sangre total a 3000 rpm durante 5 minutos en tubos capilares heparinizados. La concentración de hemoglobina [Hb] fue medida espectrofotométricamente (540 nm) usando el método de cyanmetahemoglobina de Drabkin. El recuento de glóbulos rojos (RBC) y blancos (WBC) se realizó en cámara de Neubauer diluyendo la muestra de sangre en solución Ringer. Se calculó el índice de concentración corpuscular media de Hemoglobina según Dacie and Lewis (1977) a fin de distinguir variaciones debidas al estrés del manejo de los animales, del causado por los xenobióticos (Primmitt *et al.*, 1986)

La glucosa plasmática, GOT, GPT, actividad de FAc FAI se midieron por espectrofotometría en la fracción sérica con kits de Wiener Laboratorios. El factor de condición e índice hepatosomático se midieron como indicadores no específicos de estrés.

Los datos fueron analizados utilizando el software Statistica, aplicando ANOVA y test *t*.

RESULTADOS

Las concentraciones de hemoglobina de T1 y T2 mostraron diferencias significativas respecto de los controles duplicando el valor de los mismos. La respuesta del hematocrito no mostró variaciones en ninguno de los tres grupos, sin embargo, el índice de concentración corpuscular media de hemoglobina duplica en los tratamientos 1 y 2 a la respuesta de los controles (Figura 1). Los animales expuestos a las descargas de la papelera mostraron un incremento de un 25 a 30 % de glóbulos blancos respecto de los controles, mientras que los hematíes no variaron durante el período del experimento (Tabla 1).

Tabla 1. Hematología y bioquímica sanguínea de *C. facetum* de individuos controles y expuestos a efluentes de papeleras.

	Controles	Tratados 1	Tratados 2
Hematología			
(n)	12	12	12
Hct (L/L)	0.31 ± 0.03	0.30 ± 0.01	0.30 ± 0.07
Hb (g/dL)	38.02 ± 6.4	62.39 ± 6.2*	58.24 ± 10.8*
WBC 10 ⁹ L	2.6 ± 0.5	3.7 ± 0.4	3.4 ± 0.6
RBC 10 ¹² L	1.1 ± 0.4	1.6 ± 0.2	1.2 ± 0.1
Bioquímica sanguínea			
(n)	12	12	12
Glucosa (mg/dL)	62 ± 12	120 ± 24*	112 ± 18*
GOT (U/l)	24 ± 0.1	38 ± 0.1	35 ± 0.2
GPT (U/l)	16 ± 0.2	45 ± 0.2*	35 ± 0.1*
Fac (U/l)	8.5 ± 0.4	10.8 ± 1.3	9.5 ± 0.8
FAI(U/l)	134 ± 8.7	221 ± 6.5 *	186 ± 5.4*

Los datos corresponden al promedio ± desvío estándar. *Test de significancia p < 0.05 respecto de los controles.

La concentración de glucosa sanguínea en cíclidos expuestos en el tratamiento 1 y 2 no mostraron diferencias significativas entre sí duplicando sus valores respecto de los controles. El daño hepático evaluado mostró diferencia significativas a través de las enzimas alanina amino transferasa y fosfatasa alcalina. Como se puede observar en la Tabla 1, ni la actividad de la aspartato amino transferasa ni la de la fosfatasa ácida mostró diferencias significativas en los animales tratados 1 y 2.

En los parámetros analizados con diferencias significativas en los tratamientos 1 y 2 respecto de los controles, no se observaron diferencias entre sí. El factor de condición e índices organosomáticos no mostraron diferencias significativas (valores no tabulados)

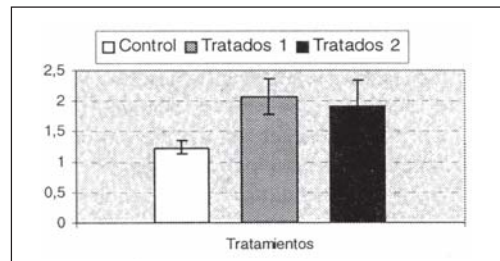


Figura 1. Índice hematimétrico. Concentración corpuscular media de Hemoglobina en *Cichlasoma facetum* expuesto a efluentes de papelería.

DISCUSIÓN

La respuesta del hematocrito analizada concomitantemente con las variaciones observadas en la concentración de hemoglobina a través de la concentración corpuscular media indica un aumento en la síntesis de Hg sin inducción de la eritropoyesis. La respuesta del Hct es comparable a la registrada en catostómidos procedentes de lagos canadiense con altos grados de contaminación por pulpa de papel, contrariamente a lo observado en nuestros ensayos donde se observó un aumento significativo de esta proteína, la [Hb] se vió reducida en un 20% (Kloepper-Sams *et al.*, 1994). El análisis de estas respuestas debe ser cuidadoso ya que el aumento de catecolaminas circulantes producidas por el estrés del manipuleo en la obtención de la muestra resulta en un aumento del volumen eritrocitario, sin un concomitante aumento de la concentración de hemoglobina. Los resultados que se observan en Figura 1 señalan un aumento en la concentración de la hemoglobina eritrocitaria sin aumento de paquete globular. Este incremento de la hemoglobina en los peces del tratamiento 1 y 2 se atribuye a un mecanismo compensatorio de niveles hipóxicos y estaría relacionado con la vía regulatoria de la síntesis del hemo, involucrada con enzimas del citocromo P450 responsables de la primer etapa de detoxificación. Variaciones en la [Hb] han sido señaladas por Gallagher (1998) para distintas especies de teleósteos en condiciones de estrés normóxicas e hipóxicas. En vertebrados inferiores como peces y anfibios, la respuesta subletal a metales como el cobre y el plomo conducen a un aumento del hematocrito y de la concentración de la hemoglobina (Wilson and Taylor, 1993; Perí *et al.*, 1998; Rosenberg *et al.*, 1998).

Algunos indicadores de disfunción metabólica causados por el impacto de efluentes de papel incluyen diferencias significativas en el metabolismo de hidratos de carbono (Anderson, 1988). El aumento de la concentración de glucosa en los peces expuestos (T1 y T2) indican una movilización de la glucosa dado por los estresores químicos en el proceso de detoxificación hepática. Estos datos son comparable a los observados por Jeney *et al.* (1995) en *Rutilus* sp. con exposición aguda a efluentes de papel durante 72 hs. La glucosa al utilizarse en la ruta del ácido glucurónico para detoxificar compuestos podría verse aumentada como respuesta rápida a los requerimientos hepáticos de detoxificación.

El aumento de las concentración de GOT y GPT (T1 y T2) constituyen indicadores específicos de una elevada actividad del hepatocito que al alterar la permeabilidad de la membrana citoplasmática, las transaminasas experimentan un aumento de actividad en sangre periférica. Los requisitos indispensables para una elevación cuantitativamente importante de transaminasas son que el daño sea difuso y agudo.

CONCLUSIONES

La aplicación de biomarcadores ambientales -cambios en parámetros bioquímicos y fisiológicos sensibles- (Klopper-Sams, *op. cit.*) están siendo incluidas cada vez con más rigor en programas de monitoreo de pequeña a gran escala.

En atención a evaluar el uso de estos biomarcadores de estrés hemodinámico y metabólico en especies autóctonas como *C. facetum*, como herramienta diagnóstica a corto plazo, muestran ser consistentes en este estudio puntual. El efecto dilutor de 1: 20, escogido al azar en este diseño, es relevante para este trabajo a fin de diseñar nuevos experimentos con diluciones mayores y hallar factores de respuesta de estos biomarcadores y otros específicos para efluentes de papel como son las enzimas del sistema de oxidasas de función múltiple.

BIBLIOGRAFÍA

- Adams, S. M. 1990. Status and use of biological indicators for evaluating the effects of stress on fish. *Amer. Fish. Soc. Sym.* 8:1-8.
- Adams, S. M., W. D. Crumby, M. S. Greeley Jr, L. R. Shugart and C. F. Saylor. 1992. Responses of fish populations and communities to pulp mill effluents: A holistic assesment. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 24: 347-360.
- Anderson, T. L., J. H. Forlin and A. Larson. 1988. Physiological disturbances in fish living in coastal water polluted with bleached kraft pulp mill effluents. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1525-1536.
- Burnison, B. K., P. V. Hodson; D. J. Nuttley and S. Efler. 1996. A Bleached-Kraft miill effluent fraction causing induction of a fish mixed-function oxygenase enzyme. *Environ. Toxicol. And Chem.* 15 (9): 1524-1531.
- Dacie, J. V. and S. M. Lewis. 1977. Practical haematology. New York, Churchill, Livingstone.
- Gallaugher, P. and A. P. Farrel, 1998. Hematocrit and blood oxygen-carrying capacity. *Fish Physiol.* 17: 185-227.
- Jeney, Z., E. T. Valtonen, G. Jeney and E. Jokinen, 1995. Effects of Pulp and Paper Mill Effluent (BKME) on Physiology and Biochemistry of the Roach (*Rutilus rutilus* L.). *Ecotoxicol Environ Saf.* 31(3):228-37.
- Klopper-Sams, P. J., S. M. Swanson, T. Marchant, R. Schryer and J. W. Owens. 1994. Exposure of fish to biologically treated bleached-kraft effluent. I. Biochemical, physiological and pathological assesment of Rocky mountain whitefish (*Prosopium williamsoni*) and longnose sucker (*catostomus catostomus*). *Env. Toxicol. And Chem.* 13(9): 1469-1482.
- Perí, S. I., N. Fink and A. Salibián (1998). Hematological parameters in *Bufo arenarum* injected with sub-lethal lead acetato. *Biomed. Environ. Sci.* 11: 70-74.
- Primmet, D. R. N., D. J. Randall, M. Mazeaud and R. G. Boutilier (1986). The role of catecholamines in erythrocyte pH regulation and oxygen transport in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) during exercise. *J. exp. Biol.*, 122: 139-148.
- Rosenberg, C. E., S. I. Perú, M. A. Arrieta, N. E. Fink and A. Salibián. 1998. Red blood cell osmotic fragility in *Bufo arenarum* exposed to lead. *Arch. Physiol. Biochem.* 106: 19-24.
- Wilson R.W. and E.W. Taylor. 1993. Differential responses to copper in rainbow trout, (*Oncorhynchus mykiss*), during acutely lethal copper exposure. *J. Comp. Physiol.* 163: 239-246.

UN MÉTODO DE BAJO COSTO PARA EL ANÁLISIS AUTOMATIZADO DE ESCAMAS

J. LANCELOTTI¹, C. RIVA ROSSI², M. ARGUIMBAU³

1. Centro de Investigaciones de Puerto Deseado, Universidad Nacional de la Patagonia Austral. jlancelotti@yahoo.com.ar

2. Centro Nacional Patagónico (CONICET), Chubut. 3. Universidad Nacional de la Patagonia, Chubut

RESUMEN

El análisis de escamas mediante inspección ocular y mediciones directas demanda muchas horas de labor, además de resultar profundamente tedioso. En la actualidad existen sofisticadas herramientas para la cuantificación automatizada de los patrones de fijación de calcio en escamas y otolitos que combinan instrumentos ópticos con cámaras de video digitales y con software para análisis de imágenes específicamente diseñado para interpretar las clásicas bandas encontradas en estas estructuras. Sin embargo, el costo de los instrumentos y software ofrecidos comercialmente es muy elevado y está fuera del alcance del típico presupuesto que maneja un grupo de investigación ecológica en nuestro país. En este trabajo se logró desarrollar una herramienta eficiente y económica para el estudio del crecimiento a partir del análisis de escamas. Las técnicas desarrolladas permiten efectuar conteos de *annuli* y *circuli*, como así también realizar todas las mediciones que permiten posicionar estas estructuras en las escamas, brindando la posibilidad de desarrollar una amplia gama de análisis referidos al crecimiento. Los elementos utilizados están generalmente disponibles en un laboratorio típico (computadora y planilla de cálculo), pueden construirse a un bajo costo (prensa térmica de escamas), o pueden obtenerse en forma gratuita por medio de Internet como por ejemplo el software Scion (Scion corporation, USA, adquisición libre en www.scioncorp.com) para el análisis de imágenes.

Palabras clave: escamas, análisis, crecimiento, *circuli*, software.

INTRODUCCIÓN

El análisis de los patrones de fijación de calcio en escamas permite reconstruir la historia de crecimiento de los peces (Endo *et al.*, 1998; Kato *et al.*, 1996; Koo, 1962, Lancelotti, 2002) y caracterizar aspectos importantes de su biología, tales como los eventos reproductivos y las migraciones (Friedland y Haas, 1994). Sin embargo, el análisis de las escamas mediante inspección ocular y medición manual demanda muchas horas de labor, además de resultar una tarea profundamente tediosa. En la actualidad, existen herramientas que combinan instrumentos ópticos con cámaras de video y con software para análisis de imágenes específicamente diseñado para analizar en forma automatizada el patrón periódico de las bandas encontradas en estas estructuras. Sin embargo, el costo de los instrumentos y software disponibles comercialmente es muy elevado y está fuera del alcance del típico presupuesto que maneja un grupo de investigación ecológica en nuestro país. En este trabajo se presenta una técnica económica y eficiente que permite analizar los patrones de fijación de calcio en las escamas. Se incluye una sección al final de este trabajo con detalles técnicos del protocolo desarrollado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Preparación del material e impresión en acetato

Las escamas se limpian bajo lupa con una solución de agua y detergente para eliminar restos de tejido e impurezas. Una vez limpias las escamas son pegadas en una tarjeta de papel engomado, el cual se monta sobre una lámina de acetato. El conjunto tarjeta-acetato se coloca entre dos planchas de acero en una prensa térmica (Figura 1a), manteniéndose a una temperatura de 110 °C durante 30 minutos hasta obtenerse una impresión de las escamas sobre el acetato (Figura 1b). Este sistema facilita la lectura, clasificación y archivo de las escamas, incluyéndose en cada tarjeta tres escamas para 10 individuos diferentes.

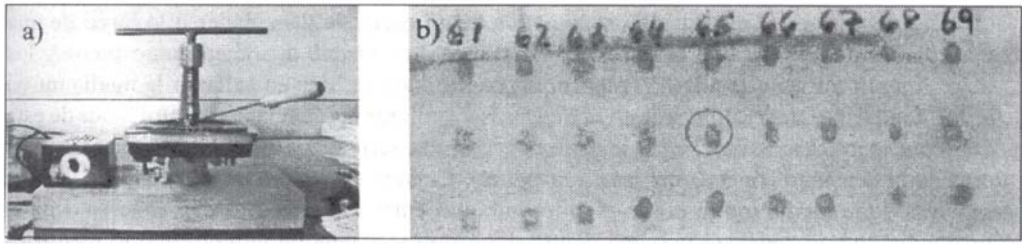


Figura 1. a) prensa térmica utilizada para generar las impresiones de las escamas en el acetato. b) tarjeta de acetato con escamas impresas (el círculo rojo señala una de las escamas impresas).

Generación del perfil de fijación de calcio

Una vez obtenida la impresión, las escamas se visualizan en un lector de microfichas (Figura 2). De cada escama proyectada en la pantalla se obtiene una fotografía con una cámara digital.

Las mediciones se realizan sobre las fotos digitales utilizando software específico para análisis de imágenes. El programa mide la intensidad de luz (la densidad de los píxeles) a lo largo de una transecta trazada sobre el eje longitudinal de la escama, guardando la información obtenida como un archivo de datos numéricos (valor numérico del color de píxeles a lo largo de la transecta, (donde el color blanco absoluto y negro absoluto toman los valores extremos) (Figura 3). Debe colocarse una escala como referencia sobre la pantalla del lector de microfichas para transformar las medidas realizadas sobre las imágenes ampliadas a su valor real (Figura 2).

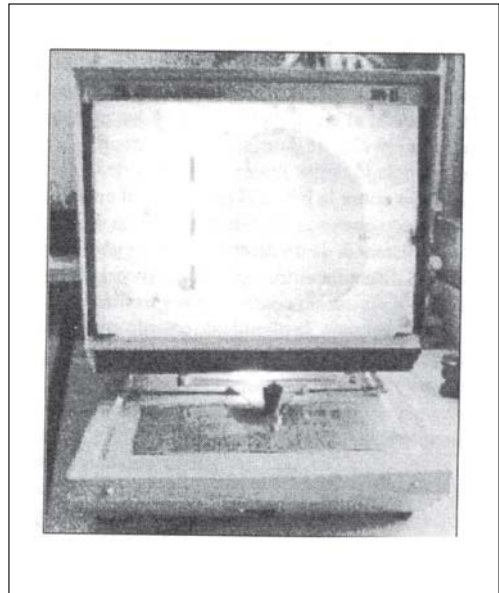


Figura 2. Lector de microfichas proyectando una escama. A la izquierda de la escama puede verse una escala utilizada para transformar las mediciones hechas sobre las imágenes ampliadas a su valor real.

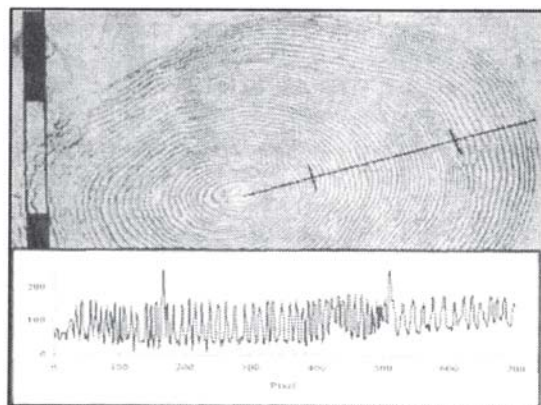


Figura 3. Imagen digital de una escama. La línea negra corresponde a una transecta trazada a lo largo del eje longitudinal. Las dos líneas transversales a la transecta determinan la ubicación de los anuli identificados visualmente y marcados sobre la fotografía. El gráfico ubicado en la parte inferior corresponde al perfil de densidades de píxeles a lo largo de la transecta obtenido utilizando los programas Scion o Image.

La Figura 4 muestra una visión esquemática de un perfil de densidades a lo largo de una imagen digital de una escama (línea negra continua). Los *circuli* aparecen como picos y los espacios intercirculi como valles. El algoritmo desarrollado se basa en calcular la media móvil de la densidad (línea negra punteada en la Figura 3) y explorar las desviaciones alrededor de esta media. Para identificar los *circuli* el algoritmo recorre la serie de datos correspondientes a los valores de la densidad (flechas negras en la figura). Cuando encuentra un conjunto de valores por encima de la media móvil busca el valor máximo entre ese conjunto de valores. Al píxel correspondiente a la densidad máxima dentro del grupo le asigna un número que lo identifica como *circuli* (círculos negros). El algoritmo continúa recorriendo la serie de datos hasta encontrar un nuevo valor por encima de la media móvil, entonces repite el proceso anterior. Al llegar al último valor de la serie de datos, todos los *circuli* encontrados a lo largo de la transecta y su posición quedan identificados.

Para identificar los *annuli* se utiliza un mecanismo semejante. Como se explicó más arriba los *annuli* se marcan con anterioridad en forma manual en las fotografías mediante una línea transversal al eje de la transecta. A los píxeles pintados de negro el procesador de imágenes le asigna el valor de densidad "0", apareciendo en el perfil como un valle profundo y claramente diferenciado de las marcas naturales de la escama. El algoritmo determina la posición de cada *annulus* sobre la base del primer píxel en cada uno de estos "valles".

Dado que cada píxel tiene asociada una distancia con respecto al punto inicial de la transecta, la distancia de un determinado *circulus* o *annulus* es estimada por la del píxel que lo identifica. La distancia entre dos *circuli* sucesivos se calcula como la diferencia entre la distancia al centro de la escama entre el *circulus* más alejado y el más próximo al centro de la escama.

En resumen, la planilla de cálculo analiza el perfil de densidades y permite calcular el número y posición de cada *annulus*, el número y posición de cada *circulus* y la distancia entre pares de *circuli*.

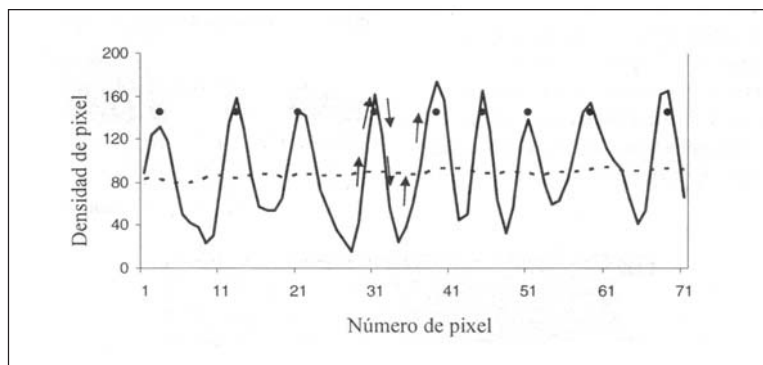


Figura 4. Representación esquemática de un perfil de densidades de imagen digital de una escama.

DISCUSIÓN

Las técnicas desarrolladas permiten efectuar conteos de *annuli* y *circuli*, como así también realizar todas las mediciones que permiten posicionar estas estructuras en las escamas, brindando la posibilidad de desarrollar una amplia gama de análisis referidos al crecimiento en peces. Los elementos utilizados están generalmente disponibles en un laboratorio típico (computadora y planilla de cálculo), pueden construirse a un bajo costo (prensa térmica de escamas), o pueden obtenerse en forma gratuita por medio de Internet. Los lectores de microfichas son cada vez menos utilizados por las bibliotecas y pueden obtenerse con relativa facilidad y a bajo costo. El

elemento más sofisticado utilizado es una cámara digital (costo U\$S 200-800). Las técnicas y protocolos aquí desarrollados ya están siendo utilizados por varios proyectos relacionados del Laboratorio de Salmónidos del Cenpat. A su vez, estas técnicas pueden adaptarse fácilmente a laboratorios que posean una cámara de video conectada a una lupa y a una computadora mediante una plaqueta gráfica.

DATOS TÉCNICOS

- La prensa térmica se fabricó a partir de una vulcanizadora de gomería, a la cual se le adaptó un termostato que permite mantener un valor de temperatura constante durante las impresiones.
- El lector de microfichas es semejante al utilizado en la mayoría de las bibliotecas (32X).
- Cámara de fotos digital (en este trabajo se utilizó una Sony Mavica, modelo MVC-FD95). Las fotografías se tomaron en un cuarto oscuro, con un tiempo de exposición = 0,4 segundos, apertura de diafragma = 11, utilizando la modalidad blanco y negro.
- Software específico para análisis de imágenes: Image J, Image Processing Analysis in Java y Scion Image corporation, USA, adquisición libre en <http://rsb.info.nih.gov/ij/> y www.scioncorp.com respectivamente.
- La planilla de cálculos y macros desarrollados para el conteo y medición de *circuli* y *annuli* puede obtenerse escribiendo un correo electrónico al primer autor.
- El programa Image J tiene ciertas ventajas respecto al Scion Image:
 - Permite trabajar con imágenes de formato JPG (formato en que generalmente se obtienen las fotografías digitales), mientras que en el Scion Image hay que hacerlo con imágenes TIFF, lo que requiere mayor espacio de memoria de almacenamiento.
 - El archivo de datos correspondiente al perfil de densidades tiene asociada la distancia de cada píxel mientras que en el caso del programa Scion Image este valor se obtiene mediante una conversión posterior en la planilla de cálculo.
 - Los datos obtenidos se pueden copiar desde la pantalla activa y pegar en la planilla de cálculo directamente. Utilizando el programa Scion Image es preciso generar un archivo adicional para guardar los resultados correspondientes a un perfil.
 - Operacionalmente ambos programas son semejantes.

AGRADECIMIENTOS

A Miguel Pascual por dirigir este trabajo y por el diseño de la planilla de cálculo.

BIBLIOGRAFÍA

- Endo, Yoshinori; Watarai, Osamu; Igarashi, y Mitsuru. 1998. Age determination of salmon (*Oncorhynchus keta*) using scale pattern analysis. *J. Sch. Mar. Sci. TechnolTokai. Univ.* 46: 1-15.
- Friedland, K. D. y R. E. Haas. 1994. Patterns of post-smolt growth and early maturation of Atlantic salmon (*Salmo salar*) Copenhagen-Denmark 22.
- Kato, T. 1996. Relationship between the growth of juvenile masu salmon (*Oncorhynchus masou*) and the *circulus* number, scale and central plate radii. *Bull. Natl. Res. Inst. Aquacult.* Japan 1996. 25: 1-15.
- Koo, T. S. Y. 1962 a. Age designations in salmon. pages. 37 - 48. In Ted S. Y. Koo, editor. Studies of Alaska red salmon. *Univ. Wash., Publ. Fish.*, N.s. 1.
- Lancelotti, J. 2002. Estudio de los patrones de crecimiento en trucha arco iris a partir del análisis de escamas. Seminario de Licenciatura. Universidad Nacional de La patagonia. 56 pp.

MODELO DE SUPERVIVENCIA PARA LOS ESTADIOS POSLARVALES DEL PEJERREY *Odontesthes bonariensis*

L. R. FREYRE¹, M. E. MAROÑAS¹ Y E. D. SENDRA²

¹Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", UNLP, CONICET; ²CIC
lafreyre@ilpla.edu.ar

RESUMEN

La supervivencia de los peces adultos es representada por el clásico modelo exponencial. Sin embargo, el mismo no estima en forma apropiada la densidad de las etapas de larva y juvenil. Se propone un modelo que incorpora algunos parámetros y que ajusta mejor la supervivencia de la totalidad de estadios por la que atraviesan los individuos hasta la etapa de adulto. Se asume que los individuos nacen con una "susceptibilidad", que incrementa su mortalidad y que disminuye con la edad. La validez de este modelo fue contrastada mediante su ajuste a sucesivas cohortes de pejerrey obtenidas en la Laguna Chascomús, entre 1974 – 1977 y 1981 – 1982. Durante este período se reconoce un progresivo deterioro del sistema. Se asignó la edad mediante el análisis de la progresión modal de las distribuciones de talla. Fue posible discriminar 41 cohortes para el período de estudio. A los datos ordenados por clase de edad se les ajustó el modelo generalizado de crecimiento de von Bertalaffy, el modelo exponencial de supervivencia y el modelo propuesto a los rendimientos. El modelo solucionaría la discrepancia entre la fecundidad observada por recuento de gametas y la natalidad estimada (N_0) por modelo clásico.

Palabras Clave: mortalidad juvenil; susceptibilidad; éxito reproductivo; supervivencia

INTRODUCCIÓN

La supervivencia de los peces adultos se representa rutinariamente por el modelo exponencial. Sin embargo, en general, este modelo no estima apropiadamente las densidades de las primeras etapas de vida (Slobodkin 1962) porque éstas presentan tasas de mortalidad mucho mayores que los adultos.

En esta contribución se propone un modelo para conseguir una mejor estimación de las densidades de los primeros estadios postlarvales.

MATERIALES

Para el muestreo se utilizó una red de tiro de "billone" (Sendra y Freyre, 1978) con una malla que captura con máxima eficiencia los juveniles a partir de los 5 mm de longitud estándar (Lst). Los muestreos se realizaron desde una misma estación costera con una periodicidad semanal entre 1974-77 y entre semanal a quincenal entre 1981-82, totalizando 66 fechas y 155 lances.

El procesamiento de las muestras por fecha consistió en la medición de la Lst, registrándose la frecuencia de individuos por intervalos de 5 mm y por lance, unidad de esfuerzo.

MÉTODO

Progresión de modas

Para cada fecha de muestreo se efectuó la descomposición de la distribución de tallas en funciones normales de modo de obtener los parámetros: talla media, número (N) y desviación estándar (Figura 1).

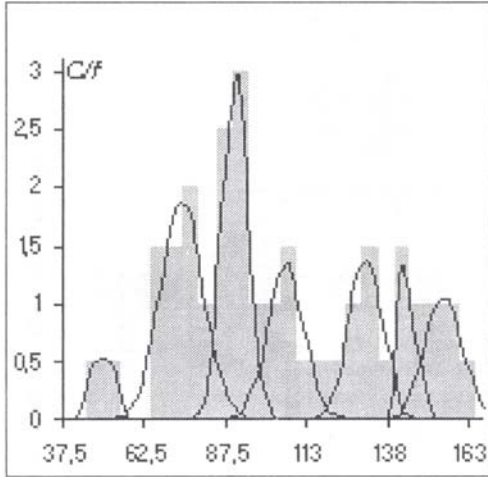


Figura 1. Distribución de frecuencias de tallas (C/f) para la fecha 16/2/82 y normales ajustadas a cada moda. El eje x expresa la longitud estándar en mm.

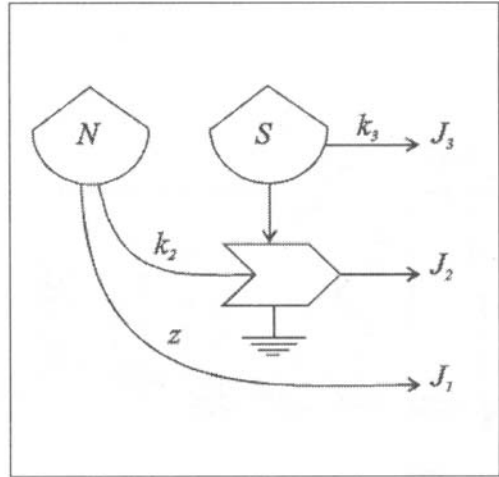


Figura 2. Diagrama de Odum del modelo de supervivencia propuesto. N es numeridad de la cohorte, S es susceptibilidad, kn y z son los parámetros del modelo.

Para cada fecha de muestreo se efectuó la descomposición de la distribución de tallas en funciones normales de modo de obtener los parámetros: talla media, número (N) y desviación estándar (Figura 1).

Este procedimiento permitió seguir el desplazamiento temporal de las modas. El reconocimiento de la correspondencia entre las modas de las diferente cohortes en las distintas fechas fue corroborado por su ajuste al modelo generalizado de crecimiento de von Bertalanffy (Pauly, 1983):

$$L_t = L_\infty (1 - e^{-k(t-t_0)})^{1/D}$$

donde L_t es la talla para cada momento (t), L_∞ es la talla asintótica, k es la constante de crecimiento t_0 es el momento del nacimiento y D es un factor de superficie. La edad se adjudicó sobre la base de las fechas de capturas.

El modelo exponencial de supervivencia es:

$$N_t = N_0 e^{-z(t-t_0)}$$

donde N_t es la densidad para cada tiempo (t), N_0 la densidad en el momento de nacimiento (t_0) y z el coeficiente de mortalidad.

El modelo

El modelo de supervivencia que se propone se ilustra mediante el diagrama de Odum de la Figura 2. La mortalidad J_1 se produce a tasa constante. La susceptibilidad, S, produce una mortalidad adicional J_2 y J_3 disminuye a S hasta agotarla.

Las ecuaciones diferenciales de este modelo resultan:

$$\dot{N} = -z \times N - k_2 \times N \times S; \quad \dot{S} = -k_3 \times S$$

Al integrarlas queda:

$$S_t = S_0 e^{-k_3 \times t}; \quad N_t = F \times e^{-z \times t - \frac{k_2}{k_3} \times S_0 \times e^{-k_3 \times t}}$$

En la segunda ecuación F, z y k_3 se pueden ajustar por regresión entre la densidad, Nt y el tiempo, t, pero resulta imposible separar k_2 y S_0 por lo que se definió la variable

$$B = \frac{k_2}{k_3} \times S_0, \text{ por lo tanto:}$$

$$N_t = F \times e^{-z \times t - B \times e^{-k_3 \times t}}$$



Figura 3. Histogramas de frecuencias de tallas y curva polimodal ajustada en secuencia temporal de arriba hacia abajo y de izquierda a derecha.

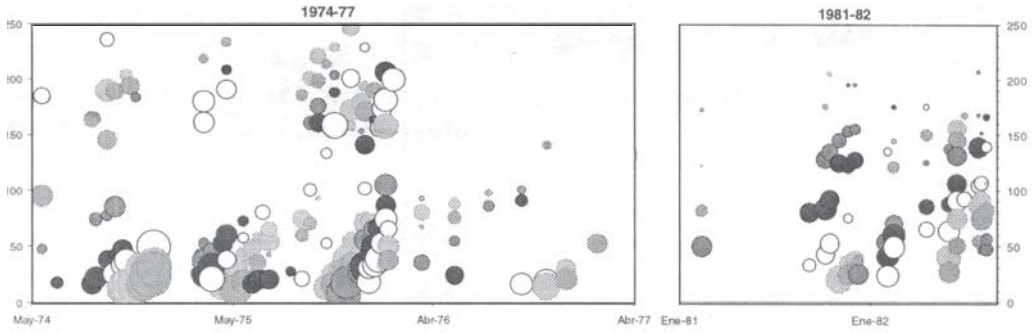


Figura 4. Secuencia temporal de cohortes, los colores muestran modas sucesivas de una misma cohorte. La ordenada representa la talla (en mm). El área de los círculos es proporcional a la numerosidad de la moda que representa.

Se analizó el comportamiento temporal de los parámetros de los modelos ajustados.

RESULTADOS y DISCUSIÓN

En la Figura 3 se presentan los datos y las curvas polimodales ajustadas a las distribuciones de tallas de cada fecha de muestreo.

Durante el período de estudio fue posible discriminar 41 cohortes que se presentan en la Figura 4.

Con los datos t y N_t seleccionados de acuerdo a su correspondencia en el crecimiento se ajustó el modelo clásico y el propuesto. La correspondencia de datos se ejemplifica en la Figura 5.

El comportamiento temporal de los parámetros de los modelos ajustados sobre las cohortes individualizadas puede observarse en la Figura 6. En ella se puede apreciar que L_∞ se mantuvo constante durante todo el período desde 1974 a 1982, así como la tasa de crecimiento (k), es decir no hubo modificación de los descriptores del crecimiento. Con respecto al modelo clásico se observa una disminución en la natalidad aparente (N_0) y mientras que la tasa de mortalidad (z) parece mantenerse constante.

El modelo propuesto muestra que se habría producido un marcado aumento de S_0 (incluida en el parámetro B), una disminución de la tasa de agotamiento de ésta (k_3) y sobre todo ha decrecido el del éxito reproductivo (F), es decir a caído la natalidad y/o la fecundidad.

Estos resultados verifican que el modelo

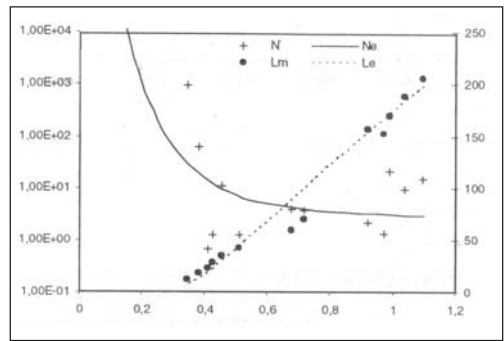


Figura 5. Ajuste del modelo de supervivencia propuesto (ne) y del crecimiento (Le) según Bertalanffy a los datos de una cohorte. Sobre la ordenada izquierda la numerosidad (N) en escala logarítmica y sobre la ordenada derecha la talla (Lm) en mm de longitud estándar.

desarrollado estima mejor que el exponencial la natalidad real, y describe los efectos que el deterioro reconocido de la laguna Chascomús (A. R. Romano y F. Cueva, 1988; Barla *et al.*, 1999) produce en la dinámica de la población. Estas condiciones habrían afectado fundamentalmente la densidad poblacional, a través de modificar la natalidad y la supervivencia de los juveniles y han dejado intacto el crecimiento. Este efecto se conjeturó anteriormente para la población de pejerrey de la Laguna de Lobos (Freyre *et al.*, 1997) pudiéndose en evidencia su mecanismo con la aplicación del nuevo modelo.

La capacidad de predicción y el ajuste del modelo podría validarse con estimaciones simultáneas de supervivencia y fecundidad.

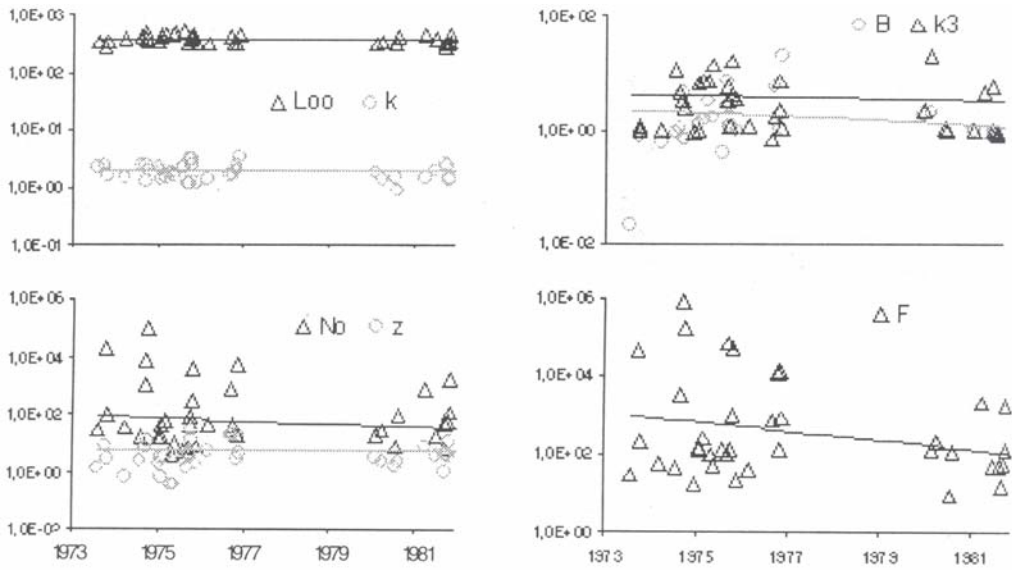


Figura 6. Parámetros de los modelos en escala logarítmica y ajuste de tendencia temporal.

BIBLIOGRAFÍA

Barla, M. J.; R. U. Escaray y J. F. Bustingorry. 1999. Copper, zinc and chromium in water, sediments and biota in the pampean Chascomús Lake (Argentina). *Natura Neotropicalis* 30 (1 y 2): 67-76.

Freyre, L. R.; M. E. Maroñas y E. D. Sendra. 1997. Demografía del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) de la Laguna de Lobos (provincia de Buenos Aires). *Natura Neotropicalis* 28 (2): 47-59.

Pauly, D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. ICLARM Stud. Rev. 8. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines. 325 p.

Romano A.R. y Cueva F. 1988. Lesiones histológicas atribuibles a tóxicos en *Odontheistes bonariensis* (Cuv. y Val., 1835) (PISCES, ATERINIDAE). *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 19 (2): 135-142.

Sendra, E. D. y L. R. Freyre. 1978. Dinámica poblacional de *Bryconamericus iheringi* (Pisces, Tetragonopteridae), de la Laguna Chascomús. *Limnobiós* 1, (8): 299-321.

Slobodkin, L. 1962 Growth and Regulation of Animal Populations. Holt, Rinehart and Wilson, New York

EVOLUCIÓN DE PARÁMETROS DEMOGRÁFICOS CLAVE DEL PEJERREY *Odontesthes bonariensis* DE LA LAGUNA CHASCOMÚS A LO LARGO DE TRES DÉCADAS

E. D. SENDRA

Instituto de Limnología Dr. Raúl A Ringuélet. edsendra@ilpla.edu.ar

RESUMEN

El pejerrey de la Laguna de Chascomús ha presentado, hasta la década del 60, una población de alta productividad. Lo demuestran los datos sobre el crecimiento y abundancia de la misma. Son reflejo de ello las estadísticas de pesca comercial y las referencias recogidas sobre la calidad de la pesca deportiva. Esta situación se comienza a revertir durante los 70 con la desaparición de la pesca comercial y el deterioro notable en la calidad de la pesca deportiva que redundaron en perjuicios económicos cuantiosos para los sectores que explotaban estas pesquerías. Con fines comparativos se describe el crecimiento y la supervivencia de la población a partir de muestreos con red de tiro a lo largo de tres décadas. Se estimaron los parámetros clave: L_{∞} y, talla y peso asintótico, y k , coeficiente de crecimiento según el modelo de von Bertalanffy; N_0 , numerosidad inicial de cada cohorte y z , coeficiente de mortalidad según el modelo exponencial de supervivencia. Se ilustra el desempeño poblacional o performance del crecimiento y de la supervivencia mediante la aplicación de diversos índices. Asimismo se registró la tendencia en la abundancia y natalidad, efectuándose un análisis comparativo con datos de otros ambientes y de la variación de los mismos en la Laguna Chascomús lo largo de treinta años. Los resultados más conspicuos son la tendencia hacia una creciente mortalidad y la constante disminución en los indicadores de la performance. Comparando la información con otras lagunas pampásicas se comprueba que la población de pejerrey de Chascomús ha sido una de las más perjudicadas. Se analizan algunas posibles causas, asociadas con el deterioro de la calidad del agua resultante del vuelco de efluentes urbanos e industriales y con obras hidráulicas.

Palabras clave: demografía, desempeño poblacional, pesquerías.

INTRODUCCIÓN

El pejerrey de la Laguna de Chascomús adquirió renombre en el pasado por la excelencia del pesquero de alto rendimiento, producto de la alta productividad de la población. Esta situación se mantuvo hasta la década de 1970 según lo demuestran los datos sobre el crecimiento y abundancia de la misma. Son, además, reflejo de ello las estadísticas de pesca comercial y las referencias recogidas sobre la calidad de la pesca deportiva.

La coexistencia de la pesca comercial con la pesca deportiva en las lagunas pampásicas se ha caracterizado por ser conflictiva, especialmente en aquellos ambientes próximos a los centros más poblados (Ringuélet, 1964 y Grosman, 2000) y más influenciados por la pesca deportiva. Esta última presentó rendimientos comparativamente elevados en Chascomús durante el periodo 1950-1970, siendo común la captura de entre 30 y 50 ejemplares por concursante en 4 horas de pesca. Las estadísticas de pesca comercial declarada son asimismo ponderables registrándose entre 20 y 50 toneladas anuales para las décadas del 50 y del 60, Ringuélet, 1964 y Bol. Inf. 1965-1968.

Según han establecido Ringuélet y otros como conclusiones del Convenio Estudio de Riqueza Ictícola: “La pesca deportiva y la pesca comercial son compatibles en ambientes naturales”. Mas aún, los efectos positivos de la pesca comercial regulada sobre la población de pejerrey han sido esbozados por Ringuélet, 1964 y por Freyre y Ringuélet, 1970. Posición que, sin embargo, no ha impedido la preeminencia de un sector por sobre el otro, como demuestra la normativa legal vigente, estableciendo la prohibición de la pesca comercial en el ámbito de las lagunas de la Provincia de Buenos Aires.

No se disponen de muchas descripciones fidedignas de las modificaciones ambientales más conspicuas y significativas para la flora y fauna lagunar en las últimas décadas, contándose con

algunas caracterizaciones limnológicas (Ringuelet 1972)(Conzonno y Claverie, 1987/8 y 1990). Maroñas, 1984, a partir de un muestreo y diagnóstico concluye para el mismo año: 1) No existe una disponibilidad suficiente de zooplancton para la alimentación adecuada del pejerrey, fenómeno que se ve acentuado en los individuos adultos, 2) Muy baja producción neta en comparación con datos de otros ambientes y 3) Se refleja un cambio global a nivel del ecosistema con respecto a los resultados consignados en el Convenio Estudio de Riqueza Ictícola. Para este ambiente se ha detectado un deterioro de la calidad de agua en perjuicio de la fauna de peces (ver Gariboglio *et. al.* 1976). Como han indicado también otros autores este es efecto del incremento de los vuelcos de tanto residuos cloacales y urbanos superficiales como industriales. Este panorama se ha visto complicado por la ejecución obras hidráulicas como el dragado del lecho, entre otras. Así, el presente aporte constituye un análisis de las respuestas poblacionales del pejerrey a las modificaciones comprobadas en el ambiente a lo largo de las últimas tres décadas.

MATERIAL Y MÉTODOS

La Biología Pesquera clásica ha desarrollado metodológicamente la descripción demográfica para una población dada. Esta típicamente consiste en la estimación de los parámetros clave: L_{∞} y, talla y peso asintótico, y k coeficiente de crecimiento según el modelo de von Bertalanffy; N_0 , numerosidad inicial de cada cohorte y z , coeficiente de mortalidad según el modelo de supervivencia exponencial a partir de muestras obtenidas con artes de con eficiencias de pesca similares (Gulland, 1983). Por este camino es posible evaluar los cambios históricos de la población que, reflejados principalmente por índices de la calidad de pesca y de la “Performance”, permitan interpretar las respuestas de la misma a la situación ambiental de la laguna. Los más citados son, para comparar el crecimiento, los índices \dot{u} de Galucci y Quinn, 1979, y Φ de Pauly, 1979. Mas recientemente se ha incorporado el índice T de Freyre *et. al.* 2000, a los fines de incluir la mortalidad para definir la “Performance de la población”. Se han ensayado otros indicadores de la abundancia, éxito reproductivo y estructura de talla óptima para la pesca como son la abundancia media anual y el índice de abundancia relativa, IAR (Anderson y Gutreuter, 1985).

Con el objeto de describir el crecimiento y la supervivencia de la población se partió de muestreos realizados con dos redes de tiro (Alaimo y Freyre, 1969 y Freyre *et. al.* 1997). Tanto la primera, utilizada entre 1965 y 1968, como la segunda (1974-1984) se implementaron mediante arrastres a la costa desde estaciones fijas. A estos datos se les sumaron relevamientos realizados durante los 80 con el mismo arte (Maroñas, 1984).

El procesamiento de las muestras por fecha consistió en la medición de la longitud estándar (Lst) registrándose la frecuencia por intervalos de 10 mm y por unidad de esfuerzo. En cada fecha se seleccionó una submuestra, como máximo, por 5 ejemplares de cada intervalo de talla, registrándose la Lst, el sexo y el peso corporal, entre otras.

La información de base para el presente estudio lo constituyen las distribuciones de talla por fecha y unidad de esfuerzo pesquero, Figura 1.

Se asignó la edad mediante el análisis de la progresión modal correspondiente a cada clase que integra las distintas cohortes. A los datos ordenados por clase de edad, sin discriminar cohortes, se les ajustó el modelo de crecimiento según:

$$L_t = L_{\infty} ((1 - e^{(-k(t-t_0))})^{1/D})$$

donde: L_{∞} es el largo asintótico, k es el coeficiente instantáneo de crecimiento, t_0 tiempo hipotético de nacimiento y D es el factor de superficie ($3(1 - (0,674 + 0,0357(\log_{10}(W_{\infty})))$), Pauly, 1984) producto de la relación longitud estándar-peso, estimado para cada década. Luego se procedió a realizar el mismo ajuste pero para cada cohorte. El ajuste de la supervivencia se efectuó aplicando el modelo clásico de mortalidad exponencial a las capturas sin discriminar

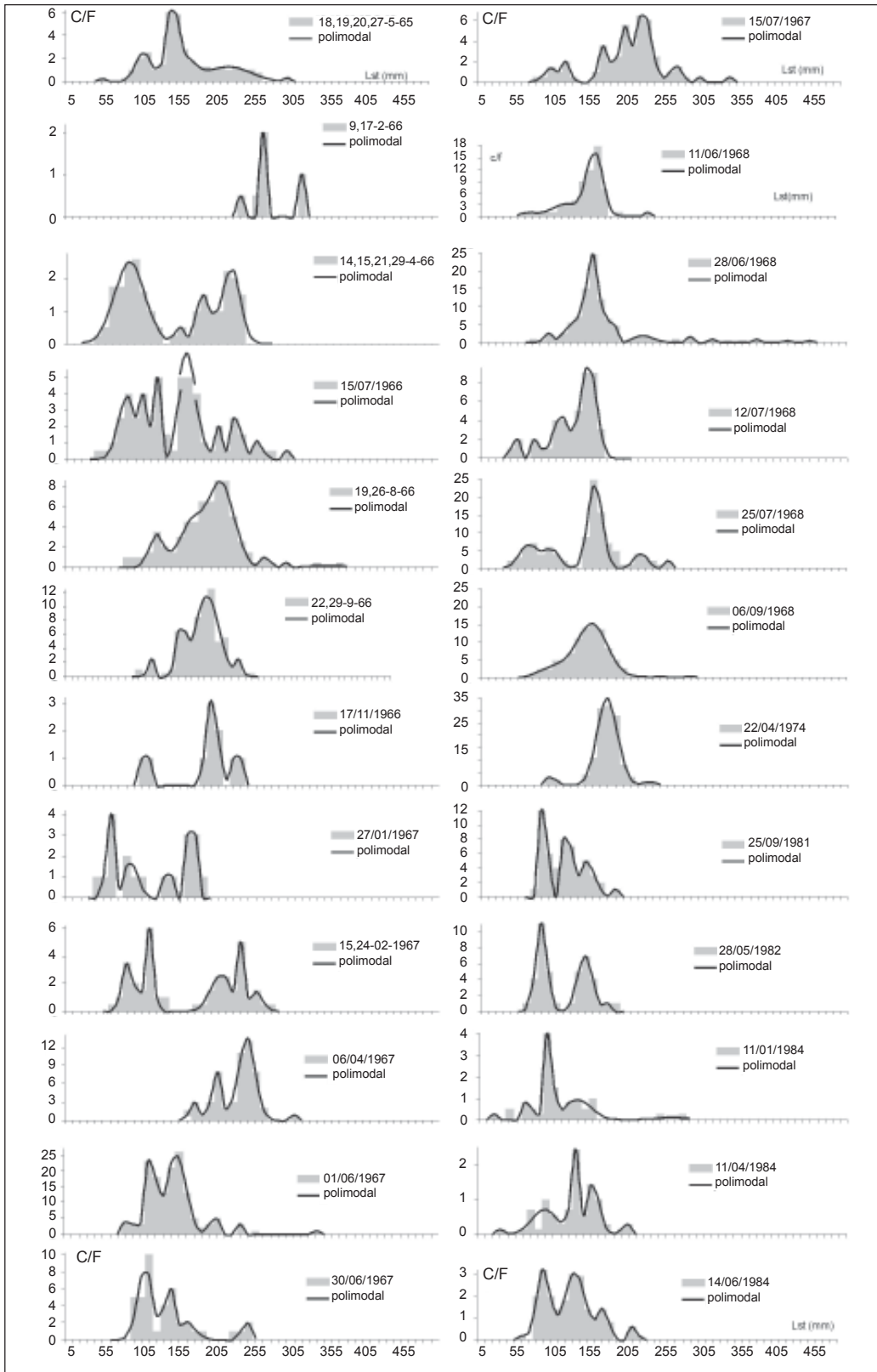


Figura 1. Histogramas de los rendimientos medios mensuales y ajuste polimodal para el periodo 1965-1984.

cohortes por un lado y por el otro a los rendimientos por cohorte,

$$N_t = N_0 e^{-z(t-t_0)}$$

donde: N_0 es el rendimiento para $t = t_0$ y z es el coeficiente instantáneo de mortalidad (Tabla 1).

Para describir comparativamente el desempeño o “Performance” de la población mediante índices se utilizaron datos de otros ambientes (Figura 3) y, para el caso de Chascomús, la aproximación del comportamiento de los guarismos a lo largo del periodo de estudio (Figura 5). Los índices estimados son:

$$\omega = kL_\infty; \Phi = \text{Log}_{10}(kW_\infty) \text{ y } T = \text{Edad de máxima biomasa.}$$

Ésta se estimó calculando la raíz de la siguiente ecuación:

$$\frac{dBW}{dtW_\infty} N_0 = 3k(1 - e^{-(k(t-t_0))^2}) e^{-(k+z)(t-t_0)-z} (1 - e^{-k(t-t_0)})^3 e^{-z(t-t_0)}$$

donde: $\frac{dBW}{dt}$ la derivada de la curva de biomasa para cada cohorte.

Con fines ilustrativos se transformaron los valores de rendimiento de cada arte empleado a estimaciones de la densidad mediante la siguiente relación: $R = q(N/A)$, donde q es el coeficiente de capturabilidad de la red de tiro y N/A la numerosidad por unidad de área. Luego se transformaron los rendimientos en número por hectárea. A partir de estos se estimó un grosero indicador de la numerosidad anual media de la población (Figura 5), como:

$$N \text{ media} = N_0/z.$$

Para evaluar la calidad de pesca potencial en función de la estructura de tallas a lo largo del tiempo se utilizó el índice de abundancia relativa:

$$IAR = 100 (1 - D / D_{total})$$

donde: D es la densidad relativa de ejemplares por debajo del tamaño mínimo permitido por la pesca deportiva (25 cm de longitud total, aprox. 22,5 cm. de Lst) y D_{total} es la densidad total de individuos para esa fecha (Figura 2). Con el propósito de descubrir posibles tendencias de los indicadores, las estimaciones hechas por cohorte se promediaron según el año de procedencia (Figura 5).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados referidos al crecimiento, Tabla 1, abundancia, Figura 5, y estructura de tallas, Figura 2, de la población indican tendencias sostenidas en los comportamientos de los parámetros que las definen.

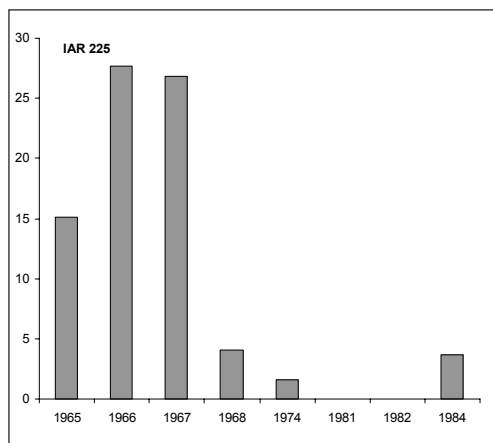


Figura 2. Índice de la calidad pesquera (proporción relativa de capturas por encima de la talla mínima permitida para las capturas deportivas) para los años de muestreo.

1) La más conspicua es la creciente mortalidad con la consiguiente respuesta en los parámetros de crecimiento: incremento de la tasa de crecimiento y disminución de la talla máxima (Figuras 4 y 5).

2) Otras tendencias que se derivan del presente estudio son la disminución en los indicadores de la “Performance de la población”, comparada con otras lagunas pampásicas y con información previa del mismo ambiente (Figuras 3 y 5 respectivamente). Como consecuencia se observa un decreciente potencial

Tabla 1. Parámetros resultantes del ajuste del crecimiento y de la supervivencia a las clases de edad discriminadas según cohortes. Se distinguen en algunos años, hasta tres cohortes.

Clase Estac	Parámetros	Año de nacimiento															
		1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1972	1973	1979	1980	1981	1982	1983	1984
Primavera	L_{∞}	555	567	508	447	433	426	334	287	324							
	k	0,51125	0,49713	0,70387	0,90782	0,99365	1,25845	0,58621	1,05921	1,79308							
	to	0,55857	0,22946	0,45901	0,24411	0,21160	0,08782	-0,31546	0,50838	0,52829							
	R2 (L)	0,99170	0,97730	0,97790	0,98920	0,88240	0,72140	1,00000	1,00000	0,95250							
	No	656	9927260	1293	2466	4951	918	4951	10929	175							
	z	1,62913	4,05914	1,54692	2,20262	3,08327	3,84420	2,57469	3,16789	2,00420							
Otoño	R2 (N)	0,88820	0,68910	0,15870	0,34770	0,60890	0,23230	1,00000	1,00000	1,00000							
	L_{∞}	588	559	581	457	414	437	334	286	321							
	k	0,39575	0,45507	0,49158	0,79479	0,90545	1,26004	0,96045	0,93002	1,03553							
	to	-0,47288	-0,49737	-0,35390	-0,21934	-0,39405	-0,09330	-0,41897	-0,00288	-0,06214							
	R2 (L)	0,97360	0,97510	0,98600	0,98140	0,99350	0,92230	1,00000	1,00000	1,00000							
	No	668	2982	279262	4342	735	4850	4921	39616	6514							
Verano	z	1,18841	1,50751	2,82326	2,32634	2,11293	3,38493	2,98693	3,74308	2,55509							
	R2 (N)	0,89170	0,56480	0,89010	0,91850	0,34180	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000							
	L_{∞}	431	450	450	431	450	328	328	328	328							
	k	0,89552	0,89891	0,89552	0,89891	0,89552	0,89891	0,89552	0,89891	0,89552							
	to	0,43326	0,40208	0,43326	0,40208	0,43326	0,40208	0,43326	0,40208	0,43326							
	R2 (L)	0,98880	0,99640	0,98880	0,99640	0,98880	0,99640	0,98880	0,99640	0,98880							
Sin Discriminar	No	5348	4901	5348	4901	5348	4901	5348	4901	5348							
	z	3,67198	2,00150	3,67198	2,00150	3,67198	2,00150	3,67198	2,00150	3,67198							
	R2 (N)	0,61590	1,00000	0,61590	1,00000	0,61590	1,00000	0,61590	1,00000	0,61590							
	L_{∞}	593	593	593	593	593	593	593	593	593							
	k	0,36255	0,36457	0,36255	0,36457	0,36255	0,36457	0,36255	0,36457	0,36255							
	to	-0,13658	-0,98111	-0,13658	-0,98111	-0,13658	-0,98111	-0,13658	-0,98111	-0,13658							
Discriminar	R2 (L)	1,00000	0,94400	1,00000	0,94400	1,00000	0,94400	1,00000	0,94400	1,00000							
	No	33199	33817	33199	33817	33199	33817	33199	33817	33199							
	z	2,40013	1,44896	2,40013	1,44896	2,40013	1,44896	2,40013	1,44896	2,40013							
	R2 (N)	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000							

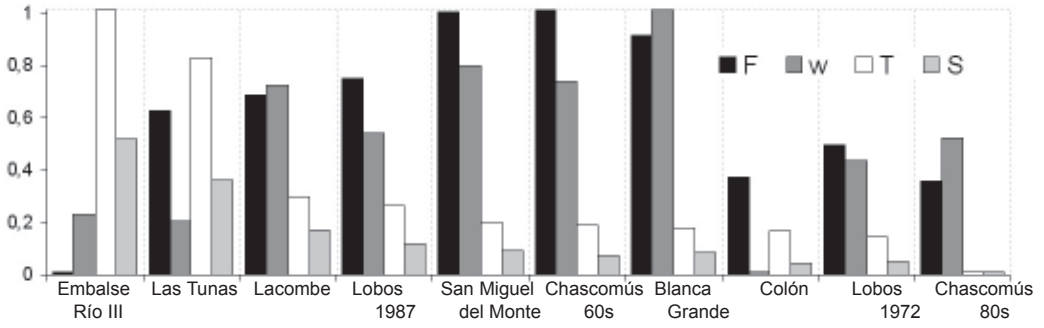


Figura 3. Indices de la performance del crecimiento ω , Φ , tasa anual de supervivencia $S (e^{-z})$ y edad de máxima biomasa T para diferentes ambientes.

pesquero que se verificaría con el colapso de la pesquería deportiva (Figura 2).

En contraposición a la tendencia creciente de la mortalidad natural, el elevado potencial reproductivo de la especie compensaría, en parte, la situación incrementando la natalidad por individuo, y posiblemente la supervivencia de juveniles. Esto por una menor competencia intra específica, al observarse una no muy clara tendencia decreciente de la natalidad y de los stocks. Los resultados de Maroñas, 1984 aportan algunos indicios como es la disminución de la cantidad y calidad del zooplancton, principal recurso alimentario del pejerrey, otro síntoma de cambios más profundos en el ecosistema lagunar que se habrían producido a lo largo del trienio.

La merma del potencial pesquero se comenzaría a observar hacia mediados de los 70 coincidentemente con la desaparición de la pesca comercial por establecerse su prohibición. Esta actividad que ejercida responsablemente incrementaría la producción pesquera además de que complementaría el contralor oficial sobre el recurso, fue excluida. Como consecuencia, la presión de los sectores que pugnaban porque se incluyera la laguna entre las de exclusivo interés deportivo resultó contraproducente. Desgraciadamente dicho giro y el deterioro notable en la calidad de la pesca deportiva que prosiguió redundaron en perjuicios económicos y sociales por demás onerosos para los sectores que explotaban estas pesquerías.

Si bien no fue posible asociar este fenómeno a una única causa por carecerse de un estudio limnológico simultáneo, se pueden sugerir algunas hipótesis explicativas.

Como se recita en la bibliografía más reciente el concepto: La población y por ende la actividad humana en los alrededores de la laguna se ha visto incrementada fuertemente en las

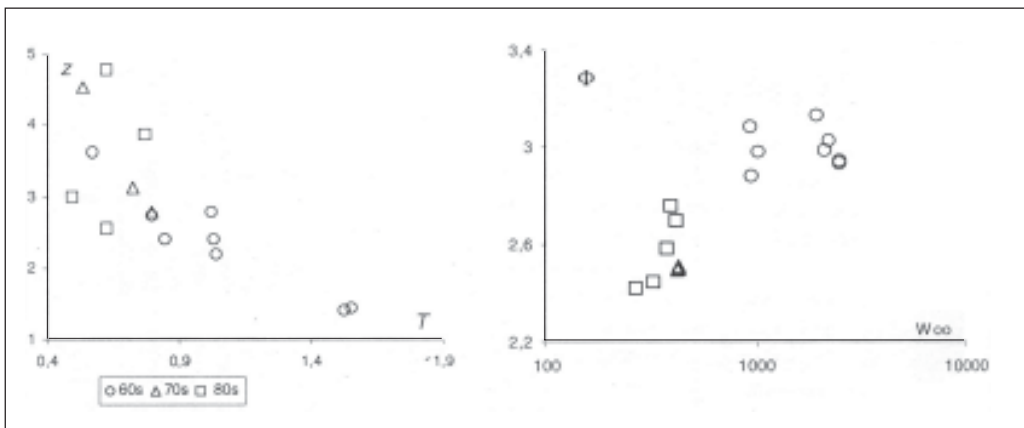


Figura 4. Correlaciones más significativas entre los valores medios por década de los parámetros y los índices clave.

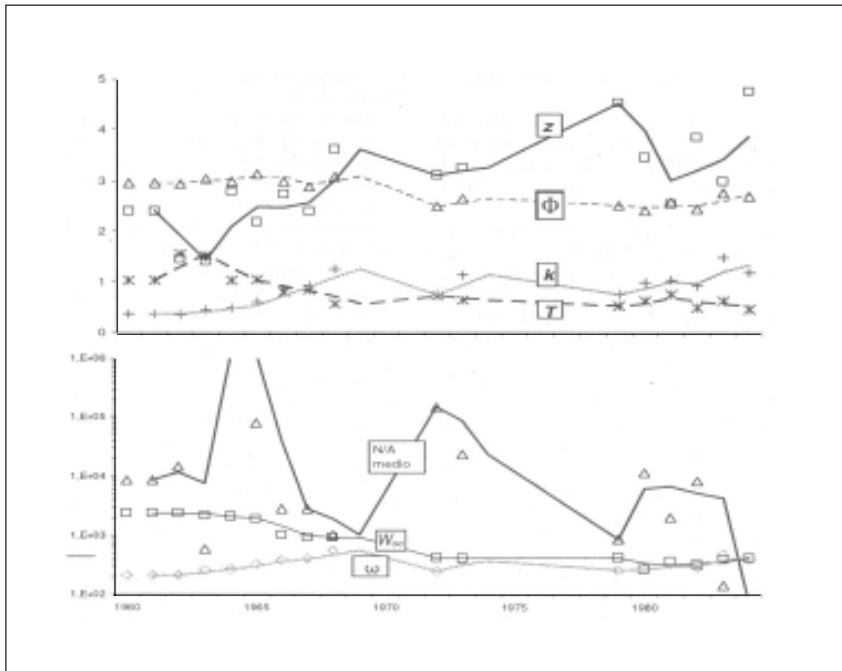


Figura 5. Diagrama de dispersión en función del tiempo de los parámetros clave del crecimiento, de la supervivencia y de los indicadores de la performance. Líneas de tendencia.

últimas décadas, incrementándose el vuelco de efluentes cloacales, pluviales e industriales sin tratamiento previo se han ido incrementando, tanto en la laguna como en su cuenca, merece especial atención. Asimismo hacia fines de la década del 70 se han realizado obras de dragado en extensas áreas próximas a las costas de la laguna para el relleno de bajos anegadizas. Esta practica redundaría en la destrucción de huevos, larvas y juveniles, a la vez que restringe las áreas de cría y alimentación de larvas y juveniles de peces. Afortunadamente, el resultante deterioro de la calidad del agua de la laguna ha sido documentado y existen otros indicios de las consecuencias de la contaminación (ver Conzonno y Claverie, 1990 y Romano y Cueva, 1988). Por ejemplo los estudios que registran la presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal humana en el tracto digestivo de bagres sapo y pejerrey a mediados de la década de los 70 (Gariboglio *et. al.*, 1976).

Estos factores parecen explicar los efectos observados en la población y la consecuente declinación de la pesquería deportiva.

Los resultados del presente estudio permiten reafirmar las conclusiones sobre la Laguna Chascomús que se presentan en contribuciones más recientes (Freyre *et. al* 2002 (2) y (1)).

BIBLIOGRAFÍA

Alaimo, S. y L. R. Freyre. 1969. Resultados sobre la estimación de la numerosidad de peces en la laguna de Chascomús. *Physis* 29(78): 197-212.
 Anderson, R. y S. Gutreuter. 1985. Length, Weight, and Associated Structural Indices. En: *Fisheries Techniques*. Nielsen L.A. y D.L. Johnson (eds.). Am. Fish Soc. Southern Printing Co. Blackburgh,

Virginia, 468 p.
 Boletines Informativos. 1965-1969. Dir. Rec. Pesq. Mrio. de Asuntos Agrarios de la Pcia. de Buenos Aires.
 Convenio Estudio de Riqueza Ictícola. 1965-1968. Convenio CFI- Mrio. de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires (Dir. Rec. Pesq.).
 Conzonno, V. H. y E. F. Claverie. 1987/8. Phytoplankton primary production in Chascomús

- pond (Provincia de Buenos Aires). ECOSUR 14/ 15 25/26: 7-16.
- Conzonno, V. H. y E. F. Claverie 1990. Chemical Characteristics of the water of Chascomus pond (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Limnological implications. *Rev. Bras. Biol.* 50 (1): 15-21.
- Freyre, L. R., M. E. Maroñas, S. M. Mollo, E. D. Sendra y A. A. Dománico. 2002 (2). Variaciones supra-anales de la ictiofauna de lagunas bonaerenses. <http://www.ilpla.edu.ar/eventos.htm>
- Freyre, L. R., M. E. Maroñas y E. D. Sendra 2002 (1). Modelo de supervivencia para los estadios post-larvales del pejerrey *Odontesthes bonariensis bonariensis*. <http://www.ilpla.edu.ar/eventos.htm>
- Freyre, L. R., M. E. Maroñas y E. D. Sendra. 1997 Demografía del pejerrey *Odontesthes bonariensis bonariensis* de la Laguna de Lobos, Provincia de Buenos Aires. *Natura Neotropicalis* 28(1): 47-49.
- Freyre, L. R. y R. A. Ringuélet. 1970. La pesca del pejerrey en la laguna de Chascomús. La pesca deportiva y comercial y sus consecuencias biológicas (ed. mimeografiada). Dción. Recursos Pesqueros. Prov. de Buenos Aires. 12p.
- Freyre, L. R., M. E. Maroñas y E. D. Sendra. 2000. Parámetros demográficos del pejerrey *Odontesthes bonariensis bonariensis*, de la laguna La-combe, partido de Chascomús, provincia de Buenos Aires. En: Primeras jornadas ecología y manejo de ecosistemas acuáticos pampeanos. Noviembre 2-3, Junín, Buenos Aires.
- Gariboglio M. A., E. Ebbeke y M. Merlassino. 1976. Bacterias indicadoras de contaminación fecal en el contenido intestinal de peces de agua dulce (estudio preliminar). *Limnobiós* 1(3): 95-99.
- Grosman, F. 2000. (Ed.). *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*. Ed. Astyanax, 206p.
- Gulland, J. A. 1983. Fish stock assessment: A manual of basic methods. FAO/ Wiley Series on Food and Agriculture. John Willy & Sons. 223p.
- Maroñas, M. E. 1984. Relevamiento pesquero de cuencas naturales. Informe final de pasantía otorgada por la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. 36pp.
- Pauly, D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. *ICLARM Stud. Rev.* 8. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines. 325 p.
- Ringuélet, R. A. 1964. Un ejemplo de criterio normativo para la explotación de un recurso íctico de aguas continentales. La pesca comercial del pejerrey de la Laguna Chascomús. *Agro* 6 (10): 61-68.
- Romano, A. R. y F. Cueva. 1988. Lesiones histológicas atribuibles a tóxicos en *Odontesthes bonariensis* (Cuv. y Val., 1835) (PISCES, ATHERINIDAE). *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 19 (2): 135-142.