

Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna

ANGELO ANTÔNIO AGOSTINHO
HORÁCIO FERREIRA JÚLIO JR.
LUIZ CARLOS GOMES
LUÍS MAURÍCIO BINI
CARLOS SÉRGIO AGOSTINHO

1. INTRODUÇÃO

Os saltos de Sete Quedas constituíam uma barreira que separava duas províncias ictiofaunísticas distintas no rio Paraná: a do Paraná superior e a parano-platense (Bonetto, 1986). Com o fechamento das comportas da Hidrelétrica de Itaipu, essa barreira foi deslocada para 150 quilômetros abaixo e, como consequência, mais de 15 espécies do médio e baixo Paraná invadiram o trecho superior (Agostinho *et al.*, 1992). O fato de outras 15 e, provavelmente, muito mais permanecerem restritas aos trechos imediatamente a jusante do reservatório de Itaipu leva a crer que, a despeito das dispersões constatadas, essas províncias continuam válidas. Ressalta-se, no entanto, que a eficiência de Sete Quedas como barreira à subida de peixes antes da formação do reservatório é, ainda,

Vazzoler, A.E.A.M.; Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. © Editora da Universidade Estadual de Maringá, 1997.

controversa, sendo possível que, em anos de cheias excepcionais, algumas espécies conseguiram transpô-la.

A bacia do rio Paraná tem uma fauna de peixes composta por cerca de 600 espécies (Bonetto, 1986), a maioria das quais registradas no alto rio Paraguai. Esse número é, entretanto, uma estimativa preliminar, visto que os levantamentos são, ainda, incompletos e não existe consenso acerca do "status" taxonômico de muitas espécies. Essa bacia, como as demais bacias da região neotropical, apresenta um predomínio marcante de Othophysini, que constituem mais de 90% do total das espécies (Britski, 1992), partilhadas entre as ordens Siluriformes e Characiformes em proporção aproximadamente igual. Nos limites atuais da província do Paraná superior, incluindo os trechos do rio Iguazu acima das cataratas do Iguazu (Bonetto, 1986), os levantamentos mais recentes registram mais de 250 espécies, distribuídas nas ordens Characiformes, Siluriformes, Perciformes, Cyprinodontiformes, Rajiformes, Pleuronectiformes, Clupeiformes, e Synbranchiformes, além de Atheriniformes e Cypriniformes introduzidas. Este número é quase o dobro daquele mencionado por Bonetto (1986) para a província do Paraná Superior (130 espécies). A expansão da área dessa província ictiofaunística e a entrada de espécies antes confinadas ao trecho médio e inferior devem explicar essas diferenças (Agostinho & Júlio Jr, no prelo).

O trecho da bacia do rio Paraná compreendido entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu pode ser considerado, em relação à sua ictiofauna, como *levemente modificado*, segundo os critérios de classificação de planícies alagáveis em relação ao estado de degradação, proposta por Welcomme (1979). Assim, a área apresenta alguns canais de drenagem para escoamento mais rápido e eficiente da água durante a vazante, com uma remoção ampla da vegetação arbórea, áreas de pastagem e uma pequena fração incorporada à agricultura (cultivos de arroz), alguma ocupação antropogênica nos diques e áreas mais altas, porém com uma pesca ainda baseada em espécies de grande porte, como a de pimelodídeos (pintado *Pseudoplatystoma corruscans* e jaú *Paulicea luetkeni*) e caracídeo (dourado *Salminus maxillosus*) (Agostinho & Zalewski, 1996).

A ictiofauna dessa região está sujeita aos impactos das ações antropogênicas desenvolvidas a nível local (extração de areia, exploração da *Pfaffia*, pecuária extensiva, rizicultura, agricultura de subsistência e pesca) e regional (alterações na amplitude, época e frequência das cheias

em razão dos barramentos a montante; agricultura com o emprego intensivo de produtos químicos, precariedade das práticas de conservação do solo e remoção de matas ciliares; e ocupação das sub-bacias afluentes por grandes centros urbanos e industriais). A dimensão desses impactos e seus graus de importância não têm sido determinados para a bacia. Sabe-se, no entanto, que a fauna de peixes dos trechos superiores da bacia foi depauperada por algumas dessas atividades.

2. A DIVERSIDADE ICTIOFAUNÍSTICA

2.1. RELAÇÃO DAS ESPÉCIES E DISTRIBUIÇÃO NA ÁREA

Os levantamentos realizados nos últimos anos no trecho da bacia do rio Paraná entre o reservatório de Itaipu e a foz do rio Paranapanema revelam uma ictiofauna composta por 170 espécies de peixes, seis das quais introduzidas de outras bacias (curvina *Plagioscion squamosissimus*, tucunaré *Cichla monoculus*, tilápia *Oreochromis niloticus*, trairão *Hoplias lacerdae*, apaiari *Astronotus ocellatus* e tambaqui *Colossoma macropomum*) (Tab. 1).

Um grande número de espécies é registrado na calha do rio Paraná (100). Três espécies de raia do gênero *Potamotrygon*, ausentes no alto Paraná antes da formação do reservatório de Itaipu, são agora capturadas nesse ambiente. Além dessas, as espécies que caracterizam a ictiofauna da calha do rio Paraná pela ocorrência ou abundância são o canivete *Parodon tortuosus*, pimelodídeos como o jaú *P. luetkeni* e a jurupoca *Hemisorubim platyrhynchos*, e alguns anostomídeos, como a piapara *Leporinus elongatus* e a piava *Schizodon altoparanae*.

Entre os seus afluentes, o rio Ivinheima, com baixa declividade em seus últimos 70km (Paiva, 1982), metade dos quais correndo paralelamente ao rio Paraná e com o qual apresenta vários pontos de conexão permanente (canais Curutuba, Ipuitã e Boca do Meio) apresenta o maior número de espécies (91). O Iguatemi, um rio típico de meandros, apresenta um número intermediário de espécies (77). O primeiro caracteriza-se pela abundância do pacu *Piaractus mesopotamicus* e armado *Rhinodoras d'orbignyi* e por ser um dos poucos ambientes com registro de espécies introduzidas, como o apaiari *A. ocellatus* e o tambaqui *C. macropomum*; o segundo pela presença do armado *Pterodoras granulosus* e cangati *Parauchenipterus galeatus*, além de

compartilhar com os ambientes lóticos espécies como pintado *P. corruscans*, dourado *S. maxillosus*, armadinho *Trachydoras paraguayensis* e dourado-facão *Rhaphiodon vulpinus*, e com os lênticos o corró *Leporinus lacustris*, a tuvira *Gymnotus carapo*, a traíra *Hoplias malabaricus*, e o dentado *Roeboides paranensis*. O rio Piquiri, com grande declividade e turbulência de água, mostra um menor número de espécies (57). Ele se notabiliza pela ausência de algumas espécies amplamente distribuídas na bacia, como o cangati *P. galeatus*, a curvina *P. squamosissimus*, o dourado-facão *R. vulpinus*, os gêneros *Loricaria*, *Loricariichthys* e *Roeboides* e as famílias Doradidae e Ageneiosidae. Por outro lado, esse rio apresenta elevada abundância de algumas espécies, como o piaú *Leporinus amblyrhynchus*, esporádico nos demais locais, ou o pimelodídeo *Steindachneridion* e o auchenipterídeo *Tatia neivae*, registrados apenas em rios de menor ordem localizados em outros pontos da bacia (FUEL, 1991; Godinho *et al.*, 1991). Ribeirões e riachos da região apresentam uma fauna de peixes muito diversificada (123), composta de espécies de pequeno porte e exclusivas desses ambientes, como lebiasinídeos, poecelídeos, pequenos tetragonopteríneos como *Astyanax eigenmanniorum*, *A. scabripinnis*, *Holoshestes*, uma espécie de *Hyphessobrycon*, e pequenos pimelodídeos como *Cetopsorhamdia*, *Nannorhamdia*, *Phenacorhamdia*, *Imparfinis* e *Chasmocranus*, entre outros.

Na planície alagável, considerando-se a alta diversidade de abrigos e alimento, o número de espécies é relativamente alto, com 103 registradas nas lagoas e 101 nos canais que as ligam com a calha do rio. Os peixes desses ambientes, especialmente dos primeiros, estão sujeitos a maiores flutuações das características físicas e químicas da água, em particular a temperatura e concentração de oxigênio dissolvido (vide Cap. 1.3.). A fauna de lagoas, examinada com mais detalhes adiante, é composta de espécies de pequeno porte e jovens daquelas de grande porte que se utilizam desses ambientes para o desenvolvimento inicial. O cascudo chinelo *Loricariichthys platymetopon*, o caboja *Hoplosternum littorale*, a traíra *H. malabaricus*, o corró *L. lacustris* e jovens de curimba *Prochilodus lineatus* constituem a base das capturas na pesca experimental nesses ambientes. Jovens de outras espécies, como pintado *P. corruscans*, jurupoca *H. platyrhynchus*, piava *S. altoparanae* e piaçuçu *Leporinus obtusidens*, são também freqüentes.

Tabela 1. Espécies registradas em distintos ambientes do trecho da bacia do rio Paraná entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu (PAR = calha do rio Paraná; IVI=rio Ivinheima; PIQ=rio Piquiri; IGU=rio Iguatemi; CAN=canais da planície de inundação; RIA=riachos; LAG=lagoas permanentes; LTP=lagoas temporárias; R=espécie rara; E=esporádica; M=moderada; A=abundante; espécies em negrito>=introduzidas na bacia).

ESPÉCIES \ AMBIENTES	PAR	IVI	PIQ	IGU	CAN	RIA	LAG	LTP
CLASSE CHONDRICHTHYES								
ORDEM RAJIFORMES								
POTAMOTRYGONIDAE								
<i>Potamotrygon falkneri</i>	R	R			R			
<i>Potamotrygon motoro</i>	E	E		E	R		R	R
<i>Potamotrygon</i> sp.	R	R						
CLASSE OSTHEICHTHYES								
ORDEM CHARACIFORMES								
CHARACIDAE								
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	R	R	M	E			A	M
<i>Aphyocharax dentatus</i>	R							
<i>Aphyocharax nasutus</i>	M	E			M	R	M	M
<i>Aphyocharax difficilis</i>	R					R		
<i>Aphyocheiroduon hemigrammus</i>						R	R	
<i>Astyanax fasciatus</i>	R		A	E	E	M	R	
<i>Astyanax marionae</i>	R							
<i>Astyanax scabripinnis</i>						A		
<i>Astyanax schubarti</i>	R	R	E		E	E	R	R
<i>Astyanax eigenmaniorum</i>						R		
<i>Astyanax bimaculatus</i>	A	E	A	A	A	A	M	M
<i>Astyanax</i> sp.						E		
<i>Brycon orbignyanus</i>	E	E	E	M	R		R	R
<i>Bryconamericus iheringi</i>						R		
<i>Bryconamericus stramineus</i>		E	A	M		M	M	M
<i>Bryconamericus</i> spp.		R	R		A	M	A	
<i>Characidium fasciatum</i>		R			E	M	R	R
<i>Characidium</i> spp.	E				R	E	R	
<i>Cheirodon notomelas</i>	M	E			A	E	A	M
<i>Cheirodon</i> sp.	E	E			A	E	A	A
<i>Galeocharax knerii</i>	E	R	A	E	R	R		
<i>Hemigrammus marginatus</i>	A	R			A	E	M	M
<i>Hemigrammus</i> sp.		R			M	R	M	
<i>Holosthetes heterodon</i>						R		
<i>Hyphessobrycon callistus</i>	R				R	E	E	E
<i>Hyphessobrycon</i> sp.						R		
<i>Moenkhausia dichroua</i>						R	R	
<i>Moenkhausia intermedia</i>	E	E	E	E	M	R	A	M
<i>Moenkhausia sanctae-filomenae</i>	R	R		R	R	M	M	M
<i>Moenkhausia</i> sp.						R		
<i>Odontostilbe microcephala</i>					R	R	R	
<i>Odontostilbe</i> sp.	A	A	A	A	A	M	A	A
<i>Oligosarcus pintoii</i>						R		

continua...

Tab.1 - continuação

ESPÉCIES \ AMBIENTES	PAR	IVI	PIQ	IGU	CAN	RIA	LAG	LTP
<i>Piabina argentea</i>			R			R		
<i>Roebooides paranensis</i>	E	R		A	M	R	A	A
<i>Salminus hilarii</i>		R	R	R		R		
<i>Salminus maxillosus</i>	M	E	A	A	A	R	R	R
SERRASALMIDAE								
<i>Colossoma macropomum</i>		R		R	R		R	
<i>Myloplus levis</i>	R		A	E	E	R		E
<i>Myloplus cf tiete</i>							R	
<i>Myloplus sp.</i>	R	R	R					
<i>Mylossoma orbignyanum</i>				R				
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	R	A		M	R		R	
<i>Serrasalmus marginatus</i>	A	A		M	A	R	A	M
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	M	A	A	M	A	E	A	E
ANOSTOMIDAE								
<i>Leporellus vittatus</i>	E		A		R	E		R
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>			A			R	R	
<i>Leporinus elongatus</i>	A	R	E	E	R	R	R	
<i>Leporinus friderici</i>	A	M	E	A	R	R	R	R
<i>Leporinus lacustris</i>	R			A	M	R	A	E
<i>Leporinus obtusidens</i>	A	M	E	A	M	R	M	M
<i>Leporinus octofasciatus</i>	E		A	R		R		
<i>Leporinus paranensis</i>							R	
<i>Leporinus silvestris</i>						R		
<i>Leporinus striatus</i>	R		E		R	R	E	E
<i>Leporinus macrocephalus</i>						R		
<i>Schizodon altoparanae</i>	A	E		M	E	R	M	M
<i>Schizodon borellii</i>	A	A	E	A	A	R	A	A
<i>Schizodon nasutus</i>	R		A	R	R	R		
PARODONTIDAE								
<i>Apareiodon affinis</i>	E	E	A	R	R	M	R	
<i>Apareiodon piracicabae</i>	R		A		R	E		
<i>Parodon tortuosus</i>	A					E		
CURIMATIDAE								
<i>Cyphocharax modesta</i>	E	R	A	M	E	R	E	
<i>Cyphocharax nagelii</i>	E	R	A	R	E		E	E
<i>Steindachnerina insculpta</i>	A	E	A	A	A	R	A	M
PROCHILODONTIDAE								
<i>Prochilodus lineatus</i>	A	A	A	A	A	R	A	A
ERYTHRINIDAE								
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>		R			E	R	M	
<i>Hoplias lacerdae</i>		R	R	R		R		
<i>Hoplias malabaricus</i>	E	M	M	A	E	R	A	A
LEBIASINIDAE								
<i>Pyrrhulina australis</i>						R	R	R
CYNODONTIDAE								
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	A	M		A	M	R	E	
ORDEM GYMNOTIFORMES								
GYMNOTIDAE								
<i>Gymnotus carapo</i>	R	E	E	A	R	A	A	A

continua...

Tab.1 - continuação

ESPÉCIES \ AMBIENTES	PAR	IVI	PIQ	IGU	CAN	RIA	LAG	LTP
STERNOPYGIDAE								
<i>Eigenmania trilineata</i>	R	R			R	M	E	R
<i>Eigenmania virescens</i>	E	R		E	R	M	E	
<i>Eigenmania sp.</i>	E		E	E		R		R
<i>Sternopygus macrurus</i>	R	R	E	E	R	E	R	
APTERONOTIDAE								
<i>Apteronotus albifrons</i>	E	R	R	M	E	R	E	
<i>Apteronotus sp.</i>	E		R	M	E	R	E	
RHAMPHICHTHYIDAE								
<i>Gymnoramphichthys hypostomus</i>							R	
<i>Rhamphichthys rostratus</i>	R	M		E	E		E	E
<i>Sternarchorhynchus sp.</i>	R							
ORDEM SILURIFORMES								
DORADIDAE								
<i>Doras eigenmanni</i>	R	R			R		R	
<i>Platydoras armatulus</i>	E	R						
<i>Pterodoras granulatus</i>	M	E		A	R		R	R
<i>Rhinodoras d'orbignyi</i>	E	A		M	R		E	
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	A	A		A	A		E	
AUCHENIPTERIDAE								
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	A	A	R	A	A	R	A	A
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	E	M		A	R	E	E	E
<i>Tatia neivae</i>			R			R		
<i>Trachelyopterus coriaceus</i>				E	R		R	
AGENEIOSIDAE								
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	R	R		M	R		R	
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	R	R		M	R		R	
<i>Ageneiosus valenciennesi</i>	R	E		R	R		R	
CETOPSIDAE								
<i>Pseudocetopsis gobioides</i>				R		R		
PIMELODIDAE								
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>						E		
<i>Cetopsorhamdia sp.</i>						E		
<i>Chasmocramus sp.</i>						M		
<i>Hemisorubim platyrhynchus</i>	A	M		E	M	R	M	
<i>Heptapterus sp.</i>						R		
<i>Iheringichthys labrosus</i>	A	E	A	E	A	R	R	
<i>Imparfinis mirini</i>						E		
<i>Imparfinis sp.</i>						M		
<i>Megalonema platanus</i>	R	R	M	R	R	R	R	
<i>Microglanis sp.</i>						R		
<i>Nannorhamdia schubarti</i>						M		
<i>Nannorhamdia sp.</i>						M		
<i>Phenacorhamdia sp.</i>						M		
<i>Pariolius sp.</i>						R		
<i>Paulicea luetkeni</i>	A	E		M				
<i>Pimelodella gracilis</i>	M	M	E	R	M	E	M	M

continua...

Tab.I - continuação

ESPÉCIES \ AMBIENTES	PAR	IVI	PIQ	IGU	CAN	RIA	LAG	LTP
<i>Pimelodella</i> sp.	R	R			R	E	E	
<i>Pimelodus maculatus</i>	M	M	M	M	A	R	R	R
<i>Pimelodus ornatus</i>	M	R		R	R		R	
<i>Pimelodus paranaensis</i>	E				E		E	
<i>Pimelodus fur</i>	R		M					
<i>Pimelodus</i> sp.					R			
<i>Pinirampus pirinampu</i>	M	E		M	R		R	
<i>Pseudopimelodus zungaro</i>	R	R	M	R				
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	E	A	A	A	M	R	M	E
<i>Rhamdia minuta</i>						M		
<i>Rhamdia hilarii</i>						M		
<i>Rhamdia quelen</i>					R	M		
<i>Rhamdia</i> sp.		R	R	R	M	R	R	
<i>Sorubim lima</i>	E	E		E	E	R	E	E
<i>Steindachneridion</i> sp.			R					
HYPOPHTHALMIDAE								
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	R	R		E	E		M	E
TRICHOMYCTERIDAE								
<i>Trichomycterus</i> spp.			R			M		
CALLICHTHYIDAE								
<i>Callichthys callichthys</i>	R	R		R		R	M	R
<i>Corydoras aeneus</i>						E		
<i>Corydoras</i> sp.						E		
<i>Hoplosternum littorale</i>	R	R		R	M		A	A
LORICARIIDAE								
<i>Ancistrus cirrhosus</i>						M		
<i>Farlowella hahni</i>						R		
<i>Farlowella</i> sp.	M	R				R		
<i>Hypostomus</i> spp.	M	E	A	M	M	A	E	E
<i>Loricaria carinata</i>	M	E		E	E		R	
<i>Loricaria prolixa</i>	R	R			R			R
<i>Loricaria</i> spp.	E				E	R	R	
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	A	M		E	A	R	A	
<i>Loricariichthys</i> sp.	R			E	R		R	
<i>Megalancistrus aculeatus</i>	M	E	E		R		R	R
<i>Microlepidogaster depressicauda</i>						A		
<i>Rhinelepis aspera</i>	M	E		R	R			
ASPREDINIDAE								
<i>Bunocephalus</i> sp.						R		
ORDEM CYPRINODONTIFORMES								
POECILIIDAE								
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>						A		

continua...

Tab.I - continuação

ESPÉCIES \ AMBIENTES	PAR	IVI	PIQ	IGU	CAN	RIA	LAG	LTP
<i>Poecilia reticulata</i>						M		
RIVULIDAE								
<i>Rivulus</i> spp.						R	E	E
ORDEM SYNBRANCHIFORMES								
SYNBRANCHIDAE								
<i>Synbranchus marmoratus</i>		R			R	E	M	M
ORDEM PERCIFORMES								
SCIAENIDAE								
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	A	A		A	A	R	M	
CICHLIDAE								
<i>Aequidens plagiozonatus</i>		R	R	E	R	R	M	
<i>Astronotus ocellatus</i>		R					R	
<i>Cichla monoculus</i>	E				R	R	R	R
<i>Cichlasoma fascetum</i>					E			
<i>Cichlasoma paranaense</i>					E	E	E	M
<i>Cichlasoma</i> sp.					R		R	
<i>Crenicichla britskii</i>	R	E			E	E	E	M
<i>Crenicichla haroldoi</i>	R	R	M		R	R		
<i>Crenicichla lepidota</i>	R	R	E	R	M	R	E	
<i>Crenicichla nierderleinii</i>			R		R		M	
<i>Crenicichla</i> sp.	R	R	M	R	R	R	R	
<i>Geophagus brasiliensis</i>		R				M	R	
<i>Gymnogeophagus</i> sp.						R		
<i>Laetacara</i> sp.					R	R	M	E
<i>Oreochromis niloticus</i>						R	R	
<i>Satanoperca pappaterra</i>	R	R			R		M	M
<i>Tilapia rendalli</i>						E		
ORDEM PLEURONECTIFORMES								
SOLEIDAE								
<i>Catathyridium jenynsii</i>	R	R		R	R	R	R	R
NÚMERO TOTAL DE ESPÉCIES	100	91	57	77	101	123	103	57

Nos canais, um pequeno doradídeo, o armadinho *T. paraguayensis*, duas espécies de piranhas (*Serrasalmus marginatus*, *S. spilopleura*) e os mandis *Pimelodus maculatus* e *Iheringichthys labrosus* constituem espécies características.

A participação relativa das diferentes ordens na ictiofauna da área amostrada reflete a situação descrita para os rios neotropicais (Lowe-McConnell, 1987), ou seja, mais de 85% da fauna pertencem às ordens Characiformes e Siluriformes, com leve predomínio dos primeiros. Esse

predomínio é bastante acentuado no rio Piquiri, onde os Characiformes compreendem 57% do número de espécies, e os Siluriformes, 24%. Isso decorre da ausência, já mencionada, de algumas espécies, gêneros e mesmo famílias de Siluriformes com amplas distribuições na bacia. Nos riachos, essa situação se repete, possivelmente devido ao grande número de espécies de pequenos caracídeos, típicos desse tipo de ambiente. Os Perciformes, terceira ordem em número de espécies na região, estão representados por um número semelhante de espécies em quase todos os corpos de água, porém com uma considerável variação em sua composição em cada local. Os Rajiformes estão presentes no rio Paraná e seus afluentes da margem direita, enquanto os Synbranchiformes e Cyprinodontiformes estão restritos aos ambientes da planície de inundação e riachos, não sendo capturados nos grandes rios da região.

Nas lagoas temporárias, ocorre um predomínio acentuado, não só do número de espécies de Characiformes (55%) sobre os Siluriformes (22%), mas também em relação ao número de indivíduos. Do número total de indivíduos capturados por Veríssimo (1994) em três lagoas temporárias da planície de inundação, 90,5% pertencem à ordem Characiformes. Okada (1995) fez constatações semelhantes em seis outros ambientes da planície.

Embora com variações na abundância e na fase de desenvolvimento, algumas espécies são registradas em todos os ambientes estudados. Esse fato deve estar relacionado (1) às maiores faixas de tolerância a condições físicas, químicas e biológicas; (2) a diferentes exigências e tolerâncias durante o ciclo de vida; e/ou (3) a um comportamento nômade ou errante da espécie, permanecendo em cada ambiente enquanto as condições limnológicas estão próximas ao seu ótimo ecológico. Entre as espécies de ocorrência generalizada e com elevada frequência na maioria dos ambientes, destacam-se o saguiru *Steindachnerina insculpta*, o tambiu *Astyanax bimaculatus*, a surumanha *Auchenipterus nuchalis*, a piranha *S. spilopleura*, e a piava *Schizodon borellii*. Também de ocorrência generalizada, porém, com forte estratificação espacial entre os jovens e adultos, destacam-se o curimba *P. lineatus*, o pintado *P. corruscans*, o dourado *S. maxillosus* e os anostomídeos *L. obtusidens* e *L. elongatus*, todas grandes migradoras. Os ambientes de pequenos rios e riachos, exceto nas partes mais baixas daqueles que deságuam diretamente em grandes rios, estão entre os que

apresentam restrições à presença de um maior número de espécies entre aquelas de ampla distribuição, como algumas espécies de pequeno porte, como o peixe cachorro *Acestrorhynchus lacustris*, a piranha *S. spilopleura*, a piapara *L. elongatus*, o piavuçu *L. obtusidens*, os saguirus *S. insculpta* e *Cyphocharax nagelli*, o mandi *I. labrosus*, ou aquelas de grande porte e importância na pesca profissional, como o pintado *P. corruscans*, o dourado *S. maxillosus* e o curimba *P. lineatus*. A maioria dessas espécies é piscívora ou iliófaga (vide Cap. 2.5).

3. DIVERSIDADE ESPECÍFICA NOS DIFERENTES AMBIENTES

A diversidade específica de peixes nas categorias de ambientes sob comparação (canais, rios e lagoas) é aqui avaliada através de curvas de espécie-abundância (“Whittaker plots”), curvas de rarefação e índices de diversidade (Magurran, 1988) (Tab.2).

As curvas de espécie-abundância, estabelecidas para cada um dos dez locais amostrados com redes de espera durante os anos de 1986-87 (cheias ausentes) e 1987-88 (cheias moderadas) (Fig.1), revelam tendências de maior uniformidade entre aqueles com características lóticicas (rios).

Tabela 2. Índice de diversidade de Simpson (H), equitabilidade (E) e número de espécies (N) nos diferentes ambientes e períodos amostrados.

Ambientes	1986-87			1987-88			1992-93			1993-94		
	N	H	E	N	H	E	N	H	E	N	H	E
Lagoas	53	0,840	0,856	52	0,862	0,878	51	0,916	0,934	48	0,907	0,926
Canais	54	0,895	0,912	58	0,919	0,935	48	0,930	0,949	49	0,884	0,902
Rios	63	0,954	0,968	62	0,936	0,951	72	0,932	0,945	62	0,900	0,915

As curvas de rarefação, utilizadas para estimar o número de espécies esperado fixando-se previamente o número de indivíduos (Fig.2), mostram resultados congruentes com os obtidos através das curvas de espécie-abundância, ou seja, é esperado que, para diferentes valores de CPUE (captura por unidade de esforço) fixados previamente, se capture um maior número de espécies nos rios e um menor nas lagoas.

Os canais, como demonstrados naquelas curvas, ocupam posições intermediárias.

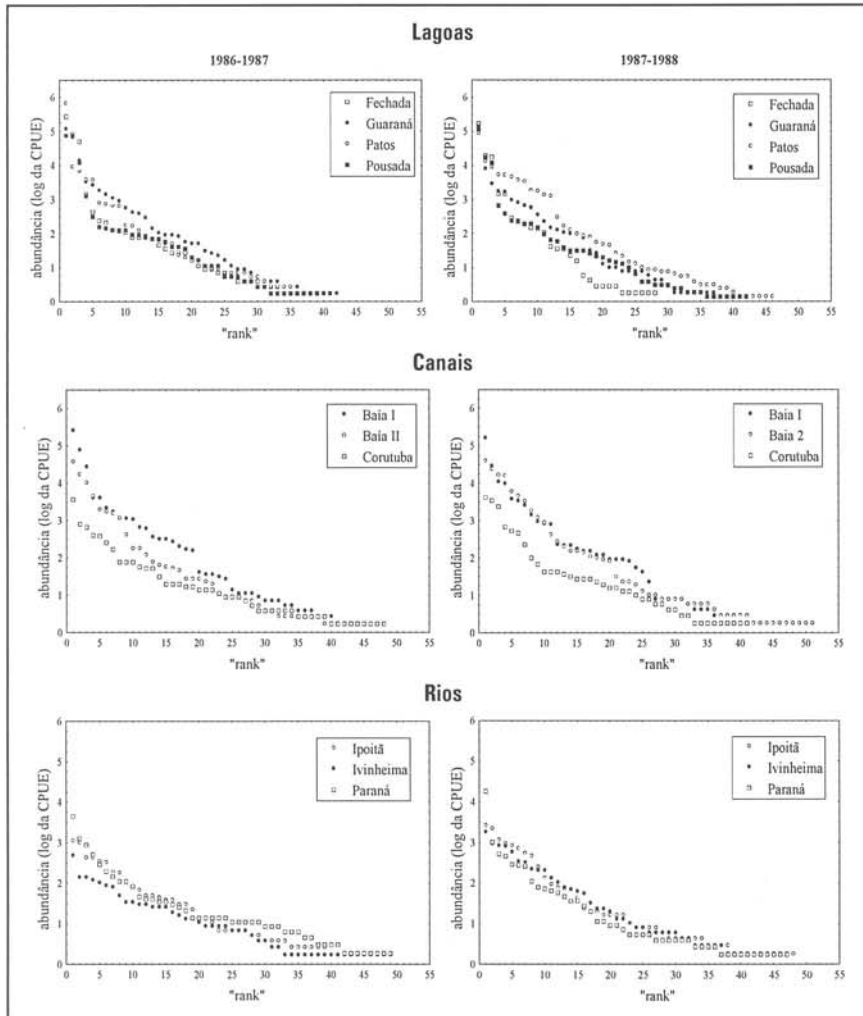


Figura 1. Curvas de relação espécie-abundância para os diferentes ambientes e períodos estudados (CPUE=captura por unidade de esforço).

O número de espécies obtido numa amostra é tipicamente menor que o verdadeiro número existente em uma região (McCune & Mefford, 1995). Desse modo, com o objetivo de se obter uma medida não viesada do número de espécies, capturadas com redes de espera, para a planície

de inundação, foi empregado o método de “jackknife” para a estimativa da riqueza de espécies, descrito por Palmer (1990). De acordo com esse método, a riqueza de espécies, utilizando-se os dados do período de 1986-88, é igual a 81, número próximo ao registrado nessa região, considerando-se os mesmos ambientes.

Nos rios, ao contrário do que ocorre nas lagoas, o número de indivíduos capturados é baixo, enquanto o de espécies e os valores de equitabilidade são altos.

A diversidade específica e a densidade de cada espécie são amplamente controladas pelo regime de cheias em rios de planícies de inundação. Variações na duração, época e magnitude das cheias afetam as espécies de maneira diferenciada, visto que suas exigências ecológicas e a cronologia dos processos vitais (reprodução, alimentação, crescimento, maturidade, etc.) são distintas entre as espécies.

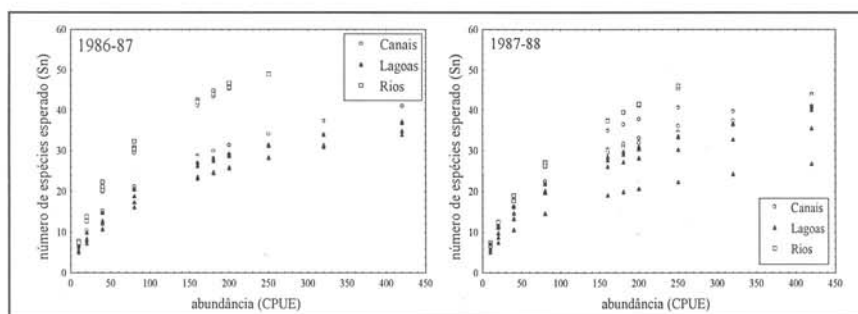


Figura 2. Curvas de rarefação para a ictiofauna dos diferentes ambientes estudados.

Como os eventos das cheias afetam com intensidades distintas os diferentes ambientes da planície, as variações anuais no regime hidrológico devem levar as assembléias que neles vivem a produzir respostas diferentes, afetando a proporção entre as espécies e, conseqüentemente, a diversidade.

Na área considerada neste estudo, a amplitude de variação dos níveis fluviométricos no ano de 1986-87 representou apenas 45% daquela verificada em 1987-88 (Thomaz, 1991). Para os dois últimos períodos, foram observadas cheias pronunciadas. O baixo nível da água nos dois primeiros períodos parece ter sido provocado, em alguma extensão, pelo controle da vazão do rio Paraná pelas barragens localizadas em pontos

superiores da bacia, e pode explicar as diferenças na diversidade específica, densidade relativa (CPUE) e número de espécies.

Embora as alterações no número de espécies capturadas nos rios durante os períodos anuais considerados tenham sido pouco relevantes, esses ambientes apresentaram tendências de redução nos valores de diversidade e equitabilidade nos anos de maiores cheias. O ingresso de grande número de indivíduos juvenis de algumas espécies na calha dos rios, durante a retração das águas (ex.: *P. lineatus*), refletindo, provavelmente, uma elevação nas taxas de sobrevivência decorrente de cheias maiores e mais duradouras, reduziu a equitabilidade e, em conseqüência, os valores da diversidade. Já nas lagoas, onde o número de espécies não sofreu, também, grandes flutuações, a equitabilidade elevou-se nos anos de maiores cheias. Nesse caso, as restrições impostas pelas condições transitoriamente adversas desses ambientes, como resultado do afogamento de grande quantidade de biomassa vegetal e limiares críticos de oxigênio dissolvido, podem ter sido decisivas, reduzindo a dominância de espécies sedentárias, como *S. spilopleura* e *L. platymetopon*, e elevando a diversidade específica (ver “hipótese do distúrbio intermediário”, Krebs, 1994).

4. PADRÕES DE ABUNDÂNCIA E COMPOSIÇÃO ESPECÍFICA

Os dados utilizados para comparar a ictiofauna dos diferentes ambientes na área de influência da planície de inundação do alto rio Paraná são baseados na presença ou ausência das espécies nas pescarias experimentais realizadas durante os anos de 1986 a 1994. Empregou-se o Índice de Similaridade de Jaccard, conforme apresentado por Krebs (1989). A matriz de similaridade é apresentada na tabela 3, e o dendrograma resultante, na figura 3. O coeficiente de correlação cofenética ($ccc=0,95$) indica que o dendrograma é uma boa representação da matriz de similaridade original.

A similaridade entre os ambientes estudados é maior naqueles que integram a planície de inundação, ou seja, canais e lagoas (0,77) e rios Paraná e Ivinheima (0,69) (Fig.3), que compõem um grupo distinto a níveis superiores a 0,61 (Tab.3). A proximidade entre esses ambientes deve explicar, em grande parte, essas tendências. Winemiller (1995) relata, a esse respeito, que a distância geográfica explica mais o nível de

similaridade das assembléias de peixes do que as condições locais de habitats.

Lagoas temporárias, que se distribuem entre esses locais, mostram baixas similaridades com os demais grupos. O isolamento precoce e as condições bióticas e abióticas estressantes a que as assembléias de peixes nelas presentes são submetidas devem distanciá-las dos demais ambientes. Okada (1995) relata baixa similaridade entre as assembléias presentes em poças em iminência de dessecação e aquelas das lagoas que lhes deram origem. Conclui-se, portanto, que a conectividade entre ambientes geograficamente próximos é fundamental para a alta similaridade entre eles. O rio Ivinheima, pelo fato de correr paralelo e apresentar vários pontos de comunicação com o rio Paraná, apresenta elevada similaridade ictiofaunística com esse rio (0,69).

Tabela 3. Matriz de similaridade ictiofaunística (Jaccard) entre diferentes corpos de água da bacia do rio Paraná, no trecho entre o rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu.

LOCAL	Paraná	Ivinheima	Piquiri	Iguatemi	Riachos	lagoas	canais
Ivinheima	0,69	1,00					
Piquiri	0,38	0,38	1,00				
Iguatemi	0,62	0,65	0,46	1,00			
riachos	0,42	0,40	0,36	0,36	1,00		
lagoas	0,61	0,67	0,33	0,56	0,47	1,00	
canais	0,72	0,68	0,37	0,59	0,46	0,77	1,00
lagoas temporárias	0,47	0,45	0,31	0,38	0,34	0,50	0,48

Os riachos cuja ictiofauna é caracterizada por um grande número de espécies de pequeno porte, muitas vezes endêmicas, representam um grupo isolado.

O rio Piquiri apresenta uma fauna de peixes consideravelmente distinta, alcançando a máxima similaridade com aquela do rio Iguatemi (0,46), e a mais baixa com as lagoas temporárias (0,31) (Tab.3). Cabe ressaltar que o rio Piquiri, diferentemente dos demais rios, tem elevada declividade (2,2m/km) e, portanto, águas rápidas, onde, como já

mencionado, alguns grupos de peixes estão ausentes. Além disso, dentre as espécies que ascenderam o alto rio Paraná após o afogamento das Sete Quedas, apenas algumas conseguiram transpor trechos de águas torrentosas localizadas no seu trecho inferior.

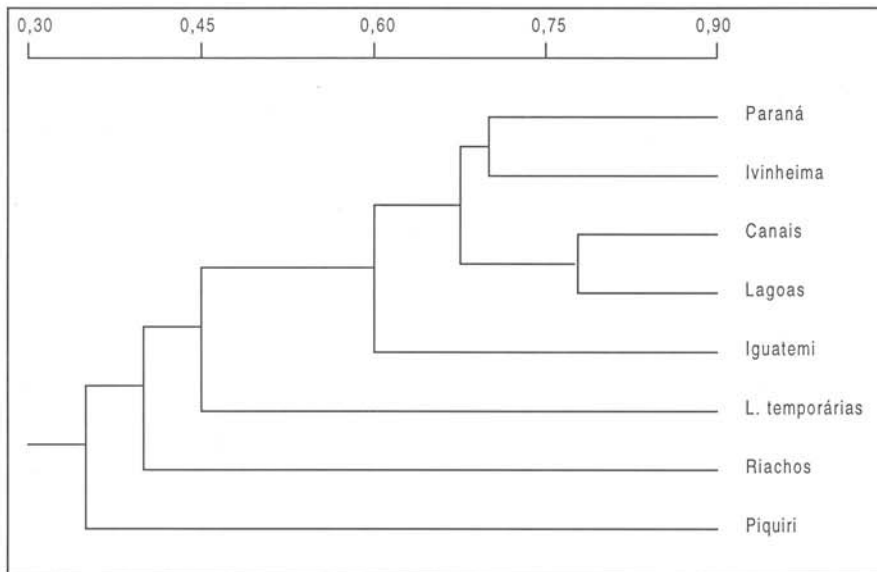


Figura 3. Similaridade Ictiofaunística entre diferentes locais da área de influência da planície de inundação do alto rio Paraná.

Com o objetivo de comparar os padrões de abundância e composição específica entre as categorias de ambientes estudados (canais, rios e lagoas) e dois períodos com regimes de cheias distintos (1986-87 e 1987-88), empregou-se a Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) (Gauch, 1982). Para os dois primeiros eixos derivados da DCA, uma Análise de Variância bifatorial foi aplicada com o objetivo de verificar se as alterações da comunidade de peixes podem ser explicadas, considerando-se os ambientes e os períodos estudados.

A localização dos ambientes no espaço formado pelo eixo de ordenação 1 (autovalor igual a 0,253) revela que os padrões de abundância e composição da ictiofauna são fortemente influenciados pelo tipo de ambiente (Fig. 4). Os resultados da ANOVA bifatorial, utilizando os escores desse eixo, corroboram esse fato, ou seja, os ambientes

estudados constituem-se na principal fonte de variabilidade da comunidade ictíica (Tab.4).

A variabilidade temporal é claramente evidenciada pelo eixo 2 (autovalor igual a 0,144). Para esse eixo, somente a fonte de variação temporal é significativa utilizando o critério de Bonferroni para correção dos níveis de significância ($P < 0,05/2$). Conclui-se, portanto, que os padrões de abundância e composição da ictiofauna são significativamente diferentes entre os períodos considerados (1986-87 e 1987-88). Essa diferença deve refletir os padrões distintos do ciclo hidrológico dos dois períodos, sendo seus efeitos menos pronunciados nos ambientes de rio.

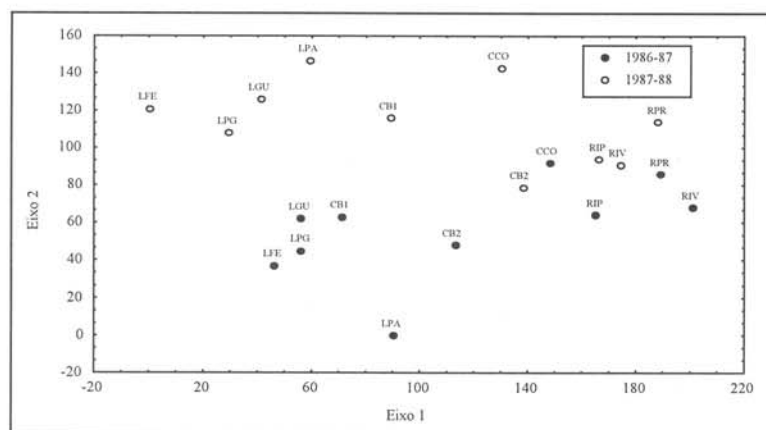


Figura 4. Escores dos ambientes/períodos ao longo dos eixos de ordenação 1 e 2. LFE = lagoa Fechada; LPG = lagoas Pousada das Garças; LGU = lagoa do Guaraná; LPA = lagoa dos Patos; CB1 = canal Baía 1; CB2 = canal Baía 2; CCO = canal Curutuba; RIP = rio Ivinheima - Ipitã, RIV = rio Ivinheima; RPR = rio Paraná.

Tabela 4. Resultados das ANOVAs bifatoriais avaliando-se as fontes de variação ambientais (canais, lagoas e rios), períodos (1986-87 e 1987-1988) e a interação entre essas fontes.

Variável	EFEITOS	G.L.	Q.M.	G.L.	Q.M.	F	P
		EFEITOS	EFEITOS	RESÍDUO	RESÍDUO		
Eixo 1	ambientes	2	30728,87	14	587,8155	52,27639	0,000000
	anos	1	504,64	14	587,8155	0,85850	0,369856
	interação	2	631,87	14	587,8155	1,07495	0,367882
Eixo 2	ambientes	2	156,02	14	463,9762	0,33626	0,720051
	anos	1	14226,68	14	463,9762	30,66253	0,000073
	interação	2	1838,85	14	463,9762	3,96324	0,043263

No período de 1986-87, ao contrário do observado no ano subsequente, a elevação do nível do rio Paraná não foi suficiente para o transbordamento da calha, sendo o pico de cheias retardado em três meses em relação ao período normal (maio/86) (Gomes & Agostinho, no prelo). Agostinho *et al.* (no prelo) relatam modificações acentuadas na condição nutricional, estrutura trófica, reprodução e recrutamento das espécies dessa região, relacionadas com o regime de cheias, ressaltando que espécies com diferentes estratégias reprodutivas ou alimentares respondem de modo distinto a um dado padrão de ciclo hidrológico.

A tabela 5 apresenta os coeficientes de estrutura (correlação de Pearson e Kendall) entre os escores dos eixos 1 e 2 e as abundâncias das espécies. De modo geral, as espécies correlacionadas positivamente com o eixo 1, tais como, *Leporinus friderici*, *P. granulatus*, *Rhinelepis aspera*, *S. maxillosus*, *R. vulpinus*, *Pinirampus pirinampu*, *Ageneiosus valenciennesi*, *Galeocharax knerii*, *Ageneiosus ucayalensis*, *P. galeatus*, *Apteronotus* sp, *R. d'orbignyi*, *L. elongatus* e *Crenicichla haroldoi*, predominam principalmente em ambientes lóticos. Por outro lado, espécies negativamente correlacionadas com o eixo 1, tais como *L. platymetopon*, *H. malabaricus*, *P. lineatus* (juvenis), *G. carapo*, *L. lacustris*, *Acestrorhynchus lacustris*, *H. litoralle*, *C. nagelli*, *Cyphocharax modesta*, *R. paranensis*, *Satanoperca pappaterra* e *Schizodon altoparanae*, predominam em ambientes lênticos. As espécies com baixas correlações, positivas ou negativas, predominam nos canais ou não apresentam preferências quanto ao tipo de ambiente.

As espécies positivamente correlacionadas com o eixo 2, tais como *H. littorale*, *P. corruscans*, *L. obtusidens*, *H. malabaricus*, *G. carapo* e *S. borellii*, mostram incrementos mais relevantes na abundância no período de 1987-88. As espécies negativamente correlacionadas com esse eixo, como por exemplo, *S. spilopleura*, *P. squamosissimus*, *H. platyrhynchus*, *Callichthys callichthys*, *P. mesopotamicus* e *P. lineatus* foram mais abundantes durante o período de 1986-87. Essas tendências refletem a influência dos regimes de cheias diferenciados sobre alimentação e reprodução das espécies (Agostinho & Zalewski, 1995; Agostinho *et al.*, no prelo).

Tabela 5. Coeficientes de correlação de Pearson (R) e Kendall (TAU) entre as CPUEs das espécies e os escores dos eixos 1 e 2 derivados da DCA.

ESPÉCIES	EIXO 1		EIXO 2	
	R	TAU	R	TAU
<i>A.affinis</i>	0,398	0,324	0,213	0,148
<i>A.albifrons</i>	0,274	0,198	0,116	0,158
<i>A.bimaculatus</i>	-0,245	-0,090	0,306	-0,032
<i>A.fasciatus</i>	0,240	0,155	-0,120	-0,107
<i>A.lacustris</i>	-0,518	-0,590	0,391	0,186
<i>A.muchalis</i>	0,017	0,047	-0,215	-0,168
<i>A.schubarti</i>	0,148	0,052	0,220	0,117
<i>A.ucayalensis</i>	0,572	0,588	-0,112	-0,156
<i>A.valencienmesi</i>	0,616	0,469	-0,163	-0,234
<i>Apteronotus</i> sp	0,504	0,497	0,039	0,024
<i>B.orbigyranus</i>	0,102	0,177	-0,183	-0,012
<i>C.callichthys</i>	-0,393	-0,385	-0,438	-0,425
<i>C.haroldoi</i>	0,482	0,426	0,087	0,041
<i>S.insculpta</i>	-0,357	-0,185	0,157	0,042
<i>C.jerynsii</i>	-0,045	-0,023	0,011	0,058
<i>C.lepidota</i>	-0,394	-0,274	0,241	0,114
<i>C.modesta</i>	-0,485	-0,412	-0,347	-0,148
<i>C.nagelli</i>	-0,498	-0,427	0,299	0,063
<i>C.paranaiense</i>	-0,296	-0,243	0,171	0,121
<i>E.trilineata</i>	0,417	0,347	-0,031	0,012
<i>E.virescens</i>	0,206	0,145	0,211	0,182
<i>G.carapo</i>	-0,704	-0,574	0,428	0,307
<i>G.kneri</i>	0,575	0,587	0,043	0,047
<i>S.papapaterra</i>	-0,439	-0,433	-0,374	-0,354
<i>H.edentatus</i>	-0,266	-0,101	0,068	-0,101
<i>H.litorale</i>	-0,508	-0,467	0,579	0,400
<i>H.malabaricus</i>	-0,793	-0,640	0,449	0,220
<i>H.platyrrhynchos</i>	-0,028	-0,005	-0,420	-0,347
<i>Hypostomus</i> spp	0,106	0,053	-0,090	-0,169
<i>I.labrosus</i>	0,077	0,218	0,045	-0,164
<i>L.elongatus</i>	0,496	0,356	-0,102	-0,129
<i>L.friederici</i>	0,783	0,617	0,040	0,032
<i>L.lacustris</i>	-0,527	-0,686	-0,156	-0,011
<i>L.obtusidens</i>	-0,015	-0,016	0,493	0,280
<i>L.octofasciatus</i>	0,450	0,371	0,136	0,107
<i>L.platymetopon</i>	-0,873	-0,681	0,041	0,011
<i>L.prolixa</i>	0,437	0,400	-0,090	-0,035
<i>L.vittatus</i>	0,362	0,376	0,003	0,039

ESPÉCIES	EIXO 1		EIXO 2	
	R	TAU	R	TAU
<i>Loricariichthys</i> sp	0,141	0,354	-0,154	-0,111
<i>M.aculeatus</i>	0,201	0,265	-0,156	-0,170
<i>M.intermedia</i>	-0,297	-0,082	0,129	-0,041
<i>M.levis</i>	0,246	0,232	-0,113	-0,088
<i>M.platanus</i>	0,439	0,376	0,015	-0,020
<i>P.corruscans</i>	-0,043	-0,174	0,544	0,358
<i>P.galeatus</i>	0,523	0,503	0,287	0,138
<i>P.granulosus</i>	0,774	0,640	0,145	0,169
<i>P.maculatus</i>	-0,499	-0,449	0,302	0,137
<i>P.mesopotamicus</i>	-0,375	-0,366	-0,451	-0,089
<i>P.ornatus</i>	0,302	0,296	0,063	0,017
<i>P.pirinampu</i>	0,617	0,469	-0,015	-0,011
<i>P.lineatus</i>	-0,726	-0,619	-0,433	-0,290
<i>P.squamosissimus</i>	0,123	0,100	-0,483	-0,442
<i>P.zungaro</i>	0,402	0,356	0,241	0,138
<i>Pimelodella</i> sp	-0,205	-0,145	-0,377	-0,342
<i>R.aspera</i>	0,691	0,614	0,131	0,156
<i>R.d'orbigny</i>	0,499	0,586	0,076	0,164
<i>R.paranensis</i>	-0,446	-0,340	-0,322	-0,222
<i>R.rostratus</i>	0,088	0,070	-0,108	-0,176
<i>R.vulpinus</i>	0,668	0,524	0,175	0,153
<i>Rhamdia</i> sp	-0,085	-0,063	-0,264	-0,222
<i>S.borellii</i>	0,110	-0,005	0,408	0,237
<i>S.altoparanae</i>	-0,436	-0,354	-0,212	-0,032
<i>S.lima</i>	0,152	0,097	0,367	0,247
<i>S.macrurus</i>	0,154	0,036	-0,018	0,012
<i>S.marginatus</i>	-0,143	-0,111	0,115	0,032
<i>S.maxillosus</i>	0,672	0,637	-0,304	-0,254
<i>S.nasutus</i>	0,350	0,339	0,132	0,197
<i>S.spilopleura</i>	-0,258	-0,311	-0,732	-0,484
<i>T.coriaceus</i>	-0,314	-0,244	-0,099	-0,021
<i>T.paraguayensis</i>	0,348	0,365	0,080	0,058
<i>Loricara</i> sp	-0,186	-0,117	0,386	0,316
<i>A.brevifilis</i>	0,221	0,150	-0,132	-0,117
<i>P.motoro</i>	0,309	0,250	0,180	0,150
<i>L.carinata</i>	0,313	0,284	0,005	-0,017
<i>A.dentatus</i>	0,309	0,250	0,180	0,150
<i>S.hilarii</i>	0,322	0,275	0,067	0,083

5. ABUNDÂNCIA RELATIVA

5.1. CAPTURA POR UNIDADE DE ESFORÇO EM DIFERENTES AMBIENTES

Dados de captura (número de indivíduos e biomassa em quilogramas) em 1.000² de rede durante um período de 24h, em diferentes ambientes da bacia do rio Paraná, no seu trecho compreendido entre os rios Paranapanema e Ivinheima, são apresentados na tabela 6. Essas informações foram obtidas através de pescas experimentais realizadas mensalmente na área, nos anos de 1986-88 e 1992-94, utilizando-se, para isso, redes de espera de malhagens variadas (3 a 16 cm entre nós alternados).

Os valores da captura por unidade de esforço variam entre 208 e 687 indivíduos e entre 40,9 e 76,2kg para os diferentes ambientes nos quatro períodos anuais considerados (Tab.6).

A abundância de peixes é consideravelmente maior nas lagoas que nos demais ambientes, especialmente nos lóticos, nos períodos de baixos níveis de água. Assim, o número de indivíduos capturados por unidade de esforço nos rios, considerando-se 1986-87 e 1987-88, está entre 39,6% e 67,5% daquele das lagoas. A pesca experimental em canais, por outro lado, mostra valores entre 78,7% e 97,8%. Nos períodos de elevados níveis de água, a captura por unidade de esforço, tanto em número como em biomassa, aumentou em todos ambientes, porém com valores mais elevados nos canais, seguidos pelas lagoas, e finalmente os rios.

Tabela 6. Valores médios anuais da captura por unidade de esforço ($CPUE_N$ =número de indivíduos/1000m² rede/24h; $CPUE_B$ = kg/1000m²/24 h) em diferentes ambientes da bacia do rio Paraná, no trecho compreendido entre os rios Paranapanema e Ivinheima.

LOCAL PERÍODO	LAGOAS		CANAIS		RIOS		TODOS	
	$CPUE_N$	$CPUE_B$	$CPUE_N$	$CPUE_B$	$CPUE_N$	$CPUE_B$	$CPUE_N$	$CPUE_B$
1986-87	525	61,3	413	43,5	208	52,1	416	53,2
1987-88	452	40,9	442	46,9	305	59,4	421	46,4
1992-93	526	47,5	691	63,3	407	67,8	494	60,8
1993-94	685	76,2	687	70,6	341	62,6	514	68,4

Os valores da biomassa por unidade de esforço mostram que, no ano de cheias pouco acentuadas, esses são maiores nas lagoas, e naquele de cheias pronunciadas (1992-93) a biomassa sofre considerável redução nos ambientes lênticos e aumenta nos lóticos. A dispersão de peixes pela planície alagada e para a calha principal parece ser a razão dessas variações.

Os valores obtidos neste estudo são comparados com aqueles de outras bacias ou ambientes citados na tabela 7. Isso permite evidenciar que o rendimento da pesca experimental, com as estratégias de captura utilizadas no presente estudo, é maior e mais variável em ambientes da bacia amazônica. O rendimento na planície de inundação do rio Paraná foi, entretanto, maior que em outros pontos da bacia, como esperado (Lowe-McConnell, 1975; Welcomme, 1979; Agostinho & Zalewski, 1996).

O fato de o número de exemplares capturado por unidade de esforço ser muito maior nas lagoas que nos rios e a diferença de biomassa entre esses ambientes não apresentar o mesmo nível de contraste mostra claramente que os indivíduos da calha principal da bacia são maiores que os das lagoas. É sabido que os corpos de água da planície alagável comportam uma rica fauna de peixes pequenos, com ciclo de vida curto e alto potencial reprodutivo (r-estrategistas ou oportunistas *sensu* Winemiller, 1989), que partilham o ambiente com formas jovens de espécies de grande porte que encontram nessa região as condições adequadas de alimentação e de abrigo dos predadores (Bonetto *et al.*, 1969; Lowe-McConnell, 1987; Goulding *et al.*, 1988; Agostinho & Zalewski, 1996).

Tabela 7. Captura por unidade de esforço (CPUE_B=kg/1.000m² de rede/24 h) em diferentes ambientes e bacias hidrográficas brasileiras.

Locais	Bacia	CPUE _B	Fonte
Rio Tocantins	Amazônica	33,9 - 240,5	Merona, 1986/87
Rio Mucajaí	Amazônica	52,5 - 127,8	Ferreira <i>et al.</i> , 1988
Rio Curuá-Una	Amazônica	21,6 - 119,3	Ferreira, 1984
Reservatório de Segredo	Iguaçu-Paraná	12,0 - 22,0	Bini <i>et al.</i> , 1997
Reservatório de Itaipu	Paraná	28,7 - 58,5	Agostinho & Júlio Jr, no prelo
Rio Paraná	Paraná	40,9 - 76,2	presente estudo

5.2 CAPTURA POR UNIDADE DE ESFORÇO DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES

As variações na abundância e biomassa das 15 espécies dominantes, selecionadas com base no índice que pondera ambas as variáveis, aplicado a cada ano, são analisadas (Fig.5).

Entre as variações mais relevantes durante o período, destacam-se (i) a notável queda nas capturas da piranha *S. spilopleura*, nativa na área, bem como da curvina *P. squamosissimus* e do cascudo chinelo *L. platymetopon*, sendo que as duas primeiras não constam da relação das 15 principais nos dois últimos anos; (ii) elevação nas abundâncias de outra piranha (*S. marginatus*), que dispersou nesse trecho da bacia após a formação do reservatório de Itaipu, no ano de 1982, da traíra *H. malabaricus* e da piava *S. borellii*; (iii) redução na participação de espécies migradoras em anos que se sucedem àqueles de seca.

A substituição de *S.spilopleura* por *S. marginatus*, um processo que pode ter-se iniciado anteriormente, foi exacerbada pelas condições hidrológicas e suas conseqüências nos anos considerados, sendo a segunda beneficiada pelas condições extraordinárias de ausência de cheias no primeiro ano. Apesar de os estudos de Agostinho (1993) demonstrarem que ambas as espécies reproduzem antes das cheias, Cavicchioli (1995) relata uma melhor relação entre os baixos níveis fluviométricos e a abundância de larvas de *S.marginatus*. O fato de essa espécie desenvolver cuidados mais refinados com a prole (Agostinho, 1993) deve torná-la mais independente da elevação do nível da água e disponibilidade de abrigos. Sua abundância no reservatório de Itaipu, onde as oscilações anuais de níveis têm, em geral, a amplitude de 0,60m (Agostinho *et al.*, 1994), deve se relacionar a essa estratégia e explicar a dificuldade que *S.spilopleura* tem em se estabelecer nesse ambiente. Outros fatores, como maior eficiência competitiva, certamente atuam nesse processo de substituição de espécies na planície.

As outras duas espécies, *P.squamosissimus* e *L.platymetopon*, também com sensível queda em sua abundância na área de estudos, são espécies residentes (estratégias oportunista e de equilíbrio *sensu* Winemiller, 1989). A primeira, uma espécie piscívora introduzida e bem sucedida na bacia, ocupou a quarta posição entre as 15 mais importantes no ano de seca, quando foi atraída pelas elevadas concentrações de peixes em lagoas contíguas aos rios e canais. No ano de cheias moderadas, apresentou-se entre as mais abundantes em canais e rios, desaparecendo das lagoas. Em períodos de cheias mais pronunciadas, sua participação nas capturas, em todos os ambientes, foi baixa. Já *L. platymetopon*, que carrega os ovos em processo de incubação, protegendo-os e promovendo sua aeração, mesmo em condições adversas de oxigenação da água, teve elevada participação durante todo o período, porém com queda relevante nos anos de grandes cheias. Visto que sua estratégia reprodutiva assegura a reprodução sob condições de alta incidência de predadores e baixas concentrações de oxigênio, a queda em sua abundância deve estar relacionada a outros fatores. Dei Tós (1994) relata que sua reprodução em anos de seca se prolonga por vários meses, e naqueles de cheias mais acentuadas, tem características mais sazonalizadas.

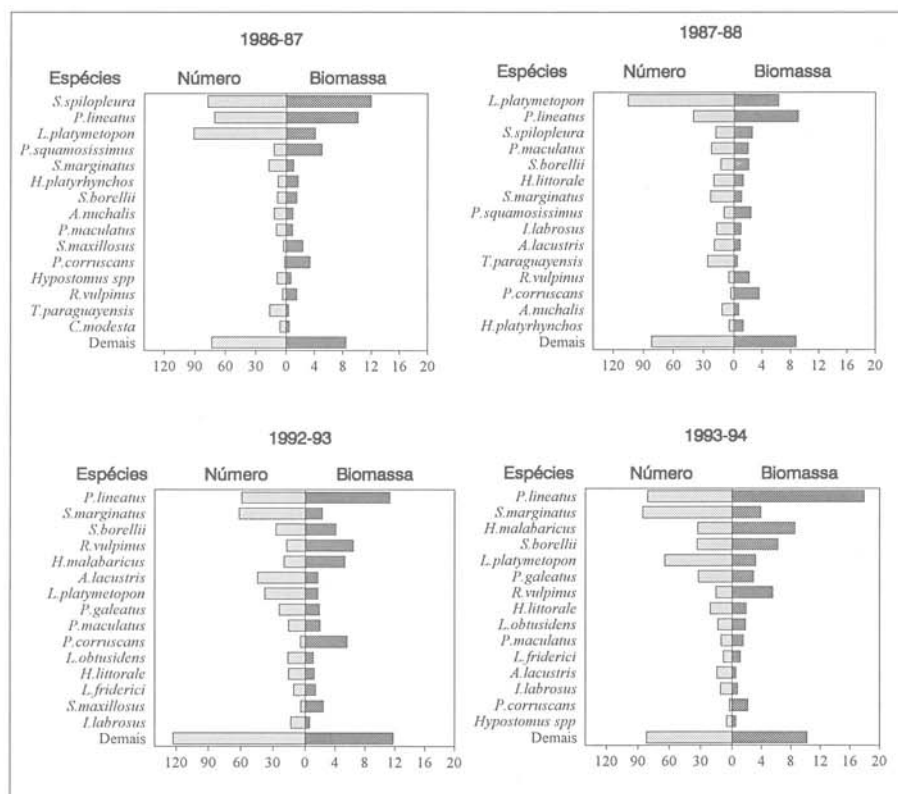


Figura 5. Captura por unidade de esforço, em número e biomassa (no. ind. ou kg/1.000m² rede/24h) das 15 principais espécies nos diferentes anos de amostragem.

O incremento na densidade da piava *S. altoparanae* e da traíra *H. malabaricus* nos anos de maiores cheias pode estar relacionado à maior incorporação da vegetação terrestre nesses anos, que favorece a primeira pelo seu hábito herbívoro e a segunda pela sua estratégia emboscadora de predação, diferentemente daquela da curvina, que teve sua abundância reduzida.

6. ELEMENTOS VULNERÁVEIS DA ICTIOFAUNA

O trecho da bacia do rio Paraná, tratado nesta análise, constituir-se-á no único segmento desse rio a permanecer isento de barramento após o fechamento das comportas da UHE de Porto Primavera. Entretanto, é sabido que as alterações hidrológicas que as barragens hidrelétricas produzem, particularmente as relacionadas à atenuação e ao retardamento

dos picos de cheias e aos pulsos de vazão determinados por exigências operacionais, têm considerável impacto sobre a ictiofauna de jusante (Petts, 1984; Agostinho *et al.*, 1995). Assim, as barragens modificam a intensidade, duração e época das cheias, reduzem os nutrientes disponíveis e as áreas sazonalmente alagáveis, bem como criam nos segmentos imediatamente abaixo condições térmicas e hidrodinâmicas muito instáveis, além de interceptar a rota migratória de diversas espécies, com impactos sobre a capacidade biogênica do sistema e disponibilidade de alimento e abrigo para formas jovens de peixes (Agostinho *et al.*, 1992).

A possibilidade de que a regulação do nível do rio Paraná pelos barramentos a montante atue sobre a eliminação de alguns elementos da ictiofauna desse trecho do alto Paraná é preocupante, pelo fato de esse se constituir no último reduto dessa bacia em território brasileiro para espécies reofilicas de grande porte.

As alterações ambientais têm efeitos mais diretos ou imediatos sobre as espécies que contam com pequeno número de indivíduos - *Endangered Species*, ou passíveis de se tornarem extintas se fatores críticos no ambiente forem modificados - *Threatened Species* (Enger *et al.*, 1989). Considerando-se como critérios a baixa abundância, captura eventual, ocorrência restrita a determinados ambientes ou comportamento migratório envolvendo grandes distâncias, é apresentada na tabela 7 uma relação das espécies tidas como mais vulneráveis às mudanças nos seus habitats.

Os impactos dos represamentos sobre os grandes migradores atuam principalmente sobre o sucesso reprodutivo. Agostinho *et al.* (1992) relatam que a magnitude do impacto sobre o recrutamento de uma espécie potamódroma está relacionada com a posição que a barragem ocupa em relação ao seu habitat principal, o de desenvolvimento inicial e o de desova.

Entre as espécies potamódromas registradas na área destacam-se o dourado *S. maxillosus*, o curimba *P. lineatus*, o pintado *P. corruscans*, o jaú *P. luetkeni*, o cascudo preto *R. aspera*, os anostomídeos *L. elongatus* e *L. obtusidens*. Embora a biologia dessas espécies ainda permaneça amplamente desconhecida, é sabido que elas se utilizam de afluentes do rio Paraná, a montante da foz do Paranapanema e, também, de outros abaixo desta (Ivinheima, Piquiri, Iguatemi), como relatado por Agostinho *et al.* (1993) e discutido em capítulos adiante.

Tabela 8. Relação das espécies mais vulneráveis às alterações de habitat na bacia do Alto Paraná. Dados baseados na pesca experimental realizada entre o rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu, durante o período de outubro de 1986 a setembro de 1988 e tendo como critérios o hábito migratório (1); a escassez na pesca experimental ou restrito a único ambiente (2); e o comportamento essencialmente reofílico em pelo menos uma fase da vida (3).

ESPÉCIES	CRITÉRIOS		
	1	2	3
<i>Ageneiosus brevifilis</i> - manduvê			X
<i>Apteronotus albifrons</i> - ituí		X	
<i>Brycon orbignyanus</i> - piracanjuba	X		X
<i>Doras eigenmanni</i> - armadinho		X	
<i>Gymnogeophagus</i> sp		X	
<i>Gymnoramphichthys hypostomus</i> - espada		X	
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> - piau		X	X
<i>Leporinus elongatus</i> - piapara	X		X
<i>Leporinus obtusidens</i> - piavussu	X		X
<i>Leporinus octofasciatus</i> - ferreirinha			X
<i>Leporinus paranensis</i> - piau		X	
<i>Leporinus striatus</i> - canivete		X	X
<i>Loricaria prolixa</i> - cascudo chinelo		X	X
<i>Myloplus levis</i> - pacu prata	X		X
<i>Myloplus tiete</i> - pacu prata	X		X
<i>Mylossoma orbignyanum</i> - pacu prata	X	X	X
<i>Parodon tortuosus</i> - canivete		X	X
<i>Paulicea luetkeni</i> - jaú	X		X
<i>Piaractus mesopotamicus</i> - pacu	X		X
<i>Pimelodus fur</i>		X	
<i>Pimelodus paranaensis</i>		X	
<i>Platydoras armatulus</i> - armado		X	X
<i>Prochilodus lineatus</i> - curimba	X		X
<i>Pseudocetopsis gobioides</i> - candiru		X	
<i>Pseudopimelodus zungaro</i> - bagre sapo			X
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> - pintado	X		X
<i>Pterodoras granulosus</i> - armado	X		
<i>Rhinelepis aspera</i> - cascudo preto	X		X
<i>Salminus hilarii</i> - tabarana	X	X	X
<i>Salminus maxillosus</i> - dourado	X		X
<i>Steindachneridion</i> sp	X	X	X
<i>Sternarchorhynchus</i> sp		X	X
<i>Sternopygus macrurus</i> - espada		X	
<i>Tatia neivae</i>		X	
<i>Trachelyopterus coriaceus</i> - cangati		X	

Algumas espécies são particularmente sensíveis aos represamentos, tanto pelo comportamento migratório como pela preferência alimentar. Esse é o caso da piracanjuba *Brycon orbignyanus* e do pacu *P. mesopotamicus*, como demonstra o fato de essas espécies terem sido capturadas apenas nos primeiros anos após a formação do reservatório de Itaipu (Agostinho *et al.*, 1994). Outras espécies, como os pacus-prata dos gêneros *Mylossoma* e *Myloplus*, possivelmente enquadrem-se nesse caso.

A relação das espécies raras ou de ocorrência restrita (podendo ser abundante no único local em que ocorre) não inclui as de riachos, em razão de as amostragens que serviram de base para este estudo terem uma pequena abrangência se considerada a profusão de tais ambientes nesse trecho da bacia. A vulnerabilidade desses ambientes e, portanto, da ictiofauna neles contida, aos impactos das atividades antropogênicas é notória. Entre as cinco espécies em que os critérios utilizados para considerá-las vulneráveis foram sua escassez ou caráter restrito de sua ocorrência e seu hábito reofilico destacam-se *Sternarchorhynchus* sp, (rio Paraná), *L. amblyrhynchus* e *T. neivae* (rio Piquiri), *Leporinus striatus* e *L. octofasciatus* (rios Paraná e Piquiri), *Loricaria prolixa* (rios Paraná e Ivinheima), *Pseudocetopsis gobioides* (Iguatemi).

Embora o caráter reofilico seja observado em espécies de peixes que vivem em ambientes lóticos de diferentes ordens na bacia do rio Paraná, algumas são exclusivas de rios de maior vazão. Essas espécies devem ser particularmente afetadas pela redução desses ambientes pelos aproveitamentos hidrelétricos em cadeia, como vem ocorrendo no rio Paraná. A depleção dos estoques pesqueiros e a eliminação de populações de peixes de maior porte nos rios Grande, Tietê e Paranapanema são exemplos eloquentes do que pode acontecer com a ictiofauna do rio Paraná.

7. BIBLIOGRAFIA

- AGOSTINHO, A.A.; JULIO JR., H.F.; BORGHETTI, J.R. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista UNIMAR*, Maringá, v.14, Suplemento, p.89-107.
- AGOSTINHO, A.A.; VAZZOLER, A.E.A. DE M.; GOMES, L.C.; OKADA, E.K. 1993. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planicie de inundación del

alto río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, v.26, n.1, p.79-90.

- AGOSTINHO, A.A.; JULIO JR., H.F.; PETRERE JR., M. 1994. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment of the fish fauna and fisheries. In: COWX, I.G. (Ed.). *Rehabilitation of Freshwater Fisheries*. Osney Mead, Oxford : Fishing News Books. p.171-184.
- AGOSTINHO, A.A.; VAZZOLER, A.E.A. DE M.; THOMAZ, S.M. 1995. The high river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In: Tundisi, J.G.; Bicudo, C.E.M.; Matsumura-Tundisi, T. (Eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro : Brazilian Academy of Science; Brazilian Limnological Society. p.59-103.
- AGOSTINHO, A.A.; ZALEWSKI, M. 1995. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Paraná river, Brazil. *Hydrobiologia*, v.303, p.141-148.
- AGOSTINHO, A.A.; ZALEWSKI, M. 1996. *A planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação*. Maringá, PR : Editora da Universidade Estadual de Maringá. 100 p.
- AGOSTINHO, A.A.; JULIO JR., H.F. (No prelo). Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: MCCONNELL, R. L. *Ecologia de Comunidades de Peixes Tropicais*. Tradução de A. E.A. de M. Vazzoler; A.A. Agostinho; P.T.M. Cunnighan. São Paulo : Editora da Universidade de São Paulo.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; ZALEWSKI, M. (No prelo). The importance of floodplain for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. In: ZALEWSKI, M.; THORPE, J. (Eds). *Fish and Land/Inland Water Ecotones*. (UNESCO/MAB Series).
- AGOSTINHO, C.S. 1993. *Estimativa da idade e crescimento de *Serrasalmus spilopleura* Kner, 1860 e *Serrasalmus marginatus* (Valenciennes, 1847) (Osteichthyes - Serrasalminae) na planície de inundação do rio Paraná, nas imediações do município de Porto Rico-PR*. Botucatu : UNESP. 74p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Área de Zoologia) - Instituto de Biociências, UNESP.
- BONETTO, A.A. 1986. The Paraná river system. In: Davies, B.R.; WALKER, K. F. (Eds.). *The Ecology of River Systems*. Dordrecht, The Netherlands : Dr. W.Junk Publishers. p.541-555.
- BONETTO, A.A.; CORDIVIOLA DE YUAN, E.; PIGNALBERI, C.; OLIVEROS, O. 1969. Ciclos hidrológicos del río Paraná y las poblaciones de peces

- contenidas en las cuencas temporarias de su valle de inundación. *Physis*, v.29, n.78, p.213-223.
- BRITSKI, H.A. 1992. Conhecimento atual das relações filogenéticas de peixes neotropicais. In: AGOSTINHO, A.A.; BENEDITO-CECÍLIO, E. (Eds.). *Situação Atual e Perspectivas da Ictiologia no Brasil*. (Documentos do IX Encontro Brasileiro de Ictiologia). Maringá : Editora da Universidade Estadual de Maringá. p. 43-57.
- CAVICCHIOLI, M. 1995. *Discriminação morfométrica e exigências ambientais de larvas de *Serrasalmus spilopleura* e *Serrasalmus marginatus* (Characidae, Serrasalminae) em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil*. Maringá : UEM. 54p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá.
- DEI TÓS, C. 1994. *Estrutura populacional e biologia reprodutiva de *Loricariichthys platymetopon* Isbrucker & Nijssen, 1979 (Loricariidae, Siluriformes)*. Curitiba : UFPr. 100 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná.
- ENGER, E.; KORMELINK, J.R.; SMITH, B.F.; SMITH, R. R.J. 1989. *Environmental Science: the study of interrelationships*. 3rd ed. Dubuque : W.C. Brown. 540 p.
- FUEL. 1991. *Aspectos da fauna e flora da bacia do Tibagi*. Londrina, 1991. 305p. (Convênio UEL-COPATI-KLABIN).
- FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE ESTADUAL DE LONDRINA VER FUEL.
- GAUCH JR., H.G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge : Cambridge University Press. 298 p. (Cambridge studies in ecology; 1).
- GODINHO, H.P.; GODINHO, A.L.; FORMAGIO, P.S.; TORQUATO, V.C. 1991. Fish ladder efficiency in a south-eastern Brazilian river. *Ciência e Cultura* (São Paulo), v.43, n.1., p.63-67.
- GOMES, L.C.; AGOSTINHO, A.A. (In Press). Influence of the flood regime on the nutritional state and juvenile recruitment of *Prochilodus scrofa* (STEINDACHNER) in upper Paraná river, Brazil. *Fish. Manage. Ecol*.
- GOULDING, M.; CARVALHO, M.L.; FERREIRA, E.G. 1988. *Rio Negro, rich life in poor water: Amazonian diversity and foodchain ecology as seen through fish communities*. The Hague : SPB Academic. 200 p.

- KREBS, C.J. 1994. *Ecology*. 4th ed. New York : Harper Collins College. 801 p.
- KREBS, C.J. 1989. *Ecological methodology*. New York : Harper & Row. 654 p.
- LOWE-MCCONNELL, R.H. 1975. *Fish communities in tropical freshwaters: their distribution, ecology and evolution*. London : Longman. 337 p.
- LOWE-MCCONNELL, R.H. 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge : Cambridge University Press. 382 p.
- MAGURRAN, A.E. 1986. *Ecological diversity and its measurement*. London : Croom Helm. 179 p.
- MCCUNE, B.; MEFFORD. 1995. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 2.0*. Oregon : MjM Software Design. v+126 p.
- OKADA, E.K. 1995. *Diversidade e abundância de peixes em corpos de água sazonalmente isolados na planície alagável do alto rio Paraná e fatores ambientais relacionados*. Maringá : UEM. 24p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá.
- PAIVA, M.P. 1982. *Grandes represas do Brasil*. Brasília : Editerra. 292 p.
- PALMER, M.W. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, v.71, p.1195-1198.
- PETTS, G.E. c1984. *Impounded rivers: perspectives for ecological management*. Chichester : John Wiley & Sons. 326 p.
- THOMAZ, S. M. 1991. *Influência do regime hidrológico (pulsos) sobre algumas variáveis limnológicas de diferentes ambientes aquáticos da planície de inundação do alto rio Paraná, MS, Brasil*. São Carlos : UFSCar. 294p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos.
- VERISSIMO, S. 1994. *Variações na composição da ictiofauna em três lagoas sazonalmente isoladas, na planície de inundação do alto rio Paraná, ilha Porto Rico, PR, Brasil*. São Carlos : UFSCar. 77p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos.
- WELCOMME, R.L. 1979. *Fisheries ecology of floodplain rivers*. London : Longman. 317p.

- WINEMILLER, K.O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, v.81, p.225-241.
- WINEMILLER, K.O. 1995. Fish ecology. In: *ENCYCLOPEDIA OF ENVIRONMENTAL BIOLOGY*. New York : Academic Press. v.2, p.49-65.