

Estrutura da comunidade de peixes da represa “Lago del Fuerte”, Tandil, Argentina

Fabián Grosman

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

RESUMO. A represa “Lago del Fuerte” constitui um centro de atividades recreativas onde a pesca esportiva do peixe-rei *Odontesthes bonariensis*, espécie introduzida para tal fim, tem um lugar de importância. Este trabalho tem como objetivo determinar a estrutura da comunidade de peixes, sua distribuição, principais relações tróficas e os parâmetros demográficos da população do peixe-rei. A vegetação marginal submersa da represa forma um ambiente favorável para o desenvolvimento dos peixes de pequeno porte; em compensação, o peixe-rei utiliza as águas livres. A competição interespecífica é reduzida pela segregação dos habitats e/o dos nichos tróficos. *Astyanax eigenmanniorum* é principalmente herbívoro; *O. bonariensis*, zooplânctófago e *Cichlasoma facetum*, onívoro. Existem relações muito estreitas entre os diferentes níveis energéticos presentes no sistema. A disponibilidade de zooplâncton regula os parâmetros da população do peixe-rei, o qual regula a composição do mesmo através da predação; na ausência de ictiófagos, o pescador é o responsável por influir nas variações demográficas do peixe-rei

Palavras-chave: biologia populacional, comunidade de peixes, *Odontesthes bonariensis*, peixes, pesca esportiva, relações tróficas.

ABSTRACT. Fish community structure of “Lago del Fuerte” reservoir, Tandil, Argentina. Lago del Fuerte reservoir is a leisure center where sport fishing of silverside (*Odontesthes bonariensis*), a species stocked for this purpose, is very important. The objective of this paper is to determine the current fish community structure in this reservoir, their distribution, main trophic relationships and demographic parameters of the silverside population. The demersed vegetation present in the littoral region shapes favourable microenvironments for the development of shorter fish species; the silverside population use the pelagic region. The interspecific competition is reduced by means of habitat and/or trophic niche segregation. *Astyanax eigenmanniorum* is principally herbivorous; *O. bonariensis* is principally zooplanktophagous, and *Cichlasoma facetum* has a generalistic diet. There are very strong relationships between the different energetic levels present in the system. The zooplankton availability affects the silverside population parameters which affects its structure by means of predation; on account of the absence of piscivorous animals, fishermen act as predators affecting the populational dynamic parameters of silverside.

Key words: community, fishes, *Odontesthes bonariensis*, population biology, sport fishing, trophic relationships.

A represa “Lago del Fuerte” foi construída na década de 50, perto da cidade de Tandil, Argentina (59°8'W e 37°21'S; 120000 habs.), com o objetivo primário de diminuir o risco de inundação sobre a cidade, regulando o nível de dois riachos de primeira ordem. Sua superfície é de 17 hectares. Por não ter um descarregador de sedimentos funcional, os processos de sedimentação vão diminuindo sua profundidade e o volume de água retido. A sua parte mais profunda chega até 3,7m.

A pedido das autoridades do lugar, foi realizado um estudo ambiental na represa. Consideraram-se aspectos limnológicos, sanitários, ictiológicos e sociais. A represa foi classificada na escala de Vollenweider como hipereutrófica (Gonzalez Castelain *et al.*, 1995), adjudicada às características da bacia (zona agrícola e de criação de gado), bem como do envelhecimento próprio das represas (Tundisi, 1993). Mesmo assim, todos os ambientes da “pampa argentina” são eutróficos ou hipereutróficos (Quirós, 1995).

Pelo aspecto visual que apresenta a represa, os usuários e os pescadores confundem contaminação ambiental com eutrofização (Peluso *et al.*, 1996), diminuindo o número de atividades recreacionais a desenvolver, seja na margem da represa ou mesmo na água.

Nesta última, a pesca esportiva ocupa um lugar destacado. A ictiofauna é própria dos riachos anteriores à represa, adaptando-se às novas condições do meio ambiente; a exceção é o peixe-rei (*Odontesthes bonariensis*), espécie que foi introduzida para a prática da pesca esportiva. Nesse aspecto, é o peixe de água continental de maior importância da região (Luchini *et al.*, 1984; López *et al.*, 1991; Grosman, 1995a), tendo-se conhecimento de seus parâmetros demográficos em vários ambientes (Cabrera, 1959; Burbidge *et al.*, 1974; Freyre *et al.*, 1983; 1993; 1994; entre outros). Mesmo assim, poucas vezes têm sido relacionados diretamente os dados obtidos com a ação e o efeito da pesca recreativa, a qual pode ser considerada como um predador seletivo (Magnuson, 1991; Johnson e Carpenter, 1994), tendo um papel importante na estrutura das comunidades aquáticas (Bechara, 1993).

Em países desenvolvidos, a pesca esportiva é considerada uma atividade social e econômica de relevância. É por isso que existe um amplo material bibliográfico com diversos aspectos da temática, que permitem a elaboração de políticas para o máximo proveito do recurso (Fisher *et al.*, 1986; Fisher e Grambsch, 1989; Green, 1991; Sutherland, 1991; Spencer e Spangler, 1992; Schramm e Edwards, 1994; entre outros). Na Argentina, só existem estudos pontuais (Vigliano e Lippolt, 1991; Grosman, 1993a; Urbansky e Sanguinetti, 1997; entre outros); não foram desenvolvidas políticas de promoção desse recurso, gerando um vazio no aspecto técnico que impossibilita a coordenação da pesca (Vigliano e Grosman, 1996).

Um das principais referências qualitativas na pesca esportiva é o crescimento em comprimento dos peixes, o qual é modificado de maneira inversa pela densidade dessa comunidade (LeCren, 1958; Boisclair e Leggett, 1989a), da mesma maneira que a sobrepesca (Gulland, 1971). Mesmo assim, a eutrofização provoca mudanças na estrutura e no funcionamento do sistema, levando a um aumento da produtividade mas não da qualidade da pesca (Lee e Jones, 1991). Em consequência, para a correta coordenação da pesca esportiva do peixe-rei, é necessário o conhecimento de algumas variáveis populacionais.

Por isso, o objetivo deste trabalho é determinar a estrutura da comunidade de peixes da represa, como ponto para descrever a composição das espécies, sua abundância relativa em número e em biomassa, sua

distribuição no ambiente e, além disso, estabelecer as principais relações tróficas, com ênfase nos parâmetros da população do peixe-rei.

Material e métodos

A amostragem dos peixes foi realizada no mês de fevereiro de 1995, na zona marginal que apresenta abundante vegetação submersa em todo seu perímetro (*Potamogeton spp.*, *Myriophyllum spp.* e *Ceratophyllum spp.*) e, ainda, acumula sedimentos transportados pelos riachos que alimentam a represa, formando um pequeno delta. O material de pesca utilizado foi uma rede de arrasto com comprimento de 20 m, com seletividades de captura conhecida, puxada por cordas de 50m (área de cobertura = 1.000 m²/lance) até a margem. Foram feitos dois lances (Figura 1) com o material, sendo o primeiro numa estação com vegetação presente na área toda e o segundo numa área com água que apresenta algumas zonas livres de vegetação.

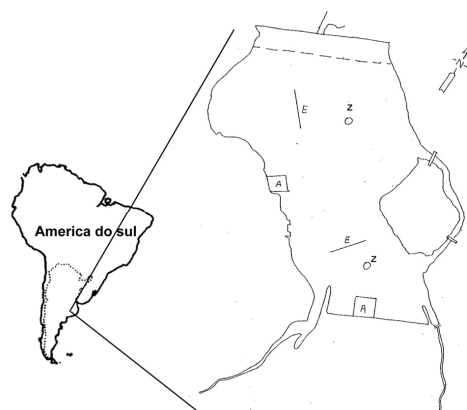


Figura 1. Represa "Lago del Fuerte", Tandil, Argentina. Estações de amostragem de zooplâncton (z); redes de arrasto (a); redes de espera (e)

Utilizaram-se duas baterias de redes de espera idênticas, especialmente desenhadas para a pesca exploratória (Parkinson *et al.*, 1994), com malhas de 15, 19, 22, 25, 30, 33, 38 e 40mm de distância entre os nós, cada uma. Uma delas foi colocada em águas profundas (3,2m) e a outra mais perto da margem, numa zona com vegetação aquática dispersa (Figura 1). Essas redes permaneceram desde o crepúsculo até a primeira hora da manhã. As capturas de peixe-rei foram padronizadas por um programa de seletividades, desenvolvido para essa espécie (Freyre e Maroñas, 1995), o qual avalia a probabilidade de encontro entre os peixes e a rede (Rudstam *et al.*, 1984). Em cada estação de amostragem foi obtido o índice de diversidade de Shannon (H).

Os peixes capturados foram identificados de acordo com sua posição sistemática. Foram efetuadas medidas dos comprimentos padrão (Ls) com classes de 10mm para as espécies de maior tamanho e de 5mm para as restantes; logo após, foram medidos os seguintes parâmetros, dando um número correlativo de ordem: 1) comprimento padrão e cefálico (Lc) em mm (erro de 1mm); 2) peso úmido (wt) em g (erro 1 g e 0.1 g para maiores e menores, respectivamente); 3) no caso do peixe-rei, foram retiradas escamas da zona imediatamente posterior à nadadeira peitoral; no laboratório, foram limpas com detergente enzimático e foram colocadas sobre lâminas.

Para o estudo do crescimento do peixe-rei, utilizou-se o método do retrocálculo, o qual considerou como marca anual de crescimento a presença de alterações ou de irregularidades na disposição dos circuli das escamas (Grosman, 1993b); mediu-se sobre a aresta anterior a distância desde o foco até o bordo da escama (R) e, sobre essa reta, as marcas periódicas de aposição (rn). Da relação Rt-Ls, surgiu a ordenada a origem comum para toda a população, obtendo-se os ajustes individuais para cada espécime, para retrocalcular os comprimentos de marcação; estimou-se uma idade para cada moda obtida (Ricker, 1968; Ogle *et al.*, 1994). Com esses dados, aplicou-se o modelo de crescimento de von Bertalanffy: $L_{s(t)} = L_{\infty} (1 - e^{-k(t-t_0)})$, onde L_{∞} é o comprimento assintótico, k é a taxa de crescimento e t_0 é o tempo no qual o comprimento é nulo. As variáveis foram estabelecidas mediante um algoritmo computacional (Metzler e Weiner, 1985). Com elas, calcularam-se dois índices de rendimento de crescimento: Pauly ($p = \log_{10} k + \log_{10} wt_{\infty}$) (Moreau, 1987); $w = k L_{\infty}$ (Gallucci e Quinn, 1979).

Foram utilizados os seguintes parâmetros de condição para o peixe-rei: relação potência comprimento-peso ($wt = a L_s^b$); índice cefálico, IC = $((L_c \times 100)/L_s)$; e o fator $k = ((wt \times 10^5)/L_s^3)$, e compararam-se com os valores-padrão específicos (Freyre, 1976).

Com os dados da relação comprimento-peso e a equação de crescimento, foi determinado o incremento em peso dos exemplares ($wt = wt_{\infty} \{1 - e^{-k(t-t_0)}\}^b$).

Com os dados de captura das redes de espera e com o prévio ajuste pela seletividade dos materiais utilizados, obteve-se a distribuição das classes de tamanhos. Sobre essa polimodal, adjudicou-se a cada moda uma idade estimada, obtendo-se outra estimativa do crescimento, assim como o número relativo de cada um. A sobrevivência foi estimada através do modelo exponencial clássico ($N_t = N_0 e^{-zt}$). Integrando os resultados, foi possível obter a biomassa, a

sobrevivência em peso da população e determinar o momento em que a classe anual alcança o máximo valor de biomassa ou de idade crítica (Csirke, 1980).

O sexo foi determinado pela inspeção visual das gônadas. Os tubos digestivos das espécies analisadas foram conservados em formol a 10%; no laboratório, efetuou-se uma observação sob um estereomicroscópio e/ou microscópio óptico. Foram determinados os diferentes componentes da dieta, em termos de grandes grupos biológicos (Needham e Needham, 1978; Lopretto e Tell, 1995); foi estabelecida a seguinte escala de abundância relativa (A): muito abundante, abundante, comum, escasso, muito escasso e ausente (Destéfani e Freyre, 1972) quantificando de 5 a 0, respectivamente (Grosman *et al.*, 1996). Foi determinada a frequência absoluta de aparição (F) de cada item alimentar (Escalante, 1982) e a diversidade da dieta, mediante o índice de Shannon (H). Com esses três parâmetros, foi estabelecido o Índice de Categorização de Itens (ICI) $((\sqrt{A \times F})/H)$, o qual identifica alimentos primários ($ICI > 10$), secundários ($10 < ICI < 5$), terciários ($5 < ICI < 1$) e acidentais ($ICI < 1$) (Grosman, 1995b).

Segundo o grau de turgidez do tubo digestivo e o volume do conteúdo, foi determinado o estágio de repleção dos mesmos, classificando-os em 4 categorias: cheio, semi-cheio, semi-vazio e vazio.

Considerando-se que o peixe-rei é uma espécie planctófaga (Ringuelet, 1942; Escalante, 1985; Grosman, 1994; entre outros), foi coletada amostra de plâncton para inferir a oferta alimentar e estabelecer seu rendimento calórico (Ringuelet *et al.*, 1980), utilizando as técnicas de Paggi e Paggi (1995). Essas amostras foram coletadas em duas estações (Patalas e Salki, 1993): uma na zona pelágica (águas livres) e a outra na região litoral; em ambos locais, foi retirada uma amostra subsuperficial e outra de toda a coluna de água.

Resultados

Composição das capturas. A lista das espécies capturadas se apresenta na Tabela 1. Das 4 estações de amostragem estabelecidas, o máximo valor de diversidade ($H = 2.2265$ e 9 espécies) obteve-se na região litoral que possui habitat vegetado e águas livres. Na região do delta, com vegetação mais densa ($H = 1.9959$ e 6 espécies), obtiveram-se capturas abundantes de *Astyanax spp.* e *Cichlasoma facetum*, mas houve ausência de peixe-rei.

As capturas das redes de espera foram analisadas em cada estação amostral para identificar suas possíveis diferenças ecológicas: na estação de águas livres e profundas ($z = 3.5m$), a diversidade foi menor ($H = 0.5048$; 3 espécies: *O. bonariensis*, *A. eigenmanniorum* e

Oligosarcus jenynsi). Na outra estação ($z = 1.8$ m), a diversidade foi de $H = 1.8587$, com 5 espécies.

Tabela 1. Lista das espécies capturadas, indicando sua numerosidade (n°), comprimento médio (Ls) e biomassa (B) por material de pesca (a = arrasto; e = espera) e estação de amostragem (1 e 2).

espécie	n ^o a1	n ^o a2	n ^o e1	n ^o e2	Ls a	Ls e	B a	B e
<i>A. fasciatus</i>	64	404		6	34.72	80	0.608	0.096
<i>A. eigenmanniorum</i>	23	101	3	59	45.88	91.69	0.359	1.426
<i>Ch. interruptus</i>	5	34			39.18		0.059	
<i>O. jenynsi</i>	1		5	32	52.5	173.23	0.038	4.123
<i>J. linneata</i>	8	104			32.81		0.117	
<i>C. decemmaculatus</i>	5				20.5		0.004	
<i>O. bonariensis</i>	7		85	94	64.64	178.89	0.024	21.53
<i>C. paleatus</i>	3	14			29.82		0.06	
<i>C. facetum</i>	77	334		18	30.31	117.22	0.617	1.89
Total	193	991	93	209	38.9	128.1	1.885	29.06

A Tabela 1 também discrimina o número, a porcentagem total de peixes capturados, a biomassa por espécie e sua porcentagem e o comprimento médio de captura, de acordo com o material de pesca utilizado e a estação de coleta. Da mesma surge uma diferenciação de habitats ocupados pelas diferentes espécies, assim como os vários estágios do desenvolvimento (juvenil, na região litoral, e adulto, nas águas livres).

Demografia do peixe-rei. A relação entre o raio total da escama e o comprimento padrão segue uma tendência de relação linear correspondente ($Ls = 16.601 + R$ 40.025; $r^2 = 0.9563$). Para cada moda da distribuição das frequências relativas das classes de comprimento, relacionou-se uma idade. Pela metodologia utilizada, foram consideradas só as três primeiras modas, por serem as mais representativas. Os parâmetros de crescimento para a espécie, em comprimento obtidos e em índices de rendimento de crescimento, foram os seguintes:

$$Ls(t) = 309.5795 (1 - e^{-0.3156(t - (-0.22474))}); P = 1.989; w = 97.70$$

Para os sexos separados:

$$\text{macho: } Ls = 345.1914 (1 - e^{-0.327945(t - (-0.2031))}); P = 2.053; w = 113.20$$

$$\text{fêmea: } Ls = 408.1846 (1 - e^{-0.1681(t - (-0.7056))}); P = 1.836; w = 68.61$$

No ajuste da relação entre o peso-comprimento padrão, foi obtida a seguinte equação matemática: $wt = 8.2843 \times 10^{-6} \times Ls^{3.0675}$ ($r^2 = 0.9967$).

Com essas variáveis, obteve-se o crescimento em peso (Figura 2):

$$wt = 360.075 \{1 - e^{-0.3156(t - 0.0794)}\}^{3.0675}$$

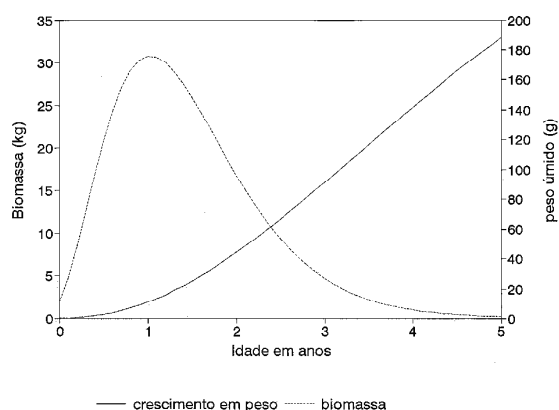


Figura 2. Crescimento em peso e distribuição da biomassa do peixe-rei

A maioria dos valores do IC estão acima do normal (Figura 3), indicando condições desfavoráveis no passado recente. Enquanto ao fator k (Figura 3), observa-se dispersão de amostras, mas dentro do normal.

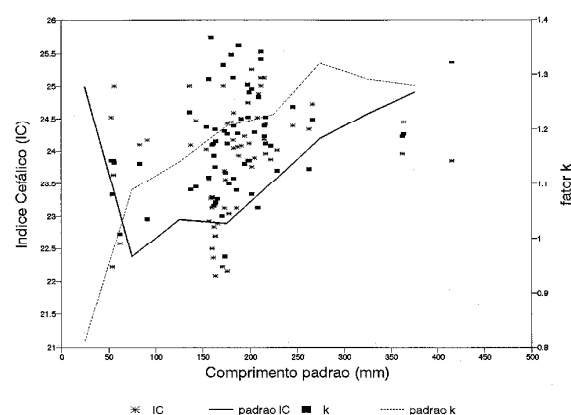


Figura 3. Índice Cefálico (IC) e fator k (k) do peixe-rei com seu valor padrão específico

A distribuição de tamanhos, obtida com os dados da rede de espera, com o ajuste prévio pela seletividade das capturas, apresenta uma elevada proporção de exemplares, aos quais se relacionou a idade de 1+ e 2+ anos. Com esses dados, foi obtida uma nova equação de crescimento, considerando o tempo entre o momento de nascer (Calvo e Morriconi, 1972) e a data de captura:

$$Ls = 318 (1 - e^{-0.3061(t - (-0.0909))}); P = 1.988; w = 97.34$$

A equação de sobrevivência, obtida a partir da distribuição dos tamanhos-idades, foi:

$$N(t) = 20480 e^{-1.99557t}$$

Com os dados obtidos de crescimento em peso e em número relativo, foi determinada a distribuição da

biomassa da população (Figura 2), a qual teve uma idade crítica de $t = 1.00556$.

Principais relações tróficas. No caso do peixe-rei, foram discriminados dois grupos segundo o tamanho: menores de 130mm de Ls (idades 1+) e acima desse comprimento e idade. Na Tabela 2, apresenta-se a abundância relativa de cada item alimentar achado; a diversidade da dieta, a frequência percentual e o ICI; os estádios de repleção expressam-se em porcentagem. A Tabela 3 é similar, mas pertence a *C. facetum* e *A. eigenmanniorum*. As tabelas mostram que os ciclídeos apresentam um regime onívoro; *A. eigenmanniorum* é herbívoro e o peixe-rei é zooplânctófago, com alimentação ocasional em outras comunidades (principalmente bentos).

Tabela 2. Alimentação dos peixes-rei maiores e menores de 130mm Ls. A = abundância (em porcentagem); F = frequência em porcentagem de aparição; ICI = Índice de Categorização de Itens; R = estágio de repleção. (ICI > 10 = alimentos primários; 10 < ICI < 5 = secundários; 5 < ICI < 1 = terciários e ICI < 1 = acidentais)

(R) Repleção	peixe-rei menor de 130mm Cstd			peixe-rei maior de 130mm Cstd		
	ch.=14.2; semich.=28.5; semiv.=42.8; v.=14.2			ch.=4.16; semich.=25; semiv.=37.5; v.=33.33		
Itens	A	F %	ICI	A	F %	ICI
cianofíceas	1.43	85.7	3.69	0.31	16.7	1.04
diatomáceas	0.3	14	0.7			
clorofíceas	0.14	14.3	0.48			
rotíferos	0.28	14.3	0.67	0.04	4.16	0.19
copépodes	4.29	100	6.9	2.42	68.75	5.88
harpacticóides	0.14	14.3	0.48			
cladóceros	2.57	100	5.35	0.88	43.8	2.82
<i>Palemonidae</i>				0.75	29.17	2.13
Ostracódios	1.42	42.85	2.6			
larvas <i>Chironomidae</i>				0.5	27.08	1.68
Odonata				0.04	2.08	0.13
restos insetos	1	42.85	2.18			
Acari	0.29	28.6	0.95			
restos peixes	0.29	28.6	0.95	0.15	6.25	0.44

Tabela 3. Alimentação de *C. facetum* e de *A. eigenmanniorum*. Ver referências na Tabela 2

Repleção (%)	<i>C. facetum</i>			<i>A. eigenmanniorum</i>		
	cheio = 80; semicheio = 20			ch.=70; semich.=10; semiv.=10; v.=10		
Itens	A	F (%)	ICI	A	F (%)	ICI
cianofíceas	3	100	6.51	3.5	80	6.29
diatomáceas	1.6	90	4.51	0.6	40	1.8
clorofíceas	0.1	10	0.38	0.4	30	1.3
macrófitas	1.1	50	2.8	2	60	4.12
rotíferos	0.1	10	0.38	0.1	10	0.53
copépodes	0.1	10	0.38	0.6	40	1.84
cladóceros				0.1	10	0.38
ostracódios	0.4	30	1.3	0.2	10	0.53
larvas <i>Chironomidae</i>	3.8	90	6.9	0.1	10	0.38
Odonata				0.2	10	0.53
restos insetos	0.9	20	1.59	0.9	30	1.95
aracnídeos				0.52	10	0.53
moluscos	0.4	20	1.06			
restos peixes	0.3	10	0.65			

Estudo do zooplâncton. Na Tabela 4, apresentam-se os resultados quantificados de cada grupo, padronizados a 100 litros de água da represa, discriminados segundo estação e modalidades de amostragem. Os rotíferos constituem o principal grupo de zooplâncton quanto ao número. O rendimento calórico do peixe-rei é de $42,2745 \times 10^{-3}$ cal/10⁶ indivíduos.

Tabela 4. Número de zooplâncton discriminado segundo estação de amostragem e forma de captura. L = região litoral; P = região pelágica; c = toda a coluna; s = subsuperficial; Rc = Rendimento calórico do zooplâncton

Amostragem	Lc	Ls	Lc	Pc	Ps	Pc	Total	Rc
Calanóides	1778	533.3	1156	1124		561.8	858.7	0.025
Ciclopóides	3556	1067	2311	3371	3333	3352	2832	0.009
Harpacticóides	1778		889.4				444.4	
Nauplii	5333	1067	3200	23596	1333	12464	7832	
Cladóceros	7111		3556	3371		1685	2620	0.009
Rotíferos	35556	16533	26044	38202	243000	140601	83323	
Ostracódios	1778		888.9	60674	666.7	30670	15780	
Total			5435			27048		0.042

Discussão

A distribuição das espécies na represa associa-se à diferenciação de uma região litoral pouco profunda, com vegetação aquática e uma zona pelágica. A primeira, pela variedade de habitats, apresenta uma maior diversidade de espécies e número de indivíduos, mas estes últimos têm tamanhos reduzidos; em consequência, não alcançam valores altos de biomassa. Porém, essa área seria utilizada como refúgio e alimentação nos estádios juvenis das espécies cujos adultos foram capturados em águas livres (*A. eigenmanniorum*, *O. jenynsi*, *O. bonariensis*). A excepcional adaptação dos ciclídeos à região litoral das represas já foi descrita por Fernando e Holcík (1991); seu amplo hábito alimentar (Escalante, 1984) facilita essa condição.

A presença de cianobactérias nos tubos digestivos de *C. facetum* e de *A. eigenmanniorum* tem correlação com o grau trófico do ambiente, embora sua digestibilidade seja desconhecida.

Os estádios de repleção achados nessas espécies mostram excelentes condições; embora compartilhem o mesmo habitat, seu hábito alimentar é diferente, diminuindo a competição (Jachner, 1991; Osenberg *et al.*, 1992; Michelsen *et al.*, 1994; Grosman *et al.*, 1996).

A presença de algas na dieta da *A. eigenmanniorum* foi citada por Escalante (1982), que destacou a importância dos microcrustáceos, nesse caso com escassa representação. No entanto, nos resultados obtidos do estudo do zooplâncton, os copépodes calanóides e os cladóceros foram mais abundantes na estação em que o peixe-rei não foi capturado, onde, também, a vegetação submersa serve de refúgio (Moss

et al., 1994). Os rotíferos, segundo o estado trófico do sistema, são o grupo principal dessa comunidade (Matsamura-Tundisi *et al.*, 1990); mas, pelo tamanho, não é predado pelo peixe-rei (Ringuelet *et al.*, 1980).

O peixe-rei apresentou uma baixa proporção de tubos digestivos cheios e semi-cheios; além disso, seus parâmetros de condição, como o índice cefálico, por exemplo, resultaram desfavoráveis. Os valores máximos de biomassa foram registrados nas águas livres, onde essa espécie habita. Baigún e Delfino (1994) afirmam que ambientes ricos em nutrientes e abundantes em fitoplâncton têm maior biomassa de zooplânctofagos. O peixe-rei não tem competição interespecífica nessa zona, o que facilitou sua adaptação ao lugar. Dada a ausência, na represa, de peixes ictiófagos, o único predador do peixe-rei adulto é o homem, através da pesca esportiva. A captura de peixes por aves ictiófagas (Martinez, 1993) é insignificante, pois a presença humana na represa assusta-as.

O peixe-rei é considerado um peixe zooplânctofago por excelência (Ringuelet, 1975; Ringuelet *et al.*, 1980). Embora o valor de rendimento calórico do zooplâncton encontrado seja comparativamente normal, o peixe-rei recorre a outras comunidades para satisfazer e complementar suas necessidades alimentares (Grosman, 1995). Isso poderia ser relacionado à elevada densidade de peixe-rei presente; o alimento alternativo seria a isca do pescador. Num sistema de análise de três níveis tróficos (Gutierrez *et al.*, 1994), o peixe-rei pode ser considerado o elo intermédio. Em primeiro lugar, a estrutura e o funcionamento da comunidade de zooplâncton é influenciada pela disponibilidade de recursos, assim como pelos peixes zooplânctofagos (Riemann *et al.*, 1990; Seda e Duncan, 1994). Ao mesmo tempo, um dos principais fatores determinantes da dinâmica populacional do peixe-rei é a disponibilidade de alimento que regula o seu crescimento (Boisclair e Leggett, 1989b; Welker *et al.*, 1994). Baigún e Anderson (1993) determinaram uma correlação entre a biomassa de zooplâncton e a do peixe-rei em outros ambientes da região. Quirós (1990) achou uma relação positiva entre “frequência de atherinídeos” e “clorofila total”, sendo uma de suas hipóteses que a predação dos peixes diminui o pastoreio sobre o fitoplâncton. As mudanças na biomassa do zooplâncton têm a ver mais com as comunidades de peixes que com o trofismo do meio (Quirós, 1991).

Comparando os valores da taxa de crescimento (k) e da taxa de mortalidade (z) achadas com as obtidas em outros ambientes (Freyre *et al.*, 1983; Vila e Soto, 1984; Sverlij e Mestre Arceredillo, 1991; Freyre *et al.*, 1993; 1994; Sendra e Colautti, 1994; Grosman e Sergueña, 1996), verifica-se que ambas são intermediárias,

enquanto o L_{∞} é menor, bem como os índices de rendimento e de idade crítica. Essa condição poderia estar relacionada com o efeito da pesca esportiva. No caso da variável “ z ”, o componente de mortalidade por pesca seria o principal constituinte desse valor pela ausência de peixes ictiófagos; com referência a essa hipótese, Freyre e Sendra (1993), num ambiente maior de 400 ha, distante de centros urbanos e com presença de traíra (*Hoplias malabaricus*) como ictiófago, relacionam 56,5% do valor de “ z ” à mortalidade por pesca esportiva.

Na ausência de ictiófagos que regulem os zooplânctofagos (McQueen *et al.*, 1992), uma regulação do tipo “top-down” seria dada pela ação dos pescadores esportivos sobre a população de peixe-rei (Roell e Orth, 1994; Johnson e Carpenter, 1994). Reforça esta última afirmação o fato de que a estrutura populacional obtida para peixe-rei pode se associar a uma intensa pesca (Csirke, 1980; Horppila e Peltonen, 1994), a qual aumenta em função da proximidade dos centros urbanos e da reduzida superfície da água (Grosman e Peluso, 1998). A captura de peixes realizada através da pesca esportiva gera um impacto sobre o ambiente devido à exportação de biomassa. Em função disso, o homem incorporan-se ao sistema, o qual pode afetar os outros componentes (Carpenter *et al.*, 1985) num efeito de cascata.

A seguir, apresentam-se as conclusões a que se chegou através deste trabalho.

A distribuição da comunidade de peixes associa-se à distribuição da vegetação submersa, diferenciando-se de uma região litoral para uma região pelágica. As plantas configuram uma maior diversidade de microambientes propícios para o desenvolvimento das espécies de menor porte; em contrapartida, a população de peixe-rei utiliza mais as águas livres.

A competição interespecífica é reduzida mediante a segregação dos hábitos alimentares. *A. eigenmanniorum* é, principalmente, herbívora; *O. bonariensis* é zooplânctofago e *C. facetum*, onívoro.

Alguns dos parâmetros analisados do peixe-rei sugerem uma intensa pressão de pesca, como distribuição de tamanhos, taxa de mortalidade, comprimento assintótico, idade crítica, estádios de repleção dos tubos digestivos e presença de elementos não planctônicos na sua dieta.

Existem relações muito estreitas entre os diferentes elos energéticos presentes no sistema, motivo pelo qual todo estudo que aponte ao peixe-rei não pode estar isolado desse contexto.

O zooplâncton influi nos parâmetros populacionais do peixe-rei, ao mesmo tempo em que este regula a estrutura do zooplâncton mediante predação; o

homem, através da pesca esportiva, regula a dinâmica populacional do peixe-rei.

Agradecimentos

O autor deseja expressar sua gratidão ao Médico Veterinário Juan José Rosso (U.N.C.P.B.A.), pela sua colaboração na tradução deste trabalho do espanhol para o português.

Referências bibliográficas

- Baigún, C.R.; Anderson, R.O. Structural indices for stock assessment of and management recommendations for pejerrey *Odontesthes bonariensis* in Argentina. *North Amer. J. Fish. Manag.*, 13:600-608, 1993.
- Baigún, C.R.; Delfino, R.L. Relación entre factores ambientales y biomasa relativa de pejerrey en lagos y embalses templado-cálidos de la Argentina. *Acta Biol. Venez.*, 15(2):47-57, 1994.
- Bechara, J. El papel de los peces en el control de la estructura de las comunidades bénticas de ecosistemas lóticos. In: Boltovskoy, A.; López, H. (Eds.) *Conferencias de Limnología*. [S.l:s.n.], 1993. p.143-158.
- Boisclair, D.; Leggett, W.C. Among-population variability of fish growth: III. Influence of fish community. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46:1539-1550, 1989a.
- Boisclair, D.; Leggett, W.C. Among-population variability of fish growth: I. Influence of the quantity of food consumed. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46:457-467, 1989b.
- Burbidge, R.; Carrasco M.; Brown, P. Age, growth, length-weight relationships, sex ratio and food habits of the Argentina pejerrey, *Basilichthys bonariensis* (Cuv. and Val.) from Lake Peñuelas, Valparaíso, Chile. *J. Fish. Biol.*, 6: 299-305, 1974.
- Cabrera, S.E. Estudio sobre el crecimiento del pejerrey del Río de La Plata. Atherinidae: *Basilichthys bonariensis* (C. y V.). *Actas y trabajos del Primer Congreso Sudamericano de Zoología*, 1959 (4)p. 9-15.
- Calvo, J.; Morricón, E.R. Fenómenos reproductivos en el pejerrey (*Basilichthys bonariensis*) III. Estudio de la fecundidad, época y número de desoves. *An. Soc. Cient. Arg.*, 193(1-2):75-84, 1972.
- Carpenter, S.; Kitchell, J.F.; Hodgson, J.R. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 35:634-639, 1985.
- Csirke, J. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. *FAO, Doc. Téc. Pesca*, 192:82, 1980.
- Destéfani, S.; Freyre, L. Relaciones tróficas de los peces de la laguna Chascomús con un intento de referenciación ecológica y tratamiento bioestadístico del espectro trófico. *Acta Zool. Lilloana*, 39:17-33, 1972.
- Escalante, A. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. I. *Astyanax eigenmanniorum* (Osteichthyes tetragonopteridae). *Limnobiós*, 2(5):311-322, 1982.
- Escalante, A. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. IV. Dos especies de Cichlidae y Miscelanea. *Limnobiós*, 2(8):562-578, 1984.
- Escalante, A. Alimentación del pejerrey *Basilichthys bonariensis bonariensis* (Osteichthyes, Atherinidae) del embalse río Tercero, provincia de Córdoba. *Neotrópica*, 31(85):22-26, 1985.
- Fernando, C.H.; Holcik, J. Fish in reservoirs. *Int. Revueges. Hydrobiol.*, 76(2):149-167, 1991.
- Fisher, W.; Charbonneau, J.J.; Hay, M.J. Development of management programs and measurement of economic values. In: Hall; Van Den Avyle (Eds.). *Reservoir fisheries management: Strategies for the 80's*. [S.l:s.n.], 1986. p.5-10.
- Fisher, W.; Grambsch, A. Development, use, and future of the national survey of fishing, hunting, and wildlife associated recreation. *Wildl. Soc. Bull.*, 17(4):538-543, 1989.
- Freyre, L. Normas para la inspección y determinación del estado actual de ambientes pesqueros pampásicos. La Plata: Dire. Rec. Nat. MAA, 1976. 36p. Mimeograf.
- Freyre, L.; Protogino, L.C.; Iwaszkiw, J.M. Demografía del pejerrey *Basilichthys bonariensis bonariensis* (Pisces Atherinidae) en el Embalse Río Tercero, Córdoba. Descripción de los artes de pesca. *Biol. Acuát.*, 4:1-39, 1983.
- Freyre, L.; Sendra, E. Relevamiento pesquero de la laguna Blanca Grande (Provincia de Buenos Aires). *Aquatec*, 1:1-9, 1993.
- Freyre, L.; Maroñas, M.; Ponte Gómez, J.; Sendra, E. Relevamiento pesquero del lago Municipal de Colón. *Aquatec*, 2:1-9, 1993.
- Freyre, L.; Maroñas, M.; Sendra, E. Demografía del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) de la laguna de Lobos (provincia de Buenos Aires). *Tankay*, 1:231-232, 1994.
- Freyre, L.; Maroñas, M. 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, 1995.
- Gallucci, V.; Quinn, T. Reparameterizing, fitting, and testing a simple growth model. *Transact. Amer. Fish. Soc.*, 108:14-25, 1979.
- Gonzalez Castelain, J.; Grosman, F.; Peluso, F.; Usunoff, E. Determinación del estado trófico del Lago del Fuerte, Tandil (Argentina). *Actas del III Congreso Latinoamericano de Ecología*, Mérida, Venezuela, 1995. p.2-5.
- Green, T. Importance of fish consumption to sport fishermen: an economic analysis. *Fisheries*, 16(6):13-18, 1991.
- Grosman, F. La pesca deportiva en el partido de Azul, Provincia de Buenos Aires. Evaluación y propuestas. *Actas de V Jorn. Cienc. Nat. La Pampa*, La Pampa, 1993a. T1, p.67-74.
- Grosman, F. Comparación de diferentes metodologías para la estimación del crecimiento del pejerrey patagónico. *Ecol. Austral*, 3:33-41, 1993b.
- Grosman, F. Determinación de patrones de alimentación del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en ambientes de la provincia de Buenos Aires. *Tankay*, 1:238-240, 1994.

- Grosman, F. El Pejerrey. Ecología, cultivo, pesca y explotación. [S.l.] Ed. Astyanax, 1995a.
- Grosman, F. Variación estacional en la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *Rev. Asoc. Cienc. Natur. Litoral*, 26(1):9-18, 1995b.
- Grosman, F.; González Castelain, J.; Usunoff, E. Trophic niches in an argentine pond as a way to assess functional relationships between fishes and other communities. *Water SA*, 22(4):345-350, 1996.
- Grosman, F.; Sergueña, S. Parámetros biológicos y sociales de una pesquería deportiva de pejerrey. *Actas de V Jorn. Cienc. Nat. La Pampa*, La Pampa, 1996. p. 133-141.
- Grosman, F.; Peluso, F. Caracterización de la pesca deportiva en lagunas de la pampasia como estrategia productiva no tradicional. *Realidad Económica*, 154:88-97, 1998.
- Gulland, J.A. Manual de métodos para la evaluación de la poblaciones de peces. Zaragoza: Acribia, 1971.
- Gutierrez, A.; Mills, N.J.; Schreiber, S.J.; Ellis, C.K. A physiologically based tritrophic perspective on bottom-up-top-down regulation of populations. *Ecology*, 75(8): 2227-2242, 1994.
- Horpila, J.; Peltonen, H. The fate of a roach *Rutilus rutilus* stock under an extremely strong fishing pressure and its predicted development after the cessation of mass removal. *J. Fish Biol.*, 45:777-786, 1994.
- Jachner, A. Food and habitat partitioning among juveniles of three fish species in the pelagial of a mesotrophic lake. *Hydrobiologia*, 226:81-89, 1991.
- Johnson, B.; Carpenter, S. Functional and numerical responses: a framework for fish-angler interactions? *Ecolog. Applic.*, 4(4):808-821, 1994.
- LeCren, E.D. Observations on the growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) over twenty-two years with special reference to the effects of temperature and changes in population density. *J. Anim. Ecol.*, 27:287-334, 1958.
- Lee, F.; Jones, A. Effects of eutrophication on fisheries. *Rev. Aquat. Sci.*, 5(3-4):287-305, 1991.
- López, H.L.; García, M.; Togo, C. Bibliografía de los pejerreyes argentinos de agua dulce. *CIC*, 1(6):1-72, 1991.
- Lopretto, E.; Tell, G. (Dir.). *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. [S.l.]: Sur, 1995. t.1-3.
- Luchini, L.; Quirós, R.; Avendaño, T. Cultivo de pejerrey (*Basilichthys bonariensis*), en estanques. *Mems. Asoc. Latinoamer. Acuicult.*, 5(3):581-587, 1984.
- Magnuson, J.J. Fish and fisheries ecology. *Ecolog. Applic.*, 1:13-26, 1991.
- Martinez, M. Las aves y la Limnología. In: Boltovskoy, A.; López, H. (Eds.) *Conferencias de limnología*. [S.l.:s.n.]. 1993. p.127-142.
- Matsumura-Tundisi, T.; Leitao, S.; Aguená G.; Miyahara, J. Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização das comunidades de rotífera. *Rev. Bras. Biol.*, 50:923-935, 1990.
- McQueen, D.J.; Mills, E.; Forney, J.L.; Johannes, M.R.; Post, J. Trophic level relationships in pelagic food webs: Comparisons derived from long-term data sets for Oneida Lake, New York (USA) and Lake St. George, Ontario (Canada). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49:1588-1596, 1992.
- Metzler, C.M.; Weiner, D.L. *PCNONLIN user's guide* [S.l.]: Statistical Consultants, 1985.
- Michelsen, K.; Pedersen, J.; Christoffersen, K.; Jensen, F. Ecological consequences of food partitioning for the fish population structure in a eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 291:35-45, 1994.
- Moreau, J. Mathematical and biological expression of growth in fishes: Recent trends and further developments. In: Summerfelt, R.; Hall, G. (Eds.). *Age and growth of fish*. Ames: The Iowa State University Press, Iowa, 1987. p. 81-113.
- Moss, B.; McGowan, S.; Carvalho, L. Determination of phytoplankton crops by top-down and bottom-up mechanisms in a group of English lakes, the West Midland meres. *Limnol. Oceanogr.*, 39(5):1020-1029, 1994.
- Needham, J.; Needham, P. Guía para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces. Barcelona: Reverté, 1978.
- Ogle, D.H.; Spangler, G.R.; Shroyer, S.M. Determining fish age from temporal signatures in growth increments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51:1721-1727, 1994.
- Osenberg, C.; Mittelbach, G.; Wainwright, P. Two-stage life histories in fish: the interaction between juvenile competition and adult performance. *Ecology*, 73(1):255-267, 1992.
- Paggi, J. de; Paggi, J. Determinación de la abundancia y biomasa zooplanctónica. In: Lopretto, E.; Tell, G. (Eds.) *Ecosistemas de aguas continentales: metodologías para su estudio*. Sur, 1995. t.1, p. 315-323.
- Parkinson, E.; Rieman, B.; Rudstam, L. Comparison of acoustic and trawl methods for estimating density and age composition of kokanee. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 123(6):841-854, 1994.
- Patalas, K.; Salki, A. Spatial variation of crustacean plankton in lakes of different size. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50:2626-2640, 1993.
- Peluso, F.; Gonzales Castelain, J.; Grosman, F.; Usunoff, E. Management alternatives to improve the environmental quality at Del Fuerte lake, Argentina. II. Results and proposal. *J. Environm. Hydrol.*, 4:6-13, 1996.
- Quirós, R. Factors related to variance of residuals in chlorophyll-total phosphorus regressions in lakes and reservoirs of Argentina. *Hydrobiologia*, 200/201:343-355, 1990.
- Quirós, R. Empirical relationships between nutrients, phyto- and zooplankton and relative fish biomass in lakes and reservoirs of Argentina. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24:1198-1206, 1991.
- Quirós, R. The effects of fish assemblage composition on lake water quality. *Lake and Reserv. Manag.*, 11(4):291-298, 1995.
- Ricker, W.E. *Methods for assessment of fish production in freshwater*. Oxford: I.B.P. Handbook 3. Blackwell Sci., 1968.

- Riemann, B.; Christoffersen, C.; Jensen, H.; Muller, J.; Lindegaard, C.; Bosselmann, S. Ecological consequences of a manual reduction of roach and bream in a eutrophic, temperate lake. *Hydrobiologia*, 200/201:241-250 1990.
- Ringuelet, R. Ecología alimenticia del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) con notas limnológicas sobre la laguna de Chascomús. *Rev. Mus. La Plata (n.s.)II Zool.*, 17:427-461, 1942.
- Ringuelet, R. 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):1-151, 1975.
- Ringuelet, R.; Iriarte, R.; Escalante, A. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis bonariensis*, Atherinidae) en laguna Chascomús (Buenos Aires, Argentina). Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton. *Limnobiología*, 1(10):447-460, 1980.
- Roell, M.; Orth, D. The roles of predation, competition, and exploitation in the trophic dynamics of a warmwater stream: a model synthesis, analysis, and application. *Hydrobiologia*, 291:157-178, 1994.
- Rudstam, L.G.; Magnuson, J.J.; Tonn, W. Size selectivity of passive fishing gear: a correction for encounter probability applied to gill nets. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41:1252-1255, 1984.
- Schramm, H.; Edwards, G. The perspectives on urban fisheries management. *Fisheries*, 19:9-15, 1994.
- Seda, J.; Duncan, A. Low fish predation pressure in London reservoirs: II. Consequences to zooplankton community structure. *Hydrobiologia*, 291:179-191, 1994.
- Sendra, E.; Colautti, D. Crecimiento del pejerrey *Odontesthes bonariensis* de la laguna de Monte, provincia de Buenos Aires. *Tankay*, 1:265-266, 1994.
- Spencer, P.D.; Spangler, G. Effect that providing fishing information has on angler expectations and satisfaction. *North Amer. J. Fish. Manag.*, 12:379-385, 1992.
- Sutherland, R. Put-and-take fisheries. A profitable farm diversification?. *Scottish Agric. Econ. Rev.*, 6:141-147, 1991.
- Sverlij, S.; Mestre Arceredillo, P. Crecimiento del pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Pisces, atheriniformes) en el embalse La Florida, San Luis, Argentina. *Rev. Hidrobiol. Trop.*, 24(3):183-195, 1991.
- Tundisi, J.G. Represas do Paraná superior: Limnología e bases científicas para o gerenciamento. In: Boltovskoy, A.; López, H. (Eds.) *Conferencias de Limnología*. [S.l.:s.n.], 1993. p.41-52.
- Urbanski, J.; Sanguinetti, J. Valoración económica de la pesca deportiva en el Río Chimehuín. *Boletín CEAN*, 4(1):24-29, 1997.
- Vigliano, P.; Lippolt, G. El factor humano de la pesca deportiva y recreacional de salmónidos en el Lago Fonck, provincia de Río Negro, Argentina. *Medio Ambiente*, 11(2):69-78, 1991.
- Vigliano, P.; Grosman, F. Análisis comparativo entre las pesquerías recreacionales de Azul (Provincia de Buenos Aires), y de Bariloche (Provincia de Río Negro), Argentina. *Medio Ambiente*, 13(1):80-87, 1996.
- Vila, I.; Soto, D. *Odontesthes bonariensis* "pejerrey argentino", una especie para cultivo extensivo. In: Vila, Fagetti (Ed.). *Trabajos presentados al Taller Int. Ecol. y Manejo de peces en lagos y embalses, Santiago, Chile*. Santiago, 1984. Copescap Doc. Téc. p.224-228.
- Welker, M.; Pierce, C.; Wahl, D. Growth and survival of larval fishes: roles of competition and zooplankton abundance. *Transact. Amer. Fish. Soc.*, 123:703-717, 1994.

Received on August 14, 1998.

Accepted on November 09, 1998.