



UNIVERSIDADE ESTADUAL
PAULISTA
CAMPUS DE BOTUCATU

INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS

*A ESTRATÉGIA REPRODUTIVA DOS
PEIXES MIGRADORES FRENTE ÀS
ESCADAS DO COMPLEXO CANOAS
(RIO PARANAPANEMA, BACIA DO
ALTO PARANÁ).*

Tese de Doutorado

BOTUCATU, 2009

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA CAMPUS DE
BOTUCATU
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS

A estratégia reprodutiva dos peixes migradores frente às escadas do Complexo Canoas (Rio Paranapanema, Bacia do Alto Paraná).

Sandro Geraldo de Castro Britto

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus de Botucatu, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Doutor em Ciências Biológicas, Área de Concentração: Zoologia

Orientador: Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho

Botucatu, fevereiro de 2009

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO
DA INFORMAÇÃO
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: SELMA MARIA DE JESUS

Britto, Sandro Geraldo de Castro.

A estratégia reprodutiva dos peixes migradores frente às escadas do Complexo Canoas (Rio Paranapanema, Bacia do Alto Paraná) / Sandro Geraldo de Castro Britto. – Botucatu : [s.n.], 2009.

Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu 2009

Orientador: Edmir Daniel Carvalho

Assunto CAPES: 20400004

1. Peixe - Reprodução - Paranapanema, Rio (PR) 2. Zoologia

CDD 597.5

Palavras-chave: Escadas para peixes; Migração; Paranapanema; Reprodução; Reservatórios



Ao meu orientador, Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho, pela confiança depositada ao longo destes anos mesmo em minha ausência e, principalmente, pela disponibilidade e exercício da paciência em minhas aparições.

Ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Campus de Botucatu e, em especial, à equipe da Seção de Pós Graduação pelo suporte e orientações.

À Duke Energy International Geração Paranapanema pelo apoio as atividades e pelo suporte logístico.

Aos amigos, Mauro Jardim, Edmilson Pelisari, João Carlos, Norberto Vianna e Rodolfo Sirol, pela amizade, empenho e boa vontade na realização e desenvolvimento do meu trabalho.

Aos estagiários que passaram pela Estação de Hidrobiologia e Aqüicultura de Salto Grande: Ligia Gonçalves, Alexandre Lourenço, André Watanabe, Bruno Turini, Eduardo Yamashita, Henrique Silva, pelo empenho e companheirismo nas atividades que foram realizadas.

Aos amigos e biólogos, Dr. Mário Luis Orsi e Dr. João Henrique P. Dias pelos conselhos até hoje concedidos e apoio incontestável.

Aos amigos e amigas do Laboratório de Ictiologia do IBB: Ana Paula, Igor, Zanata, Jaciara, Heleno e José Luiz, que sempre, de uma forma ou de outra, auxiliaram meus estudos.

Aos membros equipes do Laboratório de Ictiologia, Museu de Zoologia e Laboratório de Genética de Peixes do Centro de Ciências Biológicas (CCB), da Universidade Estadual Londrina, que tiveram interface com este trabalho, pelo incentivo, repasse de informações e trabalhos conjuntos desenvolvidos nestes anos.

A todos que, por falta de uma memória melhor, poderão me desculpar pelo esquecimento...

Meu muito obrigado!



Introdução geral

O rio Paranapanema	1
Os peixes do rio Paranapanema	5
Aproveitamento hidrelétrico da bacia e as usinas do Complexo Canoas	11
Usinas hidrelétricas e os impactos sobre a ictiofauna	15
A transposição de peixes	18
As escadas para peixes nas usinas do Complexo Canoas	19
Referências	26

Capítulo 1 - A utilização das escadas pela ictiofauna

Introdução	30
Objetivos	33
Material e métodos	34
Resultados	37
Discussão	61
Conclusões	72
Referências	72

Capítulo 2 - A migração após a transposição das escadas

Introdução	77
Objetivos	80
Material e métodos	80
Resultados	85
Discussão	89
Conclusões	93
Referências	93

Capítulo 3 - Táticas reprodutivas das principais espécies migradoras do rio Paranapanema nos trechos das Usinas do Complexo Canoas

Introdução	96
Objetivos	98



Material e métodos	98
Resultados	102
Discussão	117
Conclusões	121
Referências	122

Capítulo 4 - A estratégia reprodutiva dos peixes migradores frente à transposição por escadas

Estratégias e a reprodução dos peixes	127
Estratégia reprodutiva dos peixes do Alto Paraná	129
Impactos das represas sobre a reprodução de peixes migradores	131
A legislação e a transposição – Panacéia ambiental	133
A teoria por trás das escadas	135
Conclusões	136
Referências	137



Resumo

A construção das barragens e formação de lagos artificiais acarreta uma série de impactos com danos sobre a fauna e flora, e em especial, sobre as comunidades de peixes. Decorrente da legislação ambiental existe a polêmica exigência de construção de meios para transposição de peixes (escadas e outros artefatos) nestas barragens. Teoricamente, esta inclusão visa à manutenção da diversidade ou a conservação das espécies com estratégia reprodutiva envolvendo a migração de longas distâncias, as quais são efetivamente impactadas pelos barramentos. Esses mecanismos são concebidos para fornecer condições ecológicas favoráveis à manutenção de populações viáveis, possibilitando rotas migratórias alternativas. Nesse sentido, foram construídas escadas para peixes nas usinas hidrelétricas Canoas I e Canoas II, situadas no trecho médio-inferior do Rio Paranapanema, Bacia do Alto Paraná. Com o objetivo de avaliar a estratégia reprodutiva de peixes migradores frente à eficiência destas escadas na transposição de peixes, foram realizadas amostragens, durante cinco períodos reprodutivos, entre os anos de 2001 e 2006. Os estudos implementados abordaram as populações de peixes que fizeram uso destes mecanismos de transposição, com enfoque quali-quantitativo sobre as espécies migradoras de longa distância. Além disso, da avaliação do deslocamento dos peixes rio acima após essas transposições, utilizando a técnica de marcação e recaptura e a verificação do sucesso reprodutivo das espécies migradoras registradas nas escadas. Para tanto, foram realizadas coletas de ovos, larvas e juvenis de peixes, nos reservatórios a montante. No período de estudo verificou-se uma redução do número de espécies, inclusive das migradoras de longa distância, e também uma acentuada redução quantitativa na captura, indicando a ocorrência de algum impacto sobre as populações à jusante dos empreendimentos. Em especial, dados sobre as recapturas demonstraram que as escadas são, via de regra, unidirecionais ascendentes, com transposição descendente praticamente nula. Também mostraram que após subirem as escadas e atingirem as áreas lacustres, os peixes orientam-se normalmente para os trechos livres à montante, porém com possível fragmentação dos grupos migrantes. Conclui-se que ambas as condições são desfavoráveis à reprodução e a manutenção das populações migradoras. A abordagem reprodutiva indica que, a migração ascendente proporciona a maturação das gônadas das espécies migradoras. Por outro lado, na avaliação da presença de ovos, larvas e juvenis, nos reservatórios de Canoas I e Canoas II verificou-se a ausência de peixes das espécies tipicamente migradoras que foram registradas em suas escadas. A integração dos resultados mostra que as escadas são eficientes quanto à transposição de diferentes espécies de peixes e garantem uma rota migratória unidirecional ascendente no médio rio Paranapanema. Porém, constata-se que a estratégia reprodutiva das espécies alvo (migradoras) não é eficiente frente às restrições impostas pelos barramentos, mesmo com esta nova via de acesso. Em suma, conclui-se que estes mecanismos de transposições promovem danos aditivos à ictiofauna, já afetada por outras ações antrópicas, como o próprio barramento e a introdução de peixes alóctones.

Palavras chave: escadas para peixes, migração, Paranapanema, reprodução, reservatórios.



Abstract

The construction of dams and creation of artificial lakes leads a series of impacts with damages on the fauna and flora, in special on the fish communities. Due environmental laws, have the controversy requirement of the construction of way for fish transposition (the fish ladders or others artifacts). Theoretically, this inclusion is aimed at the maintenance of biodiversity or the species conservation with reproductive strategy involving long distances migration, which is more effective impacted by dams. These mechanisms are designed as a way to create favorable ecological conditions to the maintenance of viable populations, enabling alternative migration routes. In that sense, has been built fish ladders in Canoas I and II Canoas dams, located in the mid-lower portion of the Paranapanema River, the Alto Parana Basin. With the objective to assess the reproductive strategy of migratory fish front the fish ladders efficiency in the transposition, samples were taken for five reproductive periods, between the years 2001 and 2006. The studies were implemented about the fish populations that have made use of these mechanisms, with qualitative-quantitative focus on the long-distance migratory species. Moreover, assessing the displacement of fish upstream after transpositions, using the catch, mark and recapture techniques and check the reproductive success of migratory species recorded in fish ladders. For this, were performed collections of eggs, larval and juvenile fish in reservoirs upstream. In studied period, there was a reduction in the number of species, including the long-distance migratory, with a marked quantitative reduction of catch, indicating some impact on the populations of the downstream. Specially, the data of recaptures demonstrated that of the fish ladders are, generally, unidirectional upward, with barely any downward transposition. Also, after going up the fish ladders and reaching the lake areas, the fish usually directed to the free amount, but with possible fragmentation of migrant groups. Both conditions are unfavorable for reproduction and maintenance of migratory populations. The reproductive approach indicates that the upward migration found provides the gonadal maturation of migratory species. On the other hand, in assessing the presence of eggs, larvae and juveniles in Canoas I e Canoas II reservoirs, there was a lack of fish typically migratory that were recorded in its fish ladders. The integration of the results collected indicates that the fish ladders are on the efficient to transposition of different fish species and ensure an alternative ascendant migration route in the middle Paranapanema River. However, it appears that the reproductive strategy of target species (migratory species) is not efficient front the restrictions imposed by dams, even with this new way of access. In resume, it appears that these transposing mechanisms promote additive damages on ichthyofauna, already affected by other human activities, as the dam and introduction of nonnative fishes.

Key words: fish ladders, migration, Paranapanema, reproduction, reservoirs.

1. Introdução geral

O rio Paranapanema

O rio Paranapanema é um grande tributário da margem esquerda do rio Paraná, que está inserido em seu trecho superior na Bacia do Alto Paraná (Figura 1). Esta unidade hidrográfica localiza-se entre os paralelos 22º a 26º sul e entre os meridianos 47º a 53º oeste.

Sua bacia hidrográfica abrange uma área de aproximadamente 109.600 Km² e seu curso principal apresenta uma extensão em torno de 930 km. Orientado na direção geral direção leste-oeste, tem um desnível superior a 700 m entre a nascente e a foz (SAMPAIO, 1944). Dessa extensão, cerca de 330 km compõe a divisa entre os Estados de São Paulo e Paraná (MAACK, 1981), compreendendo 87 municípios paulistas e 156 paranaenses.

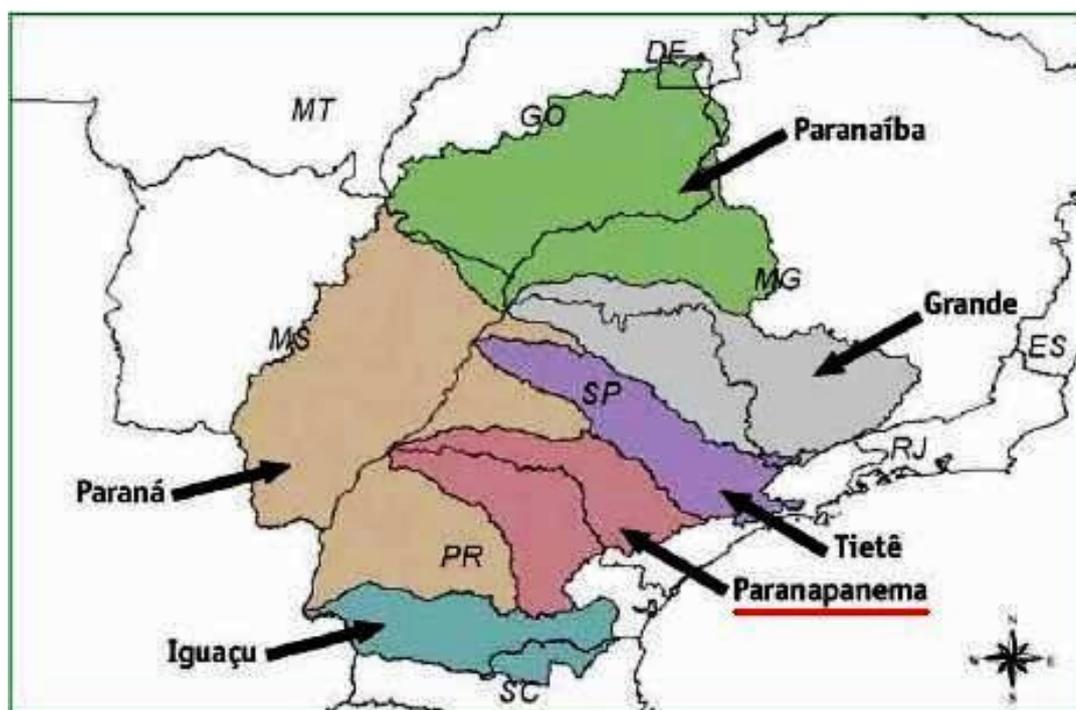


Figura 1 – Sub-bacias que compõe a Bacia do Alto Paraná, com destaque para a bacia do rio Paranapanema.

Segundo SAMPAIO (1944), que realizou no século XIX o levantamento topográfico deste rio, dividiu-o em três trechos, considerando suas barreiras naturais, conforme abaixo (figura 2).

Trecho Alto Paranapanema - Com uma extensão total de 180 km, das nascentes, na serra de Agudos Grandes, até a confluência do rio Apiaí-

Guaçu, drena uma série de ribeirões que descem da serra de Paranapiacaba, e se consolida ao receber águas de seus principais tributários, os rios Itapetininga, Apiaí-Guaçu e mais abaixo, o Taquari.

Trecho Médio Paranapanema – Da confluência do Apiaí-Guaçu até o Salto Grande, tem 328 km de extensão e um desnível total de 210 m. Os principais tributários são os rios Itararé e o Pardo.

Trecho Baixo Paranapanema – Do Salto Grande até a foz, no rio Paraná, com 421 km de extensão. O curso é pouco sinuoso, apresentando um equilíbrio horizontal, com exceção, somente, do trecho nas proximidades da embocadura no Paraná, onde nota-se a existência de bancos de areia móveis e ilhas. Seus principais tributários são os rios Tibagi, Cinzas, Itararé, Capivara, Pirapó e Pirapozinho.

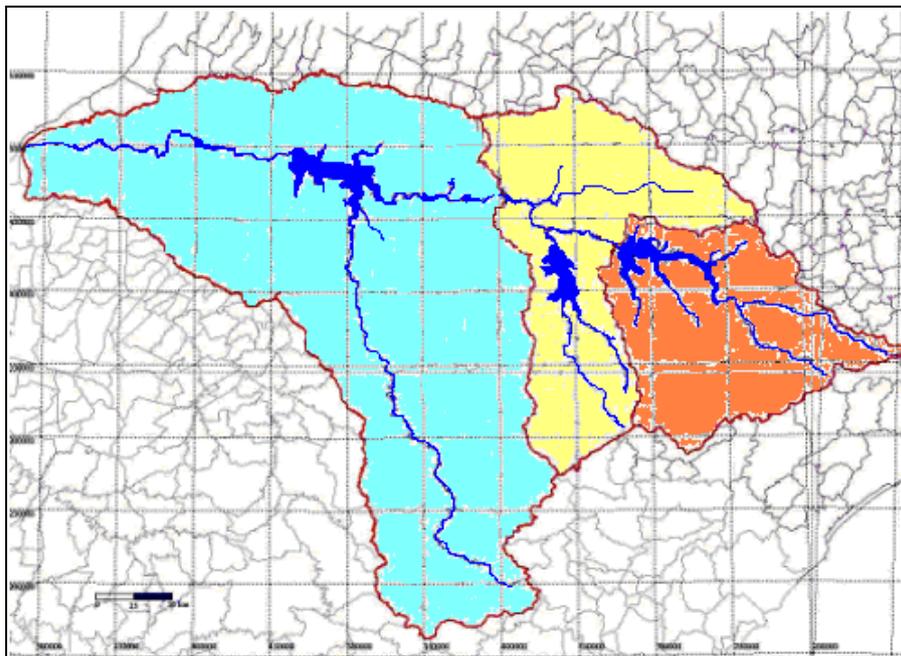


Figura 2 – Divisão da bacia do rio Paranapanema segundo Sampaio (1944). Marrom = alto Paranapanema, amarelo = médio Paranapanema, azul = baixo Paranapanema (adaptado de DUKE ENERGY, 2001).

Tanto o rio Paranapanema quanto seus principais afluentes da margem esquerda nascem no Planalto Cristalino Ocidental, em altitudes superiores a 900 metros e caminham cortando os sedimentos intracratônicos da bacia sedimentar do Paraná. Sua foz atinge o rio Paraná a uma altitude de 280 metros (DUKE ENERGY, 2003a).



Nesta bacia, no sentido leste oeste, passa-se de uma região serrana - constituída de rochas cristalinas que formam a Serra de Paranapiacaba (SP/PR) e demais planaltos cristalinos - para a Depressão Periférica, que termina em linha de cuevas que forma a Serra de Botucatu (SP), a Serra da Fartura (SP/PR) e a Serra Geral (PR). Na direção oeste o reverso das Cuevas Basálticas, prolonga-se por extenso planalto de caimento regional - é o denominado Planalto Ocidental - concordante com a sua estrutura de acamamento. Assim, ao longo de sua extensão, possui grandes diferenciações topográficas, apresentando tanto setores acidentados quanto planos, pois se inicia próxima ao litoral paulista e chega a atingir setores bem interioranos do continente sul-americano (DUKE ENERGY, 2003a).

A bacia hidrográfica, cortada pelo Trópico de Capricórnio, é constantemente atingida por ventos dos quadrantes E, SE e NE localiza-se na rota preferencial das frentes polares e demais correntes perturbadoras de sul, estando sempre afetada pelo sistema de circulação do anticiclone polar, de altas latitudes, bem como pelo sistema de circulação tropical do anticiclone do Atlântico Sul, de latitudes baixas. Tais sistemas, antagônicos tanto em suas gêneses quanto em suas características termo-físicas, opõem-se e equilibram-se dinamicamente, fazendo com que essa bacia hidrográfica seja possuidora de grandes diferenciações climáticas, sejam elas no espaço ou ao longo dos anos. Esta diversificação climática presente na área que lhe proporciona conseqüentemente, uma intensa variação da pluviosidade, seja constituindo diferentes setores pluviométricos dentro da bacia em foco, seja pela diferenciação. Pode-se notar até mesmo em termos da pluviosidade média, que vai dos modestos 1200 mm em sua foz, na calha do rio Paraná, até os 1600 mm ou mais, presentes em sua porção oriental, em algumas cabeceiras do Paranapanema e de seus principais afluentes (figura 3). Portanto, as chuvas distribuem-se de forma diferente sobre seus distintos trechos e também irregularmente ao longo das estações do ano (DUKE ENERGY, 2003a).

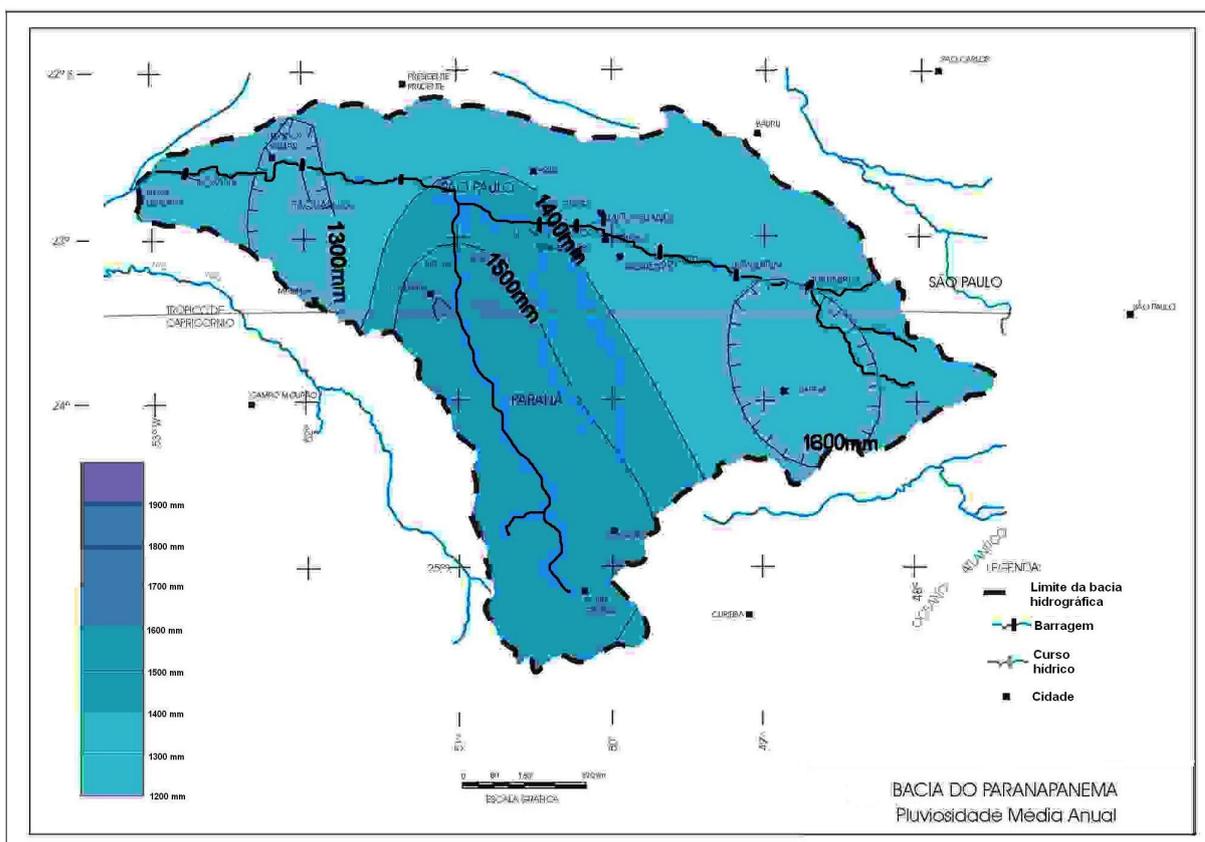


Figura 3 – Variação da pluviosidade média anual na bacia do Paranapanema (Fonte: Duke Energy, 2003a).

Relativo aos valores médios, os extremos são muito próximos e a amplitude pluviométrica média anual é pequena. Ao longo das estações do ano a pluviosidade média sazonal verão os valores pluviométricos encontram-se situados entre 400/500 mm, mantendo baixas as amplitudes. No outono e inverno as precipitações diminuem por toda a bacia, registrando nos setores setentrionais valores entre 200 mm ou menos enquanto nos setores meridionais os totais alcançam 300 mm ou mais (DUKE ENERGY, 2003a).

As temperaturas médias anuais na bacia do Paranapanema situam-se entre 18° e 22°C , sendo que as médias mensais demonstram que os meses mais quentes vão de outubro a março e os mais frios, de abril a setembro. Dados históricos de estações sinóticas demonstram que o mês com a menor amplitude térmica média é janeiro, com valores entre 22° e 24°C. e o com a maior amplitude é agosto, cujos valores vão de 14° até 20°C (DUKE ENERGY, 2003a).



A umidade relativa média anual sobre a bacia do rio Paranapanema é elevada, pois situa-se entre 80% (ao sul) e 60 % (a noroeste), sendo que nenhum dos seus setores registra valores inferiores a 50%, o que implica numa amplitude hídrica apenas moderada. A umidade relativa média sazonal também apresenta as mesmas características da média anual, ou seja, valores superiores a 50% (mais elevados no setor meridional e menores à noroeste da bacia) e amplitude hídrica moderada. Entretanto, o modo como essa umidade média do ar é distribuída, no decorrer das estações, apresenta algumas variações significativas. É possível observar, no conjunto da bacia do Paranapanema, que a distribuição das isohígras revela o verão como a estação mais úmida e a primavera como a menos úmida (DUKE ENERGY, 2003a).

A evaporação média anual sobre a bacia do rio Paranapanema é elevada, especialmente nas suas porções mais setentrionais. Variando dos 800 mm, no extremo sul, aos mais de 2000 mm, no setor norte/noroeste, promove forte gradiente e, por conseqüência, amplitudes anuais consideráveis para o conjunto da área (DUKE ENERGY, 2003a)..

Os peixes do Paranapanema

Segundo LANGEANI et al. (2007), os inventários sobre a ictiofauna do Alto Paraná permanecem incompletos e não há consenso sobre a definição taxonômica de muitas de suas espécies. Ainda segundo os autores, foram descritas mais de 300 espécies para este trecho da bacia.

Cabe salientar que muitas dessas espécies são originárias da bacia do baixo rio Paraná e tiveram acesso ao trecho superior após a construção da usina hidrelétrica de Itaipu e concomitante submersão da barreira geográfica representada pelo salto de Sete Quedas (BONETTO, 1986).

CASTRO & MENEZES (1998) informam que, somente no Estado de São Paulo, o sistema do Alto Paraná contém 22 famílias e aproximadamente 170 espécies de peixes descritas.

Especificamente para o rio Paranapanema, foram registradas 168 espécies compreendidas em nove Ordens distintas. Desse total, no entanto, algumas são oriundas do trecho inferior do rio Paraná e dispersaram-se do reservatório



de Itaipu até parte do baixo Paranapanema (DUKE ENERGY, 2003b) (Tabela 1).



Tabela 1 - Espécies de peixes registradas na bacia do Rio Paranapanema (DUKE ENERGY, 2003). Tipos 1= espécies nativas da bacia e 2 = espécies não nativas (introduzidas, exóticas e transpostas, *sensu* Britto e Carvalho, 2006). AP = alto Paranapanema, MP = médio Paranapanema e BP = baixo Paranapanema.

ORDEM CHARACIFORMES					ORDEM CHARACIFORMES				
	TIPO	AP	MP	BP		TIPO	AP	MP	BP
1		X	X	X	24		X	X	X
2		X	X	X	25		X	X	X
3					26		X	X	X
4		X	X	X	27		X	X	X
5			X	X	28		X	X	X
6		X	X	X	29		X	X	X
7		X	X	X	30		X	X	X
8		X	X	X	31			X	X
9					32	2		X	X
10		X			33		X	X	X
11			X	X	34		X	X	X
12			X		35			X	X
13		X	X	X	36		X	X	X
14		X	X	X	37		X	X	X
15		X	X		38		X	X	X
16		X	X	X	39		X	X	X
17		X			40			X	X
18		X			41		X		X
19		X	X	X	42				X
20		X	X	X	43			X	X
21		X	X	X	44		X	X	X
22		X	X	X	45		X	X	X
23		X	X	X	46		X	X	X



Tabela 1 – Continuação. Tipos 1= espécies nativas da bacia e 2 = espécies não nativas (introduzidas, exóticas e transpostas, *sensu* Britto e Carvalho, 2006). AP = alto Paranapanema, MP = médio Paranapanema e BP = baixo Paranapanema.

	TIPO	AP	MP	BP		TIPO	AP	MP	BP		
ORDEM CHARACIFORMES					ORDEM GYMNOTIFORMES						
47	<i>Prochilodus lineatus</i>	1	X	X	X	63	<i>Apteronotus albifrons</i>	2		X	
48	<i>Pyrrhulina australis</i>	1	X	X	X	64	<i>Apteronotus ellisi</i>	1	X	X	X
49	<i>Raphiodon vulpinus</i>	1	X	X	X	65	<i>Eigenmannia trilineata</i>	1		X	X
50	<i>Roebooides descavadensis</i>	2			X	66	<i>Eigenmannia virescens</i>	1	X	X	X
51	<i>Salminus brasiliensis</i>	2			X	67	<i>Gymnotus carapo</i>	1	X	X	X
52	<i>Salminus hilarii</i>	1	X	X	X	68	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	1			X
53	<i>Schizodon nasutus</i>	1	X	X	X	69	<i>Gymnotus sylvius</i>	1			X
54	<i>Schizodon altoparanae</i>	1	X	X	X	70	<i>Ramphichthys rostratus</i>	1			X
55	<i>Schizodon borelli</i>	1	X	X	X	71	<i>Sternachorhynchus britskii</i>	1		X	X
56	<i>Schizodon intermedius</i>	1		X	X	72	<i>Sternopygus macrurus</i>	1	X	X	X
57	<i>Serrapinus notomelas</i>	1	X	X	X	73	<i>Sternopygus sp.</i>	1	X		
58	<i>Serrasalmus maculatus</i>	1	X	X	X						
59	<i>Serrasalmus marginatus</i>	1	X	X	X						
60	<i>Steindachnerina insculpta</i>	2			X						
61	<i>Triportheus angulatus</i>	1	X	X	X						
ORDEM CYPRINIFORMES					ORDEM CYPRINODONTIFORMES						
62	<i>Cyprinus carpio</i>	2		X	X	74	<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	1	X	X	X
						75	<i>Poecilia reticulata</i>	2		X	



Tabela 1 – Continuação. Tipos 1= espécies nativas da bacia e 2 = espécies não nativas (introduzidas, exóticas e transpostas, *sensu* Britto e Carvalho, 2006). AP = alto Paranapanema, MP = médio Paranapanema e BP = baixo Paranapanema.

	TIPO	AP	MP	BP		TIPO	AP	MP	BP		
ORDEM SILURIFORMES											
76	<i>Ageneiosus valenciennesi</i>	1		X	X	99	<i>Hypostomus regani</i>	1		X	X
77	<i>Ancistrus</i> sp.	1	X			100	<i>Hypostomus</i> sp1	1		X	X
78	<i>Auchenipterus nuchalis</i>	2			X	101	<i>Hypostomus</i> sp2	1		X	X
79	<i>Bunocephalus</i> sp.	1		X		102	<i>Hypostomus</i> sp3	1		X	X
80	<i>Callichthys callichthys</i>	1	X	X	X	103	<i>Hypostomus</i> sp4	1		X	X
81	<i>Cetopsis gobioides</i>	1		X		104	<i>Hypostomus</i> sp5	1		X	
82	<i>Cetopsorhamdia iheringii</i>	1	X	X	X	105	<i>Hypostomus</i> sp6	1	X	X	X
83	<i>Clarias gariepinus</i>	2		X	X	106	<i>Hypostomus</i> sp7	1		X	
84	<i>Corydoras aeneus</i>	1	X	X	X	107	<i>Iheringichthys labrosus</i>	1	X	X	X
85	<i>Corydoras ehrhardti</i>	1		X		108	<i>Imparfinnis mirini</i>	1	X	X	X
86	<i>Corydoras paleatus</i>	1		X		109	<i>Imparfinnis schubarti</i>	1		X	X
87	Doradidae n.i.	2			X	110	<i>Liposarcus anisitsi</i>	1			X
88	<i>Eremophilus</i> sp.	1			X	111	<i>Loricaria lentiginosa</i>	1		X	X
89	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	1		X	X	112	<i>Loricaria prolixa</i>	1		X	X
90	<i>Heptapterus</i> sp.	1	X			113	<i>Loricaria simillima</i>	1		X	X
91	<i>Hisonotus depressinotus</i>	1	X	X		114	<i>Loricarichthys platymetopon</i>	1		X	X
92	<i>Hisonotus</i> sp	1		X	X	115	<i>Megalancistrus parananus</i>	1		X	X
93	<i>Hoplosternum littorale</i>	1	X	X	X	116	<i>Megalonema platanum</i>	1		X	X
94	<i>Hypophthalmus edentatus</i>	2			X	117	<i>Microglanis</i> sp.	1		X	
95	<i>Hypostomus albopunctatus</i>	1	X	X	X	118	<i>Neoplecostomus</i> sp.	1	X		
96	<i>Hypostomus ancistroides</i>	1	X	X	X	119	<i>Parauchenipterus galeatus</i>	2			X
97	<i>Hypostomus iheringi</i>	1		X		120	<i>Pariolius</i> sp.	1		X	
98	<i>Hypostomus margaritifer</i>	1	X	X	X	121	<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	1	X	X	



Tabela 1 – Continuação. Tipos 1= espécies nativas da bacia e 2 = espécies não nativas (introduzidas, exóticas e transpostas, *sensu* Britto e Carvalho, 2006). AP = alto Paranapanema, MP = médio Paranapanema e BP = baixo Paranapanema.

	TIPO	AP	MP	BP		TIPO	AP	MP	BP		
ORDEM SILURIFORMES											
122	<i>Pimelodella</i>	1	X	X	X	143	<i>Sorubim</i>	1		X	X
123	<i>Pimelodella</i>	1		X	X	144	<i>Steindachneridion</i>	1		X	
124	<i>Pimelodella</i>	1		X	X	145	<i>Tatia</i>	1		X	X
125	<i>Pimelodus</i>	1		X	X	146	<i>Trachydoras</i>	2			X
126	<i>Pimelodus</i>	1		X		147	<i>Trichomycterus</i>	1			X
127	<i>Pimelodus</i>	1		X		148	<i>Trichomycterus</i>	1	X		
128	<i>Pimelodus</i>	1	X	X	X	149	<i>Trichomycterus</i>	1	X		
129	<i>Pimelodus</i>	2			X	150	<i>Trichomycterus</i>	1	X		
130	<i>Pimelodus</i>	1		X	X	151	<i>Zungaro</i>	1		X	X
131	<i>Pinirampus</i>	1	X	X	X	ORDEM SYMBRANCHIFORMES					
132	<i>Pseudopimelodus</i>	1		X	X	152	<i>Symbranchus</i>	1	X	X	X
133	<i>Pseudoplatystoma</i>	1		X	X	ORDEM PLEURONECTIFORMES					
134	<i>Pseudoplatystoma</i>	2			X	153	<i>Catathyridium</i>	2			X
135	<i>Pterodoras</i>	2			X	ORDEM MYLIOBATIFORMES					
136	<i>Rhamdia</i>	2	X	X	X	154	<i>Potamotrygon</i>	2			X
137	<i>Rhamdia</i>	1	X								
138	<i>Rhinodoras</i>	1		X	X						
139	<i>Rinelepis</i>	1		X	X						
140	<i>Rineloricaria</i>	1		X	X						
141	<i>Rineloricaria</i>	1		X	X						
142	<i>Rineloricaria</i>	1	X	X	X						



Tabela 1 – Continuação. Tipos 1= espécies nativas da bacia e 2 = espécies não nativas (introduzidas, exóticas e transpostas, *sensu* Britto e Carvalho, 2006). AP = alto Paranapanema, MP = médio Paranapanema e BP = baixo Paranapanema.

	TIPO	AP	MP	BP		TIPO	AP	MP	BP
ORDEM PERCIFORMES									
155	<i>Aequidens</i> sp.	1	X	X	162	<i>Crenicichla niederleinii</i>	1		X X
156	<i>Astronotus ocellatus</i>	2		X X	163	<i>Crenicichla</i> sp.			
157	<i>Cichla piquiti</i>	2		X X	164	<i>Geophagus brasiliensis</i>	1	X	X X
158	<i>Cichla kelberi</i>	2		X	165	<i>Oreochromis niloticus</i>	2	X	X X
159	<i>Cichlasoma fascetum</i>	1	X	X X	166	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	2		X X
160	<i>Cichlasoma paranense</i>	1		X X	167	<i>Satanoperca pappaterra</i>	1		X
161	<i>Crenicichla britskii</i>	1		X X	168	<i>Tilapia rendalli</i>	2		X X

Da tabela acima, pode-se observar que constam aquelas 16 espécies que AGOSTINHO et al. (2003) classificam como tipicamente migradoras para a bacia do alto Paraná (isto é, com deslocamentos reprodutivos ascendentes superior a 100 km), além outras três não nativas (*Leporinus macrocephalus*, *Pseudoplatystoma fasciatus* e *Raphiodon vulpinus*). As demais espécies apresentam diferentes comportamentos migratórios e variadas estratégias e táticas biológicas envolvidas com a manutenção das populações (*sensu* ORSI, 2005).

Também pode-se verificar que do total de espécies registradas, 23 não são nativas da bacia. Com esta condição, Siluriformes aparecem como a Ordem mais representativa em número de espécies (76) perfazendo 45,23% desse total seguido de Characiformes (61 espécies e 36,35%), Perciformes (14 espécies e 8,33%), Gymnotiformes (11 espécies e 6,54%), Cyprinodontiformes (2 espécies e 1,19%) e as demais Ordens Symbrachiformes, Cypriniformes, Pleuronectiformes, Myliobatiformes com uma espécie cada (0,59%). De maneira geral, essa distribuição entre Ordens e espécies, corresponde àquela prevista para as bacias hidrográficas da América do Sul (AGOSTINHO, et al., 2007).

Aproveitamento hidrelétrico da bacia e as usinas do Complexo Canoas.

Os primeiros estudos sobre o aproveitamento hídrico ordenado de toda a bacia do rio Paranapanema ocorreram na década de 1960, posteriormente a instalação das usinas hidrelétricas Paranapanema e Salto Grande (UHE Lucas Nogueira Garcez).

Naquela mesma década, já estavam em construção às usinas hidrelétricas de Jurumirim (Armando A. Laydner) e de Chavantes (CESP,1990). Portanto, o aproveitamento da bacia para fins hidrelétricos já havia iniciado, mesmo sem um planejamento prévio. Além destas quatro usinas, foram implantados mais sete aproveitamentos hidrelétricos no eixo principal desse rio ao longo destas décadas, totalizando onze reservatórios (de montante para jusante UHE's Jurumirim, Piraju, Paranapanema, Chavantes, Ourinhos, Salto grande, Canoas II, Canoas I, Capivara, Taquaruçu e Rosana) (figura 4).

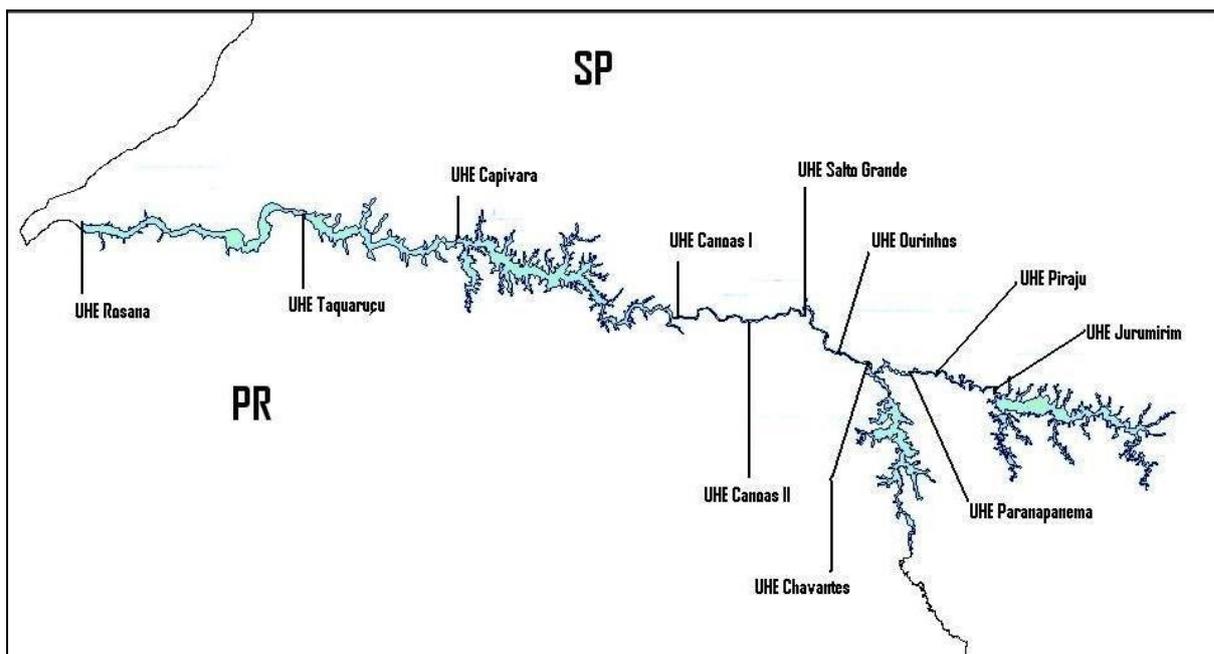


Figura 4 – Usinas hidrelétricas instaladas no eixo do rio Paranapanema

Uma vez que os estudos abrangeram toda a bacia, abordaram também àqueles especificamente previstos para o médio e baixo curso do rio Paranapanema. Analisadas as diferentes alternativas para locação, optou-se primeiramente pela seleção do ponto situado na região de Porto Capim por apresentar melhores condições energéticas e equidistante às cidades de Assis (SP), Presidente Prudente (SP) e Londrina (PR). Em março de 1971 foi dado, oficialmente, início às obras civis da Usina Hidrelétrica Capivara e, em 1977, entrou em operação o primeiro grupo gerador, ano que se considera como de inauguração da usina.

Ainda relativo ao trecho de rio citado, os estudos e projetos previam ainda outro aproveitamento entre os eixos das Usinas Hidrelétricas Salto Grande e Capivara, onde se inserem atualmente as usinas do Complexo Canoas (usinas de Canoas I e Canoas II). Um deles, elaborado pela CANAMBRA (1966) sob supervisão do comitê representante do governo brasileiro e das companhias regionais de energia elétrica, estudou esse aproveitamento em um único degrau, localizando o eixo das obras logo abaixo da confluência do rio Cinzas e fixando o N.A. (nível altimétrico) de operação na cota 366,00. Outro estudo, elaborado pela SERVIX (1966), também para aproveitamento em um degrau, com o eixo das obras cortando os rios Paranapanema e



Cinzas logo acima da confluência entre eles, estabeleceu a mesma cota, fixando o N.A. de operação na cota 366,00.

Contudo, muitos anos se passaram desde a concepção dos estudos e a efetiva possibilidade de implantação das obras, de modo que os projetos iniciais ficaram desatualizados, principalmente pela construção das hidrelétricas de Chavantes (1970) e Capivara (1977), que interferiam nos níveis d'água previstos no projeto original e pela valorização considerável das terras na região, aumentando os conflitos resultantes das desapropriações.

Tendo em vista essa problemática, a CESP, empresa estatal responsável à época, firmou em 1977, um contrato com a ENGEVIX, para elaboração de novos estudos e uma reavaliação de possibilidades, concretizados nos “Estudos de Viabilidade da UHE Canoas” (CESP/ENGEVIX, 1978).

Diferentemente das avaliações até então realizadas e cujo escopo abordava apenas os aspectos de engenharia, esses estudos apresentaram inovações marcantes, pois incluíram avaliações sócio-econômicas e ambientais. A novidade baseava-se na aplicação do conceito de “Modelo Piloto de Projeto Integral”, que invocava questões relacionadas aos impactos ecológicos decorrentes da implantação de barramentos. No entanto, as conclusões obtidas indicaram novamente a instalação de um único barramento a montante do rio Cinzas, reduzindo, porém, a área de inundação (de 140 Km² estimadas inicialmente para 95 Km²), minimizando os impactos previstos (CESP,1990).

Na década de 1980, a CESP retomou a perspectiva da construção de aproveitamentos hidrelétricos entre Salto Grande e Capivara. Para tanto, solicitou a ENGEVIX uma complementação dos estudos de viabilidade realizados anteriormente. A complementação, por sua vez, comparou a alternativa oferecida, de um degrau, a uma outra que dividia a queda em dois aproveitamentos distintos (CESP/ENGEVIX, 1980), face às repercussões negativas de impactos ecológicos e sociais resultantes da implantação de outros aproveitamentos hidrelétricos no Brasil.

Em 1986, a CESP decidiu-se em definitivo pela construção de dois barramentos, firmando contrato com a ENGEVIX para execução final dos



“Estudos de Viabilidade” das novas UHE’s Canoas I e Canoas II – Complexo Canoas (CESP, 1990), considerando todos os aspectos levantados, inclusive a implantação de turbinas horizontais “tipo bulbo” que permitem um melhor desempenho de geração, considerando menores quedas e menor área alagada (tabelas 2 e 3).

Portanto, no enfoque de hidráulica e hidrodinâmica as localizações, as usinas do Complexo Canoas têm parte de sua afluência (água que chega da área de drenagem a montante dos barramentos) regulada pela usina de Chavantes, que opera com reservatório de acumulação. Assim, as principais variações verificadas em sua afluência devem-se, em grande parte, a contribuição da bacia do rio Pardo, afluente do reservatório de Salto Grande, o qual opera na condição fio d’água, ou seja, sem conter variações fluviométricas (Duke Energy 2003c).

Tabela 2 - Características da UHE Canoas I

Coordenadas	22°56'00" S / 50°31'00" W
Turbinas	3 turbinas tipo bulbo
Potência Nominal Unitária	27,50 kW
Potência Nominal Total	82,50 kW
Engolimento Nominal	181,00 m ³ /s
Geradores	Eixo Horizontal
Barragem de Concreto	Gravidade – altura máxima de 21 m
Área da Bacia Hidrográfica	40.920,00 km ²
Área do Reservatório	30,85 km ²
Vazão Máxima Média Mensal	3.078,00 m ³
Vazão Mínima Média Mensal	114,00 m ³ /s
Vazão Média Anual	444,00 m ³
Vazão Regularizada	364,00 m ³ /s
Condições de Montante	
N.A Máximo Maximorum	351,30 m
N.A Máximo Normal	351 m
N. A Mínimo Normal	351 m
Comprimento do reservatório	33 km
Cota de Desapropriação	351 351,6 m
Condições de Jusante	
N.A Máximo Maximorum	337,9 m
N.A Máximo Normal	334,2 m
N. A Mínimo Normal	333,2 m

Tabela 3. - Características da UHE Canoas II

Coordenadas	22°56'00" S / 50°15'00" W
Turbinas	3 turbinas tipo bulbo
Potência Nominal Unitária	24 KW
Potência Nominal Total	72 kW
Geradores	Eixo Horizontal
Barragem de Concreto	Gravidade – altura máxima de 21 m
Área da Bacia Hidrográfica	39.556 km ²
Área do Reservatório	22,5 km ²
Condições de Montante	
N.A Máximo Maximorum	366,3 m
N.A Máximo Normal	366 m
N. A Mínimo Normal	366 m
Comprimento do reservatório	33 km
Cota de Desapropriação	366 a 367,1 m
Condições de Jusante	
N.A Máximo Maximorum	356,7 m
N.A Máximo Normal	351,25 m
N. A Mínimo Normal	350,2 m

Das tabelas acima, denota-se que os reservatórios das usinas do Complexo Canoas não apresentam grandes variações de nível, operando em cotas praticamente constantes. Nessa condição o desnível médio (montante/jusante) da UHE Canoas I é de 16,8 m, enquanto Canoas II apresenta desnível médio de 14,8 m.

Usinas hidrelétricas e os impactos sobre a ictiofauna

A inserção das barragens constitui uma importante segmentação física, de origem antrópica, no curso represado e acarreta impactos afetando os componentes químicos, físicos e biológicos do ambiente (BIANCHINI Jr., 1994).

BRITSKI (1994) discute que a construção de barragens provoca profundas alterações no ambiente, com implicações decisivas sobre a fauna e flora, e em especial, sobre as comunidades de peixes.

Esses impactos sobre a comunidade de peixes refletem-se principalmente sobre as espécies que dependem da migração reprodutiva (piracema) para sua reprodução, uma vez que o barramento interrompe as rotas migratórias, altera o ciclo hidrológico e reduz as áreas de reprodução e desenvolvimento



de ovos e larvas de peixes e outros organismos aquáticos (BAXTER, 1977, TORLONI et al., 1986, AGOSTINHO, 1992). AGOSTINHO et al. (1992) identificaram como efeitos do represamento sobre a ictiofauna no corpo do reservatório:

- (i) Submersão de áreas inundadas sazonalmente;
- (ii) Mudança de caráter lótico para semi-lêntico ou lêntico, favorecendo espécies lacustres em detrimento das reofílicas;
- (iii) Estratificação térmica, diminuição do teor de oxigênio nas camadas inferiores, limitando a distribuição de peixes;
- (iv) Diminuição da qualidade da água pela eutrofização;
- (v) Instabilidade da região litorânea, refletindo na comunidade bentônica (recursos tróficos) e nas áreas de nidificação;
- (vi) Aumento da área aquática em relação à terrestre, diminuindo recursos tróficos alóctones.

Em relação a ictiofauna do alto rio Paraná, a substituição de espécies migradoras e de grande porte por outras sedentárias e menores é relatada por AGOSTINHO et al. (1994).

Concomitante, constatou-se também que a pressão negativa exercida sobre as populações de peixes migradores é maior quando da sucessão de reservatórios em cadeia. Essa pressão decorre, além da interrupção das rotas migratórias, também por fragmentação mais efetiva de ambientes e ausência de trechos lóticos entre barragens, concorrendo para depleção das populações das espécies migradoras nessas novas condições (FERNANDO & HOLCIK, 1991; WOYNAROVICH, 1991; CARVALHO, et al., 1998; AGOSTINHO et al., 2002). Essa condição é conspícua no eixo do Paranapanema.

Relativo aos cuidados inerentes aos impactos ambientais, esta preocupação remonta ao Código de Águas, que marcou o início efetivo do controle estatal sobre os recursos naturais, definindo o melhor uso da água e promovendo a separação entre a propriedade do solo e a utilização dos recursos hídricos. Com isso, abriu-se a possibilidade de desapropriação por utilidade pública e



do condicionamento do uso do solo ao regime de concessões pelo Estado, que passou a controlar as autorizações mediante fiscalização técnica, financeira e contábil. Outros Códigos legais estabelecidos reforçam esse controle dos recursos naturais e da sociedade, entre eles aqueles relacionados à ictiofauna. Entre eles destaca-se a Lei 221 de 28 de fevereiro de 1967 em seu Artigo 36 (Código da Pesca - regulamentada pela portaria SUDEPE 0001 de 04 de janeiro de 1977), delegou à SUDEPE a tarefa de determinar o melhor mecanismo para a proteção da fauna aquática.

No entanto, no período entre 1967 e os anos 80, a questão ambiental ficou subordinada aos requisitos do desenvolvimento econômico acelerado e, portanto, ao aumento da demanda por energia. Com crescimento apoiado em grande parte no financiamento de grupos internacionais, o Brasil priorizou os macro-empresendimentos com reservatórios de grandes proporções, a exemplo de Tucuruí, no baixo Tocantins, e Itaipu (investimento binacional) no rio Paraná, entre o Brasil e o Paraguai.

Mesmo assim, com a evolução tecnológica e o acúmulo de conhecimentos sobre os impactos ambientais, no final da década de 1970 surgiram instrumentos legais de proteção à ictiofauna e a qualidade das águas de reservatório. São elas as portarias nº 001 da SUDEPE em 1977 que estabelece normas de proteção e conservação da fauna aquática e a portaria Dnaee nº 99, de agosto de 1979, dispõe sobre a qualidade das águas em bacias de acumulação. A proteção da fauna aquática calcava-se especialmente nas ações de repovoamento, além da indicação de adoção de outras ações que pudessem auxiliar a conservação, inclusive através de mecanismos de transposição.

Na década de 80, porém, o processo de redemocratização do país, ao lado da persistente recessão econômica, exigia a revisão dos fundamentos da matriz energética brasileira, reduzindo drasticamente as metas do setor elétrico. Empreendimentos de alto custo unitário de energia foram descartados, assim como aqueles em que se previa a oposição acirrada de interesses sociais de diferentes naturezas.



Disso resultou a evolução da legislação ambiental e a consolidação de uma política nacional de meio ambiente no Brasil. Destaca-se a Lei Federal nº 6.938, de 1981 e o Decreto nº 88.351, de 1983, que definem as bases da política ambiental, dentre os quais, a avaliação de impactos ambientais e o licenciamento de atividades poluidoras, além de criar o CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Esses dispositivos legais que foram posteriormente alterados pela Lei 7804, de 18.07.89 e pela Lei 8028, de 12.04.90, embora fossem grandes avanços na legislação.

Entre o estabelecimento da política de meio ambiente e o momento atual, a legislação se diversificou e se especializou resultando num arcabouço complexo, tanto nos aspectos de licenciamento de empreendimentos, quanto em regulamentações específicas nos níveis federal, estadual e municipal.

A transposição de peixes (histórico)

A ação de criar estruturas de transposição para peixes já tem pelo menos 300 anos na Europa e aparentemente ocorreu simultaneamente em países do hemisfério norte, em função da migração de salmonídeos (MARTINS, 2000).

GODOY (1985), no entanto, relata que somente no século XX que esta forma de intervenção foi difundida em escala mundial, sendo estimadas cerca de 13.000 estruturas, conforme, a maioria localizada na América do Norte e Europa (MARTINS, 2000).

Ainda segundo GODOY (1985), a primeira escada para peixes do Brasil foi instalada na represa de Itaipava, rio Pardo, Alto Paraná, no ano de 1911. Sua adoção, no entanto, ganha impulso ao final da década de 20, pois, conforme descrevem AGOSTINHO et al. (2003), em 28 de dezembro de 1927, a Lei 2250 em seu Artigo 16, apresenta a exigência da instalação de escadas para peixes nos barramentos de rios, já visando a manutenção de rotas migratórias alternativas à ictiofauna.

A aplicação desta lei em seu artigo específico gerou muitas controvérsias sobre as necessidades destes mecanismos de transposição e para dirimi-las, consultou-se o Dr. J. H. Brunson, especialista americano em transposição de peixes. Em 1929 o Dr. Brunson emitiu, por sua vez, um parecer concluindo que escadas com altura superior a 9 metros não seriam eficientes. No



entanto, esta conclusão baseou-se em sua experiência local, pois não havia informações biológicas necessárias sobre a ictiofauna neotropical (AGOSTINHO et al., 2003). No entanto, cabe salientar que os salmonídeos, após a migração ascendente e a reprodução perecem nos trechos superiores, enquanto os filhotes empreendem a migração descendente ativa de retorno ao mar.

O Código das Águas (Decreto 24643 de julho de 1934), em seu Artigo 143, determinou que todos os barramentos destinados à geração de energia elétrica deveriam adotar medidas de preservação da ictiofauna, sem determinar a forma específica de execução.

Já em 1938, a Lei 794, em seu Artigo 68, determina que todos os barramentos destinados à geração de energia elétrica deveriam adotar medidas de preservação da ictiofauna, seja pela construção de escadas para peixes ou implantando-se as estações de piscicultura visando os programas de repovoamentos. Dentre estas formas de manejo, a companhias geradoras optaram pela instalação de estações de pisciculturas, ainda à luz das conclusões de Brunson.

As escadas para peixes nas usinas do Complexo Canoas

Para efeito dos estudos ambientais relativos ao Processo de Licenciamento Ambiental das usinas que compõe o Complexo Canoas, as usinas hidrelétricas de Canoas I e Canoas II, foram elaborados o EIA – Estudo de Impacto Ambiental, o PBA – Projeto Básico Ambiental, e o PEA – Projeto Executivo Ambiental das usinas hidrelétricas de Canoas I e Canoas II.

Para sua elaboração, foram seguidas as normas estabelecidas pela resolução CONAMA 001/86 e as exigências específicas da Secretaria Estadual de Meio ambiente – SEMA – de São Paulo, e da Superintendência de Recursos Hídricos e Meio Ambiente – SURHEMA – do Paraná, além do Manual de Estudos de Efeitos Ambientais dos Sistemas Elétricos (ELETROBRÁS, 1986).

Segundo a metodologia adotada, determinou-se que a área de influência indireta dos estudos do meio físico e biótico deveria abranger a bacia hidrográfica entre os limites da barragem de Salto Grande a montante e o eixo de Canoas I. Já a área de influência, seria composta pela área a ser



inundada pelos dois reservatórios (53,3 Km²), a faixa de segurança (50 m do entorno), mais o canteiro de obras (CESP, 1990).

Os estudos de Impacto Ambiental foram desenvolvidos pela ENGEVIX ENGENHARIA S.A., entre maio e agosto de 1989, como complementação dos estudos prévios realizados pela CESP, durante a fase de avaliação da viabilidade do empreendimento. Deram destaque às alternativas para definição do melhor eixo das barragens, e à definição do arranjo, visando à otimização do índice custo/benefício para comprovação da viabilidade técnico-econômica e, sobretudo da viabilidade ambiental (CESP, 1990).

Tais estudos compuseram o diagnóstico ambiental das áreas consideradas, abordando aspectos do “meio físico” (geologia, clima, geomorfologia, pedologia e recursos hídricos), “meio biótico” (vegetação/flora, faunas terrestre e aquática) e “sócio-economia” (dinâmica populacional, atividades econômicas, infra-estrutura regional, quadro urbano, dinâmica social, saúde e saneamento, e patrimônio paisagístico e arqueológico), além da proposição de medidas mitigadoras e compensatórias aos impactos ambientais.

Em 1990, os estudos de impactos ambientais foram concluídos e o projeto do empreendimento foi submetido aos órgãos ambientais dos Estados de São Paulo e Paraná e apresentadas à população, em Audiências Públicas, a qual considerou o projeto ambientalmente viável.

Nesse mesmo ano, com vistas à conclusão dos estudos, foi emitida a Licença Prévia (LP). Posteriormente, o maior detalhamento das propostas contidas no Estudo de Impacto Ambiental, deu origem ao Projeto Básico Ambiental (PBA). Esse documento também foi submetido aos órgãos ambientais dos Estados de São Paulo e Paraná que, após análise e discussão com a população aprovaram os estudos, emitindo, em 1993, a Licença de Instalação (LI), o que possibilitou à concessionária, então CESP, o início das construções do Complexo Hidrelétrico Canoas naquele ano.

As obras, no entanto, foram paralisadas no início de 1995 e reiniciadas em julho de 1996, por decisão governamental, após a instituição do Consórcio CESP/CBA. Paralelamente, os programas ambientais também foram retomados, sendo que os órgãos ambientais passaram a acompanhar a



implantação dos mesmos através de vistorias e análise de relatórios emitidos anualmente pelo consórcio. Nesse período, o IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente) passou a assumir a liderança pela fiscalização dos trabalhos que estavam sendo realizados, cabendo aos órgãos ambientais estaduais, a participação conjunta.

A CESP encaminhou ao IBAMA o Relatório de Implantação dos Programas Ambientais do Complexo Canoas em agosto de 1998. Juntamente ao relatório, encaminhou a solicitação da Licença de Operação (LO) das usinas para que o enchimento dos reservatórios fosse iniciado. Após análise dos documentos enviados e constatação da implantação conforme vistorias de campo, foi emitida a Licença, possibilitando o enchimento dos reservatórios em meados de 1999.

Especificamente relacionado à problemática da ictiofauna, os dados contidos no EIA do Complexo Canoas (CESP, 1990) tiveram como base, os resultados obtidos pela CESP (1988), nos estudos do inventário sobre o aproveitamento hidrelétrico de Canoas I e II; por TORLONI et al. (1988), nos estudos sobre a reprodução de peixes migradores; por GODOY (1986) nos estudos sobre os peixes e a pesca no rio Paraná; e pelo Catálogo de Peixes do Brasil, compilado por FOWLER na década de 1950. O relatório incluiu prognóstico para a situação da ictiofauna, em etapas temporais, sendo que durante o enchimento haveria um incremento da pesca em curto prazo, portanto reversível, localizado e de grande significância. Além disso, identificou que após o enchimento haveria aumento da “ictiofauna lêntica”, aspecto irreversível e de alta significância; e concomitante redução da “ictiofauna migradora e reofílica”, também um impacto irreversível e de alta significância.

A partir dessas conclusões, o relatório (EIA-CESP, 1990) propõe ações relativas à proteção da ictiofauna. As ações por sua vez, foram traduzidas em programas, cujo objetivo principal era suprir os reservatórios de Canoas I e II, no rio Paranapanema, de uma produção pesqueira que fosse compatível com suas potencialidades. Segundo o estudo, um repovoamento de peixes seria altamente positivo para a população local, que teria uma boa compensação pela transformação do ecossistema. No entanto, já a época, fazia a ressalva de que a falta de locais propícios à reprodução das espécies de piracema e



as barreiras físicas e químicas (poluição doméstica agrícola, mesmo que de pequena monta) existentes no rio Paranapanema, contribuiriam significativamente para a ausência da atividade de pesca comercial a montante dos empreendimentos.

A partir dessa concepção de manejo, o EIA previu um plano de repovoamento e de monitoramento. Afirma ainda que:

“Para tanto, se prevê um manejo adequado da ictiofauna e introdução de espécies alóctones, dando preferência a espécies da região. Entretanto, a introdução de qualquer espécie alóctone só poderá ser realizada após a implantação do projeto de monitoramento do ambiente aquático (levantamento limnológico dos ambientes lótico e lêntico), evitando-se assim a competição inter e intra-específica”.

Posteriormente, CESP/ENGEVIX (1991), apresentou o trabalho das complementações necessárias do EIA/RIMA de Canoas I e II, com o objetivo de subsidiar a Licença Prévia por meio do detalhamento dos impactos apontados, inclusive sobre os peixes.

Quanto às questões limnológicas, CESP/ENGEVIX (1991), comenta que as alterações físico-químicas não deveriam ser consideráveis, devido ao baixo tempo de residência da água. Dessa forma, sob a ótica da qualidade da água, os impactos seriam significativamente minimizados sobre a comunidade de peixes, não havendo parâmetros limitantes a sobrevivência de organismos aquáticos. Portanto, preconizava que os processos seletivos de espécies deveriam estar relacionados básica e diretamente com a interrupção de ciclos migratórios das espécies tipicamente migradoras. Esperava-se que espécimes de espécies com essa estratégia não conseguissem reproduzir-se sofrendo depleção populacional, pela total ausência de trechos lóticos entre barragens e de tributários com porte significativo, ou seja, com potencial de utilização de rotas migratórias alternativas.

Nesse sentido, o trabalho salientou que a ictiofauna de Capivara perderia esse trecho de migração, devido à implantação das usinas, porém os peixes poderiam usar os grandes tributários (Cinzas, Tibagi, Congonhas, Capivara e Laranja Doce) como rotas alternativas à migração reprodutiva.



Essas argumentações foram incorporadas ao relatório final do Projeto Básico Ambiental (PBA) das usinas de Canoas I e II (CESP, 1992). Em seu apêndice 3, cita que, para garantir a possibilidade de uso múltiplo dos reservatórios e, sobretudo, o manejo adequado dos mesmos, havia necessidade de estudos de caracterização das mudanças na qualidade da água e monitoramento dos processos de seletividade que ocorreriam na fauna aquática, em especial na ictiofauna. Sobre isso, argumenta ainda como objetivos dos futuros programas, garantir a diversidade ictiofaunística, com conseqüências positivas para o equilíbrio da cadeia trófica, além de permitir que os reservatórios viessem a sustentar uma produção pesqueira, contribuindo para o desenvolvimento de modelos de manejo e repovoamento.

Nesse contexto, o PBA (páginas 6-5 a 6-7), abordou o tema das escadas, destacando que para o Brasil sua implantação era bastante polêmica, devido a aspectos biológicos e técnicos ainda não esclarecidos. Aponta ainda, a necessidade de condições ambientais específicas, no trecho a montante dos mecanismos de transposição, para permitir o sucesso de todas as fases do processo reprodutivo.

No caso do Complexo Canoas, o PBA declara a inviabilidade da implantação de estruturas visando a transposição de peixes, citando:

“Com base nas alterações que a bacia do Paranapanema vem sofrendo, já há várias décadas, como redução da faixa de vegetação ciliar, utilização de lagoas marginais por atividades agrícolas e/ou oleiro cerâmicas, poluição da água decorrentes da intensa atividade agrícola local e, também, presença de diversos barramentos ao longo de quase todo o rio Paranapanema, não mais permitindo grandes flutuações do nível d’água, percebe-se a inviabilidade prática da implantação de qualquer tipo de estrutura, visando a transposição de peixes”.

“Já os trechos entre Canoas I e Canoas II e Canoas II e Salto Grande, por não apresentarem tributários de porte significativo e estarem bastante alterados, em relação as suas características hidrológicas originais, sofrerão significativas modificações em suas composições ictiofaunísticas”.



Segundo o texto, ambientes favoráveis à reprodução de espécies tipicamente migradoras, estão presentes à jusante dos barramentos, no reservatório de Capivara, tendo como vias migratórias alternativas, os rios Cinzas e Tibagi:

“Cumpre, entretanto, frisar que o trecho de rio do Paranapanema localizado imediatamente a jusante do Complexo Canoas, ou seja, do reservatório de Capivara a futura barragem de Canoas I, pela existência de tributários de porte significativo, provavelmente manterá a reprodução de espécies reofílicas em tal percurso.”

Estudos ictiológicos sobre áreas de reprodução e criadouros naturais desenvolvidos pela Universidade Estadual de Londrina (UEL) (SHIBATTA et al., 2002) no reservatório de Capivara e pela Universidade Estadual Paulista (VIANNA & NOGUEIRA, 2008) no rio Cinzas, vieram confirmar esta hipótese, demonstrando a capacidade dessa bacia de drenagem, para manutenção populações viáveis das espécies tipicamente migradoras.

Contudo, após a implantação das usinas de Canoas I e Canoas II no médio rio Paranapanema, os Ministérios Público Federal e Estadual Paulista acionaram o Consórcio Canoas (CESP/CBA), conforme da Ação Civil Pública Ambiental (Processo no 1999.61.11.000368-5), questionando os programas ambientais adotados.

Dentre os questionamentos apresentados, os Ministérios determinaram a construção de escadas para peixes nas duas usinas, conforme sua acessoria técnica, como forma de manejo da ictiofauna. Esta determinação baseou-se na hipótese de que esses mecanismos de passagem diminuíssem em parte, os efeitos negativos impostos pela formação dos reservatórios, permitindo a continuidade da reprodução dos peixes migradores, a despeito dos comentários apresentados no PBA.

Face à determinação de construção das escadas para peixes nas usinas do Complexo Canoas, pelos Ministérios Públicos, a CESP solicitou o parecer técnico-científico de três pesquisadores em ictiologia, de diferentes instituições, sobre a validade dessa ferramenta. Todos os pareceres apresentaram questionamentos para a construção dos mecanismos de transposição, objetando que as condições ambientais a montante dos



barramentos não seriam favoráveis as estratégias reprodutivas dos peixes identificados como grandes migradores da bacia, bem como ao fechamento de todo o ciclo envolvido na reprodução e reposição de estoques das populações.

A despeito dos pareceres oferecidos na contestação da CESP, os Ministérios Públicos mantiveram a determinação de construção das escadas. Diante da recusa da contestação oferecida, CBA optou, unilateralmente (uma vez que a CESP manteve seu posicionamento de não adoção dos mecanismos), pela construção das escadas para peixes nas usinas do Complexo Canoas, em atendimento da determinação dos Ministérios Públicos.

Dessa forma, as escadas para peixes instaladas no Complexo Canoas constituíram-se um fato novo, não previsto em nenhum dos estudos efetivados previamente. Portanto, não fazendo parte de nenhuma das medidas propostas no EIA e nas suas complementações, exigindo assim, a reformulação das atividades de avaliação de impacto ambiental, inclusive das próprias escadas. A nova situação ensejou o monitoramento da transposição de peixes como reformulação de atividade não prevista no Licenciamento Ambiental das usinas.

Essa reformulação, por sua vez, considerou que o sistema formado pelos reservatórios de Canoas II, Canoas I e Capivara (em cascata), e pelas escadas como meio de conexão entre eles, apresentou-se como um grande laboratório de estudos migratórios e reprodutivos, tendo em vista que cada reservatório é um sistema peculiar, cujas características suscitam investigações específicas (DIAS, 1995).

Nesse contexto, o objeto do presente trabalho visa testar a hipótese de que as escadas não são eficientes para manutenção de populações de espécies migradoras da bacia do alto Paraná, conforme descrito por PELICICE e AGOSTINHO (2007), considerando a estratégia reprodutiva dessas espécies.

Para tanto procedeu-se a avaliação dos aspectos relacionados à transposição (biológicos, hidrológicos, estruturais, etc.) e correlatos, necessários para verificar a efetividade das escadas na manutenção de populações de peixes migradores. Isto porque a literatura indica que há especificidades e exigências



ambientais relativa às estratégias reprodutivas durante as diferentes etapas do processo reprodutivo, uma vez que a migração é apenas uma delas.

Referências

- AGOSTINHO, A. A. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. UNIMAR 14 (suplemento), 89-107,
- AGOSTINHO, A. A. 1994. Considerações sobre a atuação do setor elétrico na preservação da fauna aquática e dos recursos pesqueiros. In: Seminário Sobre Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro. Reuniões Temáticas Preparatórias. Caderno I. Fundamentos, Rio de Janeiro, RJ, COMASE / ELETROBRAS, p. 38-59.
- AGOSTINHO, A. A. & JULIO-JÚNIOR, H. F. 1999. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: Lowe-McConnell R. H. & Rosemary, H. (eds). Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Cunningham. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo, 1999. p. 374-400
- AGOSTINHO, A. A., GOMES L. C. & ZALEWSKI, M. 2002. Efficiency of fish ladders for Neotropical Ichthyofauna. River Research and Applications, 18, (3): 299 – 306.
- AGOSTINHO, A. A. GOMES, L. C. & SUZUKI, H. I. 2003. Migratory fishes of upper Paraná river basin, Brazil. In: J. Carolsfed, B. Harvey, A. Baer & C. Ross (eds.). Migratory fishes of South America: Biology Social Importance and Conservation Status. 1ed. Victoria, 2003, p. 19-99.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C. & PELICICE, F. M. 2007. Ecologia e Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, PR, EDUEM, 501 p.
- BAXTER, R. M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. Ann. Ver. Ecol. Syst., 8: 255-283.
- BIANCHINI Jr, I. 1994. Água como ambiente para a manutenção da fauna aquática. In: Seminário Sobre Fauna Aquática e o setor Elétrico. Caderno 1 – Fundamentos. COMASE. Rio de Janeiro, p. 7-17.
- BONETTO, A. A. 1986. The Paraná River Systems. In: Davies, B. R.; Walker, K. F. (Ed.). The Ecology of River Systems. Dordrecht, The Netherlands: Dr. W. Junk Publisher. P. 541-556 (Monographiae biologicae, V. 60).
- CANAMBRA. 1966. Power study of South Central Brazil; appendix 13, feasibility of Canoas Project. Rio de Janeiro.
- CARVALHO, E. D., FUJIHARA, C. Y. & HENRY, R. 1998. Study on the ichthyofauna of the Jurumirim reservoir (Paranapanema river, São Paulo State, Brazil): fish production and dominant species in three sites. Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 2199-2202.



- CASTRO, R.M.C. & MENEZES, N.A. 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX, vol. 6 Vertebrados (R.M.C. Castro, ed., C.A. Joly & C.E.M. Bicudo, orgs.). WinnerGraph – FAPESP, São Paulo, p. 1-13.
- CESP/ENGEVIX. 1978. Aproveitamento hidroelétrico de Canoas. Relatório final – estudos de viabilidade. Rio de Janeiro.
- CESP/ENGEVIX. Aproveitamento hidroelétrico de Canoas. Relatório final – estudos de viabilidade. Complementação. Rio de Janeiro. 1980.
- CESP/ENGEVIX. 1991. Complementações necessárias para continuação das análises do EIA/RIMA do Complexo Canoas solicitadas pela Superintendência de Recursos Hídricos e Meio Ambiente do Estado do Paraná. São Paulo (vols. II e III).
- CESP. 1990. Aproveitamento hidroelétrico do Rio Paranapanema – Complexo Canoas – Estudos de Viabilidade – Estudos de Impacto Ambiental (EIA) Usinas Canoa I e II. São Paulo.
- CESP. 1992. Aproveitamento hidroelétrico do Rio Paranapanema – Complexo Canoas – Projeto Básico Ambiental (PBA). São Paulo.
- DIAS, J. H. P. 1995. Estudos ecológicos na comunidade de peixes do Reservatório de Salto Grande, médio Paranapanema, (Estados de São Paulo e Paraná). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, 107 p. (Dissertação de Mestrado).
- DUKE ENERGY, 2001 Relatório de Licenciamento Ambiental – UHE Rosana. Volume I, Chavantes, SP 232 p.
- DUKE ENERGY. 2003a – Investigação dos impactos potenciais no entorno dos reservatórios de Canoas I e II a partir de dados meteorológicos existentes. Chavantes. 215 p.
- DUKE ENERGY. 2003b. Peixes do rio Paranapanema. São Paulo: Horizonte Geográfico. 112 p.
- DUKE ENERGY, 2003C Relatório de Licenciamento Ambiental – UHE Salto Grande. Volume I, Chavantes, SP 236 p.
- ELETROBRÁS. 1986. Manual de efeitos ambientais dos sistemas elétricos. Rio de Janeiro.
- FERNANDO, C. H. & HOLCIK, J. 1991. Fish in Reservoirs. Int. Revue Ges. Hydrobiol., 76 (2): 149-167.
- GODOY, M. P. 1986. Peixes e pesca no rio Paraná. Florianópolis. ELETROSUL. 146 p.



- LANGIANI, F.; CORREA e CASTRO, R. M.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S.; CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* 7 (3):
- MAACK, R. 1981. Geografia física do Estado do Paraná. 2.ed. Rio de Janeiro: J. Olympio; Curitiba: Secretaria da Cultura e do Esporte do Estado do Paraná. 442p.
- PELICICE, F. M. & AGOSTINHO, A. A. 2007. Fish-Passage Facilities as Ecological Traps in Large Neotropical Rivers. *Conservation Biology*
- SAMPAIO, T. 1944. Relatório dos rios Itapetininga e Paranapanema. *Revista do Instituto de Geografia e Geologia, São Paulo*, 2 (3): 222-271.
- SERVIX. 1966. Aproveitamento hidrelétrico de Canoas. São Paulo.
- SHIBATTA, O. A., ORSI, M. L., BENNEMANN, S. T., SILVA-SOUZA, A. T. 2002. Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi, p. 403-423. In: M. E. Medri; E. Bianchini; O. A. Shibatta & J. A. Pimenta. (Eds.) *A Bacia do Rio Tibagi*. Londrina. 595p.
- TORLONI, C. E. C., MOREIRA, J. A., CRUZ, J. A. 1986. Reprodução de peixes autóctones reofílicos no reservatório de Promissão, Estado de São Paulo. S. Paulo: CESP. 14 p.
- TORLONI, C. E. C., GUIMARÃES, J. R., Girardi, L., & Costa, J. 1988. Reprodução de peixes autóctones reofílicos no reservatório de Promissão, Estado de São Paulo. S. Paulo: CESP, 14 p.
- VIANNA, N. C. & NOGUEIRA, M. G. 2008. Ichthyoplankton and limnological factors in the Cinzas River – an alternative spawning site for fishes in the middle Paranapanema River basin (Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20(2).
- WOYNAROVICH, E. 1991. The hydroelectric power plants and the fish fauna. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 2531-2536.



A utilização das escadas pela ictiofauna

Introdução

A fauna continental de peixes neotropicais apresenta grande diversidade de espécies, com variados padrões comportamentais associados a sua sobrevivência e perpetuação. Esses padrões, por sua vez, estão relacionados à história evolutiva e expressos nas variações morfofisiológicas. Dentre essas variações verifica-se, em maior ou menor grau, a sazonalidade ambiental como característica conspícua para a maioria das espécies, fortemente associada aos ciclos hidrológicos. Espécies com hábitos migradores ou sedentários e cuja atividade reprodutiva está relacionada à sazonalidade hidrológica, estão distribuídas em todas as bacias hidrográficas sul-americanas (AGOSTINHO et al., 2007).

A construção de barragens e reservatórios em rios visando à produção de energia elétrica apresenta-se como uma contundente segmentação física, de origem antrópica, ao curso de características líticas represado. Esta situação induz a uma série de impactos sobre os componentes químicos, físicos e biológicos do ambiente (BIANCHINI Jr., 1994) e tem sido crescente em resposta à demanda do crescimento econômico do país.

Segundo BRITSKI (1994), a construção de barragens provoca alterações no ambiente, com implicações decisivas sobre a fauna e flora, e em especial, sobre as comunidades de peixes, cujas alterações estão fundamentalmente ligadas às respostas fisiológicas, comportamentais e em suas táticas de sobrevivência.

Para a bacia do Alto Paraná, um dos principais efeitos constatados com a construção de barramentos na reestruturação da ictiofauna, é a substituição de espécies migradoras e de grande porte por outras sedentárias e menores (AGOSTINHO et al., 1994), bem como a distribuição diferenciada das populações ao longo do gradiente hidrodinâmico imposto pelos reservatórios (BRITTO & CARVALHO, 2006).



A sucessão de reservatórios em cadeia ao longo dos eixos dos rios formadores dessa bacia condiciona uma maior pressão negativa exercida sobre populações de peixes migradores. Essa pressão decorre, além da interrupção das rotas migratórias, também por fragmentação mais efetiva de ambientes e ausência de trechos lóticos entre barragens, concorrendo para depleção das populações das espécies migradoras nessas novas condições (FERNANDO & HOLCIK, 1991; WOYNAROVICH, 1991; CARVALHO, et al., 1998; AGOSTINHO et al., 2002).

Nesse contexto comumente sugerem-se, inclusive por força da lei, a inclusão de mecanismos de transposição e, entre eles, as escadas para peixes. Sua inclusão, via de regra, visa manter uma rota migratória alternativa para as espécies que apresentam necessidade de percorrer grandes trechos e completar parte de seu ciclo reprodutivo, permitindo a passagem dos cardumes de jusante para montante em rios barrados, aumentando os trechos de migração.

Conforme NORTHCOTE (1978) entende-se por migração reprodutiva, o deslocamento de ida e volta entre dois ou mais sítios disjuntos que ocorre com periodicidade regular, sincronizada aos ciclos hidrológicos, envolvendo a maior parte da população. De forma genérica, pode-se considerar como o deslocamento do peixe da área de alimentação para a de desova e seu posterior retorno, após a reprodução, para a área de alimentação (migração trófica) conforme propõe GODOY (1967).

A necessidade implícita da manutenção das rotas migratórias através dos barramentos, no presente caso através das escadas, é essencialmente para cumprir uma das etapas do ciclo reprodutivo, a migração, gerando condições metabólicas favoráveis à desova e, portanto, da reposição de estoques ou “recrutamento”. Assim, pressupõe-se que a manutenção de populações viáveis depende, num primeiro momento, diretamente do sucesso da transposição (migração) e, por conseguinte, do sucesso reprodutivo futuro.

Contudo, as escadas para transposição de peixes instaladas em vários reservatórios do Brasil mostraram-se que as iniciativas, em geral, foram ou



são equivocadas. Tal equívoco advém principalmente, da obrigatoriedade de uma obra cujo funcionamento resulta de interações entre as características técnicas do mecanismo e a natureza da ictiofauna presente (AGOSTINHO & GOMES, 1997).

Alguns estudos sobre escadas de peixes e a transposição são encontrados na literatura e apresentam conclusões diferenciadas em relação à sua eficiência, embora não haja dúvidas sobre a efetiva habilidade de muitas espécies migradoras conseguirem subir as escadas e alcançarem o reservatório a montante (GODOY, 1959 e 1967; AGOSTINHO et al. 1994; BRITSKI, 1994; AGOSTINHO & GOMES, 1997; MARTINS, 2000; AGOSTINHO & GOMES, 2005).

Especificamente, atendendo às disposições legais, foram construídas escadas para peixes nas usinas hidrelétricas do Complexo Canoas (Canoas I e Canoas II), situadas no médio Paranapanema (figura 1), que começaram a operar em novembro de 2000. Impostas como medida mitigadora, a implantação das escadas visou, em tese, garantir a migração dos peixes ao longo do médio Paranapanema, isto é, entre o reservatório de Capivara (a jusante) e a barragem de Salto Grande (a montante), fundamentas na premissa de garantir condições favoráveis à manutenção das populações de espécies migradoras nesse trecho da bacia.

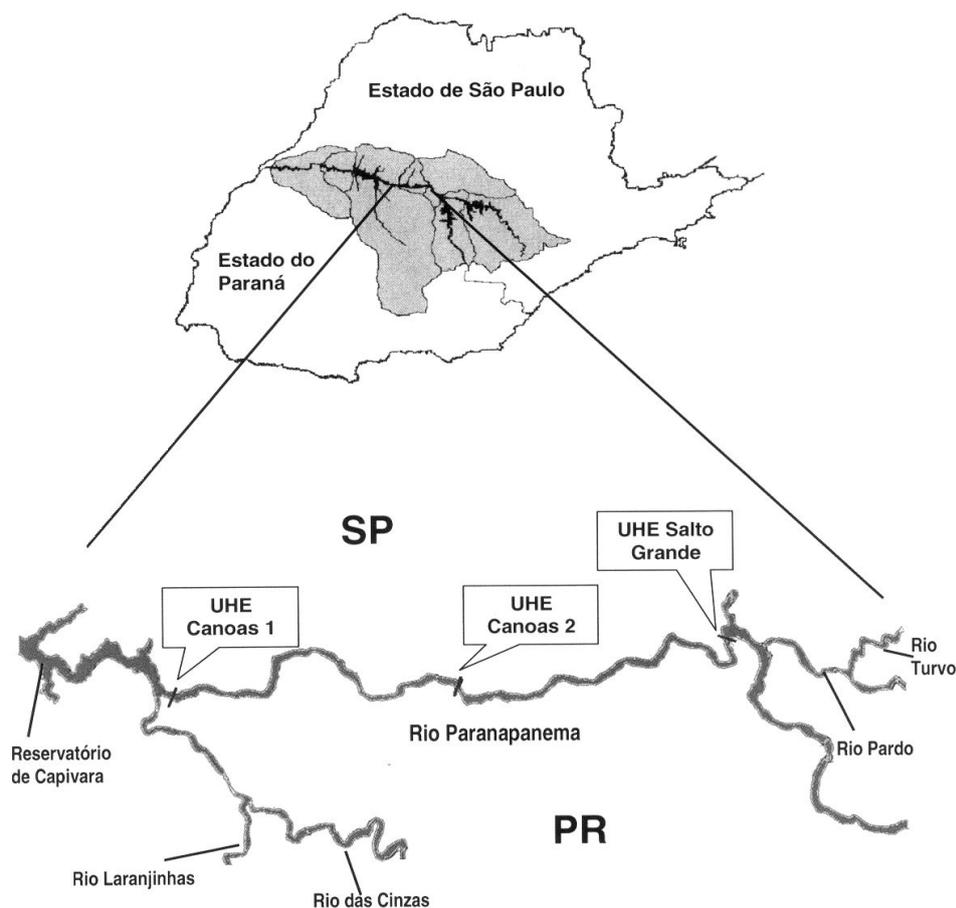


Figura 1 – Localização da bacia do rio Paranapanema e a disposição das usinas hidrelétricas do Complexo Canoas no curso do rio.

Objetivos

Tendo em vista a polêmica sobre interação dos mecanismos de transposição com a fauna de peixes, bem como a possível efetividade para a manutenção de rotas para espécies migradoras no médio rio Paranapanema, o presente trabalho objetivou:

1. Avaliar a eficiência estrutural das escadas para espécies de diferentes portes, buscando identificar quais espécies da bacia que utilizam as escadas para migração;
2. Determinar as variações na composição de espécies (captura e biomassa), nas assembléias de peixes que se utilizaram das escadas nos períodos reprodutivos sucessivos, com especial enfoque sobre espécies dominantes e as migradoras;

3. Verificar a existência ou não de correlação de causa/efeito entre a vazão do rio e a ocorrência de peixes nos mecanismos de transposição.

Material e métodos

A transposição de peixes nas escadas do Complexo Canoas (tabela 1 e figura 2) foi estudada durante cinco períodos reprodutivos consecutivos (em 2001/2002, 2002/2003, 2003/2004, 2004/2005 e 2005/2006).

Tabela 1 – Características técnicas das escadas para peixes das usinas de Canoas I e Canoas II - Complexo Canoas.

	Canoas I	Canoas II
comprimento total	210,54m	228,15m
largura	4,00m	4,00m
degraus-tanque	57	62
desnível	17m	15m
volume vertido	4m ³ /s	4m ³ /s

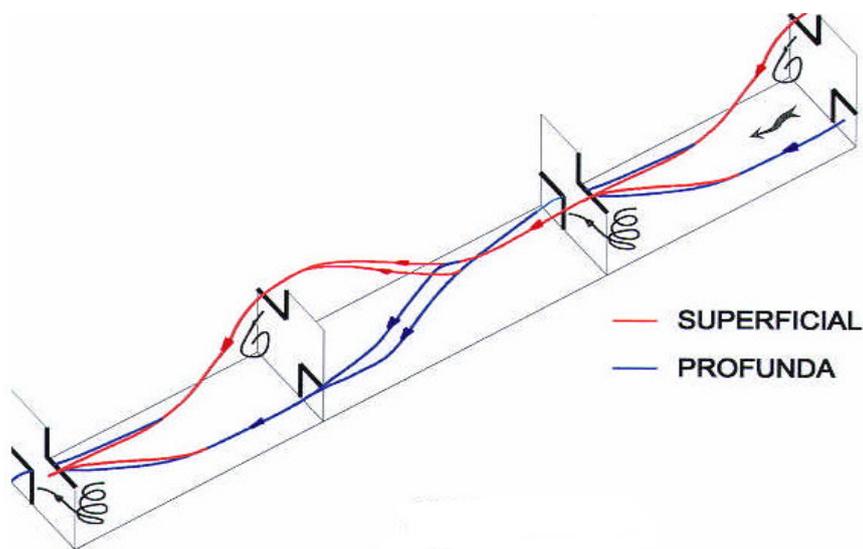


Figura 2 – Desenho esquemático da estrutura padrão das escadas para peixes das usinas do Complexo Canoas, evidenciando a hidrodinâmica (fluxo de água) (MARTINS, 2000).

As amostragens de peixes foram realizadas, *a priori*, quinzenalmente em ambas escadas entre os meses de novembro e março durante cinco anos (vide acima). No entanto, algumas alterações no cronograma ocorreram

devido à obstrução dessas escadas por troncos e bancos de macrófitas, deslocando a amostragem para a semana subsequente.

Desta forma foram realizadas 10 amostragens para o ano I, 11 para o ano II, 9 para o ano III, 9 para o ano IV e 11 para o ano V, totalizando 50 amostragens de peixes em atividades migratórias.

Em ambos os mecanismos de transposição, a captura dos peixes foram realizadas em 03 degraus pré-selecionados, situados na porção média das escadas (figura 3).

Para realizar as amostragens, os degraus selecionados foram fechados com grades, de modo a impedir a fuga dos peixes para degraus adjacentes ou entrada de peixes de outros degraus durante o período de trabalho. A captura dos peixes foi realizada com redes de arrasto 08 mm, fio 210/08, com 400 malhas de altura e puçás, conforme o número de exemplares (figura 4).

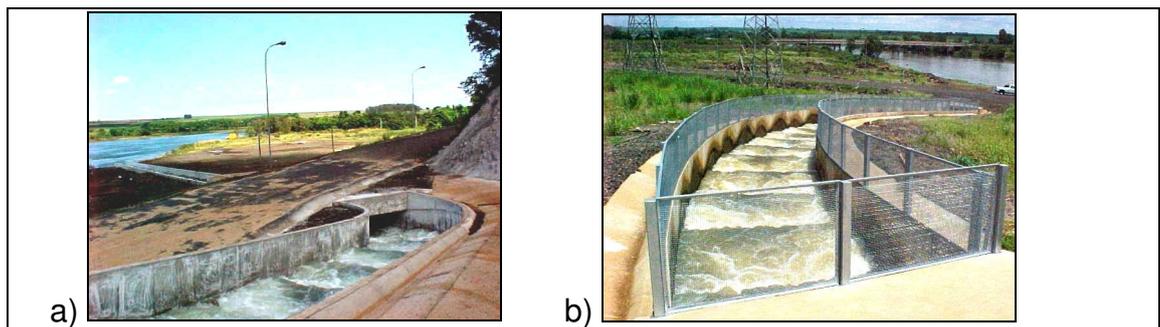


Figura 3 – locais de amostragens (sob as passagens) nas escadas de Canoas I (a) e Canoas II (b).



Figura 4 – a) grade de contenção para isolamento de degraus, b) captura realizada com rede de arrasto, c) captura realizada com puçás.

Durante estes monitoramentos foram realizadas avaliações quali-quantitativas (triagem e identificação e contagem, por espécie, de todos os peixes contidos



nesses degraus). Desse total, 30 exemplares de cada espécie foram retirados aleatoriamente para análises. Para as espécies não migradoras os exemplares selecionados foram pesados em conjunto para obtenção de peso médio das amostras. Entretanto, para as espécies migradoras houve maior detalhamento, com obtenção de dados individuais de peso e comprimento.

As espécies de peixes foram identificadas, de acordo com as suas características morfológicas e merísticas, com base em BRITSKI (1972), BRITSKI et al. (1999), NELSON (1994) e REIS et al., (2003), sendo que posteriormente exemplares testemunhos foram depositados no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (UEL). A distinção de espécies migradoras e não migradoras seguiu a definição de AGOSTINHO et al. (2003).

As espécies foram discriminadas como de pequeno porte quando os maiores exemplares observados atingiram até 20 cm de comprimento total, de médio porte entre 21 e 50 cm de comprimento total e de grande porte com comprimento total superior a 51 cm, adotando a classificação de DUKE ENERGY (2003).

A análise desses dados sobre ictiofauna dos mecanismos de transposição de Canoas I e II de cada uma das escadas foram avaliados quanto à frequência de ocorrência das espécies e sua representatividade em biomassa estimada (%). Também, essa ocorrência percentual foi utilizada para determinar a variação da participação agrupada das espécies por tamanho (pequeno, médio e grande porte) para as duas escadas de transposição.

Os dados de ocorrência numérica e biomassa também foram analisados estatisticamente (ANOVA, sendo $\alpha=0,5\%$), para comparar a variação média entre anos e entre os grupos taxonômicos (em nível de Ordens). O mesmo procedimento foi adotado para avaliar a variação de ocorrência (média do número de unidades por coleta) de espécies migradoras em relação às não migradoras.

Os dados de ocorrência das espécies (similaridade entre as assembléias de peixes) foram comparados aos dados pretéritos (antes da implantação das



usinas do Complexo Canoas) obtidos por DIAS (2003), para o mesmo trecho de rio e aos dados de ORSI (2005) para um trecho logo a jusante da Usina de Canoas I, denominado “Cinzas”, no reservatório de Capivara. A comparação deu-se através de da análise de similaridade (presença e ausência), utilizando-se a Distância Euclidiana utilizando o programa estatístico PAST 1.48 (HAMMER et al., 2001) e calculando-se o Índice de Coeficiente Cofenético (CCC) através do programa BioStat 4.0 para a matriz da dados originais.

Nesta análise considerou-se apenas as espécies nominais, ou seja, excluindo aquelas cuja identificação ao nível de espécie não foi determinada com segurança.

Com relação aos atributos ecológicos dessas faunas de peixes foram determinados a dominância de espécies foi avaliada segundo BEAUMOND (1991 apud DIAS, 2003) e a constância das espécies, de acordo com DAJOZ (1972). E também foram determinados o Índice de diversidade de Shannon-Wiener e Equitabilidade segundo índice de PIELOU (conforme LUDWIG & REYNOLDS, 1988).

Os dados fluviométricos (vazão defluente) das Usinas Canoas I e Canoas II foram obtidos junto a Gerência de Operação da Duke Energy International. Esses dados foram representados de forma gráfica em médias anuais, expressos em m³/s. Foram estabelecidas correlações entre esses dados fluviométricos e os resultados da ictiofauna através de regressões lineares para o logaritmo das médias de vazão e captura, considerando a captura total e a captura das espécies migradoras. Essas correlações foram submetidas ao teste ANOVA ($\alpha=0,5\%$), para avaliação da significância estatística e a correlação de Pearson (r) para essas variações da ictiofauna e fluviometria.

Resultados

Durante os cinco anos de monitoramento foram identificadas 61 espécies de peixes em ambos os mecanismos de transposição (tabela 2), a partir de uma coleção de 57.240 exemplares e biomassa estimada de 11, 7 toneladas.



Desses totais, foram registradas 53 espécies (38.801 exemplares com biomassa de 7,0 toneladas) em Canoas I e em Canoas II, 48 espécies (18.439 com biomassa de 4,7 toneladas).

Tabela 2 – Ocorrência e listagem das espécies (família e ordem) coletadas nas escadas de Canoas I e Canoas II (1=2001/2002, 2=2002/2003, 3=2003/2004, 4=2004/2005, 5=2005/2006).

Espécie	Ocorrência										Família	Ordem	
	Canoas I					Canoas II							
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5			
1 <i>Apareiodon affinis</i>	X	X	X	X	X	X	X		X	X	Parodontidae		
2 <i>Leporellus vittatus</i>	X	X		X		X	X	X	X	X	Anostomidae		
3 <i>Leporinus amblyrhynchus</i>	X			X	X	X		X	X	X			
4 <i>Leporinus elongatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
5 <i>Leporinus friderici</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
6 <i>Leporinus obtusidens</i>	X	X				X	X	X					
7 <i>Leporinus octofasciatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X		X			
8 <i>Leporinus striatus</i>	X	X	X		X	X	X	X	X	X			
9 <i>Leporinus macrocephalus</i>		X		X			X	X	X				
10 <i>Schizodon altiparanae</i>	X												
11 <i>Schizodon borelli</i>	X												
12 <i>Schizodon intermedius</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
13 <i>Schizodon nasutus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
14 <i>Steindachnerina insculpta</i>	X		X		X	X	X					Curimatidae	Characiformes
15 <i>Cyphocharax modestus</i>						X	X						
16 <i>Cyphocharax nagelli</i>						X							
17 <i>Prochilodus lineatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X		Prochilodontidae		
18 <i>Astyanax altiparanae</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	Characidae		
19 <i>Astyanax fasciatus</i>	X	X	X		X	X	X	X	X				
20 <i>Astyanax sp</i>			X					X					
21 <i>Moenkhausia intermedia</i>		X			X	X	X						
22 <i>Galeocharax knerii</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
23 <i>Salminus brasiliensis</i>	X	X	X	X		X	X	X	X				
24 <i>Salminus hilarii</i>		X				X	X						
25 <i>Brycon sp</i>				X									
26 <i>Metynnis maculatus</i>	X	X	X	X	X	X		X					
27 <i>Myleus tiete</i>	X	X	X		X	X	X			X			
28 <i>Piaractus mesopotamicus</i>		X	X	X	X		X	X	X	X			
29 <i>Serrasalmus maculatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
30 <i>Triportheus angulatus</i>	X												
31 <i>Rhinodoras dorbygnii</i>									X		Doradidae		
32 <i>Pimelodella sp</i>	X			X		X	X		X		Heptapteridae	Siluriformes	
33 <i>Pinirampus pirinampu</i>	X										Pimelodidae		



34	<i>Iheringichthys labrosus</i>	X X X X X	X X X X	
35	<i>Pimelodus maculatus</i>	X X X X X	X X X X X	
36	<i>Pimelodus cf. paranensis</i>		X	
37	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	X X	X X X	X
38	<i>Pseudoplatystoma fasciatus</i>	X		
39	<i>Steindachneridion scripta</i>		X	
40	<i>Pseudopimelodus sp</i>		X	X
41	<i>Sorubim lima</i>	X X	X	
42	<i>Megalancistrus aculeatus</i>	X X	X X X	X
43	<i>Hypostomus ancistroides</i>	X		
44	<i>Hypostomus albopunctatus</i>	X X		
45	<i>Hypostomus margaritifer</i>	X X X X X	X X	X X
46	<i>Hypostomus regani</i>	X X X X X	X X X X	
47	<i>Hypostomus sp</i>		X X	X
48	<i>Hypostomus sp1</i>		X X X X	X X X X
49	<i>Hypostomus sp2</i>	X X X X	X X	X
50	<i>Hypostomus sp3</i>	X X X	X X	
51	<i>Hypostomus sp4</i>		X	
52	<i>Hypostomus sp5</i>			X
53	<i>Hypostomus sp6</i>	X X X	X	X X
54	<i>Hypostomus sp7</i>	X X	X	X X
55	<i>Hypostomus sp8</i>		X	
56	<i>Rineleps aspera</i>	X X	X	X X
57	<i>Gymnotus sp</i>		X	Gymnotidae
58	<i>Apteronotus albifrons</i>		X	Apteronotidae
59	<i>Porotergus sp</i>	X		X
60	<i>Eigenmannia virescens</i>		X	X
61	<i>Crenicichla sp</i>	X	X	

Loricariidae

Gymnotidae

Apteronotidae **Gymnotiformes**

Sternopygidae

Cichlidae **Perciformes**

Da tabela 2, verifica-se que há uma variação do número de espécies entre anos, com tendência de redução (figura 5a), e também que Characiformes e Siluriformes são os grupos dominantes em termos ocorrência de espécies (figura 5b), prevalecendo o primeiro grupo.

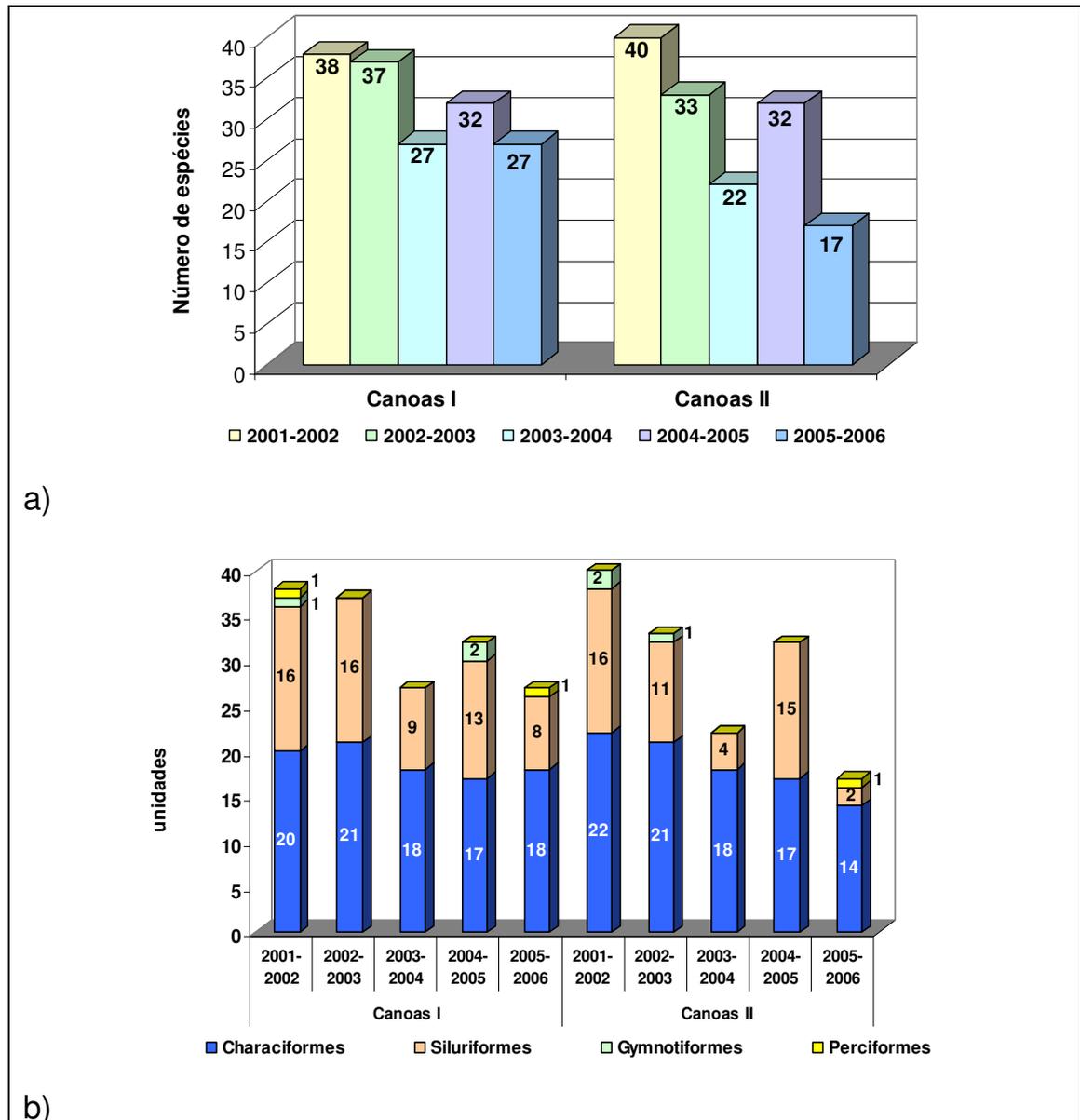


Figura 5 – Número de espécies por períodos amostrais coletadas nas escadas de Canoas I e Canoas II: a) totalização; b) por grupos taxonômicos.

Da tabela 2 verifica-se ainda, que para a escada de Canoas I, dentre as 53 espécies registradas, 15 (28,3%) ocorreram em todos os períodos. Da mesma forma, dentre as 48 espécies registradas em Canoas II, 10 (20,8%) ocorreram em todos os períodos. Desta forma, das 61 espécies identificadas para o conjunto de mecanismos, 08 (13,3%) ocorreram em todos os períodos para ambas as escadas.

Sob outra óptica, verifica-se em Canoas I, o registro de 21 espécies raras (39,6%), isto é, sendo capturadas em apenas um ou dois períodos. Para



Canoas II também verificou-se que 21 espécies foram raras (43,7%) nessas amostragens.

Cabe salientar que do total, 05 espécies foram capturadas na passagem descendente junto a bancos de macrófitas aquáticas, sendo consideradas fauna associada a esses bancos. Foram elas *Gymnotus* sp., *Apteronotus albifrons*, *Porotergus* sp., *Eigenmannia virescens* e *Crenicichla* sp. Também deve ser registrado que 06 espécies não são nativas da bacia do Alto Paraná, *Leporinus macrocephalus*, *Brycon* sp., *Pseudoplatystoma fasciatus*, *Sorubim lima*, *Triportheus angulatus*, e *Apteronotus albifrons*, sendo as 04 primeiras consideradas migradoras.

Dentre as espécies estritamente nativas da bacia, verifica-se que 09 são tipicamente migradoras, *Prochilodus lineatus*, *Leporinus elongatus*, *L. obtusidens*, *Salminus brasiliensis*, *S. hilarii*, *Piaractus mesopotamicus*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *Pinirampus pirinampu*, e *Steindachneridion scripta*, representando cerca de 15% do total de espécies conforme AGOSTINHO et al. (2003), e deve-se incluir também *Pimelodus maculatus*. Porém, esta espécie apresenta táticas distintas do ciclo de vida em relação às demais.

A comparação da ocorrência de espécies nas escadas e entre os trabalhos de DIAS (2003) para a fase rio e de ORSI (2005) para o ponto jusante das escadas, demonstrou que houve maior similaridade entre o conjunto de dados das escadas ora apresentados, agrupando-se com os dados de ocorrência registrados por DIAS e finalmente com o conjunto de espécies encontrados por ORSI. (figura 6).

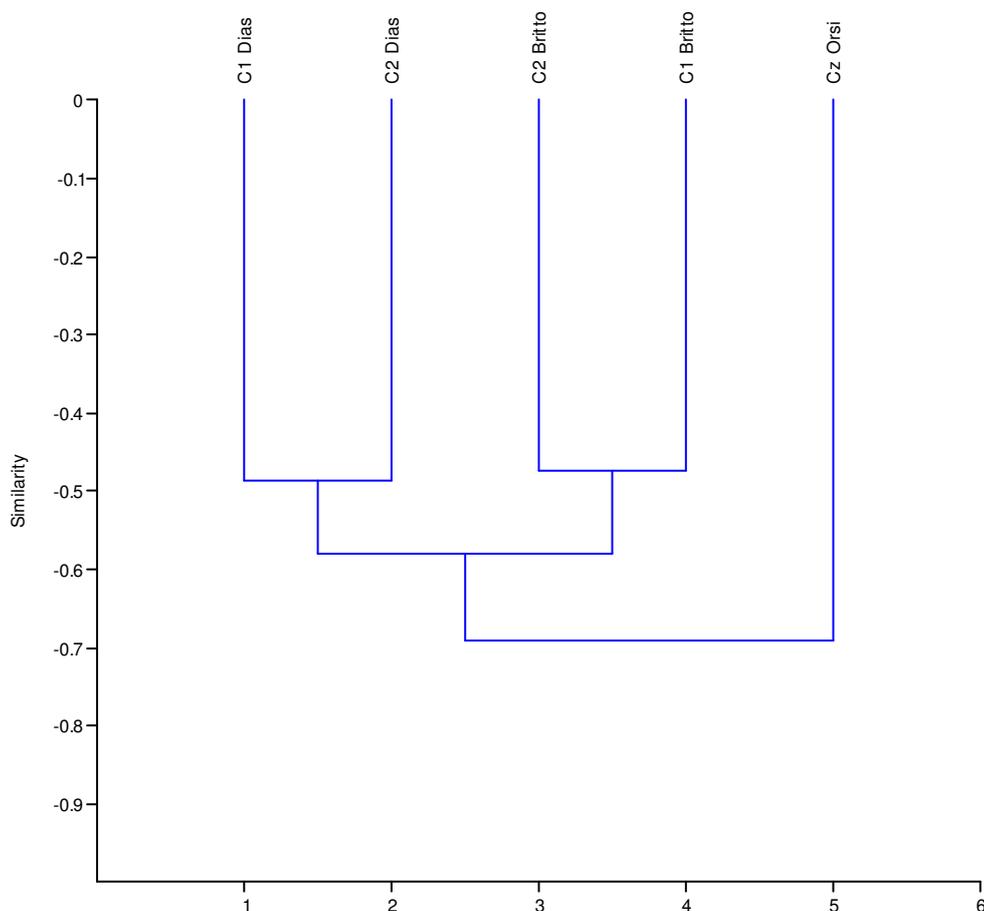


Figura 6 – Similaridade obtida através comparação de presença/ausência de espécies, utilizando a Distância Euclidiana. C1 e C2 Dias = dados da fase rio em Dias (2003), C1 e C2 Britto = dados do presente trabalho e Cz Orsi = trecho da foz do rio Cinzas em Orsi (2005). CCC = 0,92.

A análise da frequência relativa de ocorrência (%) para o conjunto de dados da captura demonstra que as espécies mais expressivas numericamente nas duas escadas do Complexo Canoas foram *Pimelodus maculatus* e *Iheringichthys labrosus*, com estas espécies se alternando na primeira posição. Assim, em Canoas I *P. maculatus* apresentou maior ocorrência relativa, enquanto que em Canoas II foi *I. labrosus*. (tabela 3).



Tabela 3 – Freqüência relativa de ocorrência (%) numérica das espécies acima de 1% das capturas para Canoas I , Canoas II e agrupado (em negrito).

	% numérica de Canoas 1	% numérica de Canoas 2	% do Total
<i>Pimelodus maculatus</i>	31,79	13,17	25,79
<i>Iheringichthys labrosus</i>	24,42	14,46	21,21
<i>Astyanax altiparanae</i>	7,02	7,94	7,31
<i>Hypostomus sp6</i>	5,35	6,99	5,88
<i>Schizodon nasutus</i>	5,94	3,87	5,27
<i>Pimelodella sp</i>	0,94	13,07	4,85
<i>Leporinus friderici</i>	5,10	2,49	4,26
<i>Hypostomus margaritifer</i>	1,62	8,23	3,75
<i>Leporinus elongatus</i>	2,46	6,04	3,61
<i>Metynnis maculatus</i>	4,31	0,03	2,93
<i>Hypostomus regani</i>	1,10	6,59	2,87
<i>Prochilodus lineatus</i>	1,59	5,26	2,77
<i>Serrasalmus maculatus</i>	1,20	3,66	1,99
<i>Hypostomus sp2</i>	1,76	0,30	1,29
<i>Moenkhausia intermedia</i>	1,61	0,11	1,13
	96,20	92,21	94,91

Nesta tabela 3, verifica-se que 15 espécies com ocorrência superior a 1% correspondem a cerca de 95% do total das capturas em ambos mecanismos. Ainda, que somente *L. elongatus* e *P. lineatus* dentre as migradoras típicas aparecem entre as mais representativas para ambas as escadas, porém, a ocorrência relativa dessas espécies é mais expressiva na escada de Canoas II.

Destaca-se ainda também, uma distribuição mais homogênea entre as espécies em Canoas II em detrimento de Canoas I, que por sua vez, apresenta maior diferença entre espécies abundantes e raras.

Na avaliação da freqüência relativa de ocorrência (%) em biomassa, verifica-se que a espécie mais expressiva na escada de Canoas I foi *P. maculatus*, enquanto que em Canoas II foi *P. lineatus*. No entanto, no conjunto de dados da biomassa para ambos mecanismos, *P. maculatus* ainda aparece como principal espécie (tabela 4).



Tabela 4 - Frequência relativa de ocorrência relativa em biomassa superior a 1% do total de exemplares coletados (coluna da direita em negrito), do total de exemplares de Canoas I e do total de Canoas II.

	% em biomassa de Canoas 1	% em biomassa de Canoas 2	% do Total
<i>Pimelodus maculatus</i>	32,56	12,26	24,36
<i>Prochilodus lineatus</i>	14,19	33,85	22,13
<i>Leporinus elongatus</i>	7,43	18,08	11,73
<i>Iheringichthys labrosus</i>	10,59	3,41	7,69
<i>Schizodon nasutus</i>	6,00	3,27	4,90
<i>Leporinus friderici</i>	5,30	2,38	4,12
<i>Salminus brasiliensis</i>	4,61	3,04	3,97
<i>Hypostomus regani</i>	2,59	3,86	3,10
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	3,66	0,92	2,55
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	2,09	2,56	2,28
<i>Serrasalmus maculatus</i>	1,37	3,61	2,28
<i>Hypostomus sp6</i>	1,95	1,62	1,82
<i>Hypostomus margaritifer</i>	0,96	3,05	1,80
<i>Pimelodella sp</i>	0,17	3,02	1,32
	93,46	94,92	94,05

Nesta avaliação, verifica-se que 14 das espécies com ocorrência superior a 1% correspondem a cerca de 94% do total de biomassa dos exemplares amostrados em ambos mecanismos. No entanto, as espécies migradoras têm uma importância maior (em destaque) em biomassa, com cinco espécies mais representativas para ambas as escadas para peixes, sendo notória a presença de *S. brasiliensis*, *P. corruscans* e *P. mesopotamicus*, além de *P. lineatus* e *L. elongatus*.

Na tabela 5 pode-se constatar que as espécies mais expressivas, em número são Siluriformes (embora com menor número de espécies) em relação aos Characiformes em ambos os mecanismos de transposição. No entanto, na avaliação da participação percentual em biomassa, observamos uma maior participação de Characiformes para o conjunto de dados, bem como para a escada de Canoas II. Para a escada de Canoas I os Siluriformes mantêm um percentual superior aos Characiformes (tabela 5).



Tabela 5 – Frequência relativa de ocorrência (%) em número e biomassa, para as Ordens Characiformes e Siluriformes, com base na ocorrência superior a 1%.

	% numérica de Canoas I	% numérica de Canoas II	% do Total
Characiformes	29.22	29.40	29.28
Siluriformes	66.98	62.81	65.64
	96.20	92.21	94.91

	% em biomassa de Canoas I	% em biomassa de Canoas II	% do Total
Characiformes	40.99	66.79	51.41
Siluriformes	52.48	28.13	42.64
	93.46	94.92	94.05

Considerando a composição da ictiofauna em relação ao tamanho (porte) verificou-se que 35 das 61 espécies podem ser classificadas como de médio porte, 16 espécies de pequeno porte e somente 10 espécies de grande porte (tabela 6 e figura 7).



Tabela 6 – Relação das espécies e respectivos, portes (comprimento total) capturadas nas escadas de Canoas I e Canoas II no presente estudo (Duke Energy, 2003).

Espécies de médio porte (tamanho entre 20 e 50 cm)	
<i>Apteronotus albifrons</i>	<i>Leporinus friderici</i>
<i>Brycon</i> sp	<i>Leporinus octofasciatus</i>
<i>Egenmannia virescens</i>	<i>Megalancistrus aculeatus</i>
<i>Galeocharax knerii</i>	<i>Myleus tiete</i>
<i>Gymnotus carapo</i>	<i>Pimelodus maculatus</i>
<i>Hypostomus albopunctatus</i>	<i>Pimelodus paranensis</i>
<i>Hypostomus margaritifer</i>	<i>Porotergus ellisi</i>
<i>Hypostomus regani</i>	<i>Pseudopimelodus zungaro</i>
<i>Hypostomus</i> sp	<i>Rineleps aspera</i>
<i>Hypostomus</i> sp1	<i>Rinodoras dorbygnii</i>
<i>Hypostomus</i> sp2	<i>Salminus hilarii</i>
<i>Hypostomus</i> sp3	<i>Schizodon altiparanae</i>
<i>Hypostomus</i> sp4	<i>Schizodon borelli</i>
<i>Hypostomus</i> sp5 (UEL)	<i>Schizodon intermedius</i>
<i>Hypostomus</i> sp7	<i>Schizodon nasutus</i>
<i>Iheringichthys labrosus</i>	<i>Serrasalmus maculatus</i>
<i>Leporellus vittatus</i>	<i>Sorubim lima</i>
<i>Leporinus ambliorhynchus</i>	
35 espécies	
Espécies de pequeno porte (tamanho inferior a 20cm)	Espécies de grande porte (tamanho superior a 50 cm)
<i>Apareiodon affinis</i>	<i>Leporinus elongatus</i>
<i>Astyanax altiparanae</i>	<i>Leporinus obtusidens</i>
<i>Astyanax fasciatus</i>	<i>Leporinus macrocephalus</i>
<i>Astyanax</i> sp	<i>Piaractus mesopotamicus</i>
<i>Crenicichla</i> sp	<i>Pinirampus pinirampu</i>
<i>Cyphocharax modestus</i>	<i>Prochilodus lineatus</i>
<i>Cyphocharax nagelli</i>	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>
<i>Hypostomus ancistroides</i>	<i>Pseudoplatystoma fasciatus</i>
<i>Hypostomus</i> sp6	<i>Salminus brasiliensis</i>
<i>Hypostomus</i> sp8	<i>Steindachneridion scripta</i>
<i>Leporinus striatus</i>	
<i>Metynnis maculatus</i>	
<i>Moenkhausia intermedia</i>	
<i>Pimelodella</i> sp	
<i>Steindachnerina insculpta</i>	
<i>Triportheus angulatus</i>	
16 espécies	10 espécies

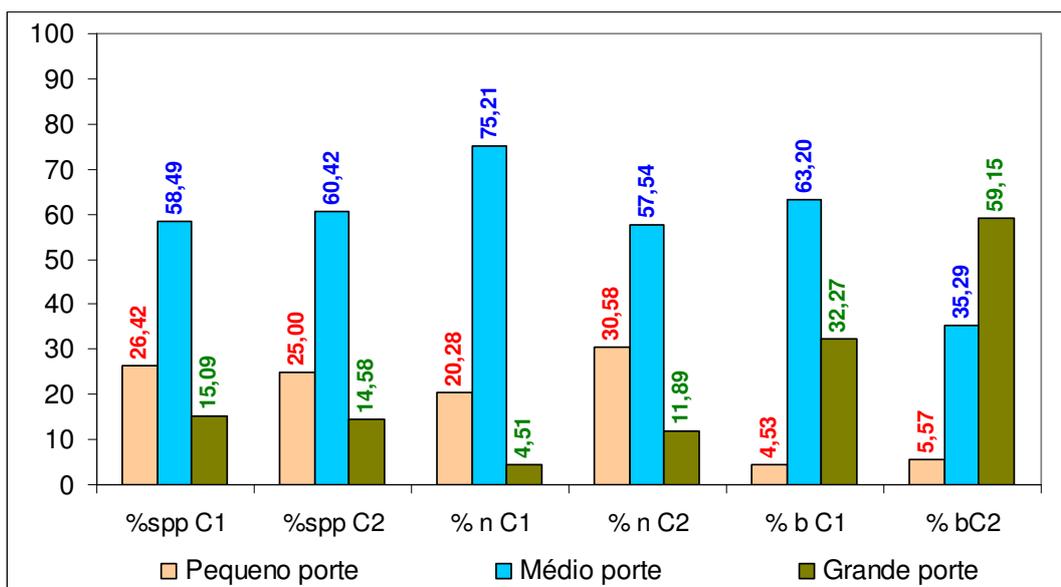


Figura 7 – Ocorrência percentual segundo o tamanho para o número de espécies (% spp), o número de exemplares (% n) e a biomassa (% b) para as capturas das escadas de Canoas I (C1) e Canoas II (C2).

Da figura 7 observa-se também que a escada de Canoas II apresentou menor número de exemplares de espécies de médio porte (57,54%) em relação a Canoas I (75,21%) para o conjunto de dados. Em contrapartida ocorreram mais exemplares de pequeno e grande porte. Finalmente, a maior disparidade entre escadas é verificada quando analisamos a biomassa, onde as espécies de grande porte são as mais importantes em Canoas II (59,15% contra 32,27% em Canoas I), ao passo que em Canoas I as espécies de médio porte ainda são as de maior participação quanto a essa variável (63,20%).

Para as espécies de pequeno porte houve uma equivalência percentual da participação em biomassa, a despeito do maior número de exemplares registrados em Canoas II.

A avaliação da distribuição de tamanhos em ocorrência percentual do número de espécies, do número de exemplares e da biomassa por período, mostrou que não houve grande variação dessa composição para o conjunto de dados.

A partir dos dados de abundância numérica e da biomassa estimada, ponderamos o índice de dominância (ID) das espécies entre períodos (tabelas 7 e 8).



Tabela 7 – Relação das espécies dominantes entre períodos migratórios anuais para a escada de Canoas I.

Canoas I					
2001-2002	%	2002-2003	%	2003-2004	%
<i>Pimelodus maculatus</i>	49.32	<i>Prochilodus lineatus</i>	62.70	<i>Pimelodus maculatus</i>	65.61
<i>Iheringichthys labrosus</i>	45.02	<i>Pimelodus maculatus</i>	14.72	<i>Schizodon nasutus</i>	24.21
<i>Hypostomus sp6</i>	2.41	<i>Leporinus elongatus</i>	9.07	<i>Leporinus friderici</i>	5.72
<i>Leporinus friderici</i>	0.73	<i>Pseudoplatystoma corruscan.</i>	5.54	<i>Metynnis maculatus</i>	2.54
<i>Leporinus elongatus</i>	0.61	<i>Leporinus friderici</i>	2.97	<i>Myleus tiete</i>	0.67
<i>Hypostomus regani</i>	0.54	<i>Metynnis maculatus</i>	1.50	<i>Leporinus elongatus</i>	0.57
<i>Prochilodus lineatus</i>	0.47	<i>Schizodon nasutus</i>	0.96	<i>Iheringichthys labrosus</i>	0.47
<i>Hypostomus margaritifer</i>	0.31	<i>Salminus brasiliensis</i>	0.91	<i>Prochilodus lineatus</i>	0.15
<i>Schizodon nasutus</i>	0.30	<i>Iheringichthys labrosus</i>	0.56	<i>Astyanax altiparanae</i>	0.05
<i>Salminus brasiliensis</i>	0.10	<i>Serrasalmus maculatus</i>	0.30	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	0.01
	99.80		99.23		99.99
2004-2005	%	2005-2006	%		
<i>Pimelodus maculatus</i>	92.40	<i>Iheringichthys labrosus</i>	32.58		
<i>Astyanax altiparanae</i>	3.18	<i>Pimelodus maculatus</i>	27.86		
<i>Leporinus elongatus</i>	1.05	<i>Metynnis maculatus</i>	11.42		
<i>Leporinus friderici</i>	0.94	<i>Schizodon nasutus</i>	10.74		
<i>Prochilodus lineatus</i>	0.77	<i>Astyanax altiparanae</i>	4.96		
<i>Schizodon nasutus</i>	0.54	<i>Leporinus friderici</i>	4.51		
<i>Iheringichthys labrosus</i>	0.49	<i>Serrasalmus maculatus</i>	4.30		
<i>Hypostomus sp2</i>	0.33	<i>Leporinus elongatus</i>	2.23		
<i>Piaractus mesopotamicu</i>	0.13	<i>Moenkhausia intermedia</i>	1.22		
<i>Rinelepis aspera</i>	0.11	<i>Schizodon intermedius</i>	0.05		
	99.94		99.87		

Dessa tabela verificamos que as 10 espécies dominantes correspondem a mais de 99% das capturas. Também que espécies tipicamente migradoras estão dentre as dominantes, especialmente devido à sua biomassa, uma vez que são espécies de grande porte. Nesse aspecto, *P. maculatus*, *P. lineatus* e *L. elongatus* foram mais efetivas, em termos de migração e transposição, nos diferentes períodos reprodutivos. Estas constatações também são verificadas para a escada de Canoas II (tabela 8).



Tabela 8 – Relação das espécies dominantes entre períodos migratórios anuais para a escada de Canoas II.

Canoas II					
2001-2002	%	2002-2003	%	2003-2004	%
<i>Pimelodus maculatus</i>	38.76	<i>Prochilodus lineatus</i>	71.69	<i>Leporinus elongatus</i>	73.41
<i>Prochilodus lineatus</i>	20.47	<i>Leporinus elongatus</i>	10.15	<i>Prochilodus lineatus</i>	17.71
<i>Pimelodella sp</i>	12.67	<i>Pimelodus maculatus</i>	4.38	<i>Schizodon nasutus</i>	5.08
<i>Hypostomus regani</i>	6.32	<i>Serrasalmus maculatus</i>	4.22	<i>Astyanax altiparanae</i>	1.41
<i>Hypostomus margaritifer</i>	6.31	<i>Iheringichthys labrosus</i>	3.92	<i>Leporinus friderici</i>	1.28
<i>Iheringichthys labrosus</i>	5.22	<i>Schizodon nasutus</i>	2.08	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	0.71
<i>Hypostomus sp6</i>	3.00	<i>Leporinus friderici</i>	1.30	<i>Pimelodus maculatus</i>	0.17
<i>Serrasalmus maculatus</i>	2.56	<i>Astyanax altiparanae</i>	0.94	<i>Galeocharax knerii</i>	0.07
<i>Leporinus elongatus</i>	2.42	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	0.39	<i>Schizodon intermedius</i>	0.07
<i>Schizodon nasutus</i>	0.84	<i>Hypostomus margaritifer</i>	0.31	<i>Iheringichthys labrosus</i>	0.02
	98.57		99.40		99.93
2004-2005	%	2005-2006	%		
<i>Leporinus elongatus</i>	49.39	<i>Leporinus elongatus</i>	93.16		
<i>Iheringichthys labrosus</i>	34.27	<i>Leporinus friderici</i>	1.79		
<i>Pimelodus maculatus</i>	4.44	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	1.44		
<i>Prochilodus lineatus</i>	3.84	<i>Pimelodus maculatus</i>	0.91		
<i>Hypostomus sp1</i>	1.84	<i>Schizodon nasutus</i>	0.89		
<i>Schizodon nasutus</i>	1.83	<i>Astyanax altiparanae</i>	0.60		
<i>Hypostomus regani</i>	1.24	<i>Serrasalmus maculatus</i>	0.58		
<i>Hypostomus margaritifer</i>	0.80	<i>Galeocharax knerii</i>	0.28		
<i>Rinelepis aspera</i>	0.67	<i>Schizodon intermedius</i>	0.12		
<i>Leporinus friderici</i>	0.66	<i>Apareiodon affinis</i>	0.06		
	98.98		99.83		

É importante salientar a alternância entre essas espécies migradoras ao longo dos diferentes períodos em ambas as escadas, como *S. brasiliensis*, *P. corruscans* e *P. mesopotamicus*. Cabe destacar a importante ocorrência de *P. maculatus* entre as dominantes para ambas as escadas, especialmente em Canoas I

Outro aspecto importante é a redução do número de espécies tipicamente migradoras entre as dominantes, tanto em Canoas I como em Canoas II.

Para as espécies consideradas de curta migração destacam-se *I. labrosus*, *L. friderici*, *S. nasutus* e *A. altiparanae*.

Dentre as espécies não migradoras identificadas para o reservatório de Capivara (ORSI, 2005), destacamos a dominância das espécies do Gênero *Hypostomus* no primeiro ciclo avaliado (2001/2002) e a posterior redução da participação dessas espécies nos ciclos posteriores, bem como a dominância de *Pimelodella sp.* em Canoas II nesse primeiro ciclo.

Concomitante à redução do número de espécies e variação de espécies, constatou-se uma acentuada redução de captura (em número e biomassa) e biomassa total) dos peixes nos mecanismos de transposição.

Isso pode ser constatado pela análise estatística (ANOVA – one way) para a escada de Canoas I foi registrada uma redução significativa ($F=10,2$; $p=0,005$) de 90,48% em captura e 66,09% em biomassa ($F=4,04$; $p=0,05$) entre 2001/2002 e 2002/2003. No ciclo 2003/2004, observou-se uma pequena recuperação, porém significativa ($F=4,5$; $p=0,048$) do número de exemplares, não acompanhada em biomassa. Essa recuperação numérica manteve-se no ciclo seguinte, 2004/2005, ($F=2,10$; $p=0,16$) com tênue aumento em biomassa. No último período estudado, 2005/2006, verificou-se nova redução no valor médio de captura e biomassa, sendo que para esta, obteve-se o menor valor registrado (figura 8). Nesse contexto, a distribuição dos pontos da média em número e biomassa ao longo dos diferentes períodos migratórios apresentou uma tendência de queda, especialmente em biomassa.

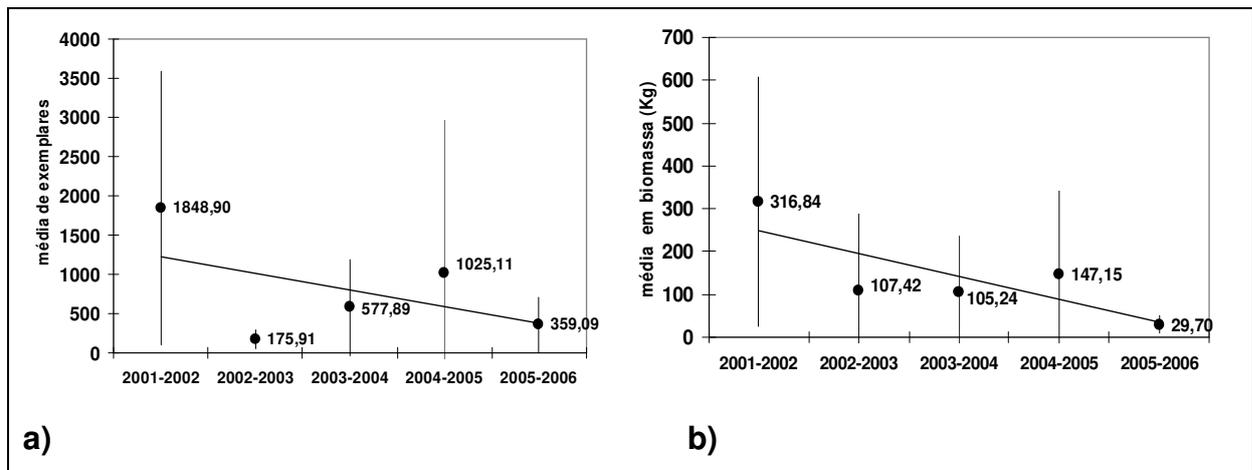


Figura 8 - Variação da média de captura e respectivos desvios-padrão entre os diferentes períodos migratórios na escada de Canoas I a) número de exemplares e b) biomassa Kg.

Para a escada de Canoas II também foi registrada uma redução significativa ($F=4,4$; $p=0,04$) de 87,07% em captura e 67,07% em biomassa ($F=4,9$; $p=0,03$) entre 2001/2002 e 2002/2003. No ciclo seguinte 2003/2004, observou-se uma manutenção da captura e biomassa. Para o ciclo 2004/2005 houve uma tênue elevação do número médio de exemplares por coleta, porém esse aumento não teve reflexo na biomassa. Finalmente, o ciclo

2005/2006 apresentou o menor valor médio registrado, havendo uma significativa queda do número de exemplares e de biomassa ($F=10,2$; $p=0,02$) (figura 9). A distribuição dos pontos das médias em número e biomassa ao longo dos ciclos apresentou-se similar a Canoas I, com tendência de queda.

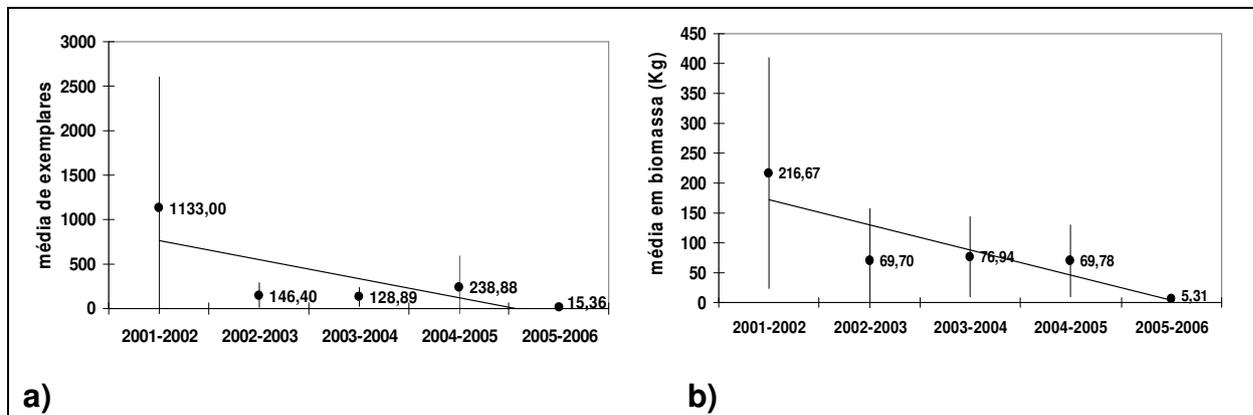


Figura 9 - Variação da média de captura e respectivos desvios-padrão ente os diferentes períodos migratórios na escada de Canoas II a) número de exemplares e b) biomassa Kg.

Ao longo desses diferentes ciclos reprodutivos verificou-se, conforme já comentado, a ocorrência de espécies migradoras e de espécies de curta migração (*sensu* AGOSTINHO et al., 2003). Dentre as espécies migradoras distingue-se *P. maculatus*, que apresenta desova parcelada e grande capacidade de ajuste aos ambientes alterados por barramentos, das demais espécies, a exemplo de *L. elongatus*, *P. mesopotamicus* e *P. corruscans*, as quais apresentam desova total e, virtualmente, são mais afetadas pelos barramentos devido entre outros, a interrupção de rotas migratórias.

Avaliando-se a freqüência de ocorrência numérica (número de exemplares/total de coletas ano), das espécies não migradoras frente as migradoras e a *P. maculatus*, constata-se que as espécies migradoras com desova total foram menos expressivas que as espécies não migradoras em todos os períodos reprodutivos estudados e que as espécies migradoras foram mais abundantes na escada de Canoas II (figura 10). À exceção dos ciclos 2002/2003 e 2004/2005 as espécies migradoras com desova total tiveram maior ocorrência na escada de Canoas II e para ambas as escadas há uma tendência de redução numérica das espécies migradoras com desova total.

P. maculatus foi mais expressivo na transposição da escada de Canoas I, superando o conjunto de todas as demais migradoras, a exceção do ciclo 2002/2003. Na escada de Canoas II, *P. maculatus* somente superou as demais migradoras no primeiro período reprodutivo (2001/2002). No entanto, em ambos os mecanismos de transposição há tendência de redução de ocorrência de *P. maculatus*, bastante evidente em Canoas II.

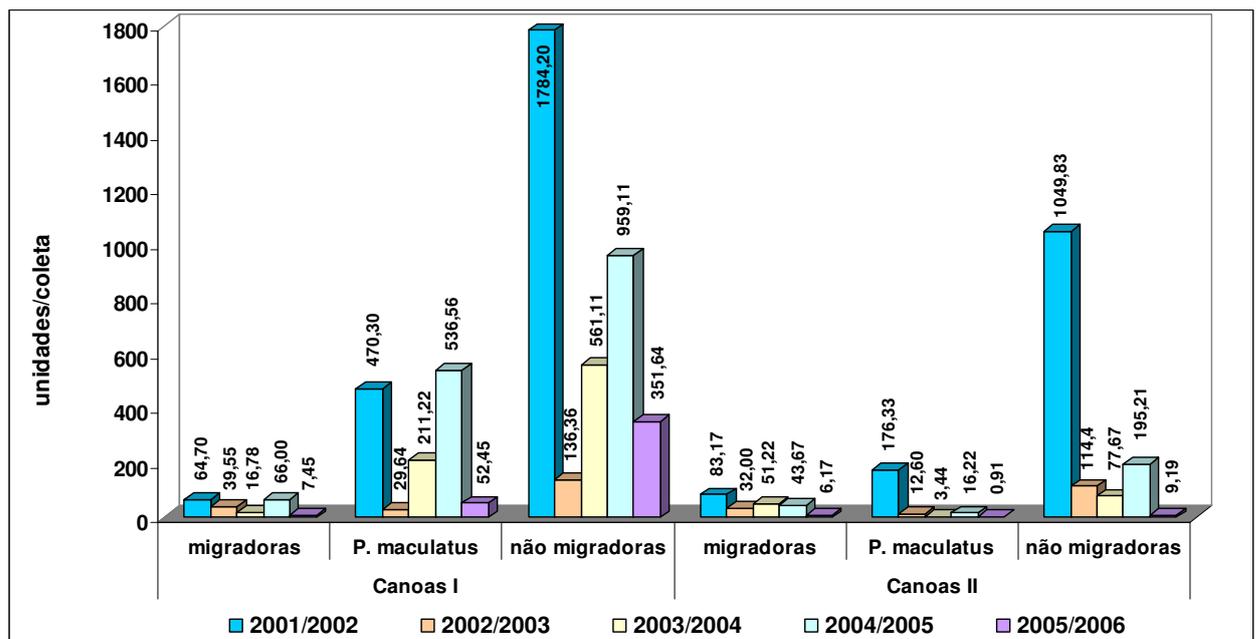


Figura 10 - Variação da ocorrência (número de exemplares/ total de coletas ano) do conjunto das espécies migradoras com desova total, de *Pimelodus maculatus* e do conjunto das espécies não migradoras.

Para o conjunto de espécies migradoras nativas com desova total, constatou-se que a de maior ocorrência na escada de Canoas I foi *L. elongatus*, com as maiores capturas concentradas nos períodos reprodutivos de 2001/2002 e 2004/2005. Embora tenha apresentado redução de captura no ciclo 2005/2006, ainda foi a espécie de maior ocorrência.

Nesse conjunto, a segunda espécie de maior importância foi *P. lineatus*, que apresentou constância de ocorrência nos períodos reprodutivos 2001/2002, 2002/2003 e 2004/2005 e redução nos períodos de 2003/2004. No ciclo 2005/2006 foram constatados poucos exemplares.

As demais espécies migradoras, *S. brasiliensis*, *P. mesopotamicus*, *Rineleps aspera* e *P. corruscans* apresentaram alternância nas suas ocorrências,

especialmente as duas últimas. *S. brasiliensis* apresentou tendência de redução entre os períodos 2001/2002 e 2004/2005, não ocorrendo em 2005/2006. *P. mesopotamicus*, por outro lado, teve expressividade crescente entre os períodos 2001/2002 e 2004/2005, porém não foi registrado no ciclo 2005/2006 (figura 11).

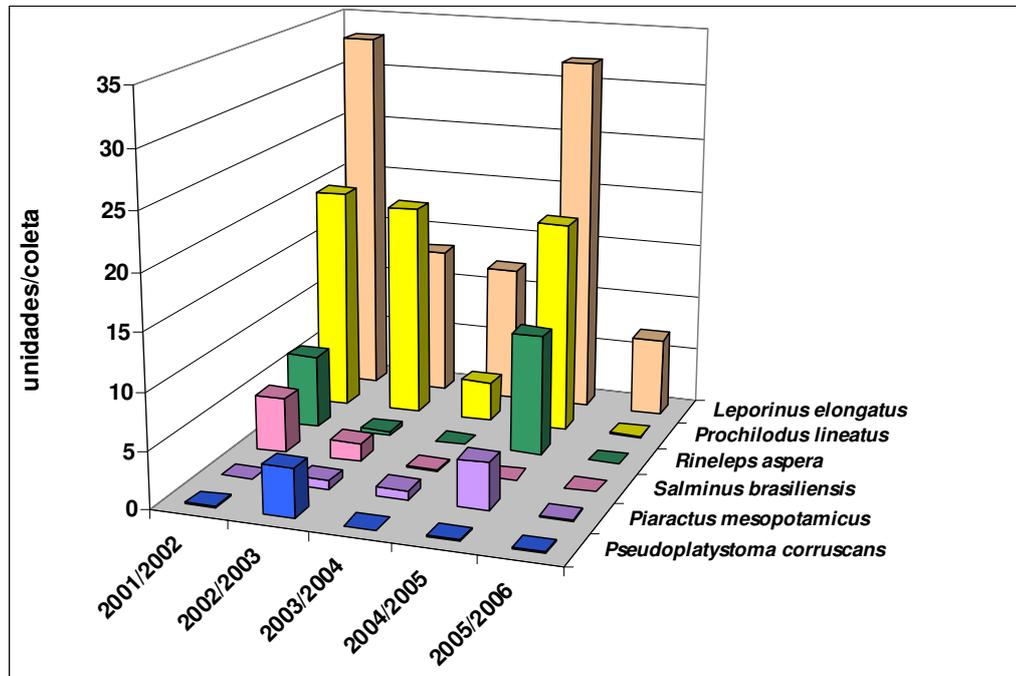


Figura 11 - Variação da ocorrência numérica (número de exemplares/ total de coletas ano) das espécies migradoras com desova total na escada para peixes de Canoas I.

Para o conjunto de espécies migradoras nativas com desova total de Canoas II *L. elongatus* também foi a espécie mais expressiva, com maior ocorrência no ciclo 2003/2004. Nos ciclos posteriores apresentou queda na ocorrência, embora tenha sido a mais expressiva que as demais no ciclo 2005/2006, similar a Canoas I.

Também como em Canoas I, a segunda espécie de maior importância foi *P. lineatus*, porém apresentando clara tendência de redução em capturas durante os ciclos estudados e ausentes das amostragens do último ciclo (2005/2006).

Para as outras espécies migradoras, *S. brasiliensis*, *P. mesopotamicus*, *R. aspera* e *P. corruscans* verificou-se menor ocorrência, com variações entre

anos. *S. brasiliensis* apresentou tendência de redução entre ciclos, não ocorrendo em 2005/2006. *P. mesopotamicus*, teve maior expressividade no ciclo 2003/2004, enquanto *R. aspera* em 2004/2005. *P. corruscans* foi registrado somente nos ciclos 2001/2002 e 2004/2005 com baixa expressividade (figura 12).

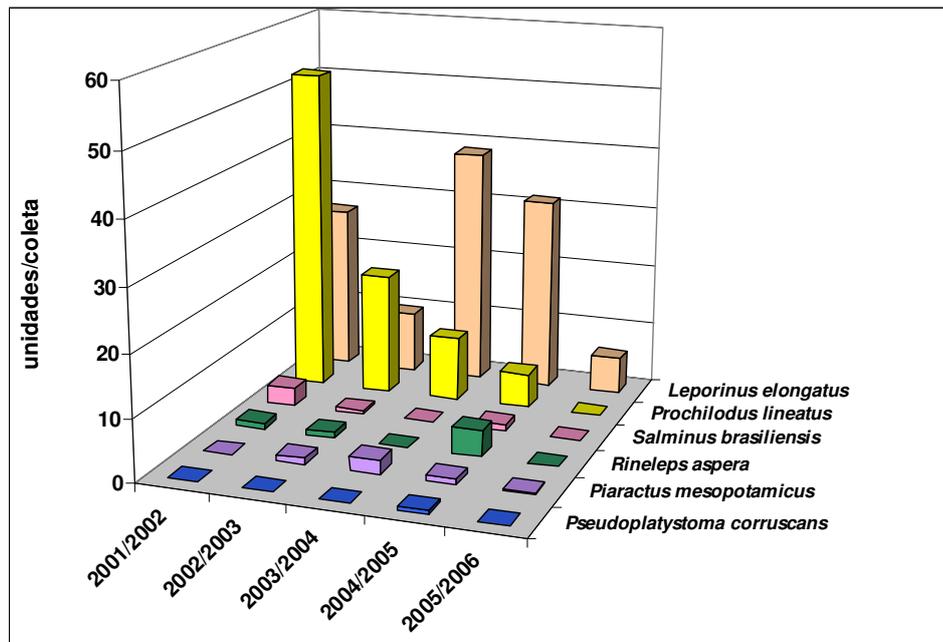


Figura 12 - Variação da ocorrência numérica (número de exemplares/ total de coletas ano) das espécies migradoras com desova total na escada para peixes de Canoas II.

Relativo à constância de captura das espécies entre escadas e entre anos, podemos verificar que os mecanismos de transposição de Canoas I e Canoas II apresentaram distinções quanto a esse aspecto (figura 13). Na escada de Canoas I verificou-se a tendência de manutenção do número de espécies constantes, redução do número de espécies acessórias e aumento de espécies acidentais. Já para Canoas II houve tendência de redução de espécies constantes e manutenção do número de espécies acessórias e acidentais.

A única espécie constante em todos os períodos e em ambas as escadas foi *L. elongatus*, espécie de grande porte e migradora, que aparece entre as de maior ocorrência e dominância para os dois mecanismos de transposição.

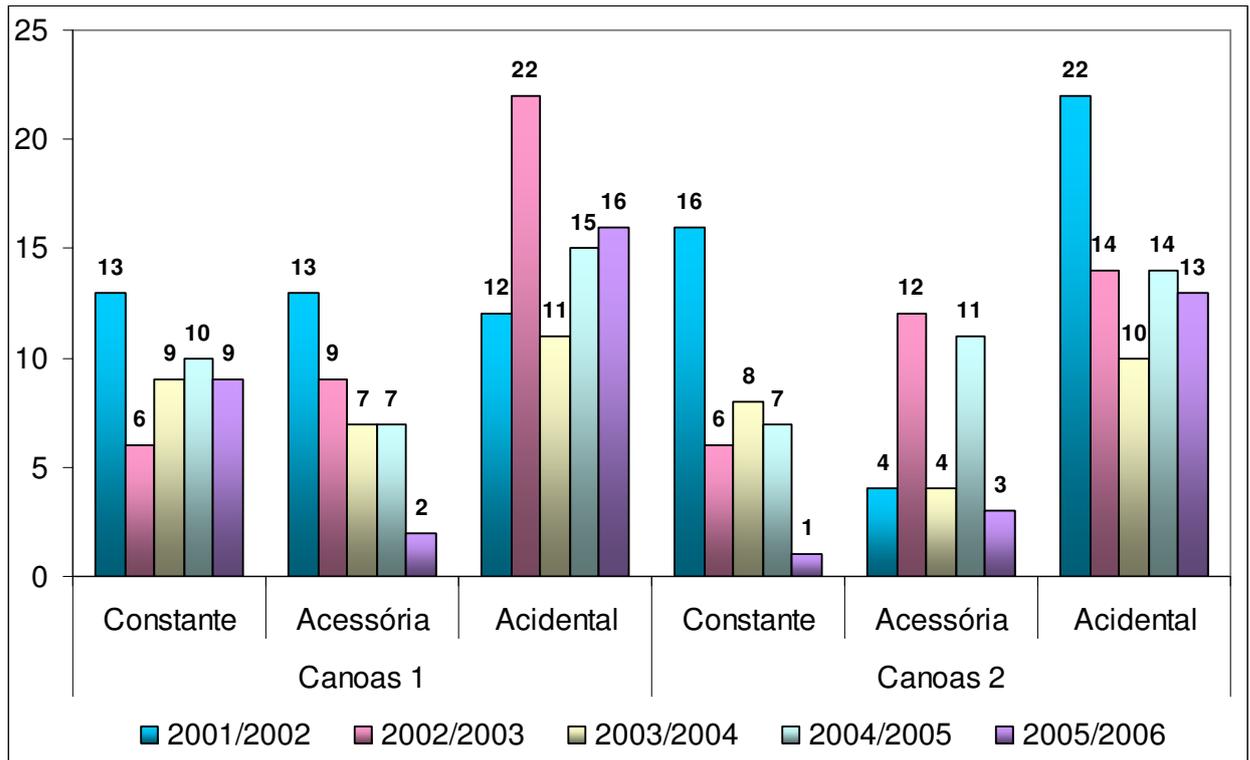


Figura 13 – Variação do número de espécies constantes, *sensu* Dajoz, 1972, acessórias e acidentais nas escadas para peixes de Canoas I e Canoas II, no período estudado.

Especificamente para Canoas I, ocorreram cinco espécies entre as constantes nos ciclos estudados (*A. altiparanae*, *L. elongatus*, *L. friderici*, *P. maculatus* e *S. nasutus*). Para Canoas II somente *L. elongatus*.

Considerando os dois mecanismos, ocorreram 22 diferentes espécies constantes em pelo menos um dos ciclos de estudo. Desse total 13 foram identificadas na transposição das duas escadas (tabela 9).

Tabela 9 – Espécies constantes em diferentes ciclos reprodutivos estudados nas escadas para peixes de Canoas I e Canoas II.

	Canoas 1					Canoas 2				
	2001/2002	2002/2003	2003/2004	2004/2005	2005/2006	2001/2002	2002/2003	2003/2004	2004/2005	2005/2006
L. elongatus	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
A. altiparanae	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
L. friderici	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
S. nasutus	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
P. maculatus	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
I. labrosus	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
P. lineatus	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
S. maculatus	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
H. regani	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Hypostomus sp6	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
M. maculatus	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
H. margaritifer	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
A. affinis	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Pimelodella sp	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
G. knerii	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
A. fasciatus	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Hypostomus sp7	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
L. striatus	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
L. octofasciatus	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
L. vittatus	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
M. tiete	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
P. mesopot.	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

No entanto, ocorreram como constantes algumas espécies distintas em ambas as escadas, entre as quais se destaca *Metynnis maculatus* para Canoas I e *Galeocharax knerii* para Canoas II.

Ainda observa-se a importância de *P. lineatus* para Canoas II ao longo dos ciclos, bem como a persistência amostral de algumas espécies no primeiro ciclo (2001/2002) que não ocorreram de forma constante posteriormente, a exemplo de *Pimelodella* sp, *Hypostomus margaritifer* e *Apareiodon affinis* nas duas escadas.

Relativo à utilização dos atributos ecológicos na avaliação transposição entre anos, podemos verificar que para o de diversidade (H'), a escada de Canoas I apresentou maior variação em relação a de Canoas II, com maior amplitude e variância. Essa escada (Canoas I) apresentou o maior valor do índice em 2002/2003 e o menor em 2004/2005. Já Canoas II apresentou maior índice também em 2002/2003 e o menor no ciclo seguinte, 2003/2004 (figura 14).

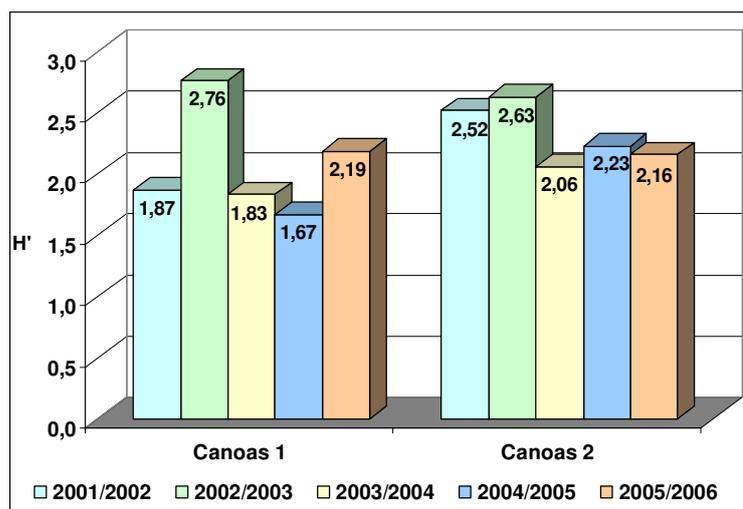


Figura 14 – Variação do índice de diversidade (H') para a população de peixes monitorada entre os ciclos reprodutivos 2001/2002 a 2005/2006.

Para o índice de equitabilidade adotado, também verificou-se que a escada de Canoas I apresentou maior variação em relação aos dados de Canoas II, com maior amplitude e variância. O maior valor do índice de equitabilidade ocorreu no ciclo em 2002/2003 e o menor em 2004/2005 nos dois mecanismos de transposição (figura 15). Em média, Canoas II também apresentou maior índice que Canoas I.

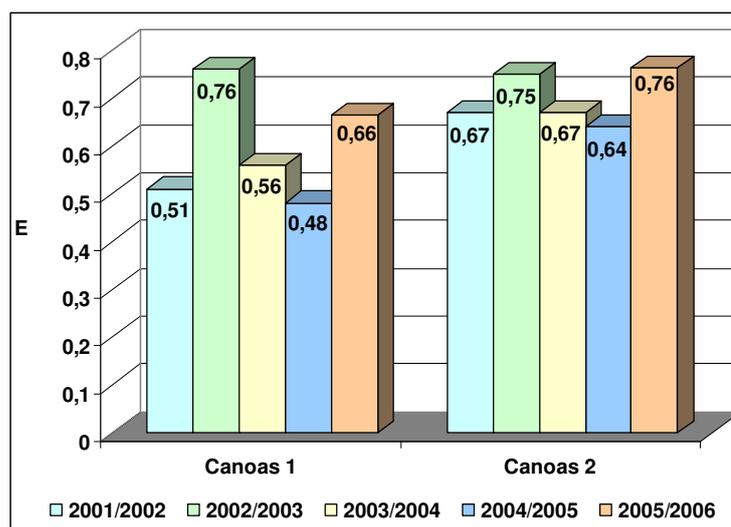


Figura 15 – Variação do índice de equitabilidade (E) para a população de peixes amostradas nos diferentes períodos reprodutivos (entre 2001/2002 a 2005/2006).

Esse índice apresentou um comportamento similar nas duas escadas, com uma tênue tendência de aumento entre ciclos reprodutivos, embora tenha

ocorrido um decréscimo entre os ciclos 2002/2003 e 2004/2005. Nesses ciclos houve uma acentuada participação *P. maculatus* e *I. labrosus*.

Em termos hidrodinâmicos, a maior vazão média foi verificada no primeiro ano (2001/2002), apresentado variações com valores menores posteriormente. Cabe salientar que as vazões defluentes em ambas as usinas apresentam padrões muito similares, com volume pouco maior em Canoas I devido a sua posição na cascata (figura 16).

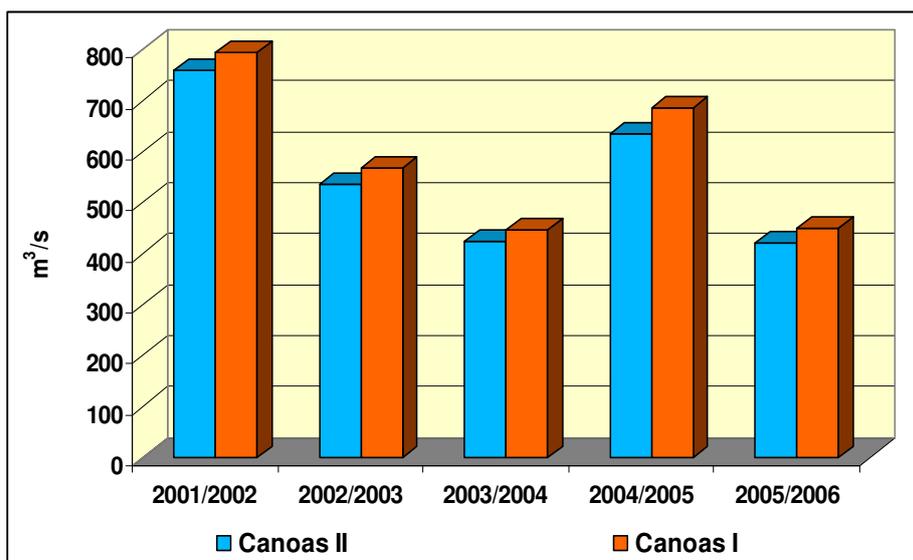


Figura 16 – Vazões médias defluentes nas usinas Canoas I e Canoas II

Decompondo-se esses valores para vazões médias mensais, verificamos que nos períodos reprodutivos 2001/2002 e 2004/2005 o pico mais acentuado de vazão deu-se no mês de janeiro, enquanto que, nos demais períodos, os picos de vazão centraram-se nos meses de fevereiro e março (figura 17).

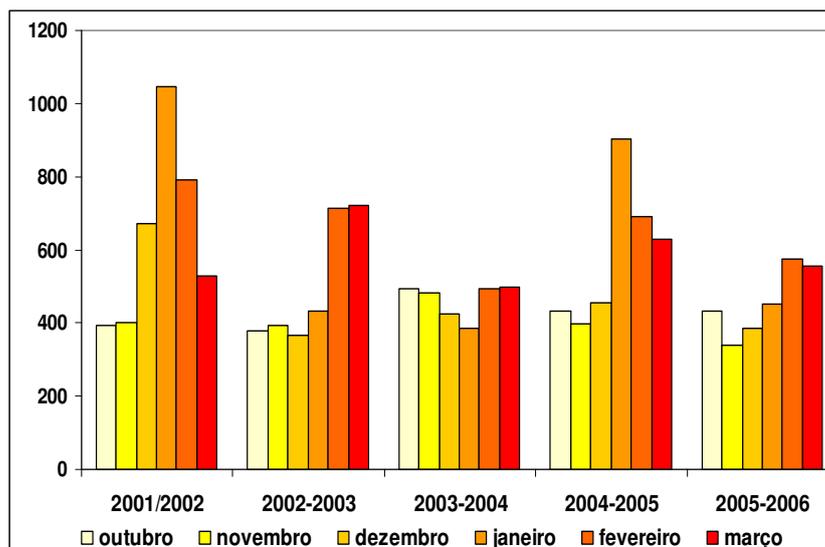


Figura 17 – Vazões mensais médias (m^3/s) defluentes nas usinas Canoas I e Canoas II

Relacionando-se graficamente os dados de vazão média e da captura média (total de exemplares), verifica-se que há uma tendência sazonal harmônica dessa variável tanto para Canoas I quanto para Canoas II (figura 18).

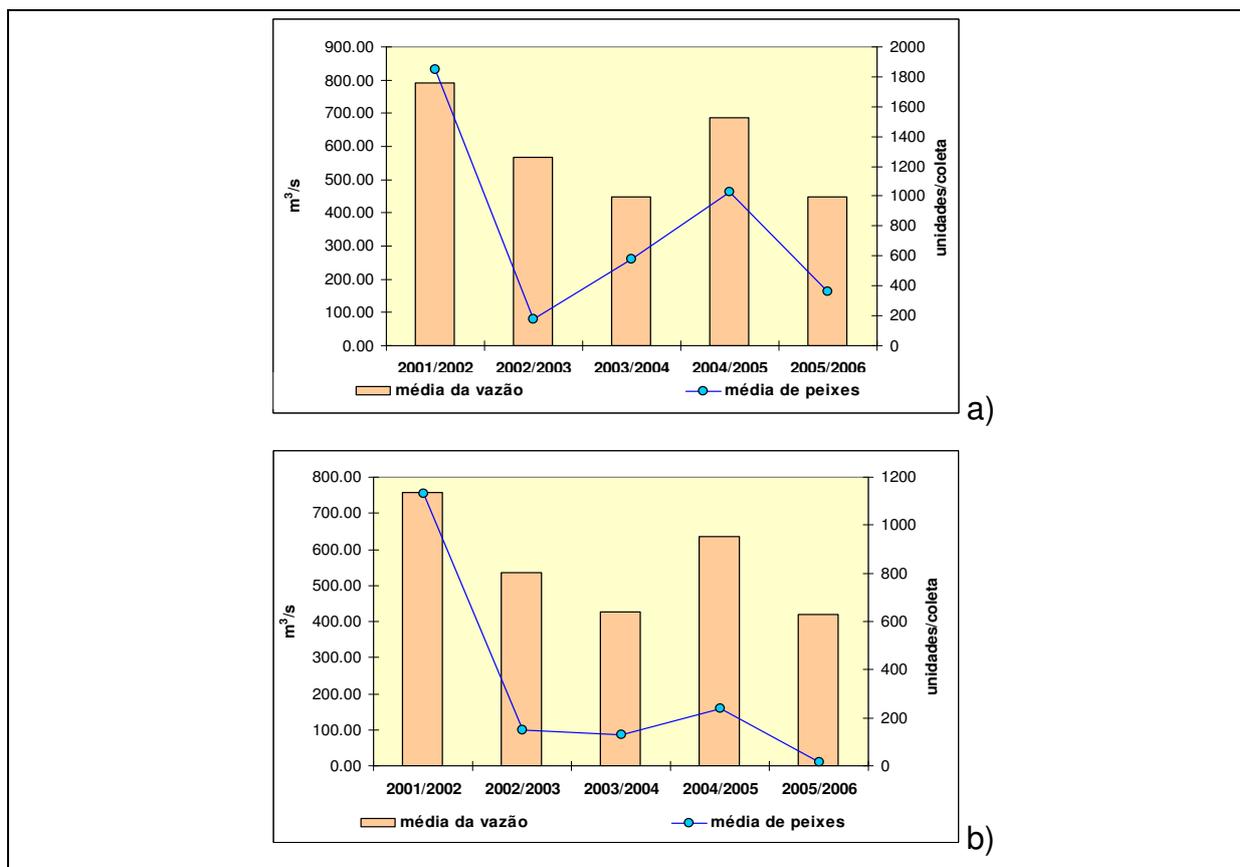


Figura 18 – Variações médias de vazão e de captura de peixes para as usinas Canoas I (a) e Canoas II (b).

No entanto, a análise estatística exploratória entre os dados transformados (log) das vazões e capturas para Canoas I e Canoas II, verifica-se que a correlação mediana verificada para os dados da primeira escada, não foi significativa ($F=0,0025$, $p=0,96$). Para Canoas II, no entanto, a boa correlação verificada foi significativa ($F=3,32$, $p=0,10$) (figura 19).

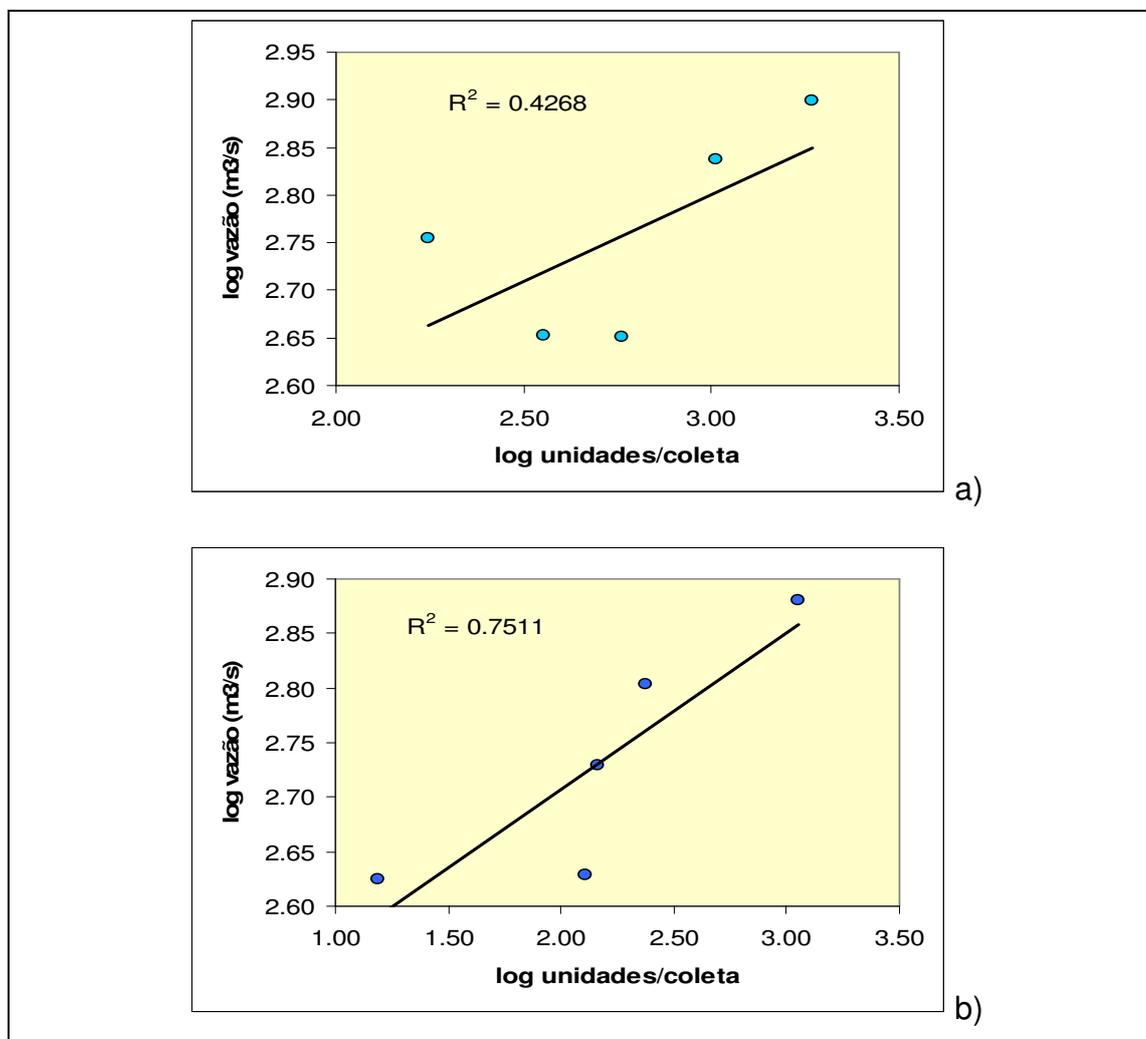


Figura 19 – Correlação entre o logaritmo da média de vazão e o logaritmo da média de captura de peixes para as usinas Canoas I (a) e Canoas II (b).

Considerando os dados de captura apenas de espécies migradoras, verifica-se que houve correlações positivas significativas para Canoas I ($F=41,08$ e $p=0,002$) enquanto que Canoas II ($R^2 = 0,4402$; $F=37,37$ e $p=0,002$) esta análise não demonstrou essa correlação (figura 20).

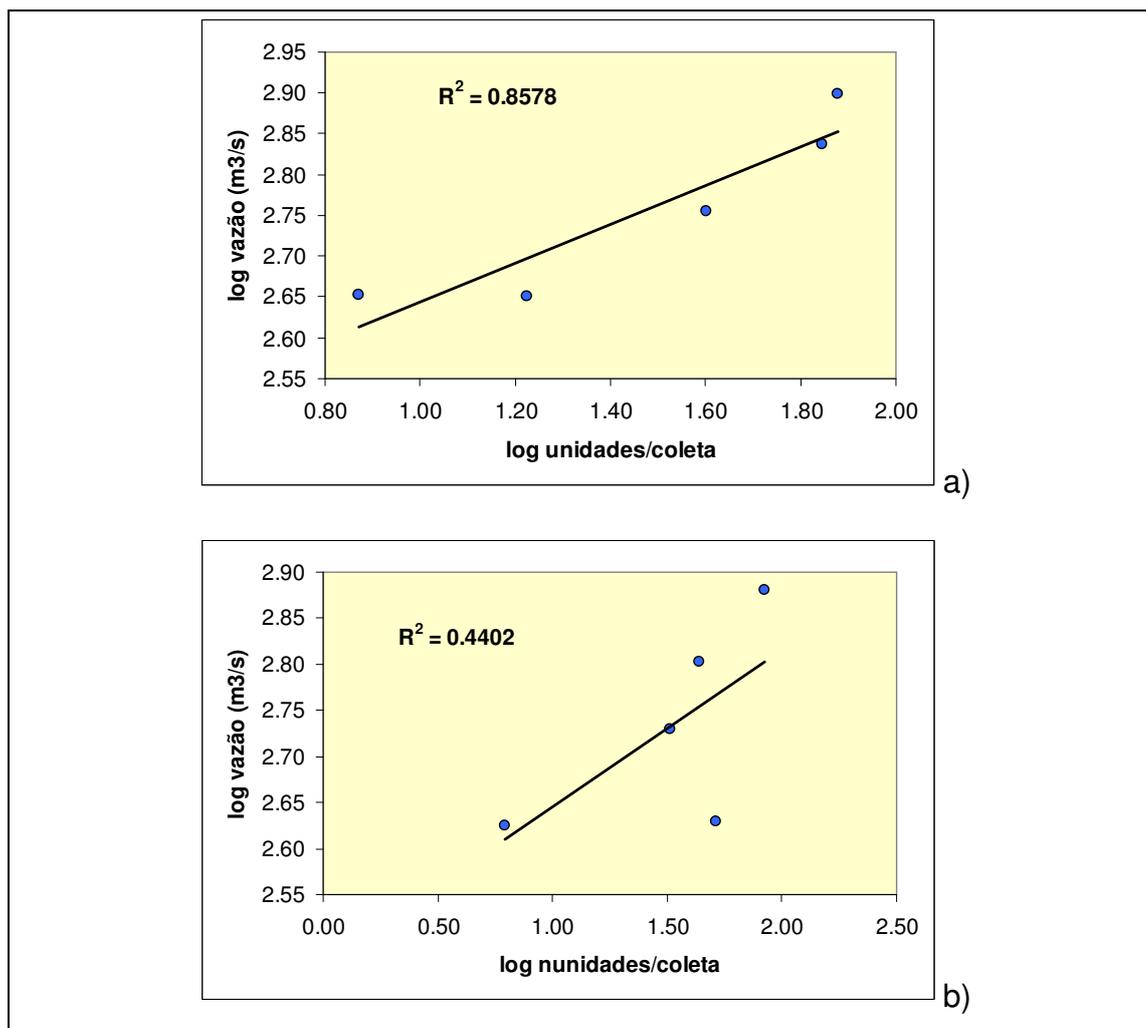


Figura 20 – Correlação entre o logaritmo da média de vazão e o logaritmo da média de captura de espécies migradoras para as usinas Canoas I (a) e Canoas II (b).

Discussão

A fauna de peixes registrada foi composta principalmente por espécies das Ordens Characiformes e Siluriformes, com predominância do primeiro grupo, concordando com a caracterização da fauna de peixes realizada por BRITTO & DIAS (1997), CESP (1998) e DIAS (2003) nesse trecho do rio Paranapanema, antes da construção dos barramentos de Canoas I e Canoas II e por HOFFMANN et al. (2005) e ORSI (2005) para o trecho a jusante de Canoas I, após a construção das barragens.

As 61 espécies identificadas nas escadas do Complexo Canoas correspondem a 39% do total de espécies registradas para toda a bacia do rio



Paranapanema (DUKE ENERGY, 2003), com maior número na escada da UHE Canoas I. Também obteve-se maior número de exemplares e biomassa em todos os ciclos de estudo nesta escada.

A partir dos resultados obtidos, verifica-se que as escadas apresentam praticamente o mesmo conjunto de espécies, as quais respondem, em maior ou menor grau, aos mesmos estímulos ambientais que induzem aos padrões comportamentais de cada uma delas (JOHLANDER, 1999; BANKS 1969, CLARKE et al. 1991, JONSSON 1991). Esperar-se-ia que desta condição similar, houve-se uma uniformidade em abundância para os conjuntos ictiológicos verificados nos mecanismos de transposição no mesmo trecho de rio. No entanto, a constatação acima demonstra que outros fatores dem influenciar a densidade das espécies em cada mecanismo.

As escadas em foco possuem o mesmo desenho operacional, trabalham com a mesma vazão vertida, portanto, sujeitas ao mesmo ritmo de pulsos hidrológicos. Além disso, estão localizadas estrategicamente na mesma posição em relação às estruturas defluentes das usinas Canoas I e Canoas II. Assumindo-se que estas escadas são essencialmente um conduto de água que dissipa a energia hidráulica de maneira a permitir que o peixe possa subilo sem excessivo estresse (*sensu* CLAY, 1995) e que estas são, em tese, similares, pode-se postular que as diferenças observadas entre as assembléias de peixe entre as escadas de Canoas I e Canoas II, com maiores valores quali-quantitativos para Canoas I, estão relacionadas à posição do eixo da barragem na cascata, ou seja, numa posição mais a jusante em relação à Canoas II e as características ambientais dos ecossistemas à jusante (reservatórios de Canoas I e de Capivara).

Esta hipótese relaciona-se a grande diversidade de ambientes e maior número de espécies verificadas no trecho a jusante, reservatório da UHE Capivara (ORSI, 2005). Portanto, assume-se que cardumes migradores de diferentes espécies e populações migram de diferentes locais do reservatório da UHE Capivara para o trecho superior e são “filtradas” no reservatório de Canoas I, condicionando assim, um menor número de exemplares na escada de transposição da UHE Canoas II.



Dados da distribuição espacial dos pescadores que atuam a jusante das escadas é um indicativo que pode reforçar essa hipótese, pois, 60,1% destes utilizam no trecho médio-superior do reservatório de Capivara, ou seja, entre a foz do rio Tibagi e a barragem de Canoas I. 35,3% exercem a atividade no interior do rio Tibagi, especialmente próximos ao município de Jataizinho. Apenas 4,6% atuam em trechos próximos à barragem de Capivara (DUKE ENERGY, 2003).

Entre os períodos migratórios houve uma tendência de redução qualitativa (número de espécies e biomassa), nas capturas nos mecanismos de transposição. Este resultado corrobora com as predições de AGOSTINHO et al (2003) e AGOSTINHO et al (2007) sobre a possibilidade de redução efetiva de parte dos estoques de jusante quando da utilização de escadas para transposição de peixes como forma de manejo de populações naturais. Neste sentido, ALMEIDA (2006) argumenta que a intensidade na transposição deve ser controlada, sendo sua efetividade para a conservação dos estratos populacionais a montante e a jusante avaliada.

Embora os resultados ainda não sejam consistentes a ponto de determinar esta condição como verdadeira, as tendências verificadas são fortes indícios de o fenômeno de redução em número e biomassa possa se instalar no sistema Capivara-Canoas. Concomitante, durante todos os períodos de estudos não foi constatada a migração descendente, exceto pelas populações associadas a bancos de macrófitas, evidenciando que as migrações jusante/montante não foram compensadas pelo retorno montante/jusante. Este é um dos principais argumentos apresentados para a necessidade de uma reavaliação desse instrumento em rios neotropicais, especialmente na bacia do rio Paraná.

Deve-se, no entanto, considerar as diferenças ambientais entre os reservatórios em questão, lembrando que o reservatório de Capivara é considerado estável (DIAS, 2003) com mais de 30 anos de existência, enquanto Canoas I e Canoas II são reservatórios relativamente recentes. Pelos dados apresentados, constata-se que no primeiro ano de operação das escadas houve maciça migração ascendente, situação que não foi não



registrada posteriormente. Na escada de Canoas I verificou-se que a média de captura teve oscilações com tendência de redução e que para Canoas II, mesmo com tendência de redução do primeiro para o segundo ano, a média de captura foi mais uniforme posteriormente.

Assim, admite-se aqui que as oscilações amostradas verificadas para a escada de Canoas I estão possivelmente sujeitas a eventos no reservatório de Capivara, já estável e que responde ao padrão operacional de grandes variações (reservatório de acumulação), as quais podem gerar stress ambiental e ter reflexos nas comunidades (DIAS, 2003). Para a escada de Canoas II, admite-se que as populações de peixes, em especial as migradoras, estão sujeitas aos eventos do reservatório de Canoas I (ainda não estável e operando com pequenas flutuações) e também de Capivara, pelo menos para as estas espécies.

Na avaliação do conjunto de espécies, verifica-se a ocorrência daquelas tidas, genericamente, como grandes migradoras, mas, principalmente, espécies consideradas migradoras de curta distância. No entanto, não foram capturadas espécies consideradas sedentárias ou não migradoras, a exemplo de *Acestrorhynchus lacustris*, *Hoplias malabaricus*, *Loricarichthys platymetopon*, etc., registradas para o mesmo trecho na fase rio (BRITTO & DIAS, 1997, DIAS, 2003) ou em pontos logo a jusante (ORSI, 2005). As poucas das espécies sedentárias verificadas estiveram associadas à passagem de bancos de macrófitas como mencionado.

Neste sentido, constata-se que as escadas foram utilizadas predominantemente por espécies tidas como de curta migração o que exacerba a condição preconizada por GODOY (1985). Este autor comenta que os mecanismos de transposição destinam-se aos peixes migradores (de longa distância), mas que eventualmente, espécies sem essa tática podem ser encontradas nos mecanismos de transposição. No conjunto de espécies, constata-se espécies recobertas de escamas, de couro e aquelas revestidas por placas ósseas, com diferentes hábitos, comportamentos e estratégias de vida. Essa estruturação nos permite inferir que a “engenharia hidráulica” dos mecanismos de transposição das usinas do Complexo Canoas são eficientes



para permitir uma boa via migratória e de transposição para peixes, independentemente ou não, de suas necessidades fisiológicas.

No conjunto ictiológico constatou-se a ocorrência de espécies de pequeno, médio e grande porte. Verificou-se que Canoas II apresenta uma maior ocorrência percentual de espécies de pequeno e de grande porte em relação a Canoas I. Esta condição deve-se, hipoteticamente, a espécies de pequeno porte de curta migração associadas á jusante de Canoas II, a "segregação" das populações exercida pelo reservatório de Canoas I e a ocorrência de espécies migradoras, de grande porte, oriundas do reservatório de Capivara e de Canoas I, conforme demonstraram estudos de marcação e recaptura (capítulo 2 deste trabalho). Esta avaliação também é suportada pelos dados de participação percentual de espécies migradoras em relação às demais para os dois mecanismos, uma vez que as migradoras corresponderam a cerca de 5,3% do total de capturas para Canoas I e 13,9% para Canoas II.

Embora não tenham sido conduzidas amostragens nos degraus superiores e/ou inferiores visando estabelecerem-se possíveis gradientes de seletividade, todas as espécies registradas nos locais de estudos (porções médias das escadas) foram verificadas no primeiro degrau (entrada a jusante) e último degrau (saída a montante). No entanto é esperado que as espécies apresentem habilidades distintas frente às dificuldades relacionadas à dinâmica da água (ALMEIDA, 2006) e, por conseguinte, à transposição.

A eficiência das escadas na transposição é um assunto controverso, especialmente por não haver uma metodologia comum aos estudos desenvolvidos em diferentes mecanismos e locais. No entanto, pode-se constatar que entre as 61 identificadas neste trabalho, 50 constam entre as 79 espécies elencadas por ORSI (2005) para o reservatório de Capivara, o que corresponde a cerca de 63% desse total.

Foram exceções de *Leporinus amblyrhynchus*, *Schizodon borelli*, *Astyanax* sp, *Salminus hilarii*, *Brycon* sp, *Myleus tiete*, *Pimelodus* cf. *paranensis*, *Pseudoplatystoma fasciatus*, *Steindachneridion scripta* e *Pseudopimelodus* sp, não encontradas por ORSI (2005). Para essas espécies, provavelmente o



maior número de amostragens realizadas nas escadas e a motivação biológica envolvida no fenômeno da migração é fator determinante na composição dos resultados. Cabe destacar que, a exceção da corvina (*Plagioscion squamosissimus*), as demais espécies não nativas registradas durante os estudos da transposição, são provavelmente decorrentes de escapes de pisciculturas no entorno da bacia, conforme documentado por ORSI & AGOSTINHO (1999).

Em base a esses resultados, podemos inferir que as escadas do Complexo Canoas são estruturalmente eficientes quanto a seus aspectos técnicos de engenharia (admissão, transposição e vazão) e estão adequadamente localizadas, de forma a atender a continuidade do processo migratório.

Segundo a composição percentual em número, as duas espécies mais abundantes para o conjunto das escadas são *P. maculatus* e *I. labrosus*. Dentre aquelas espécies tipicamente migradoras constata-se que as mais abundantes foram *L. elongatus* e *P. lineatus*. Estes resultados vão ao encontro daqueles verificados por CESP (1998) e DIAS (2003), para a fase rio e por SUZUKI et al (2005) para os reservatórios, bem como por ORSI (2005) para a foz do Rio das Cinzas, logo a jusante das escadas e por LUIZ et al. (2005) estudando os reservatórios do Paraná. Segundo estes estudos *P. maculatus* e *I. labrosus* são espécies abundantes e que *P. lineatus* a mais abundante entre as migradoras. Esses resultados foram congruentes netre estudos.

Para a escada da UHE Eng. Sergio Mota, verifica-se que *P. maculatus* esta entre as mais abundantes. *L. elongatus*. *P. lineatus*, também são citadas (MAKRAKIS et al., 2007).

AGOSTINHO et al (2007) verificaram que para a escada experimental de Itaipu, no rio Paraná, os destaques foram para *P. maculatus*, *P. lineatus* e *L. elongatus*. Também, OLDANI et al. (2007) constataram a grande ocorrência de *P. maculatus* nos mecanismos de transposição da usina de Yaciretá, situada a jusante de Itaipu.



Destas avaliações, pode-se constatar que, de maneira geral, que a maioria dos mecanismos de transposição instalados na bacia do rio Paraná são eficientes para um conjunto mais ou menos comuns de espécies dominante, destacando-se *P. maculatus* e dentre as tipicamente migradoras *L. elongatus* e *P. lineatus*. Verifica-se também que o número de espécies registradas em diferentes mecanismos de transposição ao longo da bacia do rio Paraná tende a ser maior da montante para a jusante, em razão da adição de espécies (WELLCOME, 1985; McCONNELL, 1987).

Para as espécies tipicamente migradoras, verificou-se que houve tendência de redução na captura entre anos, mais pronunciada em Canoas II, especialmente pela redução de *P. lineatus*. Para Canoas I essa redução geral de migradoras foi menos evidente, possivelmente como reflexo também da proximidade e conexão com o reservatório de Capivara, conforme comentado.

Para as outras espécies migradoras, que ocorreram em menor abundância, verificamos concomitante redução na ocorrência de *S. brasiliensis* nos dois mecanismos, mas para *P. mesopotamicus*, *P. corruscans* e *R. aspera*, não houve uma tendência mais definida. No entanto, para todas estas espécies verificamos redução de ocorrência durante o último ciclo migratório (2005-2006).

A importância das espécies migradoras na composição da fauna de peixes do Alto Paraná está refletida no índice de dominância, que associa a ocorrência numérica e a biomassa. Para este índice, verificamos que as espécies migradoras (*i. e.* aquelas de grande porte) estão entre as dominantes, especialmente *L. elongatus* e *P. lineatus*. O período em que ocorreram mais espécies migradoras entre as dominantes foi no ciclo 2002-2003 para a escada de Canoas I, quando houve grande redução da ocorrência de peixes, em especial aquelas não migradoras. Para Canoas II a maior dominância de migradoras deu-se no ciclo 2003-2004. Esses resultados gerais encontram suporte também nos trabalhos de DIAS (2003) e ORSI (2005), os quais utilizaram o mesmo índice na determinação das espécies dominantes *L. elongatus* e *P. lineatus*.



Especificamente, nos estudos de DIAS (2003), o autor cita a dominância do conjunto de espécies da Família Loricariidae. Esta condição foi verificada no primeiro ano de estudos da transposição nas escadas do Complexo Canoas. Em anos posteriores, no entanto, se constatou com forte tendência de redução da captura de cascudos, cujas causas são desconhecidas.

Dentre outras espécies dominantes cabe destacar a participação de *L. friderici*, *S. nasutus* e *A. altiparanae*, espécies abundantes em quase todo o eixo principal da bacia do Paranapanema (CARVALHO et al, 1998; DIAS & GARAVELLO, 1998; DIAS, 2003; BRITTO, 2003, ORSI, 2005; AGOSTINHO et al., 2007). Segundo AGOSTINHO et al (2007) esta última espécie tem grande ocorrência em praticamente todos os reservatórios de seus estudos, que englobaram aqueles do Alto Paraná, inclusive Paranapanema.

Outro destaque é *Serrasalmus maculatus*, que também amplamente distribuída na bacia do Paranapanema, sendo constatada como dominante em ambos os mecanismos, embora seja classificada como espécie não migradora.

A distribuição diferencial do mesmo conjunto de espécies nos mecanismos de transposição e a hipótese de “segregação da população migradora” exercida pelo reservatório de Canoas I, com reflexos na participação percentual e em biomassa (especialmente nos migradores de grande porte), acarreta uma interessante variação quando se compõe os resultados em termos das Ordens taxonômicas. Graças a essas variações, verifica-se a maior ocorrência numérica de Siluriformes nos mecanismos, mas um equilíbrio em biomassa para Canoas I e maior participação em biomassa de Characiformes em Canoas II.

Na avaliação da constância, registra-se que Canoas I teve maior número de espécies constantes entre ciclos migratórios, enquanto Canoas II apresentou maior número de espécies constantes considerando todos os períodos. Esta situação reflete a densidade de populações de jusante das escadas.

Numa avaliação global de ambos os mecanismos de transposição, constata-se que *L. elongatus*, *A. altiparanae*, *L. friderici*, *S. nasutus* e *P. maculatus*



foram importantes quanto a este critério de avaliação, e que *I. labrosus* foi mais importante em Canoas I, enquanto *P. lineatus* em canoas II. Para estas espécies, que apresentam uma distribuição temporal maior nas transposições, pode-se considerar que, as escadas foram realmente efetivas em termos de migrações populacionais e de estocagem nos reservatórios à montante. Os resultados vêm confirmar as informações de DIAS (2003) e ORSI (2005), HOFFMANN, et al. (2005).

As variações nas assembléias de peixes verificadas durante as transposições, entre períodos migratórios, estão intimamente associadas a fatores de origens ambientais (biológicas e físicas) no segmento situado a jusante. Para compreender esses reflexos, normalmente são utilizados alguns atributos como descritores da estrutura das assembléias (LUIZ et al., 2005).

Portanto, variações verificadas nos índices utilizados estão, provavelmente, relacionadas às condições ambientais nos reservatórios a jusante. Essa proposta estaria de acordo com o descrito por DIAS (2003) e por HERDER & FREYHOF (2006) sobre a “Hipótese do Distúrbio Intermediário” de McCONNELL (1978). Segundo esta teoria, as assembléias verificadas na escada de Canoas II, com menor variação dos seus atributos ecológicos, com maior diversidade e equitabilidade, estariam sujeitas a perturbações intermediárias (caso do reservatório de Canoas I, a jusante, que opera sob regime fio d’água). Os índices com maiores variações e menores valores em média, verificados para as assembléias amostradas na escada de Canoas I, seriam decorrentes das perturbações cíclicas, de grande monta, verificadas no reservatório Capivara (que opera como bacia de acumulação) e que poderia estar mantendo as comunidades em estágios iniciais de sucessão.

É importante citar que os valores do índice de diversidade (H') obtidos entre os períodos reprodutivos estão situados entre os verificados por LUIZ et al. (2005) para os reservatórios do Paranapanema, e ligeiramente inferiores ao verificados por HOFFMANN et al. (2005) para o trecho Cinzas do reservatório de Capivara, a jusante de Canoas I. Esta condição é esperada uma vez que as escadas não são utilizadas por espécies não migradoras, como citado anteriormente.



Relativo aos aspectos da influência da vazão, os estudos das bacias neotropicais demonstram que todos os rios perenes apresentam alterações sazonais do nível de água, as quais têm certa regularidade com intensidades muitas vezes distintas. E os chamados pulsos de inundações ocorrem de acordo com as condições regionais das bacias, como: precipitações anuais, geografia, cobertura vegetal, topografia dos tributários, etc. (WOYNAROVICH, 1991).

As variações fluviométricas, por sua vez, está entre os fatores ambientais que determinam o início do período migratório nas diferentes bacias hidrográficas. Segundo GODOY (1975), na bacia do Alto Paraná, o aumento do nível de água nos corpos hídricos funciona como um gatilho sincronizador, atuando na formação e organização de cardumes. Por conseguinte, a magnitude das migrações depende diretamente da intensidade do ciclo hidrológico sazonal e as alterações dos habitats (DUQUE, et al., 1998).

AGOSTINHO et al. (2004) comentam que na bacia do Alto Paraná a migração das diferentes espécies tipicamente migradoras ocorrem entre outubro e março, em conformidade com fatores ambientais. Já VAZZOLER & MENEZES (1992) comentam que os picos reprodutivos para peixes neotropicais ocorrem principalmente em dezembro e janeiro, como observado por ORSI (2005) para o reservatório de Capivara, no Paranapanema.

Verificou-se que para escada de Canoas I não houve correlação significativa entre vazão e abundância de peixes, condição verificada para a escada de Canoas II. Pode-se supor que esta condição esteja relacionada ao maior número de exemplares migradores na composição da assembléia de peixes dessa escada, em relação a maior ocorrência de espécies de curta migração em Canoas I.

Quando se analisou estas variáveis (vazões e capturas) para as espécies estritamente migradoras, verifica-se que houve correlação positiva significativa com a vazão média do período considerado. Embora seja reconhecida a relação entre vazão e migração, DIAS (2003) argumenta que ocorre um deslocamento temporal entre as curvas de vazão e de migração,



não havendo sobreposição entre as mesmas. Este argumento é corroborado pelas afirmações de GODOY (1975) sobre o gatilho biológico ligado ao enchimento dos rios.

No entanto, para tentar dirimir esta questão, consideramos a média das vazões contra a média de captura no período, o que tende a reduzir os desvios impostos pela não sobreposição entre as curvas de migração e vazão.

Cabe salientar que as maiores migrações verificadas na escada de Canoas I estavam relacionadas aos períodos em que os picos de cheia ocorreram entre janeiro e fevereiro, em detrimento há anos em que os picos de cheia ocorreram nos meses de fevereiro e março. Esta constatação estaria condizente com o período reprodutivo mais específico determinado por VAZZOLER & MENEZES (1992).

Cabe ressaltar que as variações fluviométricas no trecho onde se inserem as escadas estão parcialmente reguladas pelas usinas hidrelétricas de Jurumirim e Chavantes, situadas no trecho superior da bacia do rio Paranapanema, que operam como bacias de acumulação. Desta forma, as oscilações mais efetivas registradas, devem-se aos maiores tributários a jusante de Chavantes (rios Pardo e Pari-Veado), uma vez que o reservatório de Salto Grande, logo a montante do Complexo Canoas, também opera como fio d'água, ou seja, sem retenção de vazões em picos de cheia. Quanto a esse aspecto, WOYNAROVICH (1991) cita que uma das mais importantes conseqüências ecológicas e econômicas da regulação de rios, é a drástica diminuição qualitativa e quantitativa da fauna de peixes afetada pelas alterações do ciclo hidrológico.

Para a conclusão desta importante abordagem de estudo, reporta-se ao autor WOYNAROVICH (1991), o qual cita que uma das mais importantes conseqüências ecológicas e econômicas da regulação de rios, é a drástica diminuição qualitativa e quantitativa da fauna de peixes afetada pelas alterações do ciclo hidrológico. Assim, como diz o antigo adágio: Contra os fatos não há argumentos.



Conclusões

1 – As escadas são eficientes quanto à transposição de diferentes espécies de peixes, possibilitando a transposição de espécies de escamas, de couro e de placas ósseas, mantendo uma rota migratória alternativa no trecho do médio Paranapanema,

2 – As espécies mais abundantes foram *Pimelodus maculatus*, *Prochilodus lineatus* e *Leporinus elongatus*, as quais também foram verificadas para outros sistemas de transposição na bacia do rio Paraná, de modo que se pode estabelecê-las como espécies chaves para transposição nessa bacia,

3 – A posição das barragens em relação ao eixo do rio e, especialmente, a posição em relação ao reservatório de Capivara influenciam as diferenças em termos da composição quali-quantitativa entre as escadas de Canoas I e Canoas II,

4 – O reservatório de Canoas I influencia a migração das diferentes espécies de peixes, em vista das espécies e abundância na escada de Canoas II,

5 – A abundância das espécies migradoras apresentou correlação positiva com a vazão defluente a jusante das usinas, portanto, pode-se considerar que está sob influência dos processos operacionais de regulação das vazões deste trecho de rio.

Referências

- AGOSTINHO, A. A., JÚLIO JR, H. F. & PETRERE Jr, M. 1994. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: Cowx, I.G. (ed.) Rehabilitation of freshwater fishes, Bodman: Fishing News Book, p. 171-184
- AGOSTINHO, A. A. & GOMES L. C. 1997. Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: Perspectivas para o reservatório de Segredo. In: Agostinho, A. A. & Gomes L. C. (eds.) Reservatório de segredo: bases ecológicas para o manejo. EDUEM, Maringá, PR, 1997. p. 319-364.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES L. C. & ZALEWSKI, M. 2002. Efficiency of fish ladders for Neotropical Ichthyofauna. River Research and Applications, 18, (3): 299 – 306.



- AGOSTINHO, A. A. GOMES, L. C. & SUZUKI, H. I. 2003. Migratory fishes of upper Paraná river basin, Brazil. In: J. Carolsfed, B. Harvey, A. Baer & C. Ross (eds.). Migratory fishes of South America: Biology Social Importance and Conservation Status. 1ed. Victoria, 2003, p. 19-99.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C. 2005. O manejo da peca em reservatórios da bacia do Alto Paraná: avaliação e perspectivas. In: Nogueira, M. G.; Henry, R.; Jorcin, A. (Eds.). Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. São Carlos, SP, RIMA, p. 23-56.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C. & PELICICE, F. M. 2007. Ecologia e Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, PR, EDUEM, 501 p.
- ALMEIDA, D. A. A. 2006. Avaliação da eficiência do sistema para transposição de peixes da Usina Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães – TO. Univ. Federal do Tocantins, Palmas, 82p. (Dissertação de mestrado).
- BANKS, J.W. 1969. A review of the literature on the upstream migration of adult salmonids. J Fish Biol 1: 85-136
- BIANCHINI Jr, I. 1994. Água como ambiente para a manutenção da fauna aquática. In: Seminário Sobre Fauna Aquática e o setor Elétrico. Caderno 1 – Fundamentos. COMASE. Rio de Janeiro, p. 7-17.
- BRITTO, S. G. C. & DIAS, J. H. P. 1997. Ictiofauna do Médio Paranapanema: impactos prováveis do Complexo Canoas. Seminário Nacional de Grandes Barragens, XXII. Anais - V. I. São Paulo, p.185-194.
- DUKE ENERGY. 2003. Peixes do rio Paranapanema. Horizonte Geográfico, São Paulo, SP, 112p.
- BRITTO, S. G. C., CARVALHO, E. D. 2006. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. Acta Limnol. Bras. 18(4): 377-388.
- BRITSKI, H. A. 1972. Peixes de água doce do Estado de São Paulo. In: Poluição e Piscicultura. Ed. Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí, S. Paulo, p. 79-108.
- BRITSKI, H. A. 1994. A fauna de peixes brasileiros de água doce e o represamento de rios. In: Seminário Sobre Fauna Aquática e o setor Elétrico. Caderno 1 – Fundamentos. (COMASE). Rio de Janeiro, p. 23-30
- BRITSKI, H. A., SILIMON, K. S. S. & LOPES, B. S. 1999. Peixes do Pantanal, manual de Identificação. Brasília: EMBRAPA, Corumbá, MS, 184 p.
- CARVALHO, E. D., FUJIHARA, C. Y. & HENRY, R. 1998. Study on the ichthyofauna of the Jurumirim reservoir (Paranapanema river, São Paulo State, Brazil): fish production and dominant species in three sites. Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 2199-2202.



- CARVALHO, E. D.; CASTRO, R. J.; SILVA, V. F. B. da.; VIDOTTO, A. P. 2002. A estrutura das assembléias de peixes nas zonas de ecótonos da represa de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema, São Paulo). In: HENRY, R. (Ed.). Ecótono nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. São Carlos: RIMA, cap. 12, 52p.
- CLARKE D., PURVIS W. K. & MEE, D. 1991. Use of telemetric tracking to examine environmental influences on catch effort indices. A case study of Atlantic salmon in the River Tywi, South Wales. In: Cowx IG (ed.) Catch effort sampling strategies, their application in freshwater fisheries management, Oxford; Fishing News Books, Blackwell Science, p 33-48.
- CLAY C. H. 1995. Design of fishways and other fish facilities. 2nd ed. Lewis Publishers, CRC Press, Inc, Boca Raton, Florida.
- CESP. 1998. Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca. São Paulo, SP. 166p.
- DAJOZ, R. 1972. Ecologia Geral. 2a ed. Petrópolis: Vozes/Edusp, 471 p.
- DIAS, J. H. P. 2003. Distribuição espacial e temporal da ictiofauna do trecho médio do rio Paranapanema e suas relações com características morfométricas e limnológicas dos compartimentos da bacia. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, 103 p. (Tese de Doutorado).
- DIAS, J. H. P. & GARAVELLO, J. C. 1998. Ecological studies on the fish community of Salto Grande reservoir, Paranapanema river basin, São Paulo, Brazil. Verh. Internat. Verein. Limnol., 26: 2228-2231.
- DUKE ENERGY INTERNATIONAL. 2002. Relatório da transposição de peixes pelas escadas instaladas nas UHE's Canoas I e Canoas II, médio Paranapanema. Chavantes, SP, 36 p.
- DUKE ENERGY INTERNATIONAL. 2003. Caracterização dos pescadores do reservatório de Capivara (Rio Paranapanema). Chavantes, SP, 65 p.
- DUQUE, A. B., TAPHORN, D. C. & WINEMILLER, K. O. 1998. Ecology of the coporo, *Prochilodus mariae* (Characiformes, Prochilodontidae), and status of annual migrations in western Venezuela. Env. Biol. Fishes, 53: 33-46.
- FERNANDO, C. H. & HOLCIK, J. 1991. Fish in Reservoirs. Int. Revue Ges. Hydrobiol., 76 (2): 149-167.
- GODOY, M. P. 1959. The age, growth, sexual maturity, migration, tagging and transplantation of the curimba (*Prochilodus scrofa*, Steindachner, 1881), of the Mogi Guaçu River, São Paulo State, Brazil. An. Acad. Brasil. Ciênc., 31 (3): 447-477.
- GODOY, M. P. 1967. Dez anos de observações sobre a periodicidade de migração de peixes do rio Mogi Guaçu. Rev. Brasil. Biol., 27(1): 1-12.



- GODOY, M. P. 1975. Migrações dos peixes-Marcação. In: Poluição e Piscicultura. Notas sobre poluição, ictiologia e piscicultura. Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí e Instituto de Pesca da C.P.R.N., São Paulo, p. 147-153.
- GODOY, M. P. 1985. Aqüicultura: atividade multidisciplinar, escadas e outras facilidades para passagens de peixes, estações de piscicultura. Florianópolis, SC, ELETROSUL, 77p.
- HAMMER, O; HARPER, D. T. A. & RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological statistic software package for education and data analysis. *Palaentologia electronica*, 4(1): 9p.
- HERDER, F.; FREYHOF, J. 2006. Resource partitioning in a tropical stream fish assemblage. *Journal of Fish Biology* 69, 571–589.
- HOFFMANN, A. C., ORSI, M. L., SHIBATTA, O. A. 2005. Diversidade de peixes do reservatório Escola Engenharia Mackenzie (Capivara), Rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. *Iheringia (ser. Zool.)* 95(3): 319-325.
- JOHLANDER, A. 1998. Counting Atlantic salmon and sea trout in fishways in Southern Sweden . results and observations. In: Kamula R & Laine A (eds) *Proceedings of the Nordic Conference on Fish Passage*, 9-11. Oslo, Norway. DN-notat 1999-1. Trondheim, p 98-104.
- JONSSON, N. 1991. Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic Journal of Freshwater Research* 66: 20-35
- LUDWIG, J. A, REYNOLDS, J. F. 1988. *Statistical ecology: a primer methods and computing*. New York: John Wiley & Sons, 337 p.
- LOWE-McCONNELL, R. H. 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 382 p.
- LUIZ, E. A.; PETRY, A. C.; PAVANELLI, C. S. JULIO JR., H. F.; LATINI, J. D. DOMINGUES, V. D. 2005. As assembleias de peixes de reservatórios hidrelétricos do estado do Paraná e bacia limítrofes. In: Rodrigues, L.; Thomaz, S. M.; Agostinhos, A. A. & Gomes, L. C. (eds.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos, SP, RIMA, p. 169-184.
- MAKRAKIS, S., M. C. MAKRAKIS, R. L. WAGNER, J. H. P. DIAS & L. C. GOMES. 2007. Utilization of the fish ladder at the Engenheiro Sergio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating potamodromous species. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 197-204.
- MARTINS, S. L., 2000. *Sistemas para transposição de peixes*. Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica, USP, São Paulo, SP, 107 p.



- NELSON, J. S. 1994. Fishes of the World. John Wiley & Sons, New York, p. 141-175.
- NORTHCOTE, T. G. 1978. Migratory strategies and production in freshwater fishes. In: Gerking, S. D. (ed). Ecology of freshwater fish production. Oxford, Blackwell, p. 326-359,
- OLDANI, N. O., BAIGÚN, C. R. M., NESTLER, J. M., RICHARD GOODWIN, A. 2007. Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata River basin? Neotropical Ichthyology, 5(2):89-102,
- ORSI, M.L. & A. A. AGOSTINHO 1999. Introduções de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da bacia do rio Paraná, Brasil. Rev. Bras. de Zool., Curitiba, 16 (2): 557-560.
- ORSI, M. L. 2005. Caracterização das estratégias reprodutivas na assembléia de peixes do reservatório de Capivara, rio Paranapanema, região Sudeste, Brasil. Botucatu, UNESP, 130p (Tese de Doutorado).
- REIS, R. E., KULLANDER, S. O., FERRARIS, JR., C. J. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central América. EDIPUCRS, Porto Alegre. 729p.
- SUZUKI, H. I.; BULLA, C. K.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. 2005. Estratégias reprodutivas de assembléia de peixes em reservatórios. In: Rodrigues, L.; Thomaz, S. M.; Agostinhos, A. A. & Gomes, L. C. (eds.). Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos, SP, RIMA, , p. 223-242.
- VAZZOLER, A. E. A. M. & MENEZES, N. A. 1992. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysii). Rev. Bras. Biol., 52(4): 627-640.
- WELLCOME, R. L. 1985. River Fisheries. FAO Fish. Tech. Pap. (262), 330p.
- WOYNAROVICH, E. 1991. The hydroelectric power plants and the fish fauna. Verh. Internat. Verein. Limnol., 24: 2531-2536.



A migração após a transposição das escadas

Introdução

Os peixes neotropicais expressam variadas estratégias de vida e apresentam grande plasticidade nessas estratégias, em resposta a estímulos ambientais (WOOTTON, 1990).

Quanto a esse aspecto, entende-se a migração como o espaço vital requerido pelas espécies durante seu ciclo de vida. As espécies sul americanas são classificadas em duas categorias principais: as sedentárias e as migradoras. No entanto, as observações mostram que maior parte das espécies posiciona-se em um gradiente entre esses dois extremos (AGOSTINHO et al., 2007).

Especificamente, as espécies tidas como grandes migradoras (*sensu* AGOSTINHO et al., 2003) têm como exigência, amplos trechos livres de rio e, em geral, deslocam-se por grandes distâncias, especialmente em resposta ao estímulo reprodutivo. Além deste estímulo principal, outros são reconhecidos por desencadear migrações, dentre as quais podem se destacar o térmico, trófico e o ontogenético. Todos estes estímulos associados ao regime hidrológico. No entanto, o trecho mínimo necessário para esses deslocamentos é desconhecido e pode variar dentre e entre populações de mesma espécie (AGOSTINHO et al., 2007).

Para a bacia do rio Paraná as migrações reprodutivas de pelo menos uma dúzia de espécies são marcantes e sincronizadas ao período das cheias (VAZZOLER & MENEZES, 1992; AGOSTINHO et al., 1999, AGOSTINHO et al., 2004). Essas espécies, via de regra, são as mais importantes na pesca comercial e, concomitante, as mais atingidas pela construção dos represamentos com fins hidrelétricos.

A sucessão de barramentos em cascata, comuns na bacia do rio Paraná, exerce forte pressão negativa sobre as populações de peixes migradores. Essa pressão decorre, além da interrupção das rotas migratórias, também por fragmentação mais efetiva de ambientes e ausência de trechos lóticos entre



barragens, concorrendo para depleção das populações das espécies migradoras nessas novas condições (FERNANDO & HOLCIK, 1991; WOYNAROVICH, 1991; CARVALHO, et al., 1998; AGOSTINHO et al., 2002).

Por estas razões (depleção de estoques) aliadas aos equivocados apelos ecológico e econômico, são solicitadas, inclusive por força da lei, medidas mitigadoras que minimizem os impactos sobre as populações de espécies migradoras. Dentre estas medidas está a inclusão dos mecanismos de transposição, os quais visam permitir a passagem de cardumes de jusante para montante dos barramentos. Mais comumente são adotadas as escadas para peixes para tentar restabelecer estas rotas migratórias.

Atendendo às disposições legais, foram construídas escadas para peixes nas usinas hidrelétricas do Complexo Canoas (Canoas I e Canoas II - figura 1), situadas no médio Paranapanema, que começaram a operar em novembro de 2000. Impostas como medida mitigadora, a implantação das escadas (vias de acesso artificiais) visava garantir a migração dos peixes ao longo do médio Paranapanema, entre os reservatórios de Capivara (a jusante) e Salto Grande (a montante), na hipótese de garantir condições favoráveis à manutenção das populações de espécies migradoras nesse trecho da bacia.

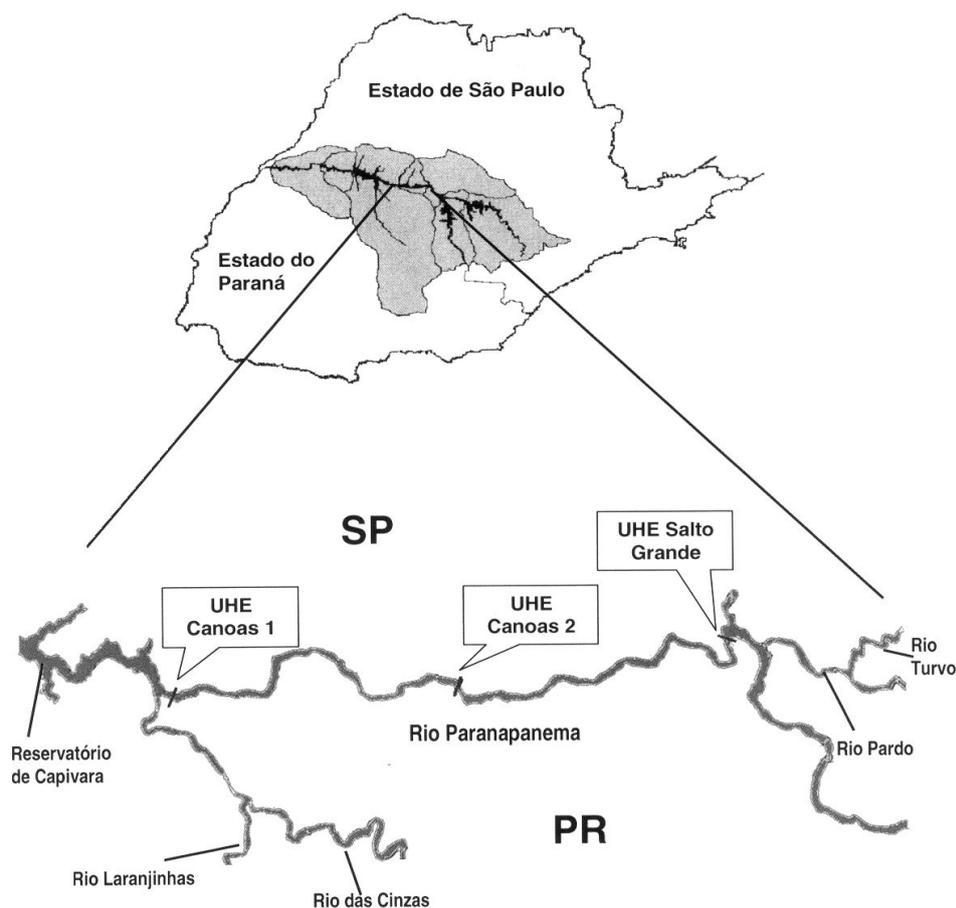


Figura 1 – Localização da bacia do rio Paranapanema e a disposição das usinas hidrelétricas do Complexo Canoas no curso do rio.

Para sua efetividade em relação à manutenção de rotas de deslocamento, além do sucesso na transposição, os peixes migradores ainda devem conseguir orientar-se para os trechos situados a montante, na continuidade da migração impetrada. A esse respeito, segundo AGOSTINHO et al. (2007), os estudos de marcação e recaptura realizados no reservatório de Itaipu demonstraram que, para aquelas condições, os exemplares marcados orientaram-se normalmente para os trechos de montante.

As técnicas de marcação e recaptura podem ser utilizadas para descrever os movimentos e a distribuição espacial de animais e podem prover boas informações sobre os movimentos e padrões migratórios em peixes (GUY et al., 1996).

Objetivos

O presente trabalho objetivou aplicar a técnica de marcação e recaptura para peixes coletados nas escadas de transposição do Complexo Canoas, visando avaliar a dispersão desses exemplares nos trechos a montante e jusante das escadas. Além disso, testa a hipótese de que as espécies migradoras conseguem orientar-se normalmente após a transposição.

Material e métodos

O projeto de marcação foi realizado entre dezembro de 2000 e abril de 2001 e as recaptura (retorno das marcas) consideradas aquelas obtidas até abril de 2002.

Os exemplares de peixes destinados a este estudo, foram capturados na porção média das escadas e devolvidos no mesmo local após o procedimento de marcação. Essa captura foi efetivada com redes possuindo malhas de 20 mm, sem nós, fio 210/24, com 200 malhas de altura.

As marcas utilizadas foram do tipo hidrostático (figura 2), contendo uma numeração externa para catalogação dos exemplares marcados. Internamente as marcas traziam as informações para o retorno dos dados da captura dos peixes nos reservatórios, solicitando dados sobre o local de recaptura.



Figura 2 – Marca hidrostática utilizada no projeto de marcação e recaptura.



A fixação da marca foi realizada na musculatura dorsal dos peixes (após a nadadeira dorsal), utilizando-se de uma pistola com agulha e cabo fixador, ou linha e agulha cirúrgica.

Paralelamente, ao longo do período, foi realizado junto aos pescadores da região um trabalho de divulgação e de esclarecimento sobre a importância e participação da comunidade neste projeto. Esse trabalho foi realizado na forma de radiodifusão, palestras e distribuição de folhetos explicativos, em especial, para orientação da forma de retorno dos dados e da importância da veracidade das informações.

Para implantar este estudo foram selecionadas as espécies consideradas como grandes migradoras da bacia do Paranapanema (*Prochilodus lineatus*, *Leporinus elongatus*, *Salminus brasiliensis*, etc.). E também, de forma experimental, foram marcados alguns indivíduos de outras espécies não migradoras ou de curta migração encontradas nas escadas. A seleção destas espécies foi realizada a partir de critérios ecológicos considerados importantes sob algum aspecto (trófico, reprodutivo, etc.).

O total de indivíduos marcados durante os estudos somou 3089 peixes, sendo 1590 exemplares na escada da UHE Canoas I e 1499 exemplares na escada da UHE Canoas II, conforme tabela 1.

Tabela 1 – Número de exemplares marcados, por espécie, nas escadas para transposição de Canoas I e Canoas II.

Espécie	Canoas I	Canoas II	Total
<i>Prochilodus lineatus</i>	1099	663	1762
<i>Leporinus friderici</i>	180	276	456
<i>Leporinus elongatus</i>	227	173	400
<i>Salminus brasiliensis</i>	25	346	371
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	38	26	64
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	11	1	12
<i>Myleus tiete</i>	2	6	8
<i>Salminus hilarii</i>	2	4	6
<i>Schizodon intermedius</i>	5	1	6
<i>Metynnias maculatus</i>	0	2	2
<i>Leporinus macrocephalus</i>	0	1	1
<i>Schizodon nasutus</i>	1	0	1
	1590	1499	3089



Na análise dos dados considerou-se o percentual de recaptura em relação à distância do local de marcação (montante ou jusante de Canoas I ou Canoas II) e percentual de recaptura do total marcado e por espécie.

Devido à imprecisão de parte das informações sobre o local de recaptura, optou-se por dividir cada um dos reservatórios em três trechos com extensão aproximada de 8 km, uma vez que a extensão total de cada um deles está em torno de 25 km. Considerou-se ainda um trecho de 3 km a jusante da UHE Canoas I. Assim, os resultados da recaptura foram distribuídos nos seguintes trechos, orientados de jusante para montante: jusante de Canoas I, trechos I, II e III (reservatório de Canoas I – figura 2a) e trechos IV, V e VI (reservatório de Canoas II - figura 2b).

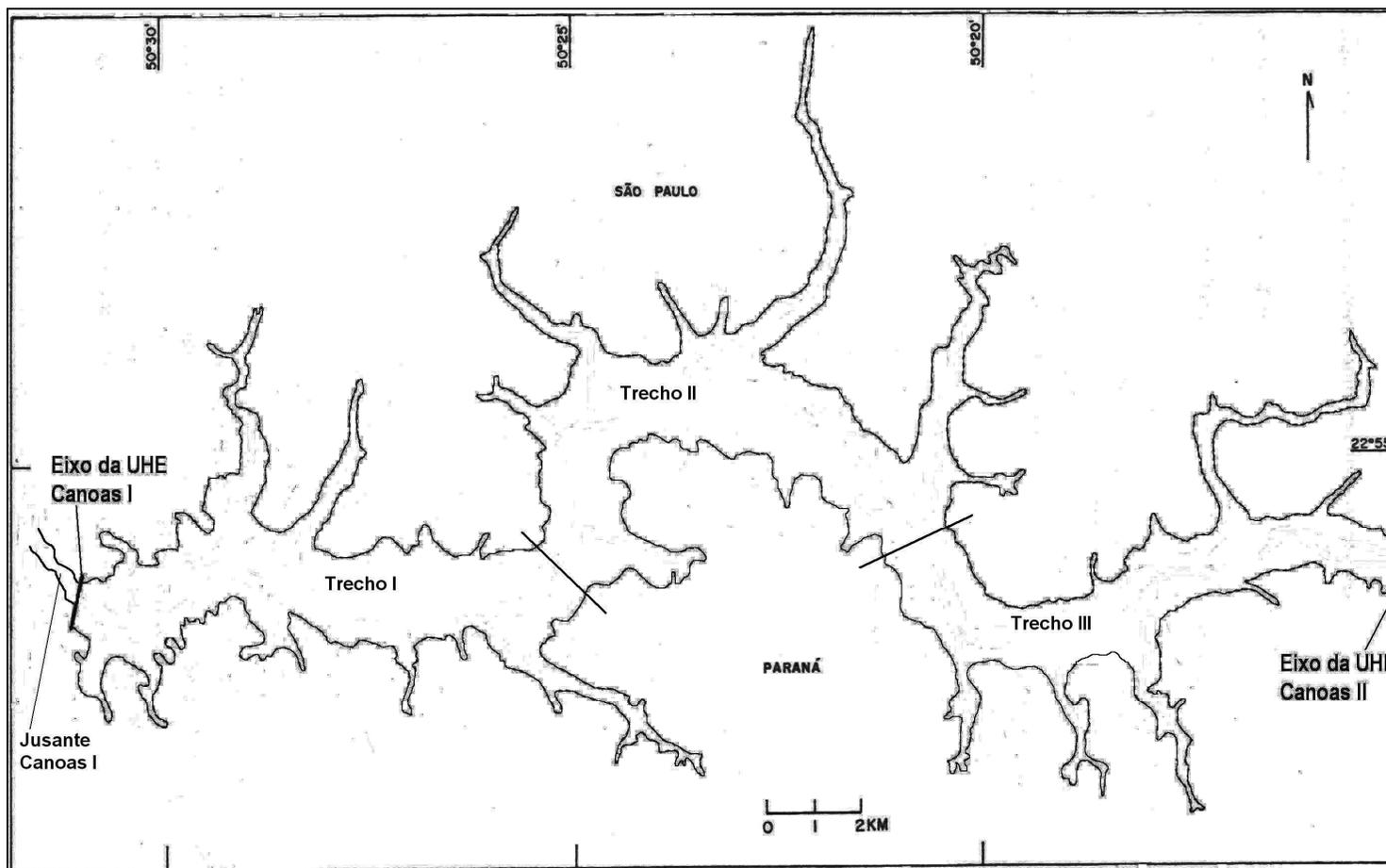


Figura 2a – Disposição dos trechos considerados no reservatório de Canoas I para a recaptura de peixes

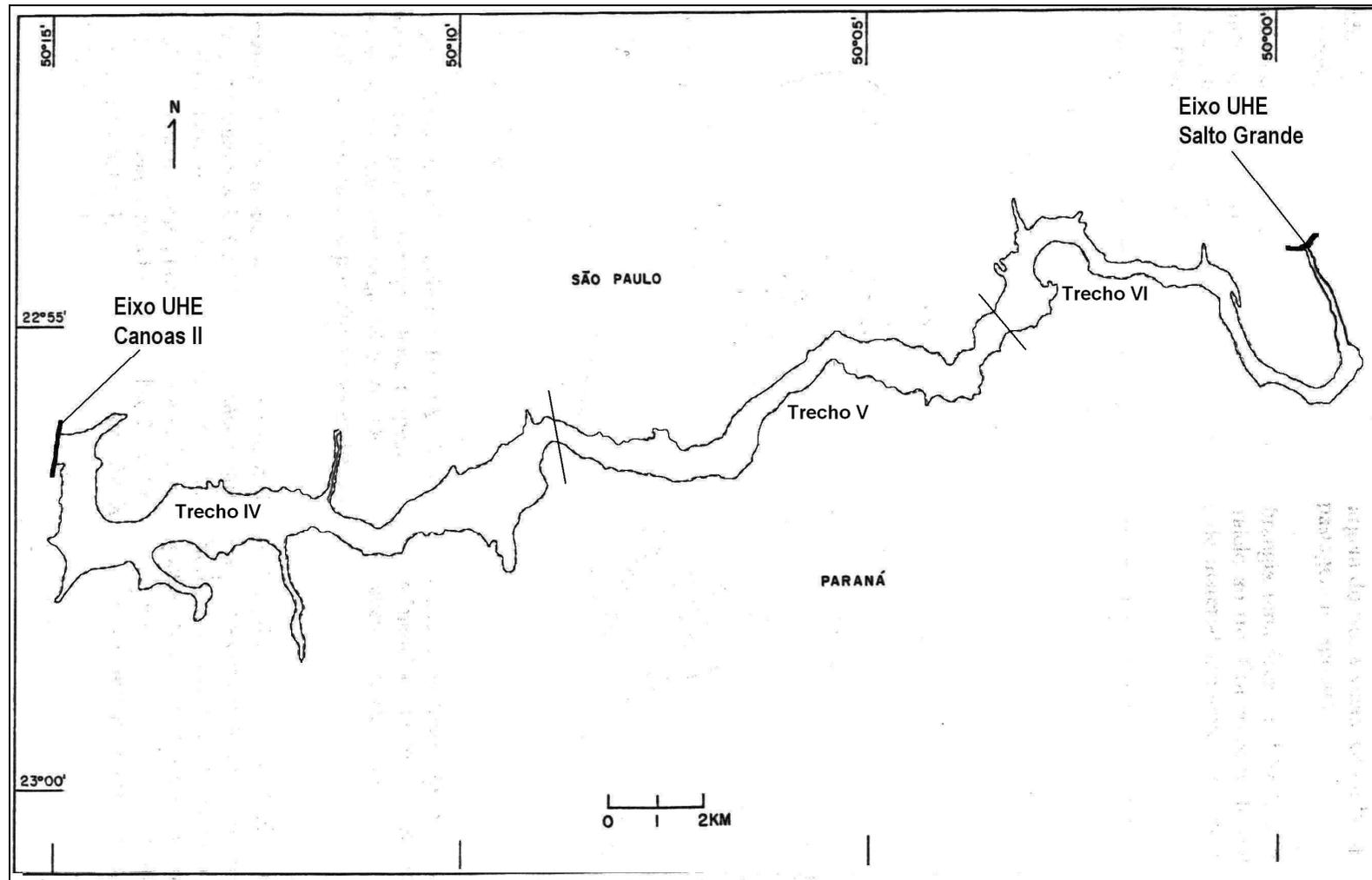


Figura 2b – Disposição dos trechos considerados no reservatório de Canoas II para a recaptura de peixes

Resultados

Do total de peixes marcados em ambos os mecanismos de transposição (3089 peixes), foram recapturados 9,52% (294 marcas) em doze meses após as marcações. Desse total, 174 exemplares (5,63%) foram daqueles marcados em Canoas I e 120 (3,88%) dos marcados em Canoas II.

Daqueles 174 peixes marcados em Canoas I, a maior parte (63,79%) foi recapturada no reservatório de Canoas II, demonstrando que os espécimes transpuseram todo o reservatório de Canoas I e as escadas para peixes de Canoas II. Do restante, 35,06% foi recapturado no reservatório de Canoas I e apenas 1,15% no trecho a jusante do local de marcação.

Já para aqueles peixes marcados em Canoas II (120 exemplares recapturados), 84,17% foi recapturado no reservatório desta UHE, enquanto o restante, 15,83% foi recapturado no trecho III de Canoas I, portanto a jusante da escada da UHE Canoas II (tabela 2).

Tabela 2 – Valores absolutos e percentuais obtidos segundo os locais de marcação e recaptura.

	Marcados na escada de Canoas I		Marcados na escada de Canoas II	
	total	%	total	%
Recaptura no reservatório de Capivara	2	1.15	0	0
Recaptura no reservatório de Canoas I	61	35.06	19	15.83
Recaptura no reservatório de Canoas II	111	63.79	101	84.17
TOTAL GERAL	174	100	120	100

Dos peixes marcados em Canoas I encontramos peixes que foram recapturados em todos os trechos estabelecidos, migrando distâncias de até 50 km (35,6,% no trecho VI). Verifica-se ainda, que houve uma tendência de gradiente percentual crescente de peixes marcados nesta escada em direção aos trechos superiores. Essa mesma tendência foi obtida em para os exemplares marcados em Canoas II, com maior número de peixes capturados no trecho mais distante (superior) desse reservatório (48,33% no trecho VI) (figura 3).

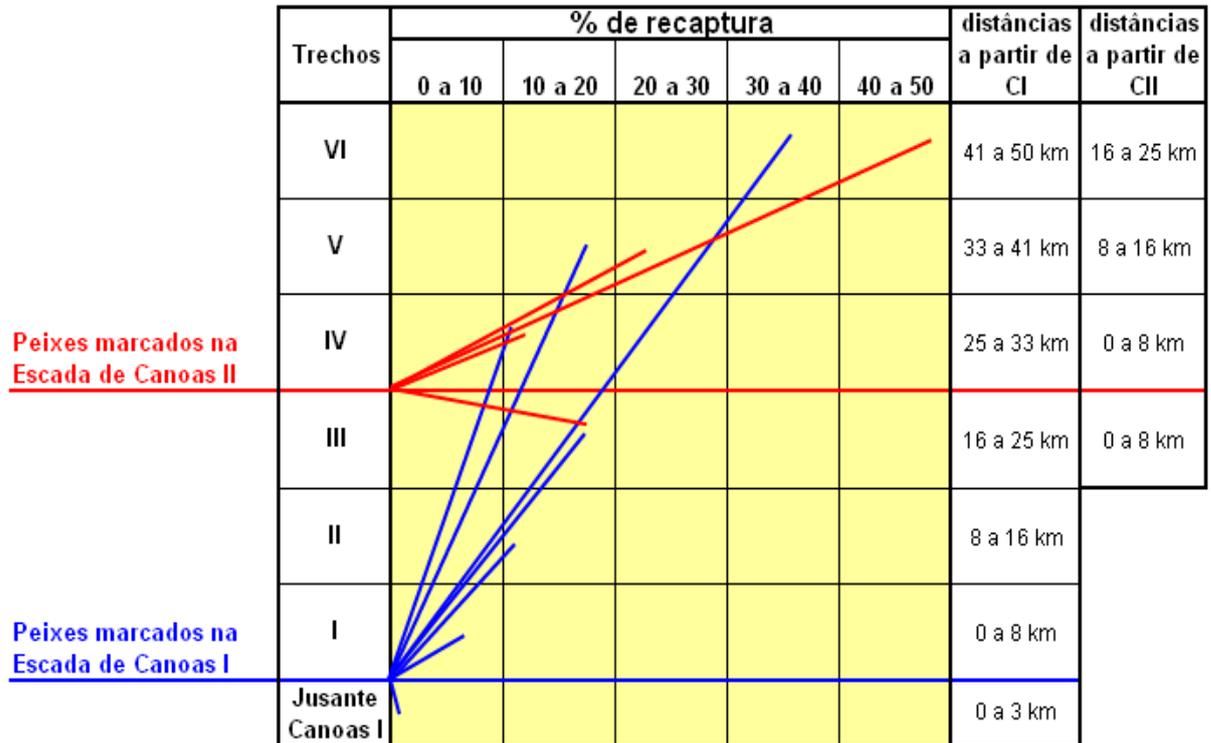


Figura 3 – Distribuição percentual da recaptura em relação aos locais de origem de marcação, considerando as distâncias percorridas e trechos estabelecidos.

Verificou-se que a espécie com maior número de recapturas foi *Prochilodus lineatus*, tanto em Canoas I quanto em Canoas II, lembrado também que esta teve maior número de exemplares marcados, dada a sua grande ocorrência no período de implantação do estudo. Essa espécie correspondeu a 70% das recapturas dos exemplares marcados em Canoas I (122 dos 174 exemplares) e 60% dos marcados em Canoas II (72 dos 120 exemplares) (tabela 3).

Tabela 3 – Valores absolutos e percentuais de recaptura por espécie, em relação ao total recapturado e total marcado nas escadas para peixes de Canoas I e Canoas II.

	Peixes marcados na escada de Canoas I				Peixes marcados na escada de Canoas II			
	Total recapturado (n=174)		Total marcado por espécie (ver a tabela 01)		Total recapturado (n=120)		Total marcado por espécie (ver a tabela 01)	
	n	%	n	% das recapturas	n	%	n	% das recapturas
<i>P. lineatus</i>	122	70.11	1099	11.10	72	60.00	663	10.86
<i>L. elongatus</i>	31	17.82	227	13.66	14	11.67	173	8.09
<i>L. friderici</i>	13	7.47	180	7.22	9	7.50	276	3.26
<i>P. corruscans</i>	1	0.57	11	9.09	0	0	1	0
<i>P. mesopotamicus</i>	4	2.30	38	10.53	2	1.67	26	7.69
<i>S. brasiliensis</i>	3	1.72	25	12.00	23	19.17	346	6.65
Totais	174				120			

Considerando os dados de recapturas para as espécies marcadas, verificou-se que *P. lineatus*, *L. elongatus* e *S. brasiliensis* apresentaram um padrão crescente de recaptura entre o local de marcação e os trechos superiores de cada reservatório.

Assim, o maior percentual de *P. lineatus* e *L. elongatus* marcados em Canoas I e recapturados deu-se respectivamente no trecho VI e no trecho III, enquanto que *L. friderici* teve maior percentual no trecho II. Para os exemplares marcados em Canoas II o padrão se repetiu para *P. lineatus*, *L. elongatus* e *S. brasiliensis*, exceto pelos cerca de 20% de exemplares de *P. lineatus* capturados a jusante (trecho III) e 33% de *L. friderici* também (tabelas 4 e 5).

Tabela 4 – Valores percentuais de recaptura por espécie, em relação aos trechos designados para Canoas I.

Marcados em Canoas I	n	Trechos CANOAS I			Trechos CANOAS II			CAP
		I	II	III	IV	V	VI	
<i>P. lineatus</i>	122	4.10	9.02	16.39	11.48	20.49	36.89	1.64
<i>L. elongatus</i>	31	3.23	12.90	22.58	6.45	12.90	41.94	0
<i>L. friderici</i>	13	16.67	22.22	16.67	16.67	0	0	0
<i>P. corruscans</i>	1	100.00	0.00	0.00	0.00	0	0	0
<i>P. mesopotamicus</i>	4	0	0	25.00	0	25.00	50.00	0
<i>S. brasiliensis</i>	3	0	33.3	0	0	0	66.7	0
Total recapturado	174	5.75	11.49	17.82	10.92	17.24	35.63	1.15

Tabela 5 – Valores percentuais de recaptura por espécie, em relação aos trechos designados para Canoas II.

Marcados em Canoas II	n	Trechos CANOAS I			Trechos CANOAS II			CAP
		I	II	III	IV	V	VI	
<i>P. lineatus</i>	72	0	0	20.83	6.94	25.00	47.22	0
<i>L. elongatus</i>	14	0	0	7.14	28.57	7.14	57.14	0
<i>L. friderici</i>	9	0	0	33.33	11.11	44.44	11.11	0
<i>P. mesopotamicus</i>	2	0	0	0	0	0	100.00	0
<i>S. brasiliensis</i>	23	0	0	0	21.74	21.74	56.52	0
Total recapturado	120	0	0	15.83	12.5	23.33	48.33	0

De todos os exemplares marcados na escada para peixes de Canoas I e recapturados no reservatório de Canoas II, 12 foram registrados durante a sua transposição pela escada desta última usina. Foram eles, 08 exemplares de *P. lineatus* e 04 de *L. elongatus*.

Para a primeira espécie, *P. lineatus*, o tempo de migração entre as escadas variou de 16 a 112 dias e para *L. elongatus* de 13 a 113 dias (tabela 6). Considerando os menores tempos de deslocamento, pode-se calcular a velocidade média entre o ponto de origem (marcação) e o ponto (trecho de recaptura). Assim, estimou-se uma velocidade média de aproximadamente 1,50 km/dia para a *P. lineatus* e 1,84 km/dia para *L. elongatus*.

Tabela 6 – Datas entre marcação em Canoas I e registro da transposição (recaptura) em Canoas II para *P. lineatus* e *L. elongatus*.

Espécie	dia da marcação	número da marca	Passagem Escada CII	dias transcorridos
<i>P. lineatus</i>	20/11/2000	396	06/12/2000	16
		412	04/01/2001	45
	05/12/2000	1803	04/01/2001	29
		1393	20/03/2001	104
		1761	28/03/2001	112
		2118	09/04/2001	76
	18/01/2001	2244	28/03/2001	69
	07/03/2001	555	28/03/2001	21
<i>L. elongatus</i>	05/12/2000	3	28/03/2001	113
	07/03/2001	833	28/03/2001	21
		2409	20/03/2001	13
	15/02/2001	2474	20/03/2001	33



Destaca-se da tabela acima, as diferentes taxas de migração para exemplares marcados em uma mesma data na escada de Canoas I e seu registro posterior em Canoas II para ambas as espécies.

Discussão

Sobre a avaliação dos resultados, verificamos que a obtenção de 294 retornos de marcas, correspondente a 9,52%, foi significativo em vista de outros resultados históricos sobre o assunto.

Por exemplo, GODOY (1959) obteve 2.726 (10%) recapturas de 27.000 peixes marcados em seus estudos sobre avaliação migratória a locais e origem no Mogi Guaçu (quase 12 anos de estudos). Também, PAIVA & BASTOS (1982) em estudos sobre migração no rio São Francisco, obtiveram 30 (1,06%) retornos de um total de 2.828 peixes marcados. ALVES (2007) nos estudos migratórios efetuados no rio Paraopeba marcou um total de 3.642 indivíduos e obteve retorno de 5,75% considerando um período de até quatro anos após a marcação. Finalmente, cabe considerar os resultados obtidos por ANTONIO et al (2007) que relata a obtenção de 188 retornos de 6.604 indivíduos marcados (2,84%) no rio Paraná, nas imediações da barragem da UHE Engenheiro Sergio Motta.

Desta forma, comparando-se esses dados disponíveis na literatura com o do presente estudo, o elevado retorno de marcas em um curto espaço de tempo deve estar relacionado a dois aspectos principais: i) ao porte dos reservatórios de Canoas I e Canoas II e ii) a forte pressão de pesca exercida sobre estes ambientes.

Para o primeiro aspecto deve-se ressaltar que ambos os reservatórios são de pequeno porte (se comparados a maioria dos outros empreendimentos instalados na bacia do Paranapanema e Alto Paraná) e não possuem grandes tributários, ou seja, não possuem bacias de drenagem desenvolvidas. Esta condição não permite maiores dispersões dos exemplares marcados. Concomitante a esta condição a campanha de divulgação para retorno das marcas junto ao público usuário do rio naquela região foi bastante efetiva.



Relativo ao segundo aspecto cabe destacar que a pesca profissional na região é efetiva, mas de pequena monta se comparada com a pesca amadora. A pesca amadora e esportiva é exercida nos dois reservatórios, especialmente nos trechos III (Canoas I) e VI (Canoas II), ao passo que a pesca profissional é exercida nos diferentes trechos considerados. Apenas como exemplo, no trecho VI (8 km a jusante da UHE Salto Grande), foi registrada pela equipe técnica da Duke Energy, aproximadamente três mil pescadores, embarcados ou sobre as margens do rio em um final de semana.

A avaliação do processo migratório da fauna de peixes apresenta uma série de aspectos importantes, conforme BONETTO (1963) e NOMURA (1975), dentre as quais o presente trabalho procurou evidenciar especialmente o sentido da direção dos cardumes e, neste caso, após a transposição das escadas. Além disso, fazer inferências sobre a distância percorrida e a velocidade de migração.

No tocante à migração pós-transposição, o presente estudo reitera os argumentos de AGOSTINHO & GOMES (1997), AGOSTINHO et al. (2002) e AGOSTINHO et al., (2007), bem como os resultados obtidos por ANTONIO et al., (2007) sobre a orientação para deslocamentos em direção oposta às barragens, rumo a trechos superiores. Isto é, migração reprodutiva ascendente. Neste sentido os resultados ora apresentados são consistentes sobre o sentido de deslocamento de *P. lineatus*, *L. elongatus* e *S. brasiliensis*, cuja maior parte das recapturas ocorreram nos trechos mais superiores de ambos reservatórios (trechos III e VI).

Para as demais espécies migradoras os resultados não foram conclusivos quanto a taxa de migração, uma vez que os número de recapturas foram muito baixos, portanto, não representativos. No entanto, deve-se registrar que alguns exemplares de *P. mesopotamicus* nos trechos superiores dos reservatórios considerados.

As marcas obtidas da recaptura de *L. friderici* demonstraram que estes exemplares tiveram taxa menor de migração, reforçando a hipótese que esta espécie está numa posição intermediária entre as categorias consideradas



(migradoras e sedentárias), embora alguns exemplares marcados em canoas I tenham sido capturados no trecho imediatamente superior de Canoas II.

Do total de exemplares marcados em Canoas I, 1,52% foi encontrada a jusante de Canoas I (*P. lineatus*) e daqueles marcados em Canoas II, 15,83% (*P. lineatus*, *L. elongatus* e *L. friderici*) foram recapturados à jusante. Pode-se inferir duas hipóteses para avaliar desse resultado, uma vez que verifica-se que a maior parte dos peixes migrou para os trechos superiores.

A primeira seria o stress causado pela captura e marcação dos exemplares, os quais foram liberados no mesmo local. Estes exemplares podem ter retornado pela escada logo após o processo de marcação, não vencendo o fluxo hidráulico. A segunda considera que os peixes marcados terminaram a transposição e retornaram posteriormente, por outras vias de passagens como as comportas (vertedouros), turbinas e até pela próprias escadas da barragem.

Relativo à transposição através de turbinas e comportas, Agostinho et al. (2007) argumentam que esta possibilidade concorre para uma baixa taxa de sobrevivência dos peixes, principalmente devido a escoriações derivadas de choques mecânicos pela turbulência, bem como alterações de pressão e excesso de oxigenação. Contudo, como foram recebidas somente as marcas, não foi possível avaliar o estado geral dos peixes.

POMPEU & MARTINEZ (2006), avaliando a transposição manual de peixes como alternativa emergencial para garantir a migração no rio Mucuri, marcaram um total de 15.474 exemplares de 29 espécies, sendo 5 reconhecidas como migradoras daquela bacia (inclusive Gêneros *Prochilodus* e *Leporinus*). Todas liberadas a montante da UHE Santa Clara.

Segundo os autores, 321 (0,74%) exemplares morreram durante o manuseio, o que, apesar da diferença percentual pesa em favor da primeira possibilidade (stress). Concomitantemente, também demonstraram que 29 exemplares (0,18%) foram recapturados a jusante dessa usina. Esse fato pode demonstrar que houve a passagem destes pelas estruturas da barragem sem maiores escoriações, o que contraria as possibilidades indicadas por



AGOSTINHO et al. (2007) e pesam a favor da segunda possibilidade (retorno por outras vias).

Portanto, não há como diagnosticar de forma cabal a via de acesso utilizada para a migração descendente. Embora as duas possibilidades não sejam excludentes, cabe considerar que durante os seis anos de estudos das escadas, não se verificou migração descendente (de montante para jusante). Esta constatação demonstra que as escadas não são efetivas para o movimento desceite posterior, porém não invalida o fato de alguns exemplares poderem se locomover passivamente escada abaixo.

Conforme resultados coligidos neste estudo, os peixes migradores do médio Paranapanema podem concluir o deslocamento dos dois trechos represados pelas usinas do Complexo Canoas, restabelecendo aquela distância anterior a inclusão dos barramentos, conforme BRITTO & DIAS (1997), CESP (1998) e DIAS (2003). Desta forma, o trecho de cerca de 130 km compreendido entre o eixo da UHE Capivara e o eixo da UHE Salto Grande, englobando os reservatórios do Complexo Canoas é, considerado pequeno em vista das migrações estudadas para algumas espécies, como o próprio *P. lineatus*, com migrações de 1100 km (GODOY, 1959) e 1000 km para *S. maxillosus* (BONETTO et al., 1971).

Referente as velocidades observadas para estas espécies, os mesmos autores constataram velocidades de até 12 km/dia para trechos de rio livre. Portanto, supõe-se que ao transpor as escadas e encontrar os reservatórios a montante, os peixes alteram sua atividade migratória, dispersando-se pelo ambiente lântico e concorrendo para um taxa migratória ascendente menor.

Os resultados referentes à observação da transposição de peixes marcados na escada em Canoas I e em transposição pela escada de Canoas II, evidenciaram que, após a transposição, ocorre uma possível desestruturação dos cardumes. Isto porque os ambientes lacustres à montante, podem interferir na integridade desses cardumes, desestabilizando o sincronismo eco-fisiológicos conforme descrito por GODOY (1975). Em suma, a perda deste sincronismo e desestruturação dos cardumes pode afetar as táticas



reprodutivas das populações envolvidas com reflexos negativos no recrutamento e na reposição dos estoques de peixes.

Conclusões

1 – Os peixes orientam-se normalmente aos trechos superiores após a transposição (migração reprodutiva ascendente);

2 – Os peixes conseguem percorrer todos os trechos, conforme ocorria antes dos represamentos;

3 – Após a transposição pode ocorrer uma desestruturação dos grupos migradores, com possível perda do sincronismo reprodutivo. Portanto, concorrendo para redução do recrutamento;

Referências

AGOSTINHO, A. A. & GOMES, L. C. 1997. Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: perspectivas para o reservatório de Segredo. In: Agostinho, A. A. & Gomes, L. C. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para manejo. EDUEM, Maringá p. 319-364.

AGOSTINHO, A. A. & JULIO-JÚNIOR, H. F. 1999. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: Lowe-McConnell R. H. & Rosemary, H. (eds). Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, SP, p. 374-400.

AGOSTINHO, A. A., GOMES L. C. & ZALEWSKI, M. 2002. Efficiency of fish ladders for Neotropical Ichthyofauna. River Research and Applications, 18, (3): 299 – 306.

AGOSTINHO, A. A. GOMES, L. C. & SUZUKI, H. I. 2003. Migratory fishes of upper Paraná river basin, Brazil. In: J. Carolsfed, B. Harvey, A. Baer & C. Ross (eds.). Migratory fishes of South America: Biology Social Importance and Conservation Status. 1ed. Victoria, 2003, p. 19-99.

AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C. & PELICICE, F. M. Ecologia e Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, PR, EDUEM, 2007. 501 p.

ALVES, C. B. M. 2007. Evaluation of fish passage through the Igarapé Dam fish ladder (rio Paraopeba, Brazil), using marking and recapture. Neotropical Ichthyology, 5(2):233-236

ANTONIO, R. R., AGOSTINHO, A. A., PELICICE, F. M., BAILLY, D., OKADA, E. K. & DIAS, J. H. P. 2007. Blockage of migration routes by dam



- construction: can migratory fish find alternative routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2):177-184.
- BONETTO, A. A. 1963. Investigaciones sobre migraciones de peces en los rios de la cuenca del Plata. *Ciência e Investigación*, 19(1-2):12-26.
- Britski, H. A. 1972. Peixes de água doce do Estado de São Paulo. In: *Poluição e Piscicultura*. Ed. Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí, S. Paulo, p. 79-108.
- BRITTO, S. G. C. & DIAS, J. H. P. 1997. Ictiofauna do Médio Paranapanema: impactos prováveis do Complexo Canoas. *Seminário Nacional de Grandes Barragens, XXII. Anais - V. I. São Paulo*, p.185-194. Britto, 2003
- CARVALHO, E. D., FUJIHARA, C. Y. & HENRY, R. 1998. Study on the ichthyofauna of the Jurumirim reservoir (Paranapanema river, São Paulo State, Brazil): fish production and dominant species in three sites. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 2199-2202.
- CESP. 1998. *Conservação e Manejo nos reservatórios: Limnologia, Ictiologia e Pesca*. Série Divulgação e Informação, 220. CESP: São Paulo. 166 p.
- DIAS, J. H. P. 2003. Distribuição espacial e temporal da ictiofauna do trecho médio do rio Paranapanema e suas relações com características morfométricas e limnológicas dos compartimentos da bacia. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, 103 p. (Tese de Doutorado).
- FERNANDO, C. H. & HOLCIK, J. 1991. Fish in Reservoirs. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.*, 76 (2): 149-167.
- GODOY, M. P. 1959. The age, growth, sexual maturity, migration, tagging and transplantation of the curimba (*Prochilodus scrofa*, Steindachner, 1881), of the Mogi Guaçu river, São Paulo State, Brazil. *An. Acad. Brasil. Ciênc.*, 31 (3): 447-477.
- GODOY, M. P. 1975. Migrações dos peixes-Marcação. In: *Poluição e Piscicultura. Notas sobre poluição, ictiologia e piscicultura*. Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí e Instituto de Pesca da C.P.R.N., São Paulo, p. 147-153.
- GUY, C. S., H. L. BLANKENSHIP & L. A. NIELSEN. 1996. Tagging and marking. Pp. 353-383. In: Murphy, B. R. & D. W. Willis (eds.) *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda.
- NOMURA, H. 1975. Marcação e migração da piava, *Leporinus copelandii* Steindachner, 1875 (*Osteichthyes, Anostomidae*) do rio Mogi Guaçu, São Paulo. *Revista Ceres*, 22(123):332-340.
- PAIVA, M. P. & S. A. BASTOS. 1982. Marcações de peixes nas regiões do alto e médio São Francisco (Brasil). *Ciência e Cultura*, 34:1362-1365.



- POMPEU, P. S. & C. B. MARTINEZ. 2006. Variações temporais na passagem de peixes pelo elevador da Usina Hidrelétrica de Santa Clara. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(2):340–349.
- VAZZOLER, A. E. A. M. & MENEZES, N. A. 1992. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). *Rev. Bras. Biol.*, 52(4): 627-640.
- WOOTTON, R.J. 1990. *Ecology of teleost fishes*. London: Chapman & Hall. 404p.
- WOYNAROVICH, E. The hydroelectric power plants and the fish fauna. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 2531-2536, 1991.



Táticas reprodutivas das principais espécies migradoras do rio Paranapanema nos trechos das Usinas do Complexo Canoas.

Introdução

Os peixes neotropicais apresentam táticas de vida variadas e dentre elas, aquelas relacionadas a reprodução. Conforme SUZUKI (1999), as atividades reprodutivas têm grande relevância, pois o sucesso de uma espécie é determinado pelo seu êxito em estar geneticamente representada ao longo do tempo.

VAZZOLER (1996) define que estratégia reprodutiva é composta por um conjunto de características biológicas, as quais uma espécie deverá manifestar para ter sucesso na reprodução. Essas características, variáveis e adaptativas, são denominadas táticas reprodutivas.

Segundo RIBEIRO (1983) e ZANIBONI-FILHO (1985), a tática de realizar migrações entre os locais de alimentação e de desova é bastante comum em peixes neotropicais, especialmente para aqueles que realizam desovas totais. Muitos desses peixes são reconhecidos como grandes migradores (AGOSTINHO et al., 2004).

Esses migradores de longa distância, via de regra, realizam as desovas em trechos superiores de rios e essa necessidade migratória está relacionada a especificidades fisiológicas ligadas a esta estratégia reprodutiva (GODOY, 1975). Essas espécies realizam uma migração ascendente ativa, se reproduzem nos trechos superiores e depois realizam uma migração descendente passiva junto a seus ovos e larvas, os quais têm seu desenvolvimento em lagoas marginais dos trechos inferiores das bacias hidrográficas (AGOSTINHO et al., 2003).

Portanto, o ciclo reprodutivo completo dessas espécies engloba características diversas, incluindo a migração, a desova, o desenvolvimento embrionário, o crescimento e ainda, o uso de diferentes ambientes. Devido aos vários estágios do ciclo, os peixes requerem diferentes e determinados



habitats, e a conexão entre esses é um fator essencial ao ciclo de vida. (ORSI, 2005).

Para a bacia do rio Paraná as migrações reprodutivas de pelo menos uma dúzia de espécies são marcantes e sincronizadas ao período das cheias (VAZZOLER & MENEZES, 1992; AGOSTINHO et al., 1999, AGOSTINHO et al., 2004). Essas espécies, em geral, são as mais importantes na pesca comercial e, concomitante, as mais atingidas pela construção dos represamentos com fins hidrelétricos.

A sucessão de barramentos em cascata, comuns na bacia do rio Paraná, inclusive no Paranapanema, exerce forte pressão negativa sobre as populações de peixes migradores. Essa pressão decorre, além da interrupção das rotas migratórias, também por fragmentação mais efetiva entre ambientes de alimentação e de reprodução. Somada a ausência de trechos lóticos entre barragens, esse conjunto de fatores concorre para depleção das populações das espécies migradoras nessas novas condições (FERNANDO & HOLCIK, 1991; WOYNAROVICH, 1991; CARVALHO, et al., 1998; AGOSTINHO et al., 2002, AGOSTINHO et al., 2007).

Cabe destacar também que, segundo AGOSTINHO et al., (1999), as estratégias reprodutivas são geralmente as mais conservadoras, impondo limitações biogênicas na colonização dos reservatórios.

Nesse contexto e atendendo às dispositivos legais, foram construídas escadas para peixes nas usinas hidrelétricas do Complexo Canoas, situadas no médio Rio Paranapanema.

As escadas começaram a operar em novembro de 2000 e visam garantir a migração dos peixes ao longo do trecho médio do Paranapanema, entre os reservatórios de Capivara (a jusante) e Salto Grande (a montante). Isso tudo, na hipótese de garantir condições favoráveis à manutenção das populações de espécies migradoras nesse trecho da bacia, com intuito de mitigar danos causados pelas barragens considerando as limitações reprodutivas.



A necessidade implícita da manutenção de rotas migratórias através dos barramentos, no presente caso utilizando-se das escadas, é a de manter os estoques das populações de peixes migradores, essencialmente para cumprir uma das etapas do ciclo reprodutivo, a tática migratória, gerando condições metabólicas favoráveis à desova. Assim, pressupõe-se que a manutenção de populações viáveis, isto é a entrada de novos indivíduos na população, depende diretamente do sucesso da transposição (migração) e, por conseguinte, do êxito reprodutivo.

Contudo, outros aspectos que devem ser considerados para a manutenção de populações viáveis. Para tanto, também são necessárias avaliações da efetividade das desovas e sobrevivência de formas juvenis, recompondo parte da população em ciclos sucessivos.

Objetivos

Verificar a importância das escadas para manutenção da diversidade de peixes migradores na bacia do médio Rio Paranapanema, sob o enfoque da avaliação da condição reprodutiva das espécies dos peixes migradores capturados nas escadas e do recrutamento de novos indivíduos dessas espécies nos reservatórios à montante das escadas.

Material e métodos

Para desenvolvimento do estudo foram abordadas duas frentes de trabalho, sendo: 1) avaliação da atividade reprodutiva e 2) avaliação da ocorrência de formas jovens nos reservatórios a montante das escadas.

1) Avaliação da atividade reprodutiva

As amostragens, nas escadas para peixes das UHE's Canoas I e Canoas II, foram realizadas durante os ciclos reprodutivos de 2001 a 2006 (entre novembro e março), em 03 degraus pré-selecionados, situados nos seus trechos médios, totalizando 50 amostragens.

Para realizar as amostragens, os degraus selecionados foram fechados de modo a impedir o trânsito dos peixes entre degraus adjacentes. A captura foi



realizada com redes de arrasto 08 mm, fio 210/08, com 400 malhas de altura e puçás, conforme o número e tamanho dos exemplares.

As espécies de peixes foram identificadas, de acordo com as suas características morfológicas e merísticas, com base em BRITSKI (1972), BRITSKI et al. (1999), NELSON (1994) e REIS et al., (2003). Exemplares testemunho foram depositados no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (UEL).

De cada coleta, um lote amostral de, no máximo, 30 exemplares de cada espécie migradora (Agostinho et al., 2004; Orsi, 2005, Britto & Sirol, 2005) foi retirado aleatoriamente para determinação dos dados biológicos à condição reprodutiva (sexo, peso dos peixes e das gônadas (g); estágio de maturação gonadal). Ainda, foi determinado a Relação Gonado-somática (RGS) conforme Vazzoler (1996).

Na avaliação dos estádios de maturação gonadal optou-se por realizar a avaliação apenas para as fêmeas das espécies selecionadas. Com base na observação das gônadas, qualificou-se subjetivamente o desenvolvimento dos estádios gonadais da seguinte forma:

IM = Imaturo (gônadas vestigiais, de coloração pálida a transparente, às vezes com dificuldade na distinção entre machos e fêmeas);

1 = em repouso (ovários apresentam coloração ainda translúcida, são achatados dorso-ventralmente e pequenos, ocupando pequena porção da cavidade abdominal e o suprimento sanguíneo é relativamente pobre).

2 = em maturação (ovários apresentam os ovócitos de diversos tamanhos e ocupam pequena porção da gônada, vaso sanguíneo central mais evidente e vascularização periférica, parede da membrana de revestimento do ovário resistente).

3 = maduro (ovários ocupam toda a cavidade abdominal, pressionando as vísceras e determinando, as vezes, distensão do abdômen do animal, os ovócitos possuem coloração mais acentuada e o conjunto é ricamente



vascularizado, parede da membrana de revestimento do ovário bastante elástica).

4 = regressão (ovários apresentam áreas vazias e parecem hemorrágicos, com grande quantidade de ovócitos esbranquiçados e róseos, parede da membrana de revestimento do ovário bastante frágil, iniciam a redução de tamanho).

Para composição do lote amostral foram considerados os grupos de fêmeas entre os períodos reprodutivos e também uma avaliação global com o conjunto total de fêmeas das espécies de *Prochilodus lineatus*, *Leporinus elongatus* e *Pimelodus maculatus*. Para *Salminus brasiliensis* e *Piaractus mesopotamicus* foram considerados somente o conjunto total de fêmeas, devido ao baixo o número de exemplares analisados.

A avaliação deu-se em termos comparativos, considerando a participação percentual das fêmeas maduras e não maduras (imaturas, estágio 1, estágio 2 e estágio 4) entre as escadas de transposição (Canoas I e Canoas II), verificando se houve acréscimo no número de fêmeas maduras entre os dois mecanismos.

Os dados da Relação Gonado-somática (RGS) foram comparados percentualmente entre períodos reprodutivos para os conjuntos de fêmeas de *Prochilodus lineatus*, *Leporinus elongatus* e *Pimelodus maculatus*.

2) Avaliação da ocorrência de formas jovens

Para verificar a ocorrência de reprodução dessas espécies em nos reservatórios de Canoas I e Canoas II utilizou-se a técnica de captura de ovos e larvas de peixes (NAKATANI et al., 2001) no ciclo reprodutivo 2001/2002.

As coletas de ovos e larvas foram realizadas em trechos ao longo das margens desses reservatórios e em seus tributários nos meses de janeiro a março. Para tanto, utilizou-se rede de coleta confeccionada com tecido Scrynel NY 500 Hc, em forma de funil, com um fluxímetro acoplado a entrada da rede e copo coletor na saída da mesma (figura 1).



Figura 1 – Rede de coletas utilizada para captura de ovos e larvas de peixes.

Essas capturas tiveram duração de 16 horas com amostragens a cada 4 horas. A rede de coleta foi exposta durante 10 minutos com arrasto de barco em baixa velocidade, após os quais, as amostras recolhidas e acondicionadas em frasco plástico foram fixadas com formol a 10% neutralizado com CaCO_3 .

Todo o material coletado foi conduzido ao laboratório da Estação de Hidrobiologia e Aqüicultura de Salto Grande para triagem e identificação. Os ovos, larvas, pós-larvas e alevinos foram separados do restante do material coletado (galhos, folhas e outros animais). O ictioplâncton foi dividido em 04 categorias (ovos fecundados, ovos eclodidos, larvas e pós-larvas) e contabilizado quali-quantitativamente. As larvas e pós-larvas foram analisadas e identificadas quando possível com base em NAKATANI et al. (2001), através de sua morfologia.

Nos ciclos seguintes 2002/2003 a 2005/2006, optou-se pela coleta de alevinos e formas jovens, em detrimento da técnica utilizada no primeiro ano (2000/2001). Essa alteração deu-se pelo fato da dificuldade de identificação dos ovos e das larvas coletadas. Muitas das formas capturadas através dessa metodologia não apresentam estruturas morfológicas diferenciais, impossibilitando a afirmação cabal das espécies encontradas.

As coletas das formas jovens ocorreram quinzenalmente entre fevereiro e abril, utilizando-se rede de picaré (5 x 2 m) confeccionada com malha tipo mosquiteiro. Foram realizadas ao longo das margens, especialmente em braços, alagados e junto a bancos de macrófitas com esforço amostral padronizado de 5 arrastos por localidade escolhida.

Depois de coletado, o material foi triado no laboratório da Estação de Hidrobiologia e Aqüicultura de Salto Grande, onde as formas jovens do foram identificadas (BRITSKI, 1972, NELSON, 1994, BRITSKI et al., 1999, NAKATANI et al., 2001 e REIS et al., 2003) e contadas, estabelecendo-se a freqüência percentual de cada espécie para os reservatórios estudados.

Resultados

Os lotes de fêmeas de *P. lineatus* estudados apresentaram incremento percentual de fêmeas maduras entre a escada de Canoas I e de Canoas II, apenas nos dois últimos em que se registrou a ocorrência da espécie nas escadas (2003/2004 e 2004/2005). O maior incremento foi verificado no ciclo 2003/2004, cujo percentual de fêmeas maduras cresceu de 23,5% em Canoas I para 53,1% em Canoas II. Para o ciclo 2004/2005 o incremento entre escadas foi de 21,4% (figura 2).

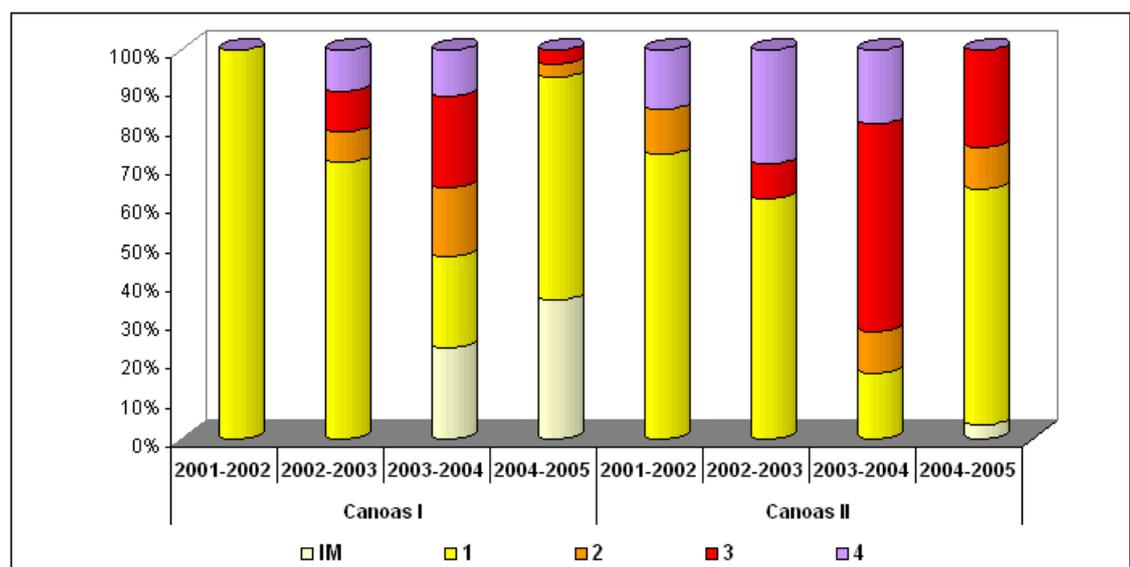


Figura 2 – Variação dos estádios de maturação gonadal verificado para os lotes de fêmeas de *P. lineatus*.

De maneira geral, podemos verificar da figura 2 que houve uma tendência de avanço no desenvolvimento gonadal (incremento percentual numérico) dos lotes entre escadas. Em um mesmo ciclo de estudo os lotes encontrados em Canoas II sempre apresentaram maiores percentuais de fêmeas em regressão (estádio 4), exceto para o ciclo 2004-2005 em que não se verificou exemplares com gônadas neste estágio de maturação. Ainda, destaca-se a ocorrência de jovens na população, verificados especialmente na escada de Canoas I.

O peso das gônadas para a espécie variou entre 0,26 g (estádio 1) e 762,1 g (estádio 3) (tabela 1).

Tabela 1 – Estatística descritiva da variação do peso gonadal (g) de fêmeas de *P. lineatus* em função dos estádios de maturação gonadal. N=número de exemplares

	estadio 1	estadio 2	estadio 3	estadio 4
N	237	34	80	52
Média	4.24	109.63	285.58	57.23
Desvio padrão	3.07	172.20	148.79	62.80
Amplitude	16.14	726.10	753.20	212.39
Mínimo	0.26	3.60	8.90	2.11
Máximo	16.40	729.70	762.10	214.50

Cabe observar que para a maioria dos exemplares capturados nas duas escadas, no entanto, os valores encontrados estiveram abaixo de 100g (figuras 3a e 3b).

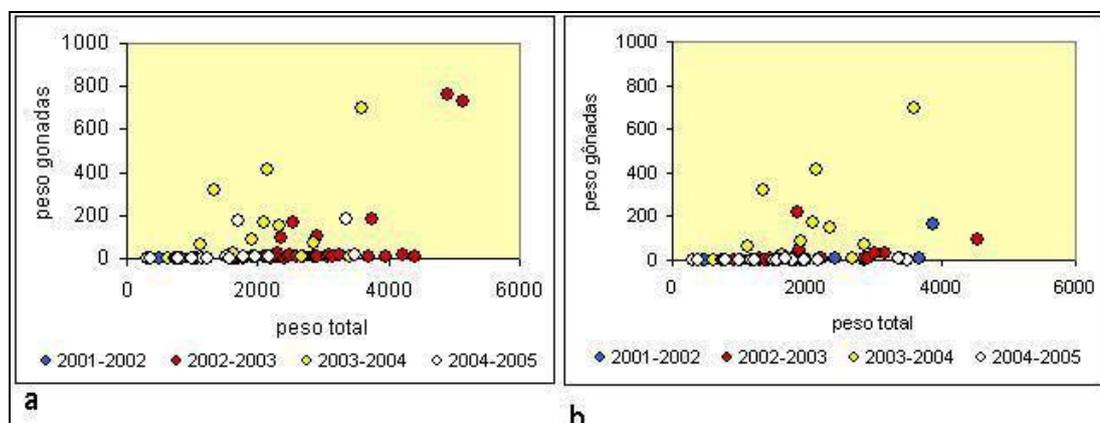


Figura 3 – Distribuição e pesos das gônadas em função do peso total de *P. lineatus* das escadas de Canoas I (a) e Canoas II (b) durante os ciclos reprodutivos avaliados.

Quanto à variação da média de RGS, constatou-se que o maior valor foi concomitantemente obtido no ciclo 2003/2004 (figura 4), com distribuição bastante similar entre escadas.

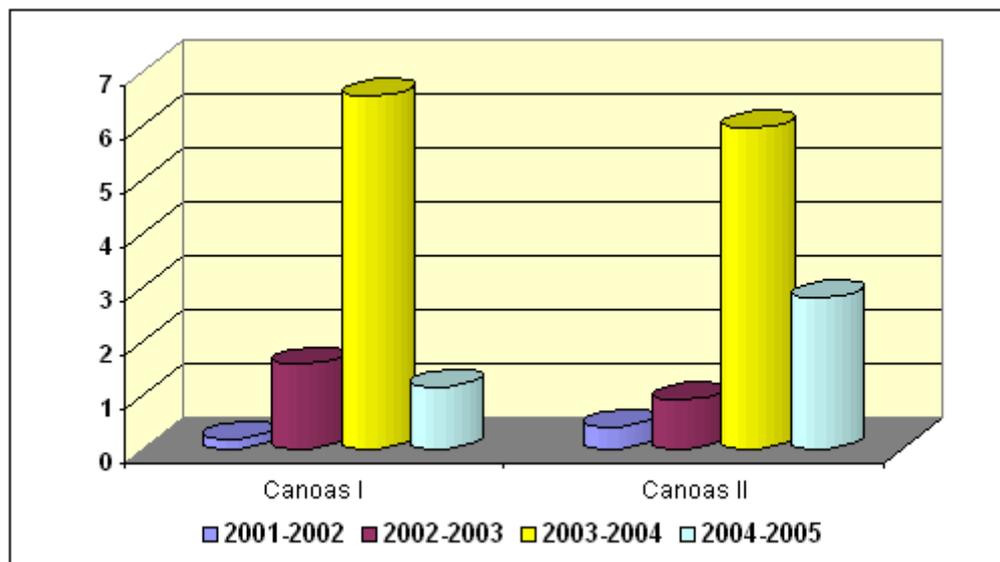


Figura 4 – Variação do valor médio da RGS verificado para os lotes de fêmeas de *P. lineatus*.

Embora o maior percentual de fêmeas aptas a reprodução tenha sido verificado na escada de Canoas II, o índice das fêmeas em Canoas I, ciclo 2003/2004, foi pouco mais elevado. E, em ambos os mecanismos, o maior valor foi encontrado no mês de janeiro, decaindo até o mês de março.

Para os lotes de fêmeas de *L. elongatus* constatou-se o incremento percentual de fêmeas maduras entre a escada de Canoas I e de Canoas II, em 2 dos 5 ciclos estudados (também nos ciclos 2003/2004 e 2004/2005). O maior incremento, similar a *P. lineatus*, ocorreu no ciclo 2003/2004, cujo percentual de fêmeas maduras aumentou de 6,0 % em Canoas I para 22,6% em Canoas II. No ciclo 2002/2003 observou-se um decréscimo de 13% de fêmeas maduras entre as escadas (figura 5) de Canoas I e Canoas II.

A tendência de avanço no desenvolvimento das gônadas dos lotes entre escadas ao longo dos ciclos estudados também foi constatada, exceto para 2002/2003 cuja seqüência evolutiva de maturação não foi pronunciada.

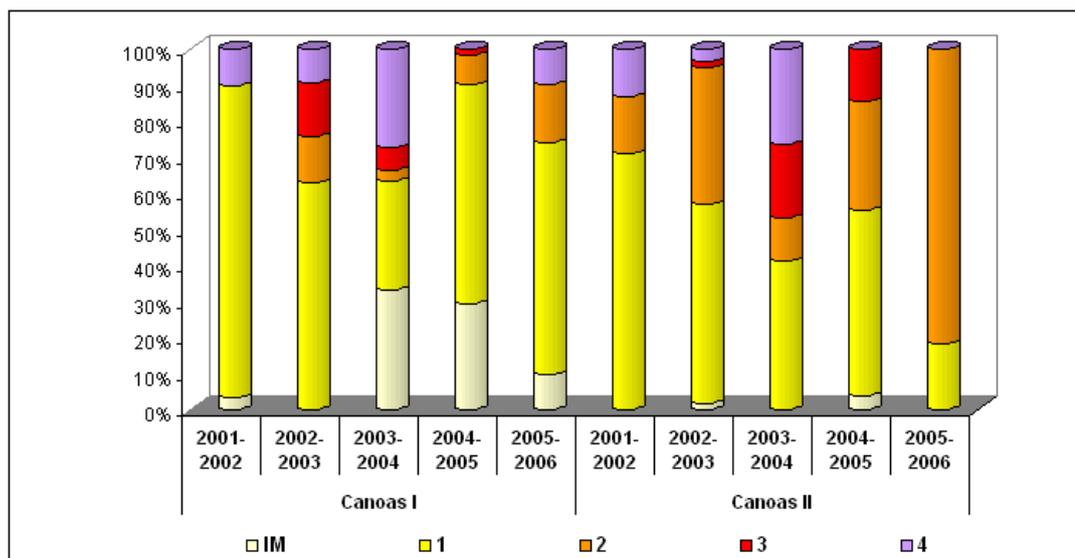


Figura 5 – Variação dos estádios de maturação gonadal verificado para os lotes de fêmeas de *L. elongatus* no presente estudo.

O peso das gônadas para a espécie variou muito, entre 0,03 g (estádio 1) e 480 g (estádio 3) (tabela 2).

Tabela 2 – Estatística descritiva da variação do peso gonadal (g) de fêmeas de *L. elongatus* em função dos estádios de maturação gonadal. N=número de exemplares.

	estadio 1	estadio 2	estadio 3	estadio 4
N	452	183	83	92
Média	3.37	45.60	117.93	24.31
Desvio padrão	8.15	45.30	81.59	39.75
Amplitude	126.38	223.02	449.79	203.42
Mínimo	0.03	0.98	30.21	0.12
Máximo	126.41	224	480	203.54

Quanto a dispersão de pontos da relação peso das gônadas/peso total verificamos que ocorreu um comportamento distinto entre os lotes das escadas de Canoas I e de Canoas II. Para Canoas I a maioria dos exemplares apresentou valores inferiores a 100g, com destaque para o ciclo 2002/2003. Já os exemplares de Canoas II apresentaram uma ampla variação de valores, com dispersão de pontos igualmente ampla, com destaque para aqueles do ciclo de 2003/2004 (figuras 6a e 6b).

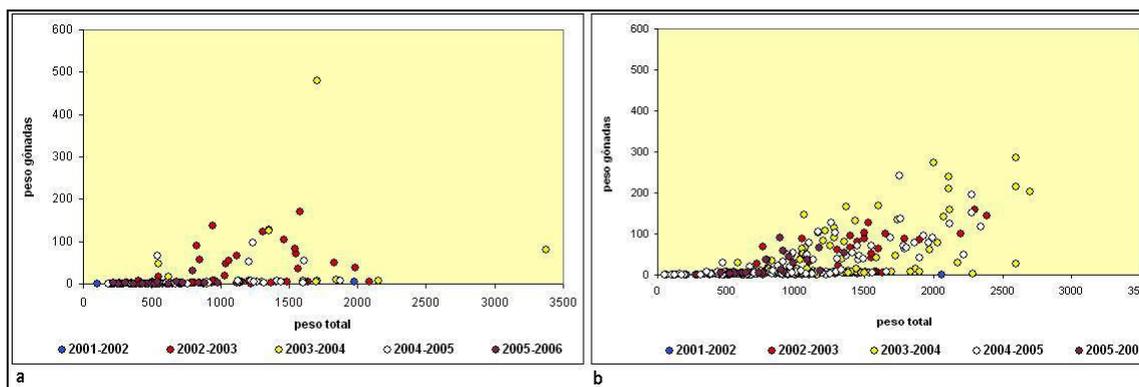


Figura 6 – Distribuição e pesos das gônadas em função do peso total de *L. elongatus* das escadas de Canoas I (a) e Canoas II (b) durante os ciclos reprodutivos avaliados.

Para a variação da média de RGS, constatou-se que o maior valor foi obtido no ciclo 2003/2004, embora para Canoas I este fato esteja relacionado a ocorrência de poucos exemplares com valores elevados, refletindo sobre esta média geral (figura 7).

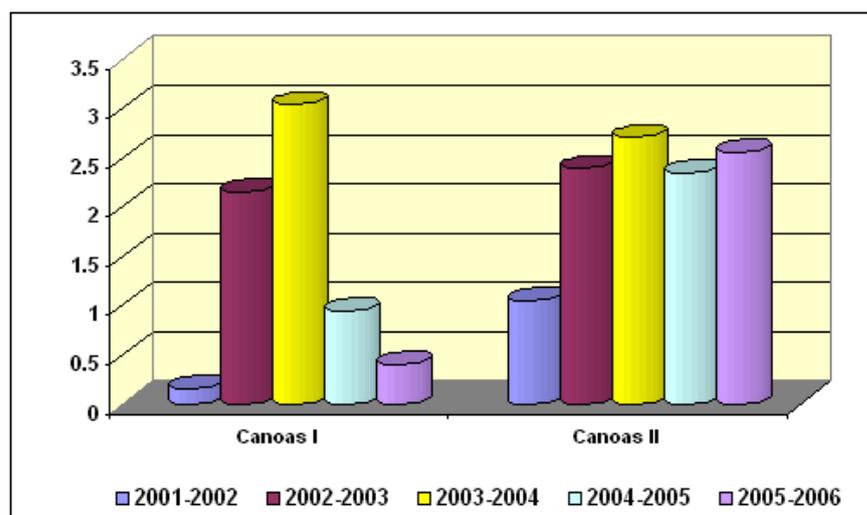


Figura 7 – Variação do valor médio da RGS verificado para os lotes de fêmeas de *L. elongatus*.

No entanto, os lotes estudados na escada de Canoas II apresentaram valores maiores, em geral, que aqueles dos lotes de Canoas I, ou seja, com padrão diferenciado de RGS.

Deve-se ressaltar que para esta espécie também houve a ocorrência de jovens nas amostras, com maior percentual na escada de Canoas I.

Os dados obtidos para *P. maculatus* apresentaram incremento percentual de fêmeas maduras entre a escada de Canoas I e de Canoas II, nos ciclos 2002/2003, 2003/2004 e 2004/2005, com maior expressividade neste último ciclo (0 para 40%) (figura 8).

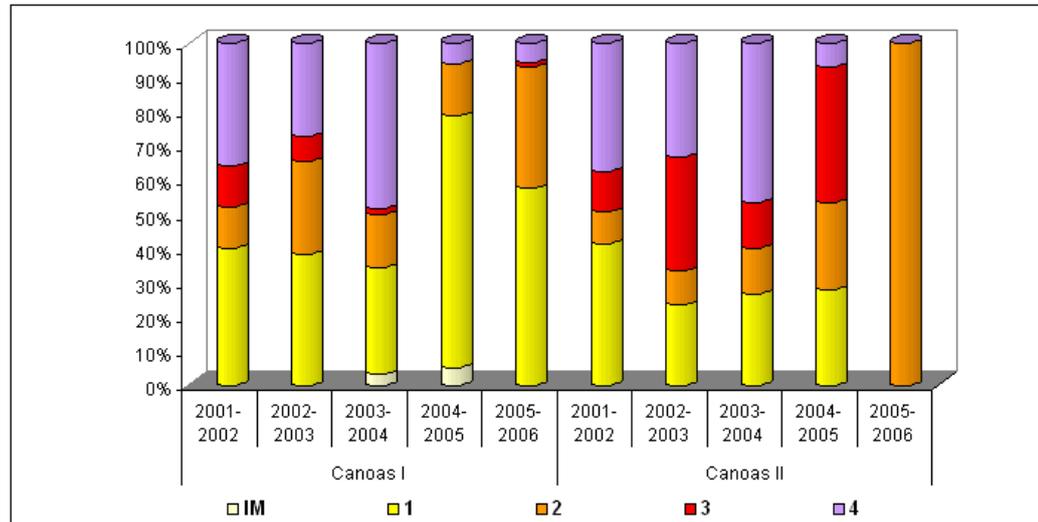


Figura 8 – Variação dos estádios de maturação gonadal verificado para os lotes de fêmeas de *P. maculatus* no presente estudo

Estes mesmos ciclos (2002/2003, 2003/2004 e 2004/2005) apresentaram tendência de avanço no desenvolvimento gonadal dos lotes entre escadas. O primeiro ciclo apresentou estrutura percentual similar para os estádios de maturação gonadal, enquanto o último apresentou condição bastante diferenciada, dado o pequeno número de exemplares (n=4) verificados na escada de Canoas II. Ainda, para esta espécie foram verificados poucos exemplares imaturos na escada de Canoas I.

O peso das gônadas das amostras de *P. maculatus* apresentou variações entre 0,06 g (estádio 1) e 53,7 g (estádio 3) (tabela 3).

Tabela 3 – Estatística descritiva da variação do peso gonadal (g) de fêmeas de *P. maculatus* em função dos estádios de maturação gonadal. N=número de exemplares.

	<i>estadio 1</i>	<i>estadio 2</i>	<i>estadio 3</i>	<i>estadio 4</i>
N	231	84	51	129
Média	1.37	5.88	22.85	3.83
Desvio padrão	1.18	6.23	14.30	3.90
Amplitude	5.59	28.8	49.53	21.86
Mínimo	0.06	0.36	4.17	0.1
Máximo	5.65	29.16	53.7	21.96

Para os valores encontrados entre o peso das gônadas/peso total constatamos também comportamento distinto entre os lotes das capturados na escada de Canoas I e aqueles de Canoas II. Para os lotes de Canoas I a maioria dos exemplares apresentou valores abaixo de 20g, especialmente no ciclo 2005/2006, cujos valores estiveram abaixo de 10g. O conjunto de exemplares de Canoas II apresentou maior variação de valores, com dispersão de pontos ampla, (figuras 9a e 9b).

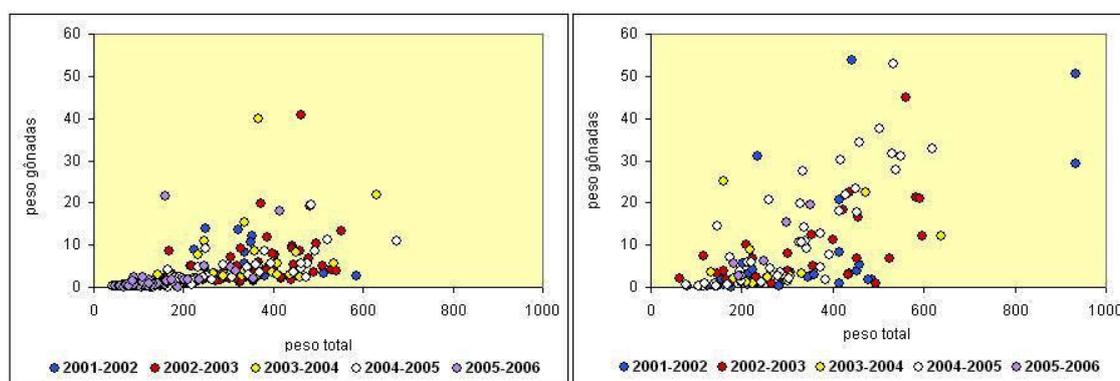


Figura 9 – Distribuição e pesos das gônadas em função do peso total de *P. maculatus* das escadas de Canoas I (a) e Canoas II (b) durante os ciclos reprodutivos avaliados.

A média de RGS foi maior para as amostras da escada de Canoas II em todos os anos, especialmente para o primeiro ciclo reprodutivo (2001/2002). Nas amostras da escada de Canoas I identifica-se uma tendência de redução da RGS ao longo dos anos de estudo (figura 10).

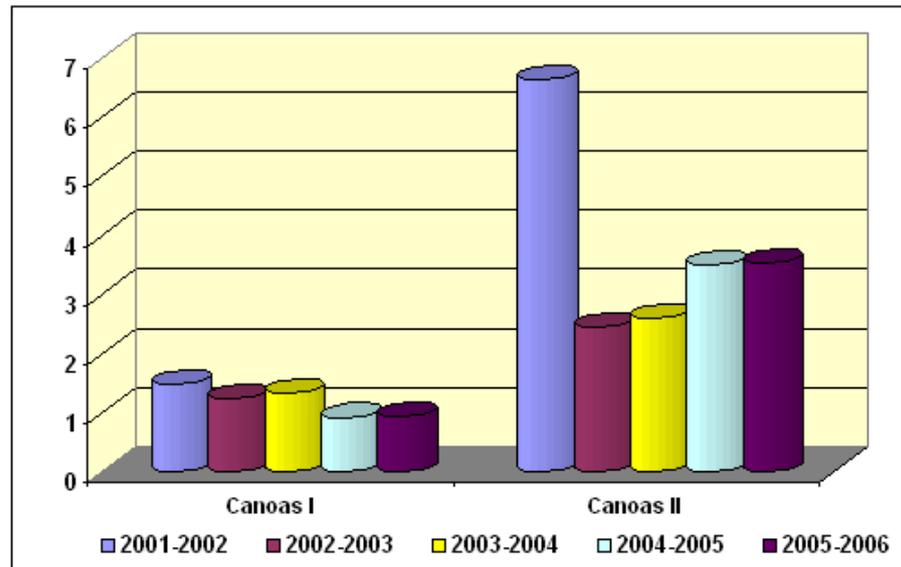


Figura 10 – Variação do valor médio da RGS verificado para os lotes de fêmeas de *P. maculatus* no presente estudo.

Devido ao baixo número amostral, os dados sobre as condições reprodutivas de *S. brasiliensis* foram analisados conjuntamente e constatou-se um pequeno incremento percentual de fêmeas maduras da escada de Canoas I para a escada de Canoas II (cerca de 5,8% - figura 11).

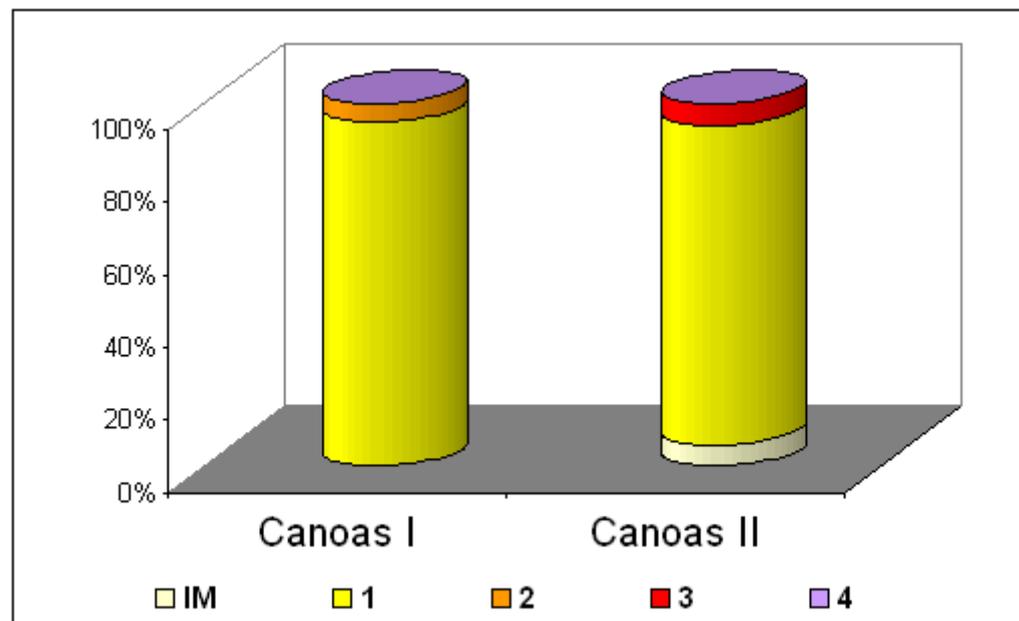


Figura 11 – Variação dos estádios de maturação gonadal verificado para os lotes de fêmeas de *S. brasiliensis* no present estudo.

Da figura acima se verifica também a ocorrência de exemplares jovens, abaixo do tamanho mínimo de reprodução na escada de Canoas II.

O peso gônadas das amostras de *S. brasiliensis* apresentou variações entre 5 g e 35 g para os estádios 1 e 2 verificados. Para o estádio 3 o peso obtido foi de 1100 g para a única fêmea com este estádio de maturação (tabela 4).

Tabela 4 – Estatística descritiva da variação do peso gonadal (g) de fêmeas de *S. brasiliensis* em função dos estádios de maturação gonadal. N=número de exemplares.

	estadio 1	estadio 2	estadio 3
	52	2	1
Média	15.99	29.45	1100
Desvio padrão	6.06	3.04	0
Intervalo	30.08	4.3	0
Mínimo	5.52	27.3	1100
Máximo	35.6	31.6	1100
Soma	831.36	58.9	1100

Os valores entre o peso das gônadas/peso total, exceto para fêmea no estádio 3, apresentaram valores com dados bem dispersos em torno das médias, não havendo concentração pontos (figura 12).

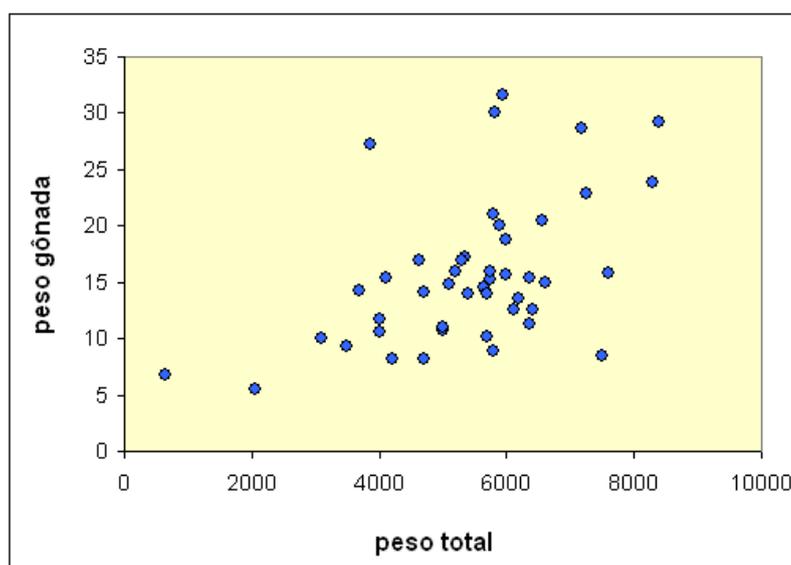


Figura 12 – Distribuição e pesos das gônadas em função do peso total de *S. brasiliensis*.

Em relação à RGS a maior média foi maior para o conjunto das amostras da escada de Canoas II (figura 13).

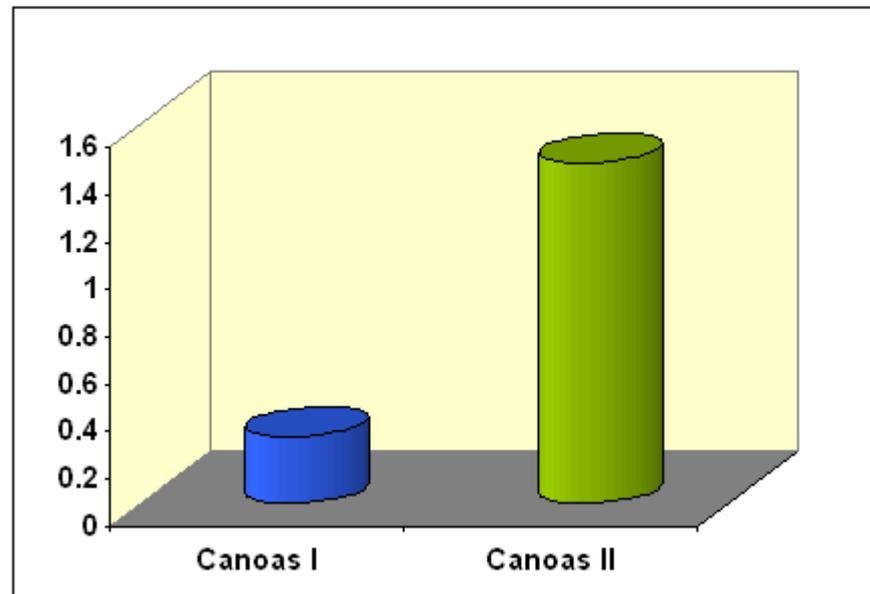


Figura 13 – Variação do valor médio da RGS verificado para os lotes de fêmeas de *S. brasiliensis* no presente estudo.

No caso de *P. mesopotamicus*, o baixo número amostral também concorreu para a análise conjunta de dados. Para essa espécie não foram encontradas fêmeas aptas à reprodução (estádio 3) (figura 14).

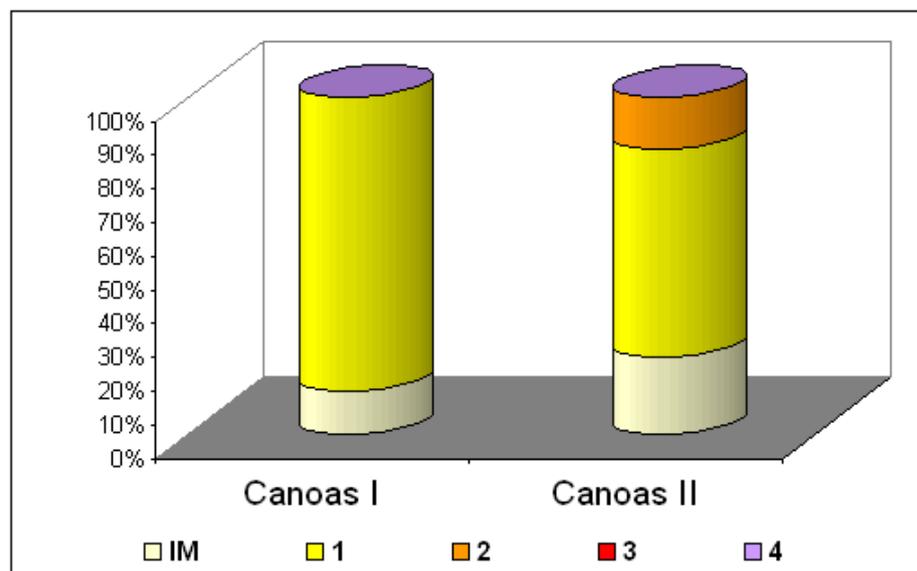


Figura 14 – Variação dos estádios de maturação gonadal verificado para os lotes de fêmeas de *P. mesopotamicus*.

Nos dois mecanismos de transposição contatou-se a ocorrência de exemplares jovens, com maior percentual na escada de Canoas II.

O peso gônadas apresentou variações entre 1,2 g e 154 g para os estádios 1 e 2 verificados, com média de 26,41g (+- 17,9) para o estádio 1 e 80,0g (+- 7,9) para o estádio 2.

A RGS variou de 0,02 a 4,48, com maior média encontrada no conjunto das amostras da escada de Canoas I (figura 15).

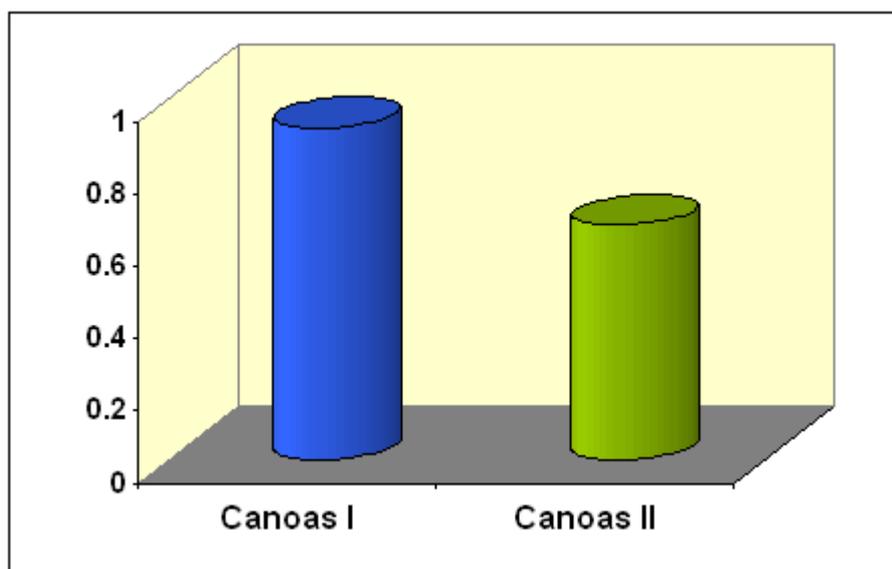


Figura 15 – Variação do valor médio da RGS verificado para os lotes de fêmeas de *P. mesopotamicus* no presente estudo.

Para o conjunto de dados sobre as condições reprodutivas das espécies estudadas, pode se observar que somente *P. mesopotamicus* não apresentou fêmeas aptas á reprodução em nenhum dos mecanismos de transposição, inclusive com maior ocorrência de jovens na população verificada em Canoas II.

Dentre as demais espécies, *P. maculatus* apresentou o maior aumento percentual de fêmeas aptas a reprodução entre a escada de Canoas I e Canoas II (18, 25%), seguida de *P. lineatus* (17,02%), *L. elongatus* (6,32%) e *S. brasiliensis* (5,88%) (figura 16).

Em relação a estas espécies, somente *S. brasiliensis* apresentou aumento de jovens na escada de Canoas II.

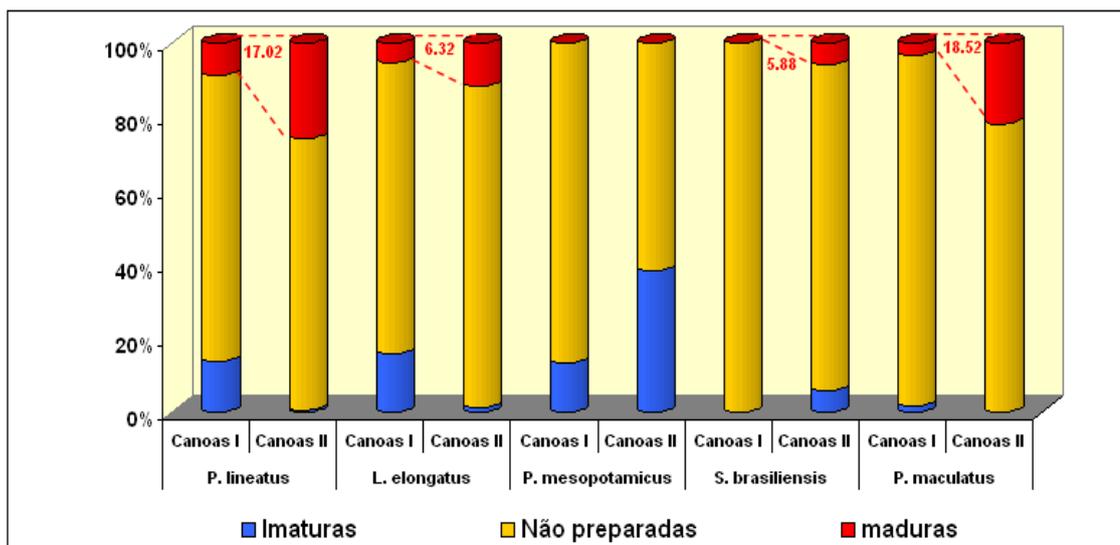


Figura 16 – Variação percentual de fêmeas maduras (estádio 3), não preparadas (estádios 1, 2 e 4) e imaturas (juvenis) para as espécies migradoras do Paranapanema estudadas nas escadas para peixes de Canoas I e Canoas II.

Em relação as coletas de ovos e larvas para peixes implementadas, constatou-se uma baixa captura de ictioplâncton nos dois reservatórios a montante das escadas, se comparados a resultados obtidos de outros tributários estudados na bacia, especialmente os de Capivara (VIANNA & NOGUEIRA, 2008).

Especificamente para reservatório de Canoas I, foram obtidos apenas 71 formas, sendo 09 ovos fecundados, 03 ovos eclodidos, 02 larvas e 57 pós-larvas. Essas larvas e pós-larvas foram identificadas como exemplares de *Acestrorhynchus* aff. *lacustris* (35), *Iheringichthys* aff. *labrosus* (15), *Hypostomus* sp. (3), *Gymnotus* sp. (2) e *Eigenmannia* sp. (1), *Hoplias malabaricus* (1). Portanto, nenhum exemplar de espécie tipicamente migradora foi verificada na escada de Canoas I (figura 16).

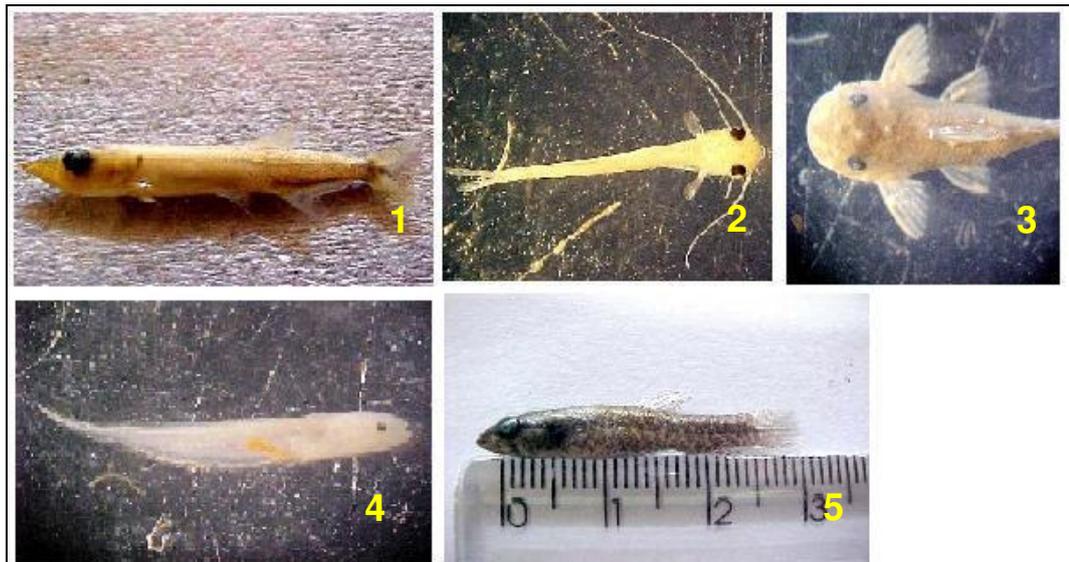


Figura 16 – Peixes, ovos e larvas capturados com redes de ictioplâncton em Canoas I em Canoas I (período 2001/2002). 1) *Acestrorhynchus* aff. *Lacustris*, 2) *Iheringichthys* aff. *Labrosus*, 3) *Hypostomus* sp., 4) *Gymnotus* sp., 5) *Hoplias malabaricus*.

No reservatório de Canoas II foram obtidos 62 formas de ictioplâncton, sendo 05 ovos fecundados, 03 larvas e 54 pós-larvas. As pós-larvas foram identificadas como exemplares de *Acestrorhynchus* aff. *lacustris* (23), *Iheringichthys* aff. *labrosus* (11), *Pimelodus* aff. *maculatus* (9), *Hoplias malabaricus* (8), *Hypostomus* sp. (2) e *Cichlidae* ni. (1). Destas, apenas *P. maculatus* foi identificada como migradora na escada de Canoas II, indicando que a espécie encontrou condições reprodutivas no reservatório de Canoas II (figura 17).



Figura 17 - Peixes (ovos e larvas) capturados com redes de ictioplâncton em Canoas II (período 2001/2002). 1) *Pimelodus* aff. *maculatus*, 2) *Cichlidae* ni.



Quanto às formas juvenis, foram identificadas 40 espécies, a partir de uma coleção de 15.032 exemplares, indicando o sucesso reprodutivo das mesmas nestes reservatórios. Especificamente, foram identificadas 33 em Canoas I (9.558 exemplares) e 37 em Canoas II (5.474 exemplares) (tabelas 5 e 6).

Tabela 5 – Abundância numérica das espécies de alevinos e jovens coletadas no reservatório de Canoas I. Espécies em negrito foram registradas na escada para peixes de Canoas I.

	Espécies	2002/2003	2003/2004	2004/2005	2005/2006	Total
1	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	1	7	14	61	83
2	<i>Apareiodon sp</i>	0	5	2	2	9
3	<i>Aphyocharax sp</i>	10	7	184	2	203
4	<i>Astronotus ocellatus</i>	0	1	1	2	4
5	<i>Astyanax altiparanae</i>	102	46	27	41	216
6	<i>Astyanax fasciatus</i>	0	1	0	0	1
7	<i>Characidium sp</i>	1	0	1	0	2
8	<i>Cichla sp</i>	0	0	1	1	2
9	<i>Cichlasoma sp</i>	1	2	7	33	43
10	<i>Oreochromis niloticus</i>	0	4	0	2	6
11	<i>Crenicichla britskii</i>	40	3	3	15	61
12	<i>Cyphocharax cf. modestus</i>	12	0	1	0	13
13	<i>Eigenmannia sp</i>	2	2	6	0	10
14	<i>Eigenmannia virescens</i>	0	0	1	0	1
15	<i>Geophagus sp (cf.)</i>	1	22	13	4	40
16	<i>Gymnotus sp</i>	2	0	0	0	2
17	<i>Hemigrammus marginatus</i>	835	2090	1603	2442	6970
18	<i>Hoplias malabaricus</i>	4	0	0	0	4
19	<i>Hyphessobrycon eques</i>	106	30	45	165	346
20	<i>Hypostomus sp</i>	0	3	17	7	27
21	<i>Leporinus friderici</i>	4	2	9	0	15
22	<i>Metynnis maculatus</i>	4	1	0	6	11
23	<i>Moenkhausia sp</i>	31	0	55	17	103
24	<i>Myleinae (híbrido)</i>	0	1	1	0	2
25	<i>Myleus tiete</i>	0	0	1	0	1
26	<i>Schizodon intermedius</i>	0	0	2	0	2
27	<i>Schizodon nasutus</i>	2	11	2	15	30
28	<i>Serrapinnus notomelas</i>	304	184	280	446	1214
29	<i>Serrasalmus maculatus</i>	3	16	18	67	104
30	<i>Steindachnerina insculpta</i>	1	1	15	1	18
31	<i>Sternopygus sp</i>	1	0	0	0	1
32	<i>Symbranchus sp</i>	2	0	0	2	4
33	<i>Tatia sp</i>	0	0	6	4	10
		1469	2439	2315	3335	9558



Tabela 6 – Abundância numérica das espécies de alevinos e jovens coletadas no reservatório de Canoas II. Espécies em negrito foram registradas na escada para peixes de Canoas II.

	Espécies	2002/2003	2003/2004	2004/2005	2005/2006	total
1	<i>Acetrorhynchus lacustris</i>	10	378	24	45	457
2	<i>Apareiodon sp</i>	0	38	5	2	45
3	<i>Aphyocharax sp</i>	26	41	52	21	140
4	<i>Astronotus ocellatus</i>	0	1	1	2	4
5	<i>Astyanax altiparanae</i>	49	92	31	33	205
6	<i>Astyanax fasciatus</i>	1	0	4	8	13
7	<i>Cichla sp</i>	0	0	1	0	1
8	<i>Cichlasoma sp</i>	3	5	0	0	8
9	<i>Crenicichla britskii</i>	0	3	3	2	8
10	<i>Crenicichla sp</i>	2	4	0	1	7
11	<i>Cyphocharax cf. modestus</i>	33	12	1	0	46
12	<i>Cyphocharax nagelli</i>	0	1	0	0	1
13	<i>Eigenmannia sp.</i>	6	7	2	3	18
14	<i>Geophagus sp</i>	1	14	2	2	19
15	<i>Gymnotus sp</i>	2	2	1	6	11
16	<i>Hemigrammus marginatus</i>	365	1012	626	148	2151
17	<i>Hoplias malabaricus</i>	2	3	0	4	9
18	<i>Hyphessobrycon eques</i>	217	180	46	257	700
19	<i>Hypoptopomatinae n.i.</i>	1	0	0	0	1
20	<i>Hypostomus sp.</i>	2	5	7	28	42
21	<i>Hypostomus sp2</i>	0	1	0	0	1
22	<i>Leporinus friderici</i>	4	3	3	3	13
23	<i>Leporinus octofasciatus</i>	0	2	0	3	5
24	<i>Metynnis maculatus</i>	3	0	0	4	7
25	<i>Moenkhausia sp</i>	115	19	84	31	249
26	<i>Myleinae (hibrido)</i>	5	1	3	0	9
27	<i>Pimelodella sp</i>	0	0	1	0	1
28	<i>Pyrrhulina australe</i>	0	9	3	0	12
29	<i>Schizodon intermedius</i>	1	0	1	0	2
30	<i>Schizodon nasutus</i>	5	36	7	38	86
31	<i>Serrapinnus notomelas</i>	454	327	92	170	1043
32	<i>Serrasalmus maculatus</i>	9	26	15	15	65
33	<i>Steindachnerina insculpta</i>	12	4	2	2	20
34	<i>Sternopygus sp.</i>	3	4	1	0	8
35	<i>Symbranchus sp.</i>	3	2	2	3	10
36	<i>Tatia sp.</i>	1	0	0	4	5
37	<i>Oreochromis niloticus</i>	0	10	0	42	52
		1335	2242	1020	877	5474

Destas espécies, 35 são nativas da bacia, 03 foram introduzidas (*Astronotus ocellatus*, *Cichla monoculus*, *Oreochromis niloticus*) e 01 é híbrida (tambacu = *Colossoma macropomum* x *Piaractus mesopotamicus*), provavelmente originária de alguma piscicultura inserida na região de drenagem do reservatório. Ainda referente aos dados de formas juvenis, foram registradas



18 espécies que ocorreram em pelo menos um período amostral das escadas.

Contudo, em nenhum dos reservatórios constatou-se a ocorrência de formas jovens das espécies tipicamente migradoras identificadas neste monitoramento da transposição, em qualquer um dos mecanismos, mesmo para as espécies mais abundantes (*P. maculatus*, *P. lineatus* e *L. elongatus*).

Discussão

O número de espécies que ocupam a bacia do Alto Paraná ainda é controverso, pois os levantamentos e inventários sobre o assunto ainda permanecem incompletos. Concomitante, não há consenso sobre a definição taxonômica de muitas espécies e muitas revisões em andamento contribuem para essa indefinição. No entanto, são reconhecidas pelo menos 300 espécies para este trecho da bacia, segundo LANGEANI et al. (2007).

Desse total, 149 espécies já apresentam na literatura pertinente informações sobre aspectos reprodutivos e podem ser classificadas quanto à migração reprodutiva e grau de cuidado parental (SUZUKI et al., 2005). No conjunto de informações levantadas e estudadas pelos autores, as espécies caracterizadas como migradores correspondem a cerca de 11% das identificadas e dentre elas estão inseridas as espécies migradoras do Paranapanema.

O processo migratório entre as escadas de Canoas I e Canoas II manteve o padrão mais comum de migração reprodutiva para espécies reconhecidas como grandes migradoras, ou seja, de jusante para montante, visando à busca por condições favoráveis de desova e concomitante maturação gonadal (*sensu* GODOY, 1975), embora sejam descritos padrões bastante complexos de deslocamento para peixes migradores (GODINHO & POMPEU, 2003).

Conforme WOOTTON (1998), SUZUKI et al. (2004) e ORSI 2005, informações sobre a estratégia reprodutiva podem ser inferidas da avaliação das gônadas, cuja identificação do grau de maturação auxilia a determinação de locais e períodos de reprodutivos.



Em base aos dados coligidos, verifica-se para as espécies estudadas, (à exceção de *P. mesopotamicus*) um padrão geral de aumento percentual no conjunto de fêmeas aptas à reprodução nas amostras das escadas de Canoas I para as de Canoas II, ou seja, um indicador de que a migração entre escadas pode favorecer a maturação das gônadas como esperado.

Portanto, quanto a este aspecto, as comunidades de peixes têm conseguido ajustar sua estratégia migratória as variações ambientais impostas pelos reservatórios, corroborando com a hipótese de que as estratégias reprodutivas de muitos peixes são adaptativas e pode apresentar alguma variação de acordo com o ambiente (BALON 1984; WINEMILLER 1989; WOOTTON 1990; WOOTTON 1998).

Embora DIAS (2003) tenha estudado a atividade reprodutiva do conjunto de espécies na fase rio desse trecho, seus métodos, dados e conjunto de resultados impedem comparações e inferências mais adequadas sobre uma possível diferença, para maior, no percentual de fêmeas maduras em condições naturais, considerando um maior esforço natatório imposto pelas condições lólicas antes dos represamentos.

Considerando-se que o trecho superior ao eixo da barragem da UHE Canoas II apresenta extensão similar ao reservatório de Canoas I, pode-se formular a hipótese de há um aumento similar, induzido pelo processo natatório, da taxa percentual de fêmeas aptas à reprodução nesse trecho. Ao final do trecho com possibilidade de migração (reservatório de Canoas I e reservatório de Canoas II conectados pelas escadas), caso esta hipótese esteja correta, as escadas são mais efetivas para a maturação gonadal das fêmeas de *P. lineatus* e *P. maculatus*, pois registrou-se cerca de 40% das fêmeas aptas à reprodução.

Ainda considerando-se esta hipótese, *L. elongatus* obteria em torno de 18% de fêmeas aptas à reprodução, enquanto *S. brasiliensis* atingiria 12% ao final do trecho de migração. Portanto, a utilização dos mecanismos de transposição detém resultados distintos para diferentes espécies da ictiofauna



migradora, muito provavelmente relacionado às suas exigências bioecológicas.

Considerando os estudos migratórios para as espécies do Alto Paraná, GODOY, (1975), AGOSTINHO & ZALEWSKI (1996), VAZZOLER et al. (1996) reportam migrações que variam de 250 até 1000 km. Nesse contexto e à luz desses resultados sobre os estados de maturação gonadal, pode-se inferir que o trecho do Paranapanema em questão é relativamente curto (cerca de 50 km), para as necessidades de, pelo menos, parte das espécies estudadas, como *L. elongatus*, *S. brasiliensis* e *P. mesopotamicus*.

Dados de ORSI (2005) para aspectos biológicos de *L. elongatus*, *P. maculatus* e *P. lineatus* capturados a jusante da UHE Canoas I (foz do rio das Cinzas) demonstraram que estas espécies apresentaram intensa atividade reprodutiva nos anos de 2001 a 2003, indicando que o trecho compreendido pelo reservatório de Capivara e Rio das Cinzas é bastante viável para a execução de táticas reprodutivas das espécies migratórias do médio Paranapanema.

Quanto ao peso das gônadas e a relação gonado-somática (RGS), constata-se que os valores obtidos estão dentro da variação já descrita por diferentes autores que estudaram a reprodução dessas espécies nas bacias dos rios Paraná e Paraguai (GODINHO et al., 1974; MACHADO, 2003; PEREIRA et al., 2004; DIAS, 2003; ORSI, 2005; LIMA & GOITEIN, 2006). O que se destaca é o padrão verificado de maior RGS no conjunto de exemplares coletados na escada de Canoas II, com exceção de *P. mesopotamicus*.

Esta condição corrobora com os dados de maior ocorrência de fêmeas maduras encontradas nesse mecanismo de transposição, apontado para novamente para o efeito da migração sobre o desenvolvimento gonadal de espécies com esta estratégia reprodutiva, conforme preconizado por GODOY (1975) e AGOSTINHO et al. (2003). Portanto, além do maior número de fêmeas aptas à reprodução, a migração entre escadas, através do reservatório de Canoas I, também contribui para uma maior RGS.



No entanto, como já apontado, o sucesso na transposição e na migração, concorrendo para aumento de exemplares férteis e aptos à reprodução nos conjuntos ictiológicos, conforme verificado para a rota migratória estabelecida pelas escadas, não é garantia de sucesso reprodutivo e de recrutamento nas populações de diferentes espécies de peixes. Outras etapas, associadas a ambientes específicos, são necessárias para conclusão favorável do ciclo reprodutivo (BREder & ROSEN, 1966; WOOTTON, 1998; AGOSTINHO et al., 2003; ORSI, 2005; BRITTO & SIROL, 2005).

Nesse sentido, a conexão entre esses ambientes específicos pode ser um fator importante nos ciclos de vida, conforme observado por ORSI (2005).

Dentre os ambientes específicos, os trechos lóticos são importantes no carreamento e manutenção de ovos e larvas, enquanto as áreas alagáveis associadas a grandes rios são reconhecidamente criadouros naturais de muitas espécies de peixes (PAIVA, 1982). A descaracterização desses habitats fluviais pela formação de reservatórios (AGOSTINHO & GOMES 1997) ocasiona muitas vezes a ausência desses ambientes, especialmente no cenário de reservatórios em cadeia, restringindo o sucesso reprodutivo.

Frente aos resultados desta abordagem sobre o ictioplâncton e ocorrência de juvenis pode-se concluir que, exceto para *P. maculatus*, não houve sucesso reprodutivo perceptível das espécies migradoras estudadas, a despeito do aumento percentual de fêmeas aptas à reprodução e da RGS das espécies entre escadas. Hipotetiza-se que, primariamente, esse insucesso esteja relacionado a ausência de trechos lóticos e de ambientes específicos para crescimento de larvas.

Outros aspectos que podem estar associados ao insucesso reprodutivos destas espécies relacionam-se aos aspectos da predação, favorecida pela menor turbidez da água (AGOSTINHO et al., 2007), da inanição, relacionada a falta ou mudança de fontes alimentares para as larvas e do parasitismo (MENESES & VENDRELL, 2002). Ainda, segundo WOYNAROVICH & HORVÁTH (1983), a taxa de sobrevivência, sob condições naturais, geralmente, é inferior a 1% dos ovos produzidos.



Relativo a mudança das técnicas de verificação do êxito do processo reprodutivo, a adoção da técnica da coleta de formas juvenis permite uma identificação mais precisa das espécies que conseguiram cumprir todas as etapas da reprodução nos ambientes em estudo e uma correlação melhor com as espécies encontradas nas escadas para peixes.

Falhas na reprodução por anos consecutivos, conforme se verificou no trecho de Canoas I e Canoas II, podem levar estoques naturais à depleção ou mesmo extinção local (WELCOMME, 1979, AGOSTINHO et al, 1995, BAILEY, 1996) e pode impor mais pressões aos estoques de jusante, em conformidade com AGOSTINHO et al. (2007).

Segundo SUZUKI et al. (2005) o sucesso reprodutivo de *P. maculatus* em reservatórios do Alto Paraná é conhecido e, conforme Agostinho et al. (2003), sua necessidade de menores trechos para migração associada a desovas parceladas e produção de ovócitos pequenos parece favorecê-lo, inclusive nos reservatórios de Canoas I e Canoas II em detrimento das demais espécies migradoras.

Cabe destacar que essas avaliações a respeito das táticas e condições reprodutivas sob a interferência dos barramentos e de seus mecanismos de transposição permitiram verificar que a estratégia de reprodução dos peixes do Paranapanema correspondeu nitidamente à descrita para a bacia do Alto Paraná (VAZZOLER & MENEZES, 1992; VAZZOLER 1996; VAZZOLER et al. 1997; LOWE-MCCONNELL 1999; SUZUKI 1999; BRAGA, 2000; BAZZOLI, 2003; JIMÉNEZ-SEGURA et al., 2003; VEREGUE & ORSI 2003; ORSI, 2005).

Conclusões

- 1) A efetividade do processo migratório concorre para um aumento na taxa de fêmeas aptas a reprodução nas populações de peixes migradores, inclusive com maior RGS no deslocamento entre a escada de Canoas I e Canoas II;



- 2) À exceção de *Pimelodus maculatus*, não há sucesso reprodutivo perceptível para as espécies migradoras, a despeito do observado no item 1 acima.

Referências

- AGOSTINHO, A. A., A. E. A. DE M. VAZZOLER, S. M. THOMAZ. 1995. The High Paraná River Basin: Limnological and ichthyological aspects. In Tundisi, J. G., C. E. M. Bicudo and T. Matsumura-Tundisi. (Eds.). Limnology in Brazil. Rio de Janeiro, Brazilian Academy of Science/Brazilian Limnological Society, 59–104 p.
- AGOSTINHO, A. A., AND M. ZALEWSKI. 1996. A planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação (Upper Paraná River floodplain: Importance and Preservation). Maringá-Paraná, EDUEM. 100 p.
- AGOSTINHO, A. A. & GOMES L. C. 1997. Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: Perspectivas para o reservatório de Segredo. In: Agostinho, A. A. & Gomes L. C. (eds.) Reservatório de segredo: bases ecológicas para o manejo. EDUEM, Maringá, PR, 1997. p. 319-364.
- AGOSTINHO, A. A. & JULIO-JÚNIOR, H. F. 1999. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: Lowe-McConnell R. H. & Rosemary, H. (eds). Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Cunningham. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo, 1999. p. 374-400.
- AGOSTINHO, A. A., L. E. MIRANDA, L. M. BINI, L. C. GOMES, S. M. THOMAZ, H. I. SUZUKI. 1999. Patterns of colonization in neotropical Reservoirs, and prognoses on aging. In Tundisi, J. G., and M. Straskraba (Eds.). Theoretical Reservoir Ecology and its applications. International Institute of Ecology (IIE), Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, 227–265 p.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES L. C. & ZALEWSKI, M. 2002. Efficiency of fish ladders for Neotropical Ichthyofauna. River Research and Applications, 18, (3): 299 – 306.
- AGOSTINHO, A. A. GOMES, L. C. & SUZUKI, H. I. 2003. Migratory fishes of upper Paraná river basin, Brazil. In: J. Carolsfed, B. Harvey, A. Baer & C. Ross (eds.). Migratory fishes of South America: Biology Social Importance and Conservation Status. 1ed. Victoria, 2003, p. 19-99.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C. & PELICICE, F. M. 2007. Ecologia e Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, PR, EDUEM, 501 p.
- BALON, E. K. 1984. Patterns in the evolution of reproductive styles in fishes, p. 35-53. In: G.W. Potts & R.J. Wootton. (Eds.). Fish reproduction: strategies and tactics. London: Academic Press.



- BAZZOLI, N. 2003. Parâmetros reprodutivos de peixes de interesse comercial na região de Pirapora. In: Godinho H. P., Godinho A. L. (Org.). Águas, peixes e pescadores do São Francisco da Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas, p.291-306.
- BAILEY, R. G. 1996. Changes in the fish and fisheries ecology of a large man-made lake in Tanzania, 1965/94. *Fisheries and Management Ecology*, Oxford, 3 (3): 251-260.
- BRAGA, F. M. S., 2000, *Biologia e pesca de Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae), no reservatório de Volta Grande, rio Grande (MG-SP). *Acta Limnol. Bras.*, 12: 1-14.
- BREDER, W. P. & ROSEN, D. E. Modes of reproduction in fishes. New York: Natural History Press, 1966.
- BRITSKI, H. A. 1972. Peixes de água doce do Estado de São Paulo. In: *Poluição e Piscicultura*. Ed. Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai, S. Paulo, p. 79-108. Britski et al. (1999),
- BRITTO, S. G. C.; SIROL, R. N. 2005. Transposição de peixes como forma de manejo: As escadas do Complexo Canoas, médio rio Paranapanema, Bacia do Alto Paraná. In: Nogueira, M.; Henry, R. Jorcin, A. (Eds.). *Manejo de Reservatórios*. São Carlos, SP, p. 285-304.
- CARVALHO, E. D., FUJIHARA, C. Y. & HENRY, R. 1998. Study on the ichthyofauna of the Jurumirim reservoir (Paranapanema river, São Paulo State, Brazil): fish production and dominant species in three sites. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 2199-2202.
- DIAS, J. H. P. 2003. Distribuição espacial e temporal da ictiofauna do trecho médio do rio Paranapanema e suas relações com características morfológicas e limnológicas dos compartimentos da bacia. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, 103 p. (Tese de Doutorado).
- FERNANDO, C. H. & HOLCIK, J. 1991. Fish in Reservoirs. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.*, 76 (2): 149-167.
- GODINHO, H., FENERICH, N. A., MARTINS, M. A. B., BAKER, J. M. B. 1974. Maturation curve the ovary of *Pimelodus maculatus* Lac, (Siluroidei, Teleostei). *Bol. Inst. Pesca*, São Paulo 3(1): 1-20.
- GODINHO A. L. & POMPEU P. S. 2003. A importância dos ribeirões para os peixes de piracema. In: Godinho HP, Godinho AL. (Org.). Águas, peixes e pescadores do São Francisco da Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas, p.361-372.
- GODOY M. P. 1975. Peixes do Brasil. Franciscana: Piracicaba,
- JIMÉNEZ-SEGURA L. F., GODINHO A. L., PETRERE JR. M. 2003. As desovas de peixes no alto-médio São Francisco. In: Godinho H. P.,



- Godinho A. L. (Org.). Águas, peixes e pescadores do São Francisco da Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas, p.373-387.
- LANGIANI, F.; CORREA e CASTRO, R. M.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S.; CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* 7 (3):
- LIMA-JR, S. E. & GOITEIN, R. 2006. Fator de condição e ciclo gonadal de fêmeas de *Pimelodus maculatus* (Osteichthyes, Pimelodidae) no rio Piracicaba (SP, Brasil). *B. Inst. Pesca, São Paulo*, 32(1): 87-94.
- LOWE-Mc CONNELL, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Tradução de Vazzoler, A. E. A. de M.; Agostinho, A. A.; Cunnighan, P. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, (Coleção Base). Título original: Ecological studies in tropical fish communities.
- MACHADO, C. 2003. Aspectos reprodutivos do dourado *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) (Teleostei, Characidae) na região do Alto Uruguai, Brasil. Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, 49 p. (Dissertação de Mestrado).
- MENESES, I. & VENDRELL, C. 2002. Parasitismo em ovos de peixe: uma causa dissimulada de grande mortalidade. *Ipimar Divulgação*, 24.
- NAKATANI, K.; AGOSTINHO, A. A.; BAUMGARTNER, G.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P. V.; MAKRAKIS, M. C.; PAVANELLI, C. S. 2001. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. EDUEM. Maringá. 378 p.
- NELSON, J. S. 1994. *Fishes of the World*. John Wiley & Sons, New York, p. 141-175.
- ORSI, M. L. 2005. Caracterização das estratégias reprodutivas na assembléia de peixes do reservatório de Capivara, rio Paranapanema, região Sudeste, Brasil. Botucatu, UNESP, 130p (Tese de Doutorado).
- PAIVA, M. P. *Grandes represas do Brasil*. Brasília: Editerra Editorial, 1982. 292 p.
- PEREIRA, B. L.; CINTRA, B.; FONSECA, V. E.; LUNA, H. S. Índice gonadossomático como indicador do período reprodutivo de *Prochilodus lineatus* (Pisces, Characidae) nos rios Aquidauana e Miranda, MS. SIMPAN 2004. IV Simpósio Sobre Recursos Naturais e Sócio Econômicos do Pantanal.
- REIS, R. E., KULLANDER, S. O., FERRARIS, JR., C. J. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central América. EDIPUCRS, Porto Alegre. 729p.



- RIBEIRO M. C. L. B. 1983. As migrações dos jaraquis (Pisces, Prochilodontidae) no Rio Negro, Amazonas, Brasil. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus 192p. (Dissertação de Mestrado).
- SUZUKI, H. I. 1999. Estratégias reprodutivas de peixes relacionadas ao sucesso na colonização em dois reservatórios do rio Iguaçu, PR, Brasil. Tese (Doutorado), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 97p.
- SUZUKI, H. I.; PELICICE F. M.; LUIZ E. A.; LATINI J. D. & AGOSTINHO A. A. 2004. Reproductive strategies of the fish community of the upper Paraná river floodplain, p. 125-130. In: A.A. Agostinho; L. Rodrigues; L.C. Gomes; S.M. Thomaz & L.E. Miranda. (Orgs.). Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain. Maringá: Eduem.
- SUZUKI, H. I.; BULLA, C. K.; GSOTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Estratégias reprodutivas de assembléia de peixes em reservatórios. In: Rodrigues, L.; Thomaz, S. M.; Agostinhos, A. A. & Gomes, L. C. (eds.). Biocenosses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos, SP, RIMA, 2005, p. 223-242.
- VAZZOLER, A. E. A. M. & MENEZES, N. A., 1992. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). Rev. Bras. Biol., 52(4): 627-40
- VAZZOLER, A. E. A. 1996. Biologia da reprodução de peixes Teleósteos: Teoria e prática. Maringá, PR. EDUEM. 169 pp.
- VAZZOLER, A. E. A. M.; SUZUKI, H. I.; MARQUES, E. E. & LIZAMA, M. A. 1997. Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução, p. 249-265. In: A.E.A.M. VAZZOLER; A.A. AGOSTINHO & N.S. HOHN. (Eds.). A planície de inundação da alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: Eduem.
- WELCOMME, R. L. 1979. Fisheries ecology of foodplain rivers. London, 317p.
- VEREGUE, A. M. L. & M. L. ORSI. 2003. Biologia reprodutiva de *Astyanax scabripinnis paranae* (Eigenmann) (Osteichthyes, Characidae), do ribeirão das Marrecas, bacia do rio Tibagi, Paraná. Revista Brasileira de Zoologia, Curitiba, 20 (1): 97-105.
- WINEMILLER, K. O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81:225-241.
- WOOTTON, R.J. 1990. Ecology of teleost fishes. London: Chapman & Hall. 404p.
- WOOTTON, R.J. 1998. Ecology of teleost fishes. 2nded. London: Kluwer Academic Publishers. 385p.
- WOYNAROVICH, E. & HORVÁTH, L. 1983. A propagação artificial de peixes de águas tropicais: manual de extensão. Brasília: Food and Agriculture Organization the United Nations p.13-4, 71-3, 171-3, 213-5.



WOYNAROVICH, E. The hydroelectric power plants and the fish fauna. Verh. Internat. Verein. Limnol., 24: 2531-2536, 1991.

ZANIBONI-FILHO E. 1985. Biologia da reprodução do matrinxã, *Brycon cephalus* (Guntther, 1869) (Teleostei: Characidae). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 134f. (Dissertação de Mestrado).



A estratégia reprodutiva dos peixes migradores frente ao a transposição por escadas.

Estratégias e a reprodução dos peixes

Os grupos reconhecidos como peixes representam cerca de 50% dos vertebrados, englobando milhares de espécies. Do total descrito, 96% são de teleósteos (Actinopterygii) e 41% são encontrados em ambientes continentais (VAZZOLER, 1996). A região Neotropical, que inclui a América do Sul, possui, por sua vez, a fauna doceaquícola mais diversificada (NAKATANI et al., 2001).

Na América do Sul os peixes pertencem principalmente ao grupo dos Othophysi (BRITSKI, 1992); e dentre este há o predomínio de Characiformes e Siluriformes (AGOSTINHO et al., 2007a).

Os peixes, via de regra, colonizam todos os tipos de habitats aquáticos e, portanto, são submetidos a diferentes condições ambientais, exibindo concomitante profusão de formas, tamanhos e ciclos vitais (WOOTTON, 1990).

Muitas espécies desenvolvem diferentes estratégias ligadas as suas funções vitais, habilitando-as a se manterem presentes e explorar variados habitats (NAKATANI et al., 2001).

Relativo aos ciclos biológicos vitais, a estratégia reprodutiva pode ser descrita como uma interação de habitats, hábitos, fisiologia e comportamentos reprodutivos (WOOTTON 1984; ORSI, 2005).

As estratégias reprodutivas e suas táticas são extremamente diversificadas, incluindo variações na forma responder aos estímulos ambientais, de se encontrar e atrair parceiros, os locais de desova e para algumas espécies, as variações de cuidado que dispensam à prole (BREder & ROSEN, 1966; WOOTTON, 1991).

Essas estratégias, via de regra, visam reduzir os custos energéticos com a manutenção dos indivíduos. De outro lado, tais estratégias proporcionam



aumento da eficiência na obtenção de energia e maximização da eficiência reprodutiva, de forma que as espécies possam exacerbar todo seu potencial colonizador e exploratório. Assim, o sucesso dessas estratégias pode ser aferido pela representatividade das espécies ao longo do tempo, nas gerações seguintes (AGOSTINHO, 1994; AGOSTINHO & JÚLIO Jr., 1999).

Na reprodução, as estratégias buscam associar este evento a condições favoráveis para desenvolvimento dos ovos e das larvas, com especial ênfase nos locais e períodos com maior disponibilidade de abrigo e alimento. Diferentes aspectos dessas estratégias estão envolvidos nessas questões, como migração, cuidado parental, tipo de desova, número e tipo (morfologia) de ovos, bem como o tempo de incubação e o desenvolvimento embrionário (NAKATANI et al., 2001).

O desenvolvimento evolutivo dessas estratégias está intimamente ligado ao ambiente e as forças seletivas que atuaram sobre um dado ambiente durante a história (AGOSTINHO et al., 2007a). Para as grandes bacias hidrográficas da América do Sul uma das características mais importantes está na força seletiva imposta pelos regimes de cheias, evidenciando o sincronismo entre estes fenômenos e o ciclo biológico dos peixes, inclusive a reprodução (AGOSTINHO & JÚLIO Jr., 1999; NAKATANI et al., 2001; BAZZOLI, 2003).

Nesse sentido, a atividade migratória (se presente), a maturação gonadal, a desova, o desenvolvimento inicial de larvas e alevinos estão intimamente associados aos ciclos hidrológicos e aos pulsos de cheia (AGOSTINHO et al., 2007a).

Desta forma, a reprodução dos peixes é um fenômeno tipicamente cíclico, correspondendo a um período de repouso intercalado por períodos de atividade reprodutiva, resultando no surgimento de uma nova prole (GODINHO, 2007). Esta condição já foi verificada para a bacia do Alto Paraná (VAZZOLER et al. 1997; SUZUKI, 1999; VEREGUE & ORSI 2003, ORSI, 2005).



A sincronia entre os processos fisiológicos de maturação gonadal com as condições ambientais está envolvida basicamente através de controles hormonais (ZANIBONI FILHO & WEINGARTNER, 2007).

Conforme AGOSTINHO et al. (1995), variações anuais nos ciclos hidrológicos, no entanto, afetam de maneiras distintas o sucesso reprodutivo de espécies com diferentes estratégias, muitas vezes de maneiras antagônicas.

Estratégia reprodutiva dos peixes do Alto Paraná

Nas bacias sul americanas, inclusive na do Alto Paraná, as estratégias reprodutivas são expressas de diferentes modos, sendo muito conspícuas a taxa migratória, o tipo de fecundação (externa ou interna), o tipo de desova (parcelada ou total) e o cuidado parental, com todas a suas formas de expressão.

Quanto a esses aspectos, do total de mais de 300 espécies reconhecidas como válidas para a bacia do Alto Paraná (LANGEANI et al., 2007), existem informações disponíveis sobre as características reprodutivas para 149 delas (AGOSTINHO et al., 2003; ORSI, 2005; SUZUKI et al., 2005). Dessas características, uma bastante utilizada e conspícua para certo agrupamento de espécies refere-se a taxa migratória.

Conforme SUZUKI et al. (2005), cerca de 11% dos peixes realizam grandes migrações para completar seu ciclo reprodutivo, portanto denominadas grandes migradoras, ou seja, migram distâncias superiores a 100 Km (AGOSTINHO et al., 2003). Além destas, outro agrupamento estabelecido refere-se ao conjunto das espécies não migradoras (sedentárias) e das migradoras de curta distancia (cuja taxa migratória é bastante variável, mas bastante inferior àquela verificada para os ditos “grandes migradores”).

Para os peixes reconhecidos como grandes migradores típicos da bacia do Alto Paraná, verifica-se que as desovas são totais (exceto para *Pimelodus maculatus*) com elevado número de ovócitos e a fecundação é externa, não



apresentando qualquer traço de cuidado parental (AGOSTINHO & JULIO Jr., 1999, ORSI, 2005).

Conforme já descrito, as desovas das espécies com estas características ocorrem sempre nos trechos superiores da bacia hidrográfica, para onde as migrações são orientadas com a elevação do nível d'água, isto é, com os pulsos de inundação.

Após a desova e a fecundação, os ovos derivam pela corrente rio abaixo enquanto se desenvolvem e eclodem, e as larvas são carreadas para lagoas marginais nos trechos inferiores das bacias hidrográficas, onde se completam seu desenvolvimento (GODOY, 1975; AGOSTINHO, 1995; AGOSTINHO et al., 2003; RESENDE, 2003; CARVALHO et al., 2005; ORSI 2005; PELICICE & AGOSTINHO, 2007).

Cabe destacar que os ovos das espécies migradoras do Alto Paraná são mais densos que a água. Portanto, sua viabilidade depende, em grande parte, da flutuabilidade provida pela turbulência das águas em seu carreamento descendente, garantindo condições satisfatórias ao seu desenvolvimento (NAKATANI et al., 2001).

Ainda, segundo PELICICE & AGOSTINHO (2007), esses (lagoas e planícies de inundação) locais são bastante específicos e as condições ambientais (pH, temperatura e oxigênio dissolvido) e a disponibilidade de alimento são bastante favoráveis. Após atingir certo porte em tamanho e desenvolvimento, que varia de espécie para espécie, esses jovens tendem a retornar para a calha principal, de acordo com o grau de conexão entre as lagoas e o rio.

De forma sintética, o ciclo reprodutivo das espécies migradoras do Alto Paraná pode ser descrito como uma sucessão de 8 eventos bio-ecológicos principais (figura 1), as quais têm uma forte relação entre si e cuja supressão ou impedimento de um deles invariavelmente inviabiliza o sucesso reprodutivo.

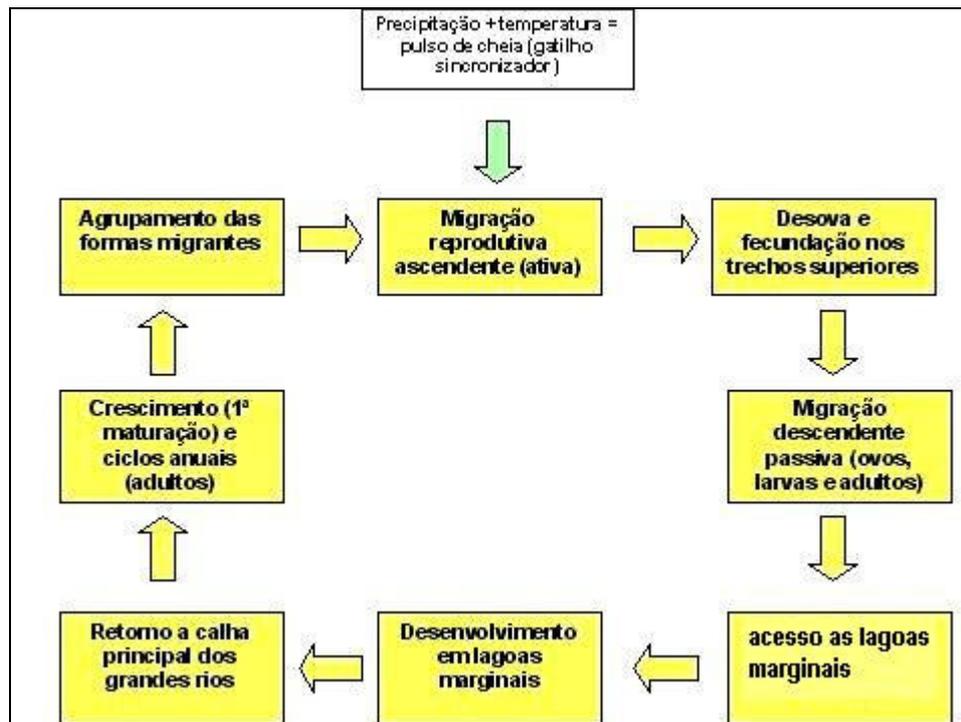


Figura 1 – Principais eventos do ciclo reprodutivo das espécies consideradas como grandes migradoras da bacia do Alto Paraná (adaptado de AGOSTINHO et al., 2003).

Impactos das represas sobre a reprodução de peixes migradores

Os rios em condições naturais podem ser descritos como sistemas abertos, os quais apresentam um fluxo contínuo. Nesses sistemas verifica-se que sempre ocorre o aumento do volume de água entre as porções superiores e inferiores. Condições que somadas determinam uma sucessão de valores nas características fisiográficas, físico-químicas e bióticas (ANGERMEIER & KARR, 1984; CARAMASCHI, 1986; ALLAN, 1995).

Via de regra, verifica-se que os rios tropicais, em especial, apresentam uma grande heterogeneidade espacial ao longo de suas bacias de drenagem. Esta heterogeneidade por sua vez, acaba compondo o contínuo de escalas, desde microhabitats às composições de estrutura de paisagens (WINEMILLER & JEPSEN, 1998).



Para a fauna de peixes, em específico, BRITSKI (1994) e LUIZ et al., (2005), argumentam que a composição da fauna ao longo de uma determinada bacia hidrográfica, corresponde à história e a multiplicidade de nichos, as diferenças e a eficiência das barreiras naturais. Quanto a este último aspecto, essas barreiras determinam as distâncias possíveis para a migração reprodutiva para algumas espécies e concorrem para estabelecer também uma diferença do número de espécies entre a cabeceira e a foz nestas bacias hidrográficas (QUIROZ et al., 1986; McCONNELL, 1987; MINNS, 1989).

O Brasil possui grandes bacias hidrográficas, as quais historicamente têm sido utilizadas como base de fonte de obtenção de energia hidroelétrica para promover o desenvolvimento sócio-econômico do país e a construção de barragens em rios tem sido crescente em resposta à essa demanda.

Quando se reporta esta situação à bacia do Alto Paraná, em termos de exploração do potencial hidrelétrico dos rios percebe-se que ao longo dos últimos 50 anos houve descaracterização ambiental avassaladora que influenciou fortemente a composição biótica atual (BENNEMANN et al., 2000, AGOSTINHO et al., 2007a). Isso porque, os reservatórios de usinas hidrelétricas induzem à mudanças nos atributos físicos e químicos da água, refletindo diretamente na composição da fauna sob sua influencia (BIANCHINI Jr., 1994). Em relação à fauna aquática, há alteração na abundância das espécies, com proliferação excessiva de algumas e redução ou mesmo eliminação local de outras (AGOSTINHO & GOMES, 1997; CARVALHO et al., 2005).

Relativo às interferências que a construção de barramentos impõe as espécies de peixes que exibem a estratégia de migração em longas distâncias, verifica-se que diferentes estudos reportam pelo menos três importantes impactos negativos:

- 1) Os barramentos de rios impõem uma segmentação física às rotas migratórias ascendentes, interrompendo essas rotas e encurtando muitos trechos de rios. Esse último aspecto é bastante evidenciado nos rios do



Alto Paraná com reservatórios em cascata (PETRERE, 1996; AGOSTINHO et al. 2004, AGOSTINHO et al., 2007a);

- 2) Em muitos rios, embora as desovas possam ocorrer em trechos superiores da bacia, apesar das barragens e dos reservatórios, a migração descendente de ovos e larvas, inclusive dos adultos, é prejudicada no trecho a montante do reservatório. O arrasto promovido pela turbulência das águas em condições naturais torna-se impeditivo pela ocorrência de trechos lânticos, uma vez que não há mais carreamento, promovendo a precipitação dos ovos e uma maior taxa de predação sobre larvas, dada maior transparência da água em trechos represados (AGOSTINHO & GOMES, 1997; AGOSTINHO et al., 2003; AGOSTINHO et al., 2007a). Portanto, há interceptação da rota migratória descendente (PELICICE & AGOSTINHO, 2007);
- 3) Os barramentos impõem, via de regra, a fragmentação entre ambientes de desova e de crescimento, que é mais efetivo em sistemas de reservatórios em cascata (FERNANDO & HOLCIK, 1991; WOYNAROVICH, 1991; CARVALHO, et al., 1998; AGOSTINHO et al., 2002).

Conclui-se destas ponderações preocupantes, que as espécies migradoras da bacia do Alto Paraná são bastante prejudicadas em sua estratégia reprodutiva, a qual passa a ser ineficiente frente aos impactos impostos pelos reservatórios, concorrendo para uma depleção populacional.

A legislação e a transposição – Panacéia ambiental

O reconhecimento dos impactos dos represamentos sobre a ictiofauna já ocorre há muito tempo, embora as formas de proteção e mitigação carecessem de embasamento técnico-científico para efetivamente obterem sucesso em seus objetivos.

Sabe-se que o Código da Pesca foi o marco regulatório para o início efetivo da proteção da fauna aquática. Segundo AGOSTINHO et al. (2007a), as escadas foram objeto de moda na primeira metade do século XX, mas a partir da década de 50 a prática do manejo deu-se principalmente pelo uso das



técnicas de reprodução artificial de peixes, promovidas pelas concessionárias de energia hidrelétrica, e sua estocagem em reservatórios. As espécies escolhidas para esta forma de manejo concentraram-se, em muitos casos, em animais exóticos as bacias foco e, na maioria dos casos foram ações inócuas, como prova a história (AGOSTINHO et al., 2007). Somente na segunda metade da década de 80 é que se passou a estocagem de espécies nativas.

Paralelamente, as correntes de pensamento favoráveis ao manejo da ictiofauna através da adoção de mecanismos de transposição vieram ganhando mais atenção e novos adeptos. A discussão e construção desses mecanismos, em especial das escadas, ganharam força nestes últimos anos e passaram a ser adotadas nos projetos de engenharia e na construção das barragens (AGOSTINHO et al., 2007).

Entretanto, a situação passa esfera da técnico-científica no tocante aos estudos ambientais e torna-se alvo de especulações do Poder Legislativo, o qual passa a inserir projetos de lei para tornar os mecanismos de transposição, mais comumente as escadas, elementos obrigatórios na construção de hidrelétricas. Assim, por força legal, impõe estes mecanismos como forma de manejo a ser adotado para conduzir o assunto da mitigação e proteção de recursos pesqueiros.

Associado a esse movimento, o Ministério Público a nível Estadual e Federal, passam a impingir esta forma de manejo conforme pode ser verificado do caso específico do Complexo Canoas. No entanto, aparentemente não tiveram o adequado suporte técnico e conhecimento sobre a falta dos estudos relativos ao assunto, tornando esta imposição a grande panacéia dos males causados pelos represamentos à ictiofauna, com especial enfoque sobre espécies migradoras.

Uma ampla revisão sobre o histórico de estudos e informações sobre escadas de peixes no Brasil e no Alto Paraná, além de temas correlatos, é oferecida por AGOSTINHO et al. (2007a). Os autores relatam que as avaliações feitas até o momento tratam especialmente da transposição (ascensão) dos peixes, cujas conclusões consideram principalmente a abundância e a seletividade.



Salientam ainda, que há uma ausência generalizada de monitoramento dos peixes nestes mecanismos de transposição. Também que desses estudos os resultados, em geral, são bastante inconclusivos sobre a real eficiência das escadas para conservação da ictiofauna nativa.

A teoria por trás das escadas

As escadas para peixes e os mecanismos de transposição em geral foram pensados como formas de mitigar os impactos causados pelos barramentos, especialmente quanto à interrupção das rotas migratórias. Essa afirmação vai ao encontro da tese de AGOSTINHO et al (2007a), quando informam que a maioria dos estudos realizados visa buscar o conhecimento sobre a capacidade de ascensão dos mecanismos e sua seletividade e que só mais recentemente estudos, embora inconclusivos tenham atentado para as demais questões relacionadas a outras etapas envolvidas (AGOSTINHO et al., 2002).

Portanto, a idéia implícita na construção das escadas, muitas vezes impostas por força da lei, é a de oferecer um “caminho” alternativo às rotas migratórias ascendentes e com isso, garantir a manutenção de populações de peixes migradores, as quais dependem diretamente do sucesso da transposição (migração) e, por conseguinte, do sucesso reprodutivo.

Assim, a teoria que se propõe ser testada quando da avaliação da eficiência de mecanismos de transposição, no presente caso das escadas, situa-se em aferir o resultado não só da migração ascendente e da manutenção da rota migratória, mas de avaliar o sucesso das diferentes etapas associadas a ciclo reprodutivo completo dos peixes migradores. Ou seja, se as escadas minimizam os impactos dos represamentos, favorecendo a estratégia reprodutiva das espécies migradoras.

Partindo da hipótese de que as escadas conseguem atingir os objetivos a que se propõe, passa-se a verificar, para os eventos do ciclo reprodutivo elegidos, os resultados verificados para as escadas do Complexo Canoas.



Conclusões

Do capítulo 1 deste trabalho, pude-se verificar pelas conclusões obtidas, que as escadas do Complexo Canoas são eficientes quanto a passagem de peixes, inclusive das espécies migradoras da bacia. No entanto destaca-se que a maioria das espécies encontradas não são migradoras.

Segundo as informações da literatura pertinente, a eficiência dos mecanismos é bastante discutível, especialmente pelas variadas conclusões obtidas e as diferentes técnicas e metodologia utilizadas. Especificamente para o caso deste estudo, a eficiência foi inferida pelo tamanho, forma, número de espécies e de exemplares capturados no interior dos mecanismos de transposição de Canoas I e Canoas II.

Assim, pode-se considerar que as escadas que as escadas em foco apresentam-se como uma rota migratória alternativa dando suporte a um dos aspectos do ciclo reprodutivo. No entanto, cabe destacar que AGOSTINHO et al (2007a) argumentam que a taxa de exemplares em ascensão é, via de regra, menor que aquelas em condições naturais.

Do capítulo 2 deste trabalho empreendeu-se que foi restabelecido o trecho migratório anterior aos barramentos de Canoas. Estes resultados corroboram com a argumentação oferecida por AGOSTINHO & GOMES (1997) e AGOSTINHO et al (2007a) sobre o fato de os peixes conseguirem se orientar para os trechos de montante e continuarem sua migração.

No entanto, destaca-se a possível desestruturação de grupos migrantes, imposta pelo grande trecho de ambiente lântico subsequente a transposição das escadas. Assim, apesar desta orientação normal para montante, a travessia dos reservatórios a montante pode estar alterando os conjuntos de peixes migrantes e o processo migratório como um todo. Esta situação ainda deve ser revisada para outras condições e empreendimentos, a fim de testar e avaliar esse resultado.

Finalmente, com o capítulo 3 demonstrou-se que apesar do sucesso na transposição e na migração posterior, embora com possível desestruturação



dos grupos, as condições ambientais a montante são de fundamental importância para o sucesso reprodutivo.

No entanto, conforme mencionado, a migração descendente (passiva) fica prejudicada pelos reservatórios, transformando as escadas em uma via de mão única (AGOSTINHO et al., 2007b), causando impactos à jusante conforme observado já em 2002 (DUKE ENERGY, 2002), com a manifestação de pescadores sobre a diminuição de peixes a jusante da escada de Canoas I.

Portanto, pode-se concluir com os resultados apresentados que as escadas para peixes e mecanismos de transposição são, em geral, armadilhas ambientais, conforme hipotetizado por PELICICE & AGOSTINHO (2007), pois de modo geral não promovem a uma adequação que favoreça a estratégia reprodutiva das espécies migradoras do Alto Paraná.

Assim, em base aos resultados ora apresentados e fundamentados na literatura disponível, demonstra-se que a hipótese aventada de que as escadas para peixes sempre possibilitam a manutenção de populações viáveis em rios com barramentos, especialmente quando há séries de reservatórios em cadeia, não é verdadeira.

Literatura citada

- AGOSTINHO, A. A. 1994. Considerações sobre a atuação do setor elétrico na preservação da fauna aquática e dos recursos pesqueiros. In: Seminário Sobre Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro. Reuniões Temáticas Preparatórias. Caderno IV. Estudos e Levantamentos, Rio de Janeiro, RJ, COMASE / ELETROBRAS, p. 8-19.
- AGOSTINHO, A. A. VAZZOLER, A. E. A. M., THOMAZ, S. M. 1995. The high river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In: Limnology in Brazil (Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. M.; Matsumura-Tundisi, T. eds.). pp. 59-103. Rio de Janeiro: ABC/SBL.
- AGOSTINHO, A. A. & GOMES, L. c. 1997. Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: perspectivas para o reservatório de Segredo. In: Agostinho, A. A. & Gomes, L. C. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para manejo. EDUEM, Maringá p. 319-364.
- AGOSTINHO, A. A. & JULIO-JÚNIOR, H. F. 1999. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: Lowe-McConnell R. H. & Rosemary, H. (eds). Estudos



- ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Cunningham. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo, 1999. p. 374-400
- AGOSTINHO, A. A., GOMES L. C. & ZALEWSKI, M. 2002. Efficiency of fish ladders for Neotropical Ichthyofauna. *River Research and Applications*, 18, (3): 299 – 306.
- AGOSTINHO, A. A. GOMES, L. C. & SUZUKI, H. I. 2003. Migratory fishes of upper Paraná river basin, Brazil. In: J. Carolsfed, B. Harvey, A. Baer & C. Ross (eds.). *Migratory fishes of South America: Biology Social Importance and Conservation Status*. 1ed. Victoria, 2003, p. 19-99.
- AGOSTINHO, A.A.; L.C. GOMES; S. VERÍSSIMO & E.K. OKADA. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the upper Paraná river: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, Dordrecht, 14: 11-19.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C. & PELICICE, F. M. 2007a. *Ecologia e Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá, PR, EDUEM, 501 p.
- AGOSTINHO, A. A., MARQUES, E. E. M., AGOSTINHO, C. S., ALMEIDA, D. A., OLIVEIRA, R. J., MELO, J. R. B. 2007b. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2):121-130.
- ALLAN, J. D. 1995. *Stream ecology: structure and function of running water*. Chapman & Hall, London, 388 p.
- ANGERMEIER, P. L. AND KARR, J. R. 1984. Fish communities along environmental gradients in system of tropical streams. In: *Evolutinary ecology of neotropical freshwater fishes* (Zaret, T.M, ed.). pp. 39-57. Netherlands: Dr. W. Junk Publishers.
- BAZZOLI, N. 2003. Parâmetros reprodutivos de peixes de interesse comercial na região de Pirapora. In: Godinho H. P., Godinho A. L. (Org.). *Águas, peixes e pescadores do São Francisco da Minas Gerais*. Belo Horizonte: PUC Minas, p.291-306.
- BENNEMANN, S. T., SHIBATTA, O. A., GARAVELLO, J. C. 2000. Peixes do rio Tibagi: uma abordagem ecológica. UEL. Londrina. 64p.
- BIANCHINI Jr, I. 1994. Água como ambiente para a manutenção da fauna aquática. In: *Seminário Sobre Fauna Aquática e o setor Elétrico*. Caderno 1 – Fundamentos. COMASE. Rio de Janeiro, p. 7-17.
- BREDER, W. P. & ROSEN, D. E. *Modes of reproduction in fishes*. New York: Natural History Press, 1966.
- BRITSKI, H. A. 1992. Conhecimento atual das relações filogenéticas de peixes neotropicais. In Agostinho, A. A. & Benedito-Cecílio, E. (Ed.). *Situação Atual e Perspectivas da Ictiologia no Brasil (Documentos do IX Encontro Brasileiro de Ictiologia)*. Maringá. UEM. P.42-57.



- BRITSKI, H. A. 1994. A fauna de peixes brasileiros de água doce e o represamento de rios. In: Seminário Sobre Fauna Aquática e o setor Elétrico. Caderno 1 – Fundamentos. (COMASE). Rio de Janeiro, p. 23-30
- CARAMASCHI, E. P. 1986. Distribuição da ictiofauna nas bacias dos rios Tietê e Paranapanema junto ao divisor de águas (Botucatu, SP). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, (Tese de Doutorado).
- CARVALHO, E. D., FUJIHARA, C. Y. & HENRY, R. 1998. Study on the ichthyofauna of the Jurumirim reservoir (Paranapanema river, São Paulo State, Brazil): fish production and dominant species in three sites. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 2199-2202.
- CARVALHO, E. D.; BRITTO, S. G. C.; ORSI, M. L. O panorama das introduções de peixes na bacia hidrográfica do Rio Paranapanema, Alto Paraná, Brasil. In: Rocha, O. Espíndola, E. L. G., Verani-Fenerich, N.; Verani, J. R. & Rietzler, A. C. (Ed.). *Espécies Invasoras em Águas Doces – Estudo de Caso e Propostas de Manejo*. CRHEA/SHS/EESC/USP, São Carlos, SP, 2005. p. 253-274.
- DUKE ENERGY INTERNATIONAL. Relatório da transposição de peixes pelas escadas instaladas nas UHE's Canoas I e Canoas II, médio Paranapanema. Chavantes, SP, 2002. 36 p.
- FERNANDO, C. H. & HOLCIK, J. 1991. Fish in Reservoirs. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.*, 76 (2): 149-167.
- GODINHO, H. P. 2007. Estratégias reprodutivas de peixes aplicadas à aquicultura: bases para o desenvolvimento de tecnologias de produção. *Ver. Bras. Reprod Anim.* 31(3):351-360
- GODOY, M. P. 1975. Migrações dos peixes-Marcação. In: *Poluição e Piscicultura. Notas sobre poluição, ictiologia e piscicultura*. Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai e Instituto de Pesca da C.P.R.N., São Paulo, p. 147-153.
- LANGANI, F.; CORREA e CASTRO, R. M.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S.; CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* 7 (3).
- LUIZ, E. A.; PETRY, A. C.; PAVANELLI, C. S. JULIO JR., H. F.; LATINI, J. D. DOMINGUES, V. D. 2005. As assembléias de peixes de reservatórios hidrelétricos do estado do Paraná e bacias limítrofes. In: Rodrigues, L.; Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A. & Gomes, L. C. (eds.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos, SP, RIMA, p. 169-184.
- LOWE-McCONNELL, R. H. 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 382 p.



- MINNS, J. K. 1989. Factors affecting fish species richness in Ontario Lakes. *Trans. Amer. Fish Soc.*, 118, 533-545.
- NAKATANI, K., A. A. AGOSTINHO, G. BAUMGARTNER, A. BIALETZKI, P. V. SANCHES, M. C. MAKRAKIS & C. S. PAVANELLI. 2001. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. Maringá, EDUEM, 378p.
- ORSI, M. L. 2005. Caracterização das estratégias reprodutivas na assembléia de peixes do reservatório de Capivara, rio Paranapanema, região Sudeste, Brasil. Botucatu, UNESP, 130p (Tese de Doutorado).
- PELICICE, F. M. & AGOSTINHO, A. A. 2007. Fish-Passage Facilities as Ecological Traps in Large Neotropical Rivers. *Conservation Biology*
- PETRERE, M., Jr. 1996. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 2:111–133.
- QUIROZ, R., CUCH. S, BAIGUN, C. R. M. 1986. Relación entre abundancia de peces y ciertas propiedades físicas, químicas y biológicas em lagos y embalses patagónicos (Argentina). In: Taller Internacional sobre ecología y manejo de peces em lagos y embalses (Vila, I. Fagetti, E. Eds.). pp. 180-202. COPESCAL, Santiago, Chile:
- RESENDE, E. K. 2003. Migratory fishes of the Paraguay Paraná Basin, excluding the Upper Paraná Basin. Pp. 99-156. In: Carolsfeld J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer (Eds.). *Migratory Fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. Victoria, Canada, World Fisheries Trust, 380p.
- SUZUKI, H.I. 1999. Estratégias reprodutivas de peixes relacionadas ao sucesso na colonização em dois reservatórios do rio Iguaçu, PR, Brasil. Tese (Doutorado), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 97p.
- SUZUKI, H. I.; BULLA, C. K.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. 2005. Estratégias reprodutivas de assembléia de peixes em reservatórios. In: Rodrigues, L.; Thomaz, S. M.; Agostinhos, A. A. & Gomes, L. C. (eds.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos, SP, RIMA, p. 223-242.
- VAZZOLER, A. E. A. 1996. *Biologia da reprodução de peixes Teleósteos: Teoria e prática*. Maringá, PR. EDUEM. 169 pp.
- VAZZOLER, A. E. A. M.; SUZUKI, H. I.; MARQUES, E. E. & LIZAMA, M. A. 1997. Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução, p. 249-265. In: A.E.A.M. VAZZOLER; A.A. AGOSTINHO & N.S. HOHN. (Eds.). *A planície de inundação da alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: Eduem.
- VEREGUE, A. M. L. & M. L. ORSI. 2003. *Biologia reprodutiva de Astyanax scabripinnis paranae* (Eigenmann) (Osteichthyes, Characidae), do ribeirão



das Marrecas, bacia do rio Tibagi, Paraná. Revista Brasileira de Zoologia, Curitiba, 20 (1): 97-105.

WINEMILLER, K. O. & JEPSEN, D. B. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. Jour. Fish. Biol., 53, (suppl. a), 267-296.

WOOTTON, R.J. 1984. Introduction: tactics and strategies in fish reproduction, p. 1-12. In: G.W. POTTS & R.J. WOOTTON. (Eds.). Fish reproduction: strategies and tactics. London: Academic Press.

WOOTTON, R.J. 1990. Ecology of teleost fishes. London: Chapman & Hall. 404p.

WOYNAROVICH, E. 1991. The hydroelectric power plants and the fish fauna. Verh. Internat. Verein. Limnol., 24: 2531-2536,

ZANIBONI FILHO, E. & WEINGARTNER, M. 2007. Técnicas de indução da reprodução de peixes migradores. Ver. Bras. Reprod. Anim. 31(3): 367-373.