

ICTIOFAUNA

HORÁCIO FERREIRA JÚLIO JR (COORDENADOR); LUIZ CARLOS GOMES (PESQUISADOR); KARLA DANIELLE GASPAR DA LUZ (DOUTORANDA); ELAINE ANTONIASSI LUIZ (DOUTORANDA), VALDIRENE ESGARBOSA LOUREIRO CRIPPA (DOUTORANDA), EDSON FONTES DE OLIVEIRA (DOUTORANDO)

RESUMO

A principal função de força das planícies de inundação é o pulso de inundação, que atua como um importante agente estruturador das comunidades biológicas nos diversos componentes desses ecossistemas. Porém, para entender o efeito do pulso há necessidade de informações de longo prazo. Com o objetivo de determinar as alterações espaciais de alguns atributos da assembléia de peixes (riqueza, diversidade, persistência e agregação), da abundância relativa, bem como identificar padrões na estrutura da assembléia e suas relações com algumas variáveis abióticas e avaliar a atividade reprodutiva, foram realizadas quatro amostragens, no período entre fevereiro e outubro de 2001, utilizando-se redes de espera e arrastes em 36 estações, contemplando rios, canais, lagoas abertas e fechadas da planície de inundação do alto rio Paraná. Um total de 96 espécies de peixes foram amostradas. De maneira geral, para os dados de redes de espera, os rios apresentaram os maiores valores médios da riqueza, Índice de Diversidade (H') e equitabilidade. Para os arrastos, os maiores valores desses atributos foram obtidos nas lagoas fechadas. Em relação ao $b-2$, nos ambientes amostrados com redes, os rios e canais apresentaram os maiores valores, indicando maior alteração na composição das espécies ao longo dos meses. Quanto aos locais amostrados com arrasto, as lagoas abertas apresentaram maior variação na composição específica (maiores valores de $b-2$). As espécies dominantes nos ambientes amostrados com redes são residentes, de médio porte, com pouca ou nenhuma contribuição das grandes migradoras. As espécies dominantes nos arrastos são de pequeno porte e ciclo de vida curto e elevado potencial reprodutivo. A persistência demonstrou que as espécies dominantes ocorreram na maioria das estações amostradas durante a maioria das coletas. O padrão de agregação, para as capturas com redes de espera e arrasto, diferiram do aleatório e, foi caracterizado como agregado. A ordenação das categorias de ambientes (amostradas com redes de espera e arrasto), em relação aos fatores abióticos, não foi evidente, possivelmente devido a alta variabilidade temporal. Porém, a ordenação das categorias de ambientes, considerando as espécies, foi satisfatória, com os rios apresentando uma assembléia mais diferenciada (dados de redes de espera) dos canais, lagoas abertas e lagoas fechadas. Para os dados de arrasto, as lagoas abertas diferiram das lagoas fechadas em relação a assembléia de peixes. Correlações significativas foram encontradas entre as matrizes de dados abióticos e da CPUE das espécies (sumarizadas por análise multivariada), indicando um efeito estruturador da primeira sobre a segunda. O período de maior atividade reprodutiva para o conjunto de espécies de peixes mais abundante foi de outubro a fevereiro, embora algumas espécies em reprodução tenham sido constatadas durante todo o ano. A dependência ou não do pulso de inundação parece o principal fator que determinou o sucesso de uma dada espécie nesse período de estudo.

INTRODUÇÃO

Uma das principais características das planícies de inundação em regiões tropicais e subtropicais é o elevado número de espécies, em especial a de peixes (Horne & Goldman, 1994). Dessa maneira, essas planícies desempenham um papel decisivo na manutenção da diversidade biótica e, por essa razão é de fundamental importância o aprofundamento nos estudos dos processos ecológicos que envolvem esse tipo de ecossistema. A principal função de força das planícies de inundação é o pulso de cheias, que atua como um importante agente estruturador das comunidades biológicas nos diversos componentes desses ecossistemas, o que tem sido ressaltado por vários autores (Junk et al., 1989; Neiff, 1990; Camargo & Esteves, 1996). Como esse pulso pode ser variável ou, eventualmente não ocorrer devido a eventos naturais (secas) ou ações antropogênicas (construção de barragens), há necessidade, para entender o efeito do pulso, de informações de longo prazo.

Neste contexto, informações sobre a estrutura espacial e temporal das comunidades de peixes por um período prolongado de tempo, fornecem importantes informações para o seu monitoramento. Desta forma, o conhecimento dos processos ambientais que influenciam as relações das espécies com o ambiente, em especial para o ambiente aquático, constitui-se em uma abordagem eficiente para o melhor entendimento do funcionamento dos complexos sistemas rio-planície de inundação.

Esse relatório sumariza as informações obtidas no ano de 2001. É dada ênfase a alguns atributos da assembléia de peixes, a sua estrutura e suas relações com algumas variáveis abióticas, bem como informações das estratégias reprodutivas das espécies dominantes. Com isso, espera-se determinar as alterações espaciais na abundância específica, bem como a identificação de padrões sazonais de variação e da reprodução das espécies.

MATERIAIS E MÉTODOS

Coletas dos dados

As capturas dos peixes foram realizadas em fevereiro, maio, agosto e outubro de 2001, nas 36 estações de coleta descritas anteriormente (DESCRIÇÃO DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM). Para efeito de análise, as estações foram agrupadas em categorias de ambiente, de acordo com suas características fisiográficas em rios, canais, lagoas abertas e lagoas fechadas.

A pesca experimental foi realizada utilizando-se redes de espera e arrastos com esforço de captura padronizado para cada tipo de aparelho. A bateria de redes de espera foi composta por 11 redes de malha simples, com tamanho das malhas de 2,4; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 10; 12; 14 e 16cm entre nós não adjacentes. As redes permaneceram expostas por período de 24 hs, com revistas pela manhã (8:00 hs), à tarde (16:00 hs) e à noite (22:00 hs).

A abundância referente às capturas em redes foi expressa em CPUE (n° ind. ou kg/1000m² rede*24 hrs).

Redes de arrasto simples com 20 metros de extensão, malha de 0,5 cm, foram operadas pela manhã, na região litorânea das lagoas abertas e fechadas. A abundância referente às capturas nos arrastos foi expressa em densidade (n° ind. ou kg/100m²).

No momento de cada coleta foram medidas algumas variáveis abióticas, a saber, temperatura da água e do ar (°C), transparência da água (cm), condutividade elétrica (µS/cm), pH e oxigênio dissolvido (mg/l).

Cada exemplar foi identificado, numerado e etiquetado. Os exemplares, cuja identificação não foi possível em campo, foram conservados em solução de formol a 4 % e, posteriormente, enviados à especialistas.

De cada exemplar capturado, foram

registradas as seguintes informações:

- data e estação de amostragem;
- aparelho de pesca e período de captura;
- número;
- espécie;
- comprimento total (0,1 cm);
- comprimento padrão (0,1 cm);
- peso total (0,1g);
- peso das gônadas (0,01g);
- peso do estômago (0,01g);
- grau de repleção gástrica (0 – 3);
- sexo;
- estágio de maturação gonadal.

Visando análises posteriores em laboratório, foram preservados as seguintes estruturas e órgãos:

- frações de gônadas, preservadas em solução de formol a 4% e após 24 horas, transferidas para solução de álcool 70%, para análise microscópica do grau de desenvolvimento gonadal;
- estômagos com conteúdo alimentar, preservados em formol 4% para análise posterior.

O estágio de desenvolvimento gonadal foi determinado macroscopicamente, levando-se em consideração as características das gônadas relacionadas à cor, transparência, vascularização superficial, flacidez, tamanho e posição na cavidade abdominal e, no caso dos ovários, o grau de visualização dos ovócitos. Utilizou-se, no geral, uma escala de maturação, constituída pelos estádios imaturo, repouso, início de maturação, maturação, maduro, semiesgotado, esgotado e recuperado.

Os dados referentes às capturas nas redes de espera e arrasto foram tratados separadamente em virtude da seletividade inerente a cada um dos métodos.

Padrões de diversidade

A diversidade específica de peixes nos diferentes locais de amostragem e categorias de

ambientes foi avaliada através da riqueza de espécies (número de espécies), índice de diversidade, equitabilidade e diversidade β -2.

O índice de diversidade foi o de Shannon (H')(Greig-Smith, 1983) a partir da seguinte equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i) \times \ln p_i$$

Onde: s = número de espécies;

p_i = proporção da espécie i.

A equitabilidade (E) na distribuição das capturas das espécies na equação (Pielou, 1969):

$$E = H' / \ln S$$

Onde: H' = Índice de Diversidade de Shannon;

S = número de espécies.

A diversidade β -2, que avalia a heterogeneidade na composição específica entre as estações de amostragem e meses, foi estimada de acordo com o modelo proposto por Harrison, et al. (1992):

$$\text{Div } \beta\text{-2} = [(R/\alpha_{\max}) - 1] / n - 1$$

Onde: R = somatória das espécies nas n amostras

$\alpha_{\max}$ = valor máximo da riqueza no conjunto n de amostras;

Para os cálculos foi utilizada a captura por unidade de esforço (CPUE) das espécies utilizando o “software” PG-ORD 3.0 (MacCune & Mefford, 1997).

Para determinar a existência de diferenças significativas entre as médias da riqueza, Índice de Diversidade e equitabilidade, foram aplicadas ANOVAS unifiatoriais, utilizando os locais e categorias de ambientes como fatores.

Padrões de dominância, abundância relativa, persistência e agregação

Os padrões de dominância das espécies foram avaliados por categoria de ambiente, através de curvas de relação espécie-abundância ("Wittaker Plots") (Magurran, 1988; Winemiller, 1996).

A abundância das principais espécies foi avaliada pela CPUE, em número de indivíduos e biomassa, em cada um dos diferentes tipos de ambientes amostrados.

Os padrões de persistência temporal para cada tipo de ambiente foi avaliado através da frequência de ocorrência das espécies nas capturas (ordenada) e o logaritmo da média da abundância (abscissa) (Winemiller, 1996).

A agregação temporal para cada tipo de ambiente foi avaliada através de regressões lineares entre o logaritmo da variância (ordenada) e o logaritmo da abundância média (abscissa) (Taylor, 1961; Maurer, 1994).

Estrutura da assembléia e relação com algumas variáveis abióticas

Para estabelecer a relação entre os fatores abióticos e as assembléias de peixes, foi utilizado a análise de gradiente indireta (Gauch Jr., 1986).

Os dados abióticos medidos no momento da coleta (médias mensais por estação de amostragem) foram sumarizados utilizando a análise de componente principal (PCA; Pearson, 1901; Gauch Jr., 1986).

A estrutura da assembléia de peixes foi avaliada através de uma análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA; Gauch Jr., 1986), utilizando a CPUE (em número) mensal por estação de amostragem de todas as espécies capturadas, de acordo com o equipamento utilizado (redes de espera ou arrasto).

Para avaliar a congruência entre a matriz de

dados abióticos (sumarizados nos eixos da PCA) e a estrutura da assembléia (sumarizada nos eixos da DCA), foi utilizada a correlação de Pearson (R). Correlações significativas identificam possível influência da matriz de dados abióticos sobre a estrutura da assembléia.

As análises multivariadas (PCA e DCA) foram feitas usando o programa PC-ORD (MacCune & Mefford, 1997). As correlações de Pearson entre os eixos da PCA e DCA foram feitas usando o pacote StatisticaTM.

Atividade reprodutiva

A atividade reprodutiva foi avaliada pela ocorrência (%) de fêmeas adultas em reprodução (estádios maduro e semiesgotado), nos quatro meses de amostragem e por categoria de ambiente (rios, canais, lagoas abertas e lagoas fechadas).

Baseando-se em dados da literatura, procurou-se identificar a(s) estratégia(s) reprodutiva(s) com maior sucesso na planície de inundação do alto rio Paraná.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Levantamento ictiofaunístico

O levantamento ictiofaunístico resultou na captura de 96 espécies, pertencentes a duas classes, oito ordens, distribuídas em 28 famílias. A participação relativa de diferentes ordens da ictiofauna da área de amostragem, reflete a situação descrita para rios neotropicais (Lowe McConnel, 1999), ou seja, a maioria das espécies (cerca de 80%) pertence às ordens Characiformes (49 espécies) e Siluriformes (31 espécies).

O enquadramento taxonômico das espécies capturadas nos ambientes estudados, foi baseado na classificação proposta por Britski et al. (1999). A relação das espécies registradas e suas posições taxonômicas estão apresentadas a seguir:

CÓDIGO	TAXON
	CLASSE CHONDRIICHTHYES
	Ordem RAJIFORMES (MYLI OBATIFORMES)
	Família POTAMOTRYGONIDAE
1	<i>Potamotrygon motoro</i> (Natterer, 1841)
	CLASSE OSTEICHTHYES
	Ordem CHARACIFORMES
	Família CHARACIDAE
	Sub-Família TETRAGONOPTERINAE
2	<i>Astyanax altiparanae</i> (Garutti & Britski, 2000)
3	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)
4	<i>Astyanax schubarti</i> (Britski, 1964)
5	<i>Bryconamericus stramineus</i> (Eigenmann, 1908)
6	<i>Hemigrammus marginatus</i> (Ellis, 1911)
7	<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)
8	<i>Hyphessobrycon</i> sp.
9	<i>Moenkhausia intermedia</i> (Eigenmann, 1908)
10	<i>Moenkhausia sanctae-filomenae</i> (Steindachner, 1907)
	Sub-Família CHEIRODONTINAE
11	<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)
12	<i>Serrapinnus</i> sp1
13	<i>Serrapinnus</i> sp2
14	<i>Odontostilbe</i> sp.
	Sub-Família APHYOCHARINAE
15	<i>Aphyocharax anisitsi</i> (Ahl, 1936)
16	<i>Aphyocharax</i> sp.
	Sub-Família BRYCONINAE
17	<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes, 1849)
	Sub-Família SALMININAE
18	<i>Salminus hilarii</i> (Valenciennes, 1849)
19	<i>Salminus maxillosus</i> (Valenciennes, 1849)
	Sub-Família ACESTRORHYNCHINAE
20	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Reinhardt, 1874)
	Sub-Família CHARACINAE
22	<i>Roeboides paranensis</i> (Pignalberi, 1975)
	Sub-Família CYNOPOTAMINAE
23	<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)
	Família CHRENUCHIDAE
	Sub-Família CHARACIDIINAE
21	<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> (Eigenmann, 1909)
	Família SERRASALMIDAE
	Sub-Família MYLEINAE
24	<i>Metynnis</i> cf. <i>maculatus</i> (Kner, 1860)
25	<i>Myloplus levis</i> (Eigenmann & McAtee, 1907)
26	<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)

-
- Sub-Família SERRASALMINAE**
- 27 *Serrasalmus marginatus* (Valenciennes, 1847)
- 28 *Serrasalmus spilopleura* (Kner, 1860)
- Família ANOSTOMIDAE**
- 29 *Leporellus vittatus* (Valenciennes, 1849)
- 30 *Leporinus friderici* (Bloch, 1794)
- 31 *Leporinus elongatus* (Valenciennes, 1849)
- 32 *Leporinus lacustris* (Campos, 1945)
- 33 *Leporinus macrocephalus* (Garavello & Britski, 1988)
- 34 *Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1847) *
- 97 *Leporinus octofasciatus* (Steindachner, 1917) *
- 35 *Schizodon altoparanae* (Garavello & Britski, 1990)
- 36 *Schizodon borellii* (Boulenger, 1895)
- 98 *Schizodon nasutus* (Kner, 1859)
- Família PARODONTIDAE**
- 37 *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879)
- 38 *Parodon nasus* Kner, 1859
- Família CURIMATIDAE**
- 39 *Steindachnerina insculpta* (Fernandes-Yépez, 1948)
- 40 *Steindachnerina brevipinna* (Eigenmann & Eigenmann, 1889)
- 41 *Cyphocharax modestus* (Campos & Fernandes-Yépez, 1948)
- 42 *Cyphocharax nagellii* (Steindachner, 1881)
- Família PROCHILODONTIDAE**
- 43 *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836)
- Família ERYTHRINIDAE**
- 44 *Hoplias* aff. *malabaricus* (Bloch, 1794)
- 45 *Hoplerythrinus unitaeniatus* (Spix, 1829)
- 46 *Erythrinus erythrinus* (Schneider, 1801)
- Família CYNODONTIDAE**
- 47 *Rhaphiodon vulpinus* (Agassiz, 1829)
- Família LEBIASINIDAE**
- 48 *Pyrrhulina australis* (Eigenmann & Kennedy, 1903)
- Ordem GYMNOTIFORMES
- Família GYMNOTIDAE**
- 49 *Gymnotus* spp.
- Família RHAMPHICHTHYIDAE**
- 50 *Rhamphichthys hahni* (Meiken, 1937)
- Família STERNOPYGIDAE**
- 51 *Sternopygus macrurus* (Bloch & Schneider, 1801)
- 52 *Eigenmannia trilineata* (Lopez & Castello, 1966)
- 53 *Eigenmannia virescens* (Valenciennes, 1847)
- Família HYPOPOMIDAE**
- 54 *Brachyhypopomus* sp.
- Família APTERONOTIDAE**
- 55 *Porotergus ellisi* Aramburu, 1957
-

Ordem SILURIFORMES
Família DORADIDAE

- 56 *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1833)
 57 *Trachydoras paraguayensis* (Eigenmann & Ward, 1907)
 58 *Doras eigenmanni* (Boulenger, 1895)
 100 *Platydoras armatulus* (Valenciennes, 1840) *

Família AUCHENIPTERIDAE

- 59 *Auchenipterus osteomystax* (Ribeiro, 1918)
 60 *Parauchenipterus galeatus* (Linnaeus, 1766)

Família AGENEIOSIDAE

- 61 *Ageneiosus valenciennesi* (Bleeker, 1894)

Família PIMELODIDAE**Sub-Família PIMELODINAE**

- 62 *Iheringichthys labrosus* (Kröyer, 1874)
 63 *Pimelodella* sp1
 64 *Pimelodella* sp2
 65 *Pimelodus maculatus* (Lacépède, 1803)
 66 *Pimelodus ornatus* (Kner, 1857)
 67 *Pimelodus paranensis* Britski & Langeani, 1988
 68 *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824)

Sub-Família SORUBIMINAE

- 69 *Hemisorubim platyrhynchos* (Valenciennes, 1840)
 70 *Pseudoplatystoma corruscans* (Agassiz, 1829)
 71 *Sorubim* cf *lima* (Schneider, 1801)

Sub-Família LUCIOPIMELODINAE

- 72 *Pinirampus pirinampu* (Spix, 1829)

Família HYPOPHthalmIDAE

- 73 *Hypophthalmus edentatus* (Spix, 1829)

Família CALLICHTHYDAE

- 74 *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828)

Família LORICARIIDAE**Sub-Família PLECOSTOMINAE**

- 75 *Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911)
 76 *Hypostomus microstomus* (Weber, 1987)
 77 *Hypostomus regani* (Ihering, 1905)
 78 *Hypostomus* sp1
 79 *Liposarcus anisitsi* (Eigenmann & Kennedy, 1913)
 80 *Rhinelepis strigosa*

Sub-Família LORICARIINAE

- 81 *Loricariichthys platymetopon* (Isbrücker & Nijssen, 1979)
 82 *Loricariichthys rostratus* Reis & Pereira, 2000
 83 *Loricaria* sp.
 84 *Rhineloricaria* sp.

Sub-Família ANCISTRINI

- 85 *Megalancistrus aculeatus* (Perugia, 1891)

Ordem SYNBRANCHIFORMES

Família SYNBRANCHIDAE

86	<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)
	Ordem CYPRINODONTIFORMES
	Família RIVULIDAE
101	<i>Rivulus</i> sp. *
	Ordem PERCIFORMES
	Família SCIAENIDAE
87	<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)
	Família CICHLIDAE
88	<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)
89	<i>Cichla monoculus</i> (Spix, 1831)
90	<i>Cichlasoma paranaense</i> (Kullander, 1983)
91	<i>Crenicichla haroldoi</i> Luengo & Britski, 1964
92	<i>Crenicichla britskii</i> (Kullander, 1982)
93	<i>Crenicichla nierderleinii</i> (Holmberg, 1891)
94	<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)
95	<i>Laetacara</i> sp.
	Ordem PLEURONECTIFORMES
	Família SOLEIDAE
96	<i>Catathyridium jenynsii</i> (Günther, 1862)

Obs: números entre parênteses referem-se aos códigos utilizados nas figuras. As espécies destacadas com asterisco foram coletadas no período de fevereiro a agosto de 2000.

Padrões de diversidade

Do total de espécies registradas, 80 foram amostradas com redes de espera e 57 com arrastos.

As maiores médias de riqueza nas estações amostradas com redes de espera, foram verificadas no rio Baía (RBAI-22,7), lagoa das Garças (LGAR-20,7) e lagoa Fechada (LFEC-18,5). Os menores valores foram registrados na lagoa Zé do Paco (LZEP-8,5) e Canal do Ipoitã (CIPO-10,2) (Fig. 1). Considerando os tipos de ambientes, foram encontradas em média 19,0 espécies nos rios, 16,2 nas lagoas abertas, 13,3 nos canais e 13,1 nas lagoas fechadas. A análise de variância (ANOVA) indicou efeitos significativos dos locais ($F=3,05$; $P<0,05$) e dos tipos de ambientes sobre as estimativas de riqueza ($F=5,58$; $P<0,05$).

Nas amostragens com arrastos (restritas às lagoas), as maiores médias de riqueza foram verificadas na lagoa do Osmar (LOSM-16,5), lagoa Pousada (LPOU-14,5) e lagoa Clara (LCLA-13,6). A menor no Ressaco do Manezinho (LMAN-5,5) (Fig. 1). Nas categorias de ambientes, as lagoas fechadas apresentaram maior número médio de espécies (11,8) que as abertas (8,6), tendência oposta àquela verificada nas capturas com redes de espera. Não foram registradas diferenças significativas no número de espécies entre os locais, entretanto a ANOVA indicou efeito significativo do tipo de ambiente sobre a riqueza nas coletas com arrasto ($F=9,36$; $P<0,05$).

Os maiores valores médios do Índice de Diversidade de Shannon (H'), para as amostras coletadas com redes de espera, foram encontrados no rio Ivinhema (RIVI-2,48), lagoa Fechada (LFEC-2,43) e rio Paraná (RPAR-

2,41), enquanto que os menores valores na lagoa do Zé do Paco (LZEP-1,69) e lagoa Ventura (LVEN-1,73) (Fig. 1). Considerando os tipos de ambientes, foram encontrados os seguintes valores médios de diversidade: rios (2,42), lagoas abertas (2,12), canais (2,10) e lagoas

fechadas (1,98). Foram verificados efeitos significativos dos locais ($F=3,10$; $P<0,05$) e dos tipos de ambientes sobre as estimativas de diversidade ($F=4,00$; $P<0,05$).

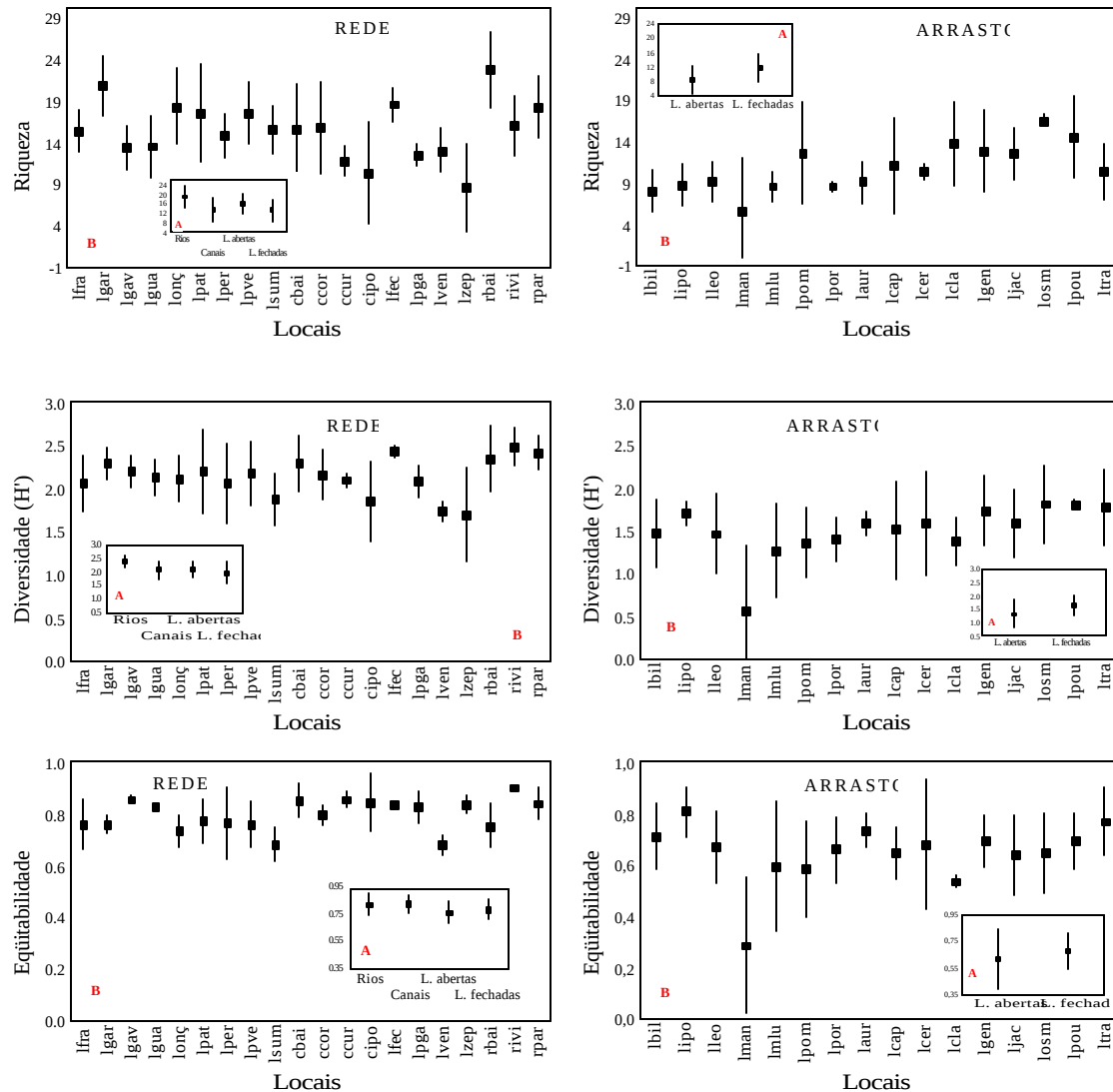


Figura 1. Médias de riqueza, Índice de Diversidade de Shannon, equitabilidade por categoria de ambientes (A) e locais (B) de amostragem com rede de espera (gráficos à esquerda) e arrasto (gráficos à direita) (quadrado = média; barra vertical = média $\pm$ desvio padrão)

Nas amostragens com arrastos, as maiores médias de diversidade foram encontradas na lagoa do Osmar (LOSM-1,81), lagoa Pousada (LPOU-1,80) e lagoa Traíra (LCLA-1,77). O Ressaco do Manezinho (LMAN-0,56) apresentou o menor valor médio de H' . Nas categorias de ambientes, as lagoas fechadas apresentaram maior valor médio de diversidade (1,62) que as abertas (1,32). Não foram registradas diferenças significativas na diversidade entre os locais, no entanto este índice sofreu efeito significativo do tipo de ambiente ($F=6,36$; $P<0,05$).

As maiores médias de equitabilidade para as coletas com redes de espera, foram registradas no rio Ivinhema (RIVI-0,90), lagoa do Gavião (LGAV-0,86) e nos canais Baía (CBAI) e Curutuba (CCUR, ambos com 0,85). As menores médias da equitabilidade foram registradas nas lagoas Sumida e Ventura (LSUM e LVEN com 0,68) (Fig. 1). Considerando os tipos de ambientes, os canais apresentaram maiores valores médios de equitabilidade (0,84), seguidos pelos rios (0,83), lagoas fechadas (0,79) e abertas (0,77). Foram registrados efeitos significativos dos locais ($F=3,10$; $P<0,05$) e dos tipos de ambientes sobre as estimativas de equitabilidade ($F=3,40$; $P<0,05$).

Nas amostragens com arrastos, os maiores valores médios de equitabilidade foram verificados na lagoa Boca do Ipoitã (LIPO-0,81), lagoa Traíra (LTRA-0,77) e lagoa do Aurélio (LAUR-0,73). As menores médias no Ressaco do Manezinho (LMAN-0,28) e lagoa Clara (LCLA-0,53) (Fig. 1). Nas categorias de ambientes, as lagoas fechadas apresentaram maior valor médio da equitabilidade (0,67) que as abertas (0,61). Foram registradas diferenças significativas na equitabilidade entre os locais ($F=2,07$; $P<0,05$), entretanto não houve efeito significativo do tipo de ambiente sobre a equitabilidade nas coletas com arrasto.

De maneira geral, os resultados obtidos em 2001 são similares aos de estudos anteriores, com os rios apresentando os maiores valores

médios da riqueza, Índice de Diversidade (H') e equitabilidade (Agostinho et al., 1997). Cabe ressaltar que as estações de amostragem com menor riqueza de espécies foram aquelas que apresentaram, principalmente, os menores valores médios do Índice de Diversidade.

Nos ambientes amostrados com redes, os rios e canais apresentaram maiores valores de diversidade β -2, indicando maior alteração na composição das espécies ao longo dos meses (Fig. 2). Os menores valores de diversidade β -2 para as lagoas abertas e fechadas revelam maior homogeneidade na composição entre as amostras nesses ambientes. Do ponto de vista temporal, os rios, canais e lagoas abertas apresentaram maior alteração na composição específica em agosto, enquanto as lagoas fechadas apresentaram maior alteração em outubro.

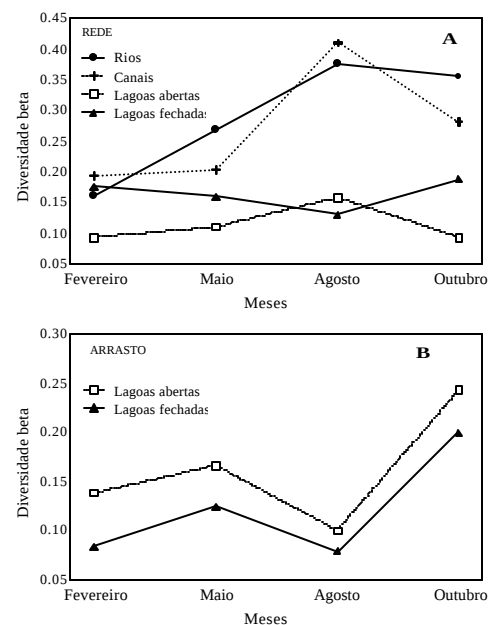


Figura 2. Variação da diversidade β -2 entre as assembleias por categoria de ambiente (rios, canais, lagoas abertas e fechadas) ao longo do período de amostragem com redes de espera (A) e arrasto (B)

Quanto aos ambientes amostrados com arrastos, as lagoas abertas apresentaram maior variação na composição específica em relação às fechadas durante o período de coleta. As lagoas abertas e fechadas revelaram maior alteração na composição de espécies em outubro e menor alteração em agosto.

Padrões de dominância, abundância relativa, persistência e agregação

As curvas de espécie-abundância ("Wittaker Plots") para as espécies capturadas com redes de

espera nas diferentes categorias de ambiente (Fig. 3) revelam tendências de maior uniformidade nos rios, seguido das lagoas abertas. A maior dominância foi observada nas lagoas fechadas. Resultados similares foram obtidos em estudos anteriores (Agostinho et al., 1997). Cabe ressaltar aqui, o elevado número de espécies raras registradas nos canais (19 espécies). Isso pode ser resultado desses ambientes servirem de ligação entre os diferentes biótopos da planície.

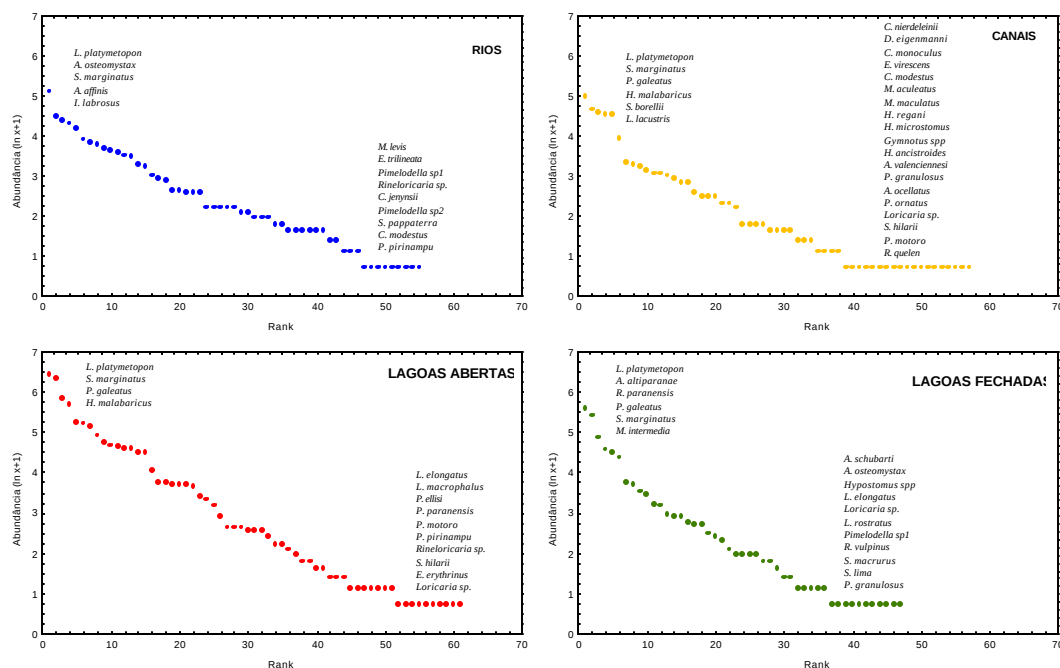


Figura 3. Curvas de relação espécie-abundância para as diversas categorias de ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados com redes de espera, no período entre fevereiro e outubro de 2001

Estudos realizados por Agostinho et al. (1997) na planície de inundação do alto rio Paraná, obtidos com redes de espera, demonstraram que *L. platymetopon*, *H. litorale*, *H. malabaricus*, jovens de *P. lineatus*,

constituíam a base das capturas na pesca experimental nestes ambientes, e que jovens de *P. corruscans*, *H. platyrhynchos*, *S. altoparanae* e *L. obtusidens* eram freqüentes. Destaca-se ainda para os canais a importância de *T.*

paraguayensis, *S. marginatus*, *S. spilopleura*, *P. maculatus* e *I. labrosus*.

Esses autores descrevem ainda que *S. insculpta*, *A. altiparanae*, *A. osteomystax*, *S. spilopleura* e *S. borellii*, apresentaram-se ocorrência generalizada e com elevada frequência na maioria dos ambientes e, que também com ocorrência generalizada, porém com forte estratificação espacial entre os jovens e adultos, destacavam-se *P. lineatus*, *P. corruscans*, *S. maxillosus*, *L. obtusidens* e *L. elongatus*, todas grandes migradoras. Cabe ressaltar que, durante o ano de 2001, muitas espécies migradoras foram raras nas diversas categorias de ambiente da planície, como foi o caso de *L. elongatus* nas lagoas abertas e *L. elongatus*, *R. vulpinus* e *P. granulatus* nas

lagoas fechadas.

Para os arrastes as curvas de espécie-abundância foram similares, com discreta uniformidade nas lagoas fechadas (Fig. 4). Porém, as espécies dominantes nos arrastos caracterizam-se pelo pequeno porte e ciclo de vida curto. Vários autores comentam que os corpos de água da planície alagável comportam uma rica fauna de peixes pequenos, com ciclo de vida curto e alto potencial reprodutivo, que partilham o ambiente com formas jovens de espécies de grande porte que encontram nessa região as condições adequadas de alimentação e abrigo de predadores (Boneto et al., 1968; Agostinho & Zalewski, 1996; Agostinho et al., 1997 e Lowe McConnel, 1999).

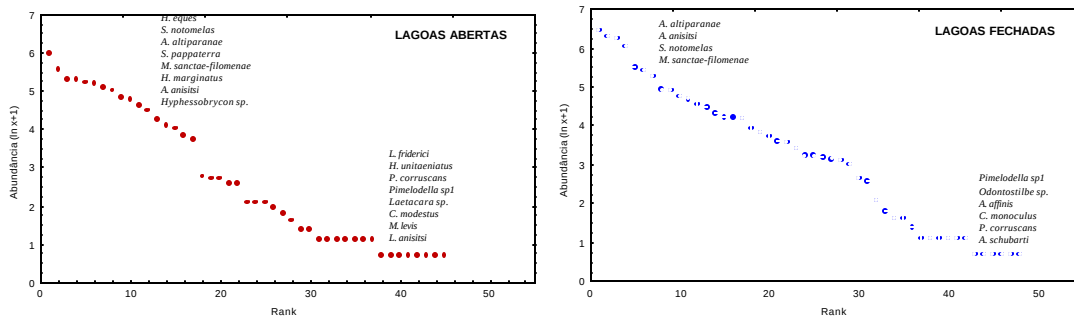


Figura 4. Curvas de relação espécie-abundância para as lagoas abertas e fechadas da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados com redes de arrasto no período entre fevereiro e outubro de 2001

Dados de captura (número de indivíduos e biomassa em 1000m² de rede durante o período de 24h), para as quinze principais espécies de cada ambiente, revelaram que, em número, *L. platymetopon* foi a espécie dominante nos rios, canais, lagoas abertas e fechadas; seguido de *S. marginatus* nos três primeiros e de *A. altiparanae* nas lagoas fechadas. Ao analisarmos a biomassa, verificamos que *L. platymetopon* foi dominante nas lagoas fechadas, seguido por *L. anisitsi*. Nos rios estas também foram as espécies dominantes, porém em ordem inversa. Nos canais a principal espécie em biomassa foi

S. borellii, enquanto que para as lagoas abertas predominou *L. anisitsi*. Nessas duas categorias de ambientes, *H. malabaricus* foi a segunda espécie mais importante (Fig. 5).

Para os ambientes amostrados com redes de arrasto, *S. notomelas* predominou em número, tanto nas lagoas abertas como nas fechadas, seguido de *H. eques* e *A. anisitsi* respectivamente. Em biomassa verificou-se o predomínio de *S. pappaterra* e *S. notomelas* nas lagoas abertas e *A. altiparanae* e *S. insculpta* nas lagoas fechadas (Fig. 6).

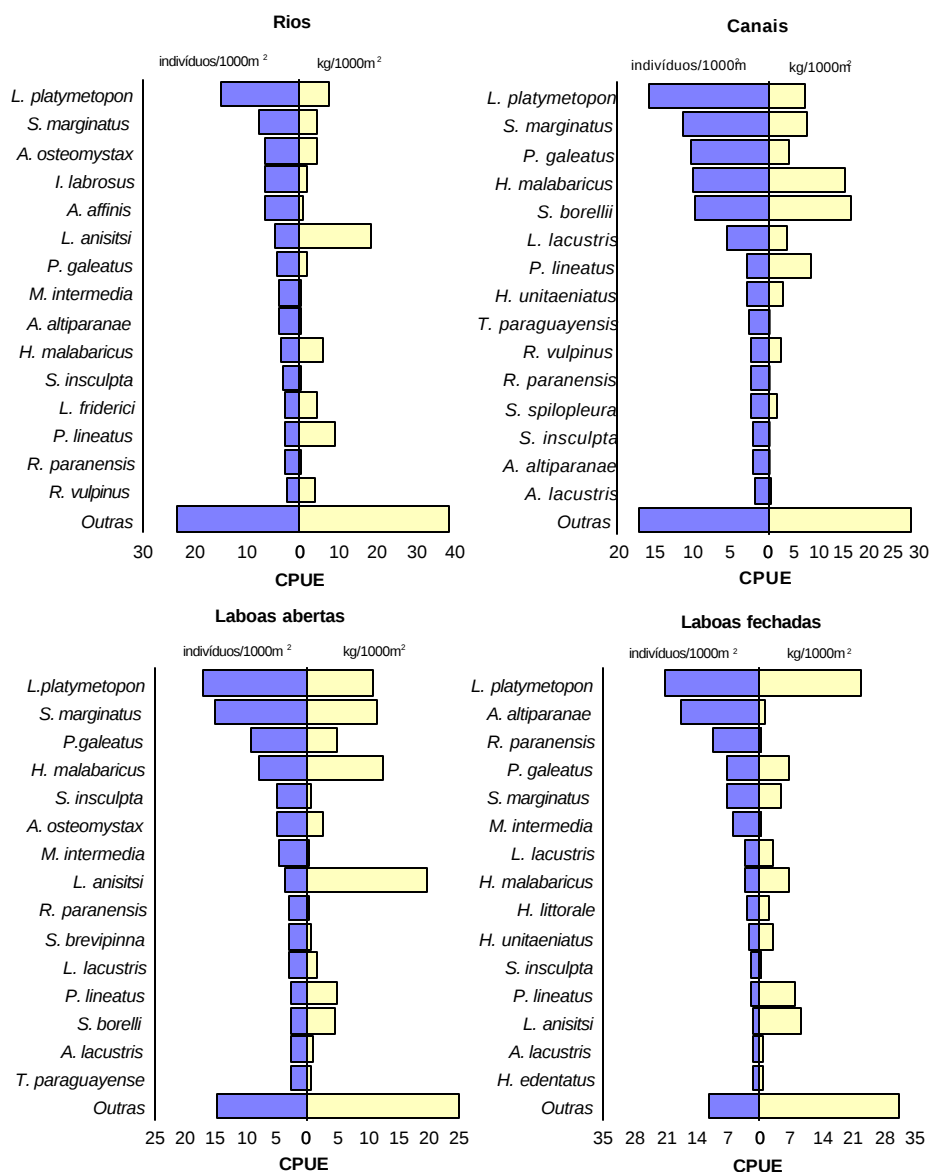


Figura 5. Captura por unidade de esforço, em número e biomassa, das principais espécies capturadas com redes de espera nas diferentes categorias de ambientes amostrados da planície alagável do alto rio Paraná.

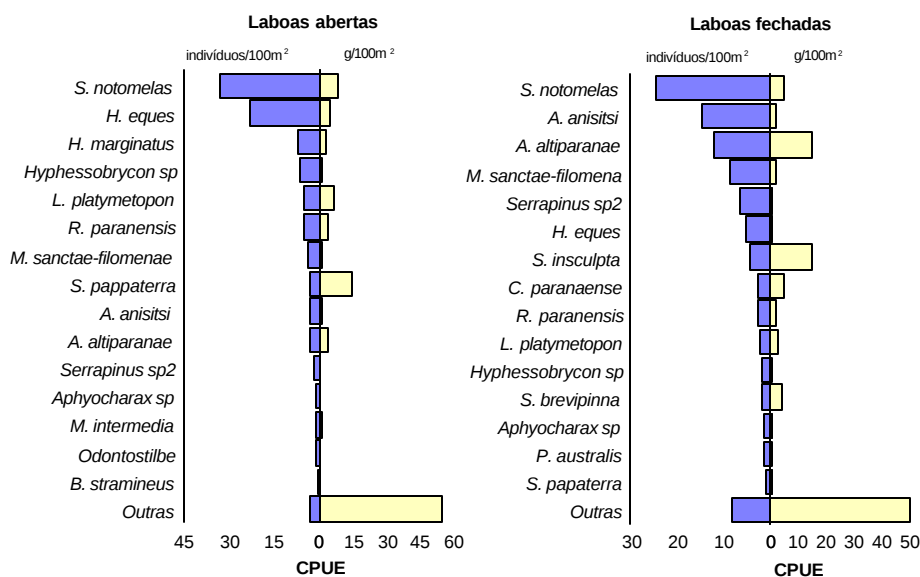


Figura 6. Captura por unidade de esforço, em número e biomassa das principais espécies capturadas com redes de arrasto nos diferentes ambientes amostrados da planície alagável do alto rio Paraná.

Dentre as espécies que apresentaram abundância elevada em todos os ambientes figuram as detritívoras, como cascudo-chinelo *L. platymetopon*, e as piscívoras, como piranha *S. marginatus* e traíra *H. malabaricus*. Levantamentos anteriores mostraram tendências de dominância similares (FUEM.PADCT/CIAMB, 1993). Em função da distribuição e abundância de *L. platymetopon* nos distintos ambientes, as lagoas foram consideradas, em estudos anteriores (FUEM.PADCT/CIAMB, 1993; Veríssimo, 1994) como os preferenciais da espécie.

Além de *S. marginatus* e *L. platymetopon*, o cangati *P. galeatus* foi abundante nas lagoas abertas e canais e *A. osteomystax* nos rios.

As espécies *A. altiparanae* e *R. paranensis*, espécies onívora e lepidófaga, respectivamente, apresentaram abundância considerável nas lagoas fechadas, ou seja, em ambientes lenticos.

No período de 1991 a 1992, *R. paranensis*

constituiu-se na espécie dominante em lagoas sazonalmente isoladas da região, tornando-se rara nas fases finais de dessecação das mesmas (Veríssimo, 1994).

Nas diversas categorias de ambientes, nas quais as redes de espera foram operadas, o padrão de persistência foi similar, com as espécies dominantes apresentando maior persistência, ou seja, ocorreram na maioria dos pontos amostrados durante a maioria das coletas.

As espécies persistentes foram *L. platymetopon*, *S. marginatus* e *H. malabaricus* (Fig. 7). Já para as amostragens com arrasto, as espécies persistentes foram *S. notomelas*, *H. eques* e *R. paranensis* para lagoas abertas e *S. notomelas*, *A. altiparanae*, *A. anisitsi* e *M. sanctae-filomenae* para as lagoas fechadas (Fig. 8).

O padrão geral de agregação das comunidades de peixes, capturada nos diferentes ambiente (rios, canais, lagoas abertas e

fechadas), com redes de espera e arrasto diferiram aleatoriamente e pode ser

caracterizado como agregado.

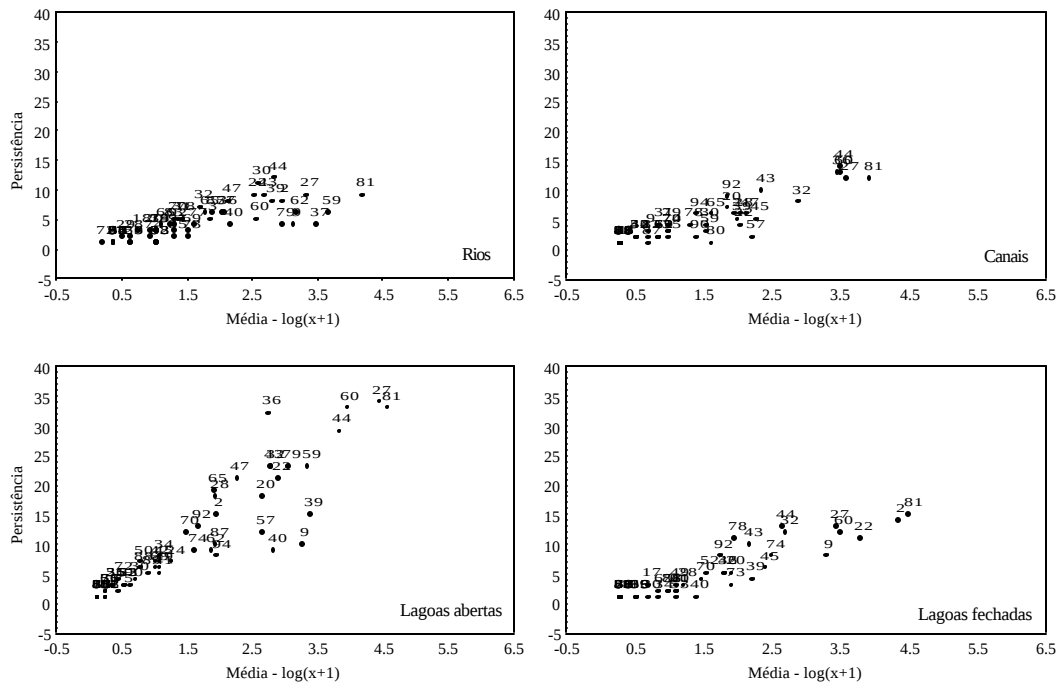


Figura 7. Padrões de persistência das espécies de peixes capturados com redes de espera nas diversas categorias de ambientes amostrados na planície de inundação do alto rio Paraná, no período entre fevereiro à novembro de 2001 (ver lista de espécies para os códigos das espécies).

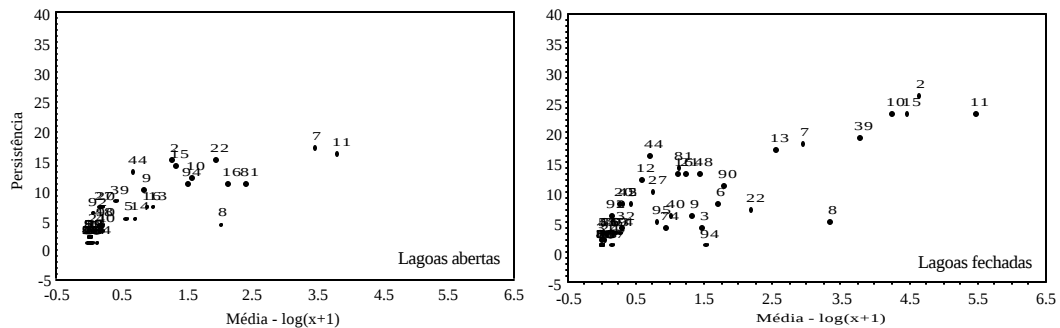


Figura 8. Padrões de persistência das espécies de peixes capturados com arrasto nas diversas categorias de ambientes amostrados na planície de inundação do alto rio Paraná, no período entre fevereiro à novembro de 2001 (ver lista de espécies para os códigos das espécies)

Apesar das espécies terem altas persistência, elas ocorreram em grandes abundâncias em alguns meses (padrão agregado), que pode ser decorrente das espécies dominantes nos diferentes ambientes amostrados com rede de

espera e arrasto apresentarem adaptações para condições extremas, elevado potencial reprodutivo, às vezes com cuidado parental e elevadas taxas de crescimento (Figs. 9 e 10)

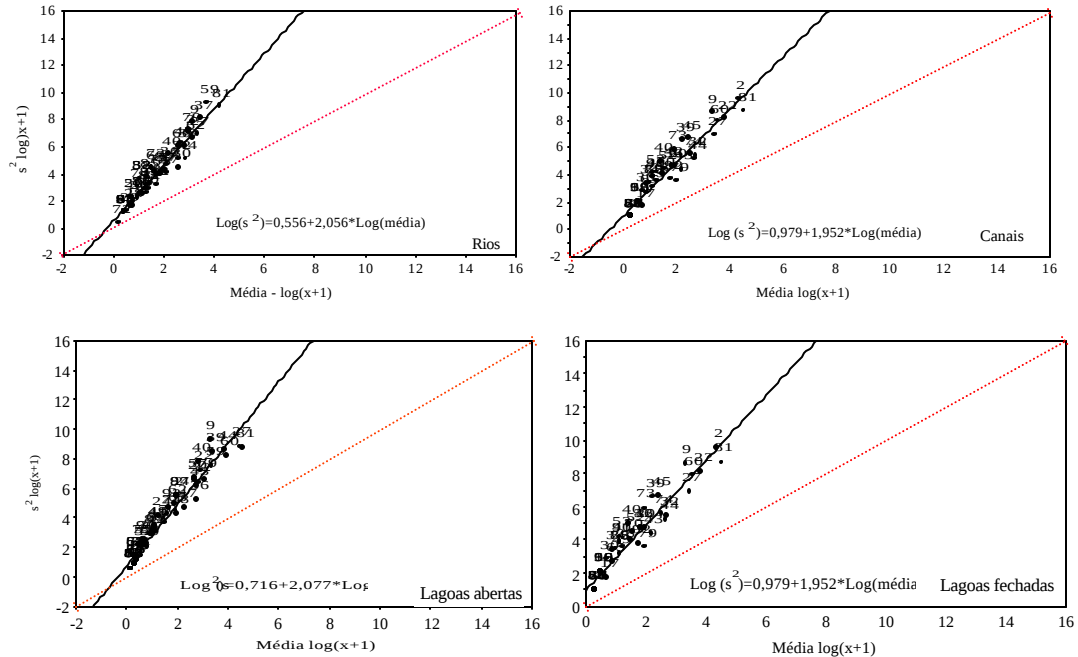


Figura 9. Padrões de agregação das espécies de peixes (relação entre os logaritmos da abundância média e suas variâncias) capturados com redes de espera nas diversas categorias de ambientes amostrados na planície de inundação do alto rio Paraná, no período entre fevereiro à novembro de 2001 (ver lista de espécies para os códigos das espécies)

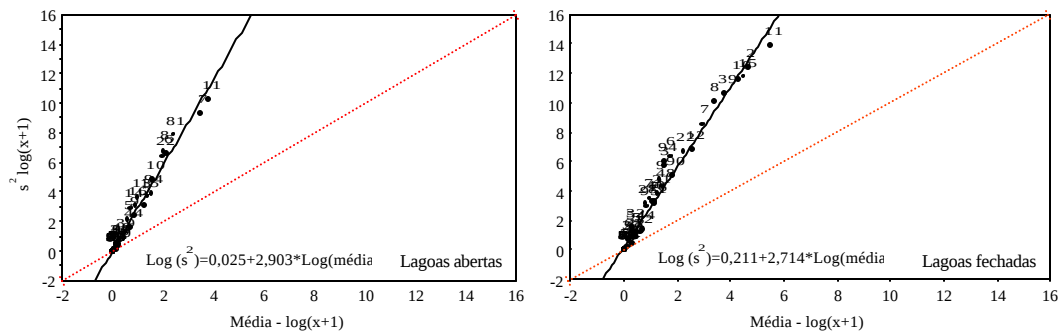


Figura 10. Padrões de agregação das espécies de peixes (relação entre os logaritmos da abundância média e suas variâncias) capturados com arrasto nas duas categorias de ambientes amostrados na planície de inundação do alto rio Paraná, no período entre fevereiro à novembro de 2001 (ver lista de espécies para os códigos das espécies)

Estrutura das assembléias de peixes e relações com alguns fatores abióticos.

Os dados abióticos obtidos nas estações de amostragens operadas com redes de espera foram sumarizados através de uma análise de componentes principais (PCA). Dois eixos foram retidos para interpretação, o eixo 1 (PC1), que explicou 34% da variabilidade dos dados e, o eixo 2 (PC2), que explicou 24%. Analisando a ordenação (Fig. 11A), nota-se que no PC1, não houve uma separação evidente das diversas estações de amostragens, caracterizadas como categoria de ambientes.

Isso pode ser resultado da grande variabilidade temporal das variáveis abióticas (para mais detalhes ver Thomaz et al., 1997 e Thomaz et al., nesse volume). Porém, para o PC2, na média, as estações de amostragem categorizadas como rios posicionaram-se mais na parte inferior da ordenação (maioria dos círculos amarelos estão abaixo do valor 0 na escala do PC2) (Fig. 11A). Para o PC2, as variáveis que mais contribuíram para sua formação foram a transparência, condutividade e pH, todas com escores negativos (Fig. 11B). Assim, na média, os rios apresentaram maior transparência, condutividade e pH.

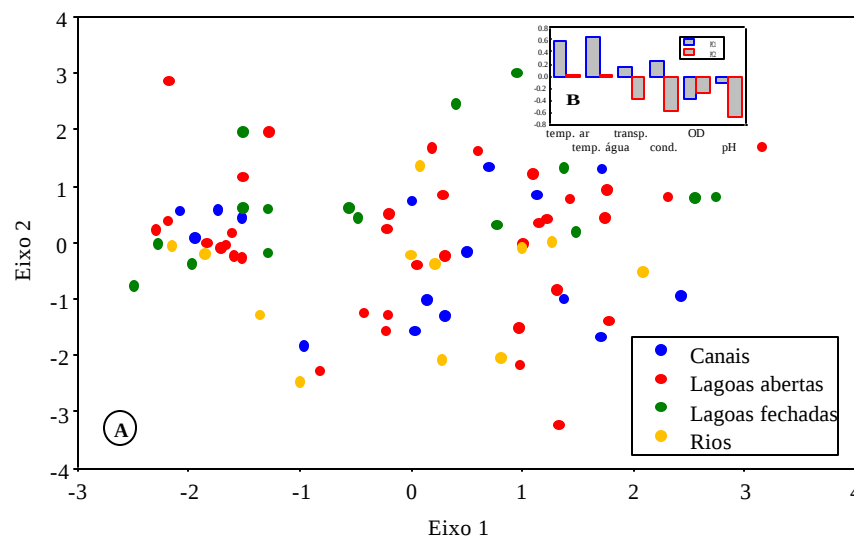


Figura 11. Ordenação resultante da análise de componentes principais (A) e escores das variáveis abióticas (B) para os ambientes amostrados com rede de espera

Para os dados abióticos obtidos nas estações de amostragem operadas com arrasto, dois eixos também foram retidos para interpretação.

O eixo 1 (PC1), que explicou 34% da variabilidade dos dados e, o eixo 2 (PC2), que explicou 22%. Essa ordenação (Fig. 12A) também não separou as lagoas abertas das fechadas de maneira evidente, tanto no PC1

como no PC2, provavelmente devido a grande variabilidade temporal das variáveis abióticas.

As variáveis que mais contribuíram para a formação do PC1 foram a temperatura do ar e da água (negativamente) e o oxigênio dissolvido (positivamente) e, para o PC2 a transparência (positivamente), pH e condutividade (negativamente) (Fig. 12B).

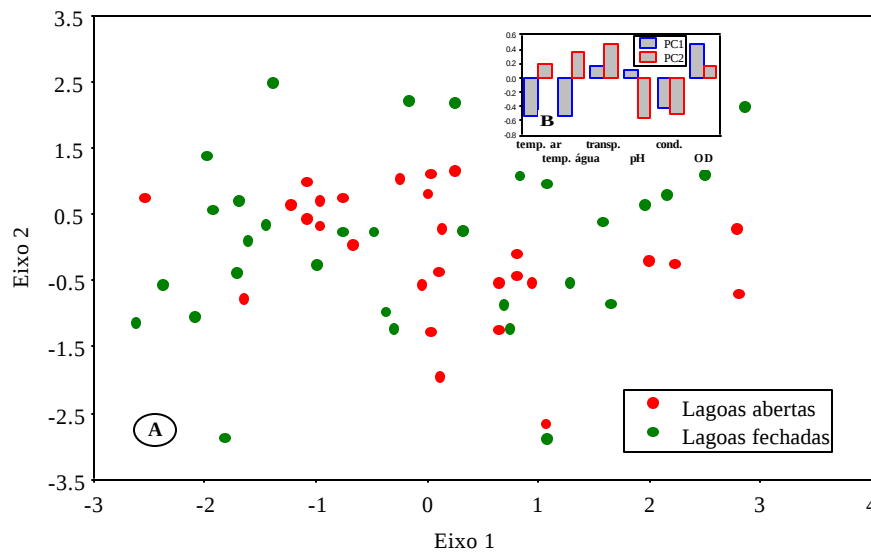


Figura 12. Ordenação resultante da análise de componentes principais (A) e escores das variáveis abióticas (B) para os ambientes amostrados com rede de arrasto

A análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA) aplicada aos dados de CPUE coletados com redes de espera, teve dois eixos retidos para interpretação. O eixo 1 (DC1), com autovalor de 0,35 e, o eixo 2 (DC2), com autovalor de 0,17. A ordenação das categorias de ambientes em função das espécies (Fig. 13) apresentou-se melhor que a ordenação resultante da PCA. Assim, no DC1 houve uma nítida separação das estações e meses na categoria rios (círculos amarelos localizados mais a direita na Fig. 13). Essa separação parece ser decorrente da situação hidrológica que a área estudada se encontra atualmente. Já no eixo 2, a separação não é tão nítida. Essa distinção dos ambientes caracterizados como rios foi devido, principalmente, a espécies reofilicas raras, coletadas, exclusivamente, nos rios, como por exemplo, *P. nasus*, *L. vittatus* e *C. haroldoi*.

Para a DCA aplicada aos dados de CPUE dos arrastos, dois eixos foram retidos para

interpretação, o DC1, com autovalor de 0,41 e o DC2, com autovalor de 0,24. Nesse caso, também houve uma nítida separação dos ambientes considerados, com as lagoas abertas localizadas mais a direita na ordenação (círculos vermelhos da Fig. 14). Isso indica diferentes assembléias nessas categorias de ambientes (ver Fig. 6 para mais detalhes).

A análise de correlação feita entre os eixos retidos para interpretação da PCA e da DCA, para as capturas com redes de espera, foi significativa entre o PC2 e o DC1 ($R = -0,43$; $P < 0,01$). Isso indica uma congruência entre as ordenações, revelando influência dos dados abióticos sobre a estruturação das assembléias, diferenciando, principalmente, a categoria rio. Para os dados dos arrastos, a correlação entre o PC2 e o DC1 também foi significativa ($R = -0,27$; $P = 0,03$). Porém, o baixo valor do coeficiente de correlação de Pearson (R) demonstra que essa associação deve ser analisada com cuidado.

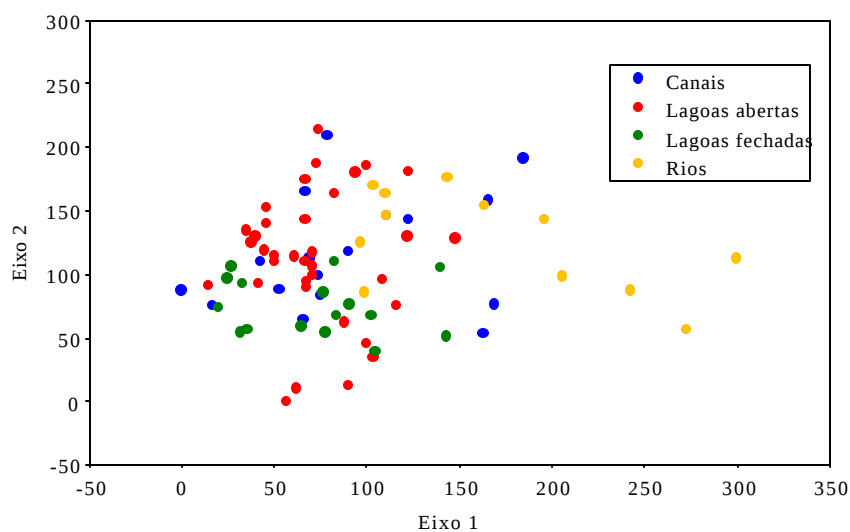


Figura 13. Ordenação resultante da análise de correspondência com remoção do arco (DCA) aplicada aos dados de CPUE (ind./1000m² rede de espera por 24 hs)

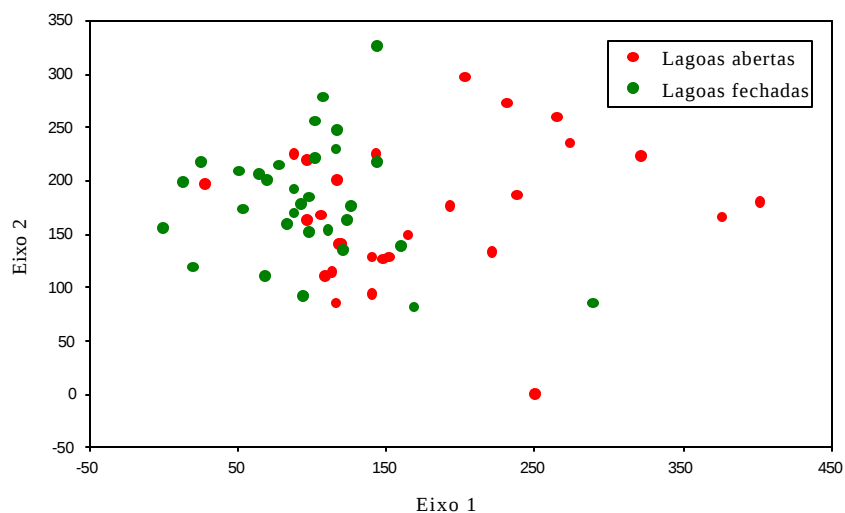


Figura 14. Ordenação resultante da análise de correspondência com remoção do arco (DCA), aplicada aos dados de CPUE (ind./100m²) dos arrastos

Atividade reprodutiva

O período de maior atividade reprodutiva para o conjunto das espécies de peixes mais

abundantes da região planície de inundação do alto rio Paraná foi de outubro a fevereiro (Tab. 2 e 3), embora algumas espécies em reprodução tenham sido constatadas durante todo o ano.

Entre as espécies que apresentaram maior frequência de fêmeas em reprodução, para as capturadas com redes de espera, *L. platymetopon* foi a única espécie que esteve em reprodução em todos os meses e ambientes estudados, considerada espécie residente e resistente (estratégias oportunista e de equilíbrio; sensu Winemiller, 1989), possui fecundação externa apresentando cuidado com a prole. Dei Tós et al. (1997) determinaram que o cascudo chinelo se reproduz entre setembro e janeiro, relatando também que sua reprodução em anos de seca se prolonga por vários meses, corroborando os dados desse estudo.

Outras espécies apresentaram preferência para determinada categoria de ambiente. Assim, *A. affinis*, reproduz-se com maior frequência nos rios; *L. anisitsi*, *H. malabaricus*, *R. paranensis* e *S. insculpta* nas lagoas abertas e *A. altiparanae* e *P. galeatus* nas lagoas fechadas (Tab. 1). O *H. malaricus*, classificada como uma espécie sedentária ou com deslocamento restrito, apresenta cuidado com a prole, reproduz-se entre setembro e abril, com maior intensidade reprodutiva nos meses de outubro a fevereiro, na planície de inundação do rio Paraná (Vazzoler et al., 1997), coincidindo com os dados desse trabalho.

As espécies capturadas com arrasto, que apresentaram maior frequência de fêmeas em reprodução foram *H. eques*, *M. sanctaefilomenae*, *S. notomelas* para as lagoas abertas e fechadas e *A. altiparanae* e *A. anisitsi* só para as lagoas fechadas (Tab. 2). Essas espécies são de pequeno porte, que em geral não ultrapassam 10 cm de comprimento, consideradas como sedentárias ou com deslocamento restrito sem cuidado com a prole, vivendo em uma grande diversidade de ambientes (Britski et al., 1988).

Vazzoler et al. (1997) destacam o papel importante que as lagoas representam para as espécies de pequeno e médio porte, sedentárias ou que realizam pequenos deslocamentos, como habitats para reprodução.

O período de cheia pode variar de um ano para outro, podendo ser mais cedo no final da primavera, ou mais tarde no final do verão, o período da desova também pode variar de um ano para outro (Suzuki & Agostinho, no prelo).

De acordo com Godoy (1975), as espécies migradoras jamais desovam com o nível do rio estável ou decrescendo. Dessa forma, se durante o período reprodutivo não houver cheias o suficiente para criar as condições de desova, as gônadas dessas espécies regridem sem que haja a reprodução. As espécies sedentárias e as migradoras de curta distância parecem, entretanto, menos dependentes das cheias (Agostinho et al., 2001).

A reprodução representa um dos aspectos mais importantes da biologia de uma espécie, visto que de seu sucesso dependem o recrutamento e, conseqüentemente, a manutenção de populações viáveis (Suzuki & Agostinho, 1997). Segundo Wootton (1984), o sucesso reprodutivo de um peixe depende de onde e quando ele se reproduz e do recurso alocado para a reprodução.

Agostinho et al. (1997) afirmam que o sucesso do recrutamento na bacia do alto rio Paraná está relacionado com o período, duração e intensidade das cheias, e que essa dependência é menor em espécies sedentárias com cuidado parental, e maior em espécies migradoras que desovam em trechos mais altos da bacia, cujos jovens se desenvolvem primeiro nas áreas inundadas. Em relação a isso, Gomes & Agostinho (1997) concluíram que níveis de recrutamento são mais dependentes da duração da cheia do que o nível máximo alcançado por ela. A inundação é especialmente favorável para recrutamento se eles ocorrerem durante o verão e outono.

As características particulares apresentadas podem ter exercido uma certa vantagem de algumas espécies em relação a outras, principalmente sobre aquelas que têm no pulso de inundação o gatilho para sua reprodução.

Tabela 1 (A e B). Frequência de indivíduos adultos (n) e em reprodução (rpd; %) das espécies mais abundantes nas capturas com redes de espera.

A	Rios								Canais							
	fevereiro		maio		Agosto		outubro		fevereiro		maio		agosto		outubro	
	n	rpd	n	rpd	N	Rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd
<i>A. affinis</i>	6	16,7	34	20,6	15	6,7	18	5,6	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. altiparanae</i>	5	-	22	-	13	7,7	3	33,3	5	20,0	8	-	3	-	2	-
<i>A.osteomystax</i>	6	-	67	-	3	-	11	-	5	-	-	-	1	-	5	40,0
<i>H.littorale</i>	1	100,0	3	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	3	33,3
<i>H.malabaricus</i>	3	33,3	12	-	11	-	11	9,1	28	-	13	-	32	9,4	19	10,5
<i>H.unitaeniatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	3	-	11	-	11	63,6
<i>I.labrosus</i>	27	3,7	10	-	5	-	22	9,1	-	-	-	-	3	-	1	-
<i>L.anisitsi</i>	8	37,5	11	-	23	8,7	3	66,7	3	33,3	-	-	1	-	1	100,0
<i>L.lacustri</i>	6	-	2	-	1	-	3	66,7	32	31,3	3	-	6	33,3	9	55,6
<i>L.platymetopon</i>	38	34,2	61	11,5	46	34,8	18	27,8	51	45,1	14	14,3	45	17,8	37	27,0
<i>M. intermedia</i>	0	-	31	19,4	12	8,3	6	50,0	1	-	2	50,0	-	-	-	-
<i>P.galeatus</i>	30	13,3	-	-	2	-	7	28,6	33	30,3	20	-	12	-	30	26,7
<i>P.lineatus</i>	3	33,3	18	-	7	-	4	25,0	8	12,5	10	-	5	-	4	-
<i>R.paranensis</i>	4	100,0	7	-	11	9,1	4	50,0	3	33,3	8	-	5	-	4	50,0
<i>R.vulpinus</i>	17	-	3	-	1	-	3	33,3	11	-	2	-	3	-	6	16,7
<i>S.borellii</i>	9	11,1	2	-	-	-	7	57,1	46	17,4	10	-	17	-	18	33,3
<i>S. brevipinna</i>	0	-	-	-	10	20,0	7	14,3	-	-	-	-	-	-	2	-
<i>S.insculpta</i>	1	-	17	-	13	-	4	50,0	1	100	12	-	6	-	-	-
<i>S.marginatus</i>	45	-	20	-	2	-	12	41,7	43	9,3	8	-	7	-	46	19,6
<i>T. paraguayensis</i>	9	22,2	9	-	-	-	1	100,0	20	20,0	4	-	-	-	-	-

B	Lagoas abertas								Lagoas fechadas							
	fevereiro		maio		Agosto		outubro		fevereiro		maio		agosto		outubro	
	n	rpd	n	rpd	n	Rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	N	rpd	n	rpd
<i>A. affinis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. altiparanae</i>	23	8,7	5	-	3	-	10	20,0	95	16,8	42	11,9	39	7,7	49	28,6
<i>A.osteomystax</i>	32	-	63	1,6	31	3,2	58	3,4	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>H.littorale</i>	9	-	4	-	7	-	7	-	9	22,2	5	-	12	-	7	-
<i>H.malabaricus</i>	27	91,9	54	1,9	139	5,8	70	34,3	7	-	9	-	14	-	9	44,4
<i>H.unitaeniatus</i>	2	-	3	33,3	6	-	1	-	1	-	24	-	3	-	3	33,3
<i>I.labrosus</i>	4	-	12	-	5	-	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>L.anisitsi</i>	27	66,7	37	10,8	53	7,5	19	15,8	4	50,0	4	-	4	25,0	6	50,0
<i>L.lacustri</i>	27	14,8	25	-	29	3,4	22	50,0	15	13,3	9	22,2	10	-	7	28,6
<i>L.platymetopon</i>	143	32,2	190	8,9	175	30,3	127	35,4	60	33,3	91	14,3	58	27,6	57	15,8
<i>M. intermedia</i>	112	53,6	8	25,0	1	-	48	68,8	56	83,9	1	100,0	5	-	16	93,8
<i>P.galeatus</i>	95	24,2	38	-	100	-	108	21,3	20	40,0	40	2,5	28	3,6	8	37,5
<i>P.lineatus</i>	12	16,7	44	-	27	-	17	-	10	10,0	3	-	4	-	6	-
<i>R.paranensis</i>	12	41,7	20	5,0	29	13,8	54	64,8	27	48,1	20	-	39	5,1	44	54,5
<i>R.vulpinus</i>	22	-	18	-	6	-	11	-	-	-	1	-	4	-	-	-
<i>S.borellii</i>	22	-	31	-	26	-	18	-	-	-	7	-	9	-	3	-
<i>S. brevipinna</i>	-	-	-	-	16	12,5	86	47,7	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S.insculpta</i>	73	28,8	78	5,1	26	15,4	14	14,3	4	50,0	20	5,0	-	-	-	-
<i>S.marginatus</i>	162	4,3	93	-	69	-	237	24,1	49	-	23	-	9	-	9	44,4
<i>T. paraguayensis</i>	33	9,1	26	-	9	-	20	20,0	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 2: Frequência de indivíduos fêmeas adultas (n) e em reprodução (rpd; %) das espécies mais abundantes nas capturas com arrasto.

Espécies	Lagoas abertas								Lagoas fechadas							
	fevereiro		maio		agosto		outubro		fevereiro		maio		agosto		outubro	
	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd
<i>A.altiparanae</i>	21	9,5	125	-	13	-	42	2,4	252	28,0	188	1,0	98	2,0	80	33,0
<i>A.anisitsi</i>	16	12,5	103	1,0	39	-	4	-	150	9,0	186	1,0	132	2,0	66	9,0
<i>C.paranaense</i>	-	-	4	-	-	-	10	-	19	-	21	-	47	-	48	27,0
<i>H.eques</i>	208	47,1	71	8,5	62	4,8	58	50,0	39	10,0	44	7,0	81	9,0	59	10,0
<i>H.marginatus</i>	3	-	42	2,4	39	2,6	94	41,5	8	-	24	-	-	-	3	5,0
<i>Hyphessobrycon</i> sp	-	-	-	-	69	-	81	1,2	1	-	20	10,0	1	-	-	-
<i>L.platymetopon</i>	-	-	4	-	19	5,3	22	4,5	12	-	25	4,0	14	-	56	-
<i>M.sanctae-filomenae</i>	7	14,3	92	2,2	59	1,7	24	33,3	35	37,0	157	1,0	162	6,0	62	6,0
<i>R.paranensis</i>	2	-	26	3,8	62	3,2	34	26,5	54	17,0	45	-	14	-	-	-
<i>S.insculpta</i>	5	40,0	21	-	14	-	-	-	61	25,0	113	2,0	35	-	31	35,0
<i>S.notomelas</i>	39	15,4	63	11,1	48	2,1	107	28,0	156	27,0	163	7,0	117	11,0	67	21,0
<i>S.pappaterra</i>	46	2,2	63	-	21	4,8	66	-	-	-	73	1,0	-	-	-	-
<i>Serrapinus</i> sp2	1	-	51	-	64	20,3	2	-	21	43,0	67	9,0	21	-	80	29,0

Considerações finais

A análise das espécies dominantes nos diversos ambientes amostrados tanto com rede como arrasto, sugere que a maior parte dessas beneficie-se das condições ambientais oferecidas, seja por suas estratégias reprodutivas ou alimentares, apresentando vantagens em relação às demais.

O sucesso de *L. platymetopon*, atualmente a espécie mais abundante na planície de inundação do alto rio Paraná, provavelmente esteja relacionado ao longo período de seca na região. Agostinho et al. (1997) comentam que esta espécie carrega os ovos em processo de incubação, protegendo-os e promovendo sua aeração, mesmo em condições adversas de oxigenação da água. Dei Tos (1994) relata que sua reprodução em anos de seca se prolonga por vários meses. Sua elevada abundância também pode estar relacionada ao fato dessa espécie apresentar o corpo recoberto por placas ósseas, não se constituindo o tipo de presa preferencial das piranhas, espécie piscívora mais abundante. Outro fator que deve contribuir para o sucesso de

L. platymetopon é o seu hábito alimentar detritívoro, ou seja, o principal recurso utilizado pela espécie é altamente disponível nesses ambientes.

A elevada abundância de *S. marginatus* em todos os tipos de ambientes, provavelmente esteja relacionada ao comportamento agressivo e territorialista desta espécie, que apresenta cuidado parental com a prole (Agostinho, 1997). A elevada abundância dessa espécie, cuja ocorrência encontrava-se limitada pelos Saltos de 7 Quedas, demonstra o êxito de sua colonização no trecho superior do rio Paraná, no período posterior à extinção dessa barreira geográfica pela formação do reservatório de Itaipu. *S. spilopleura*, a espécie de piranha nativa dessa porção do rio, figura entre aquelas com baixa abundância nas capturas. A contínua redução na captura de *S. spilopleura* sugere sua exclusão na área de distribuição de *S. marginatus*, pela superioridade competitiva da última (Agostinho, 1997).

Neste contexto, a estratégia reprodutiva e o recurso alimentar utilizado pelas espécies parece estar influenciando o seu sucesso na planície,

entre elas podemos citar a fecundação interna do cangati, *P. galeatus* e a surumanha *A. osteomystax*, os quais apresentam hábito alimentar insetívoro; desova parcelada e cuidado parental em *L. platymetopon* (carrega ovos aderidos sobre o lábio inferior (Lowe McConnell, 1999), é detritívora e o cuidado com a prole e, *S. marginatus* (protege os jovens), espécie piscívora, que na maioria das vezes arranca pedaços de sua presa.

A elevada abundância de espécies forrageiras, macrófitas aquáticas, bem como acúmulo de detritos orgânicos no fundo dos ambientes lênticos, permite suportar um grande número de piscívoras, como *S. marginatus* e *H. malabaricus*; herbívoras como *S. borellii* e *L. lacustris* e iliófagas, como *L. platymetopon* e *S. insculpta*. Dessa forma, a disponibilidade alimentar desses ambientes parece não restringir essas categorias tróficas;

As espécies dominantes nas lagoas amostradas no arrasto são aquelas conhecidas como *r* – estrategistas ou oportunistas (*sensu* Winemiller, 1989). De alto potencial reprodutivo e curto ciclo de vida, são essas espécies que caracterizam a rica fauna de corpos de água da planície do alto rio Paraná.

Já dentre as espécies com reduzida abundância destacam-se aquelas que realizam migrações reprodutivas, como *S. maxillosus*, *H. platyrhynchos*, *P. corruscans*, *S. lima*, *L. obtusidens*, *L. elongatus* e *P. lineatus*. As variações no regime das cheias, provocadas por causas naturais ou pela operação das barragens nos trechos à montante, afetam de maneira drástica essas espécies. Ao analisar a densidade e biomassa de peixes em lagoas do rio Paraná durante 5 anos consecutivos, Veríssimo (1999) mostrou que a intensidade e a duração das cheias exercem grande influência sobre o sucesso reprodutivo destas espécies. Nos anos de cheias intensas e duradouras, ovos e larvas de espécies migradoras, atingem as lagoas onde completam seu desenvolvimento, conseguindo ali condições de abrigo e alimento. Nestes anos,

além das espécies típicas destes ambientes, foram encontrados jovens de *Brycon orbignyanus* (piracanjuba), *Salminus maxillosus* (dourado), *Leporinus elongatus* (piapara) e em especial de *Prochilodus lineatus* que atingiu durante o ano de 1998, valores altíssimos de densidade (59,5 ind./m²) e de biomassa (5.078,1 g/10m²). Nos anos onde a cheia não atingiu os limites que permitissem a entrada de água nas várzeas e ilhas (1996), ou quando as cheias eram de curta duração, as oito principais espécies migradoras não foram capturadas ou sua densidade era extremamente baixa.

Estes dados permitem monitorar o sucesso reprodutivo destas espécies, pela presença de jovens nos ambientes estudados. No verão de 1998, as cheias que estavam ocorrendo normalmente, foram bruscamente interrompidas pelo fechamento da barragem de Porto Primavera, o que acarretou falha no recrutamento das espécies migradoras, agravado pelo excepcional período de seca no verão de 1999, quando a cadeia de reservatórios existentes à montante atingiu cotas muito reduzidas, provocando o segundo ano consecutivo sem a ocorrência de cheias. Espera-se um novo período sem cheias, causado pela segunda etapa de fechamento da barragem de Porto Primavera, quando o reservatório atingirá sua cota máxima, procedimento já autorizado pelos órgãos ambientais, em plena época de reprodução dos peixes.

Dada a diversidade de ambientes, formas de vida e sua estreita relação com a variação sazonal do regime hídrico, os ecossistemas de planícies de inundação são tidos como extremamente frágeis. Os resultados encontrados até o momento, quando confrontados com aqueles levantados em estudos anteriores para a região, apontam alguns processos que podem estar contribuindo, de forma efetiva, para a situação atual. Dentre esses, pode ser destacada a dominância exercida por espécies introduzidas e a estreita relação entre a dinâmica populacional de muitas espécies, principalmente as reofílicas, com a

alteração no regime de cheias da planície de inundação do alto rio Paraná.

Bibliografia

- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. ZALEWSKI, M. 2001. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper River Paraná. *Ecohydrology & Hydrobiology*. v. 1, n. 1-2, 209-217.
- AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO JR., H.F.; GOMES, L.C.; BINI, L.M. & AGOSTINHO, C.S. 1997. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. In: Vazzoler, A.E.A. de M.; Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. Eds. *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá, EDUEM/NUPELIA. pp. 179 - 208.
- AGOSTINHO, A.A.; ZALEWSKI, M. 1996. *A planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação*. Maringá, PR: Editora da Universidade Estadual de Maringá. 100p.
- AGOSTINHO, C. S. 1997. *O impacto da invasão da piranha Serrasalmus marginatus sobre a população de Serrasalmus spilopleura no alto rio Paraná*. São Carlos: UFSCAR. 59p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos.
- BONETTO, A.A.; CORDIVOLA 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. *Phycis*, v. 29, n.78, p. 213-223.
- BRITSKI, H.A.; SATO, Y.; ROSA, A.B.S. *Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco*. 3ª edição, Brasília: Câmara dos Deputados, coordenação de Publicações-CODEVASF, Divisão de Piscicultura e Pesca, 1984, revista pelos autores, 1988, 115P.:il.
- BRITSKI, H.A.; SILIMON, K.S.; LOPES, B.S. 1999. *Peixes do Pantanal: manual de identificação*. Brasília : Embrapa. 184 p.
- CAMARGO, A. F. M.; ESTEVES, F. A. 1996. Influence of water level variation on biomass and chemical composition of aquatic macrophyte *Eichhornia azurea* (Kunth) in an oxbow lake of the rio Mogi-Guaçu (São Paulo, Brasil). *Arch. Hydrobiol.*, v. 135, n.3, p. 423-432
- DEI TÓS, C. 1994. *Estrutura populacional e biologia reprodutiva de Loricariichthys platymetopon Isbrucker & Nijssen, 1979 (Loricariidae, Siluriformes)*. Curitiba: UFPR. 100p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Federal do Paraná.
- DEI TÓS, C.; AGOSTINHO, A.A.; SUZUKI, H.I. 1997. Population structure and reproductive biology of *Loricariichthys platymetopon* (Siluriformes, Pisces) in the upper river Paraná. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v.40, n.4, p.793-807.
- FUEM/PADCT-CIAMB. 1993. *Estudos ambientais da planície de inundação do rio Paraná no trecho compreendido entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu*. Maringá: FUEM. 3v. (Relatório final do Projeto – apoio PADCT/CIAMB).
- GAUGH JR., H.G. 1986. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge: Cambridge University Press, 1982 (reprinted 1986) 298p. (Cambridge studies in ecology; 1).
- GODOY, M.P. de. 1975. *Peixes do Brasil, subordem Characoidei, Bacia do rio Mogi Guassu*. 1.ed. Piracicaba: Ed. Franciscana, 1975. 4v, il.
- GREIG-SMITH, P. Quantitative plant ecology. 3rd ed. Oxford: Blackwell Scientific, 1983. P.p.165 (Studies in ecology, v.9).
- HARRISON, S.; ROSS, S.J.; LAWTON, J.H. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, 61: 151-158.
- HORNE, A. J. GOLDMAN, C. R. 1994. *Limnology*. McCraw – Hill, Inc. New York, 2^d Edition, 576 pp.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems.

- Can. Spec. Publ. Fish Aquat. Sci.* v. 106, p. 110-127.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, EDUSP. 534p.
- MACCUNE, B.; MEFFORD, M.J. 1997. *PC-ORD: multivariate analysis of ecological data*. Version 3.0. Oregon: MjM Software Design.
- MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. London: Croom Helm. New York. 179 p.
- MAURER, B.A. 1994. Geographical population analysis tools for the analysis of biodiversity. *Methods in ecology*. Oxford : Blackwell Scientific. 130 p.
- NEIFF, J.J., 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciência*, v.15, n.6, p. 424-441.
- PEARSON, K. 1901. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. *Philosophical Magazine*, Sixth Series. 2, p. 559-572.
- PIELOU, E.C. 1969. Association tests versus homogeneity tests: their use in subdividing quadrats into groups. *Vegetatio*, 18, p.4-18.
- SUZUKI, H.I.; AGOSTINHO, A.A. Reprodução de peixes do reservatório de Corumbá-GO. In: Agostinho, A.A.; Fuji, R.; Veríssimo, S.; Latini, J.D. (Eds.). *Biologia e Ecologia de Peixes do Reservatório de Corumbá*: bases para o manejo. . Maringá, EDUEM/NUPELIA (no prelo).
- TAYLOR, L.R. 1961. Aggregation, variance and the mean. *Nature*, v. 189, p. 732-735.
- VAZZOLER, A.E.A.M.; SUZUKI, H.I.; MARQUES, E.E. & LIZAMA, M.P.M. 1997. Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução. In: *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Vazzoler, A.E.A.M.; Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. Eds. Maringá, EDUEM/NUPELIA. pp. 249 - 265.
- VERÍSSIMO, S. 1994. *Variações na composição da ictiofauna em três lagoas sazonalmente isoladas, na planície de inundação do alto rio Paraná, Ilha Porto Rico, Brasil*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 77p.
- VERÍSSIMO, S. 1999. *Influência do regime hidrológico sobre a ictiocenose de três lagoas da planície aluvial do alto rio Paraná*. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 90p.
- WINEMILLER, K.O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81: 225 – 241.
- WINEMILLER, K.O. 1996. Dynamic diversity fish assemblages of tropical rivers. In: CODY, M.L.; SAMLLWOOD, J.A. (Eds). *Long-Term studies of vertebrate communities*. San Diego : Academic Press. p. 99-134.