

ICTIOFAUNA

RESPONSÁVEIS: HORÁCIO FERREIRA JÚLIO JR (COORDENADOR); ANA CRISTINA PETRY, MÁRCIA REGINA RUSSO
(POS-GRADUANDOS) E LUIZ CARLOS GOMES (PESQUISADOR)

Resumo

Partindo da premissa de que as variações na estrutura das comunidades de peixes são devidas, em parte, às alterações sazonais no habitat, é esperada distinção na composição específica e abundância da ictiofauna das categorias de ambientes de sistemas de planícies de inundação. Com o objetivo de evidenciar esses padrões, foram realizadas três amostragens, no período entre fevereiro e agosto de 2000, 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 98 espécies de peixes foram amostradas, sendo os ambientes lânticos os detentores da maior riqueza. A diferença no número de espécies foi significativa apenas no arraste entre lagoas abertas e fechadas. Apesar dos índices de Diversidade (H') e Equitabilidade não diferirem significativamente entre as categorias de ambientes, a análise da composição específica e abundância revela nítida diferenciação espacial dentro do sistema. Dentre as espécies dominantes, destacam-se aquelas com estratégias reprodutivas e alimentares que, provavelmente, se beneficiam das condições ambientais vigentes. Considerando a estreita relação entre as estratégias de vida exibidas pelas espécies e a dinâmica do sistema, os resultados encontrados até o momento sugerem que o regime de cheias determine a diversidade da ictiofauna regional.

Introdução

Dependendo do estágio de vida e das necessidades biológicas, os peixes potencialmente podem se utilizar de uma variedade de habitats da planície de inundação, sejam estes permanentes ou temporários. Entretanto, são os eventos de cheia que permitem o trânsito dos organismos entre os diferentes biótopos, estando essa possibilidade condicionada ao período e intensidade das cheias, bem como ao grau de conectividade entre os ambientes.

As variações dos fatores físicos, químicos e bióticos, associadas às alterações dos níveis hidrométricos de rios de grande porte, impõem

exigências diferenciadas à sobrevivência dos organismos. Dessa forma, se a cheia ocorrer, é esperada elevada heterogeneidade na composição ictiofaunística dos biótopos investigados.

As informações relativas à ictiofauna, apresentadas neste relatório, referem-se ao período de fevereiro a agosto de 2000, não contemplando, portanto, um ciclo anual de estudos. Embora este fato prejudique a identificação de padrões sazonais de variação, visto que não contempla todas as fases do ciclo hidrológico e da reprodução das espécies, os resultados obtidos fornecem indicações preliminares sobre as variações espaciais na abundância.

Materiais e métodos

As amostragens foram realizadas nas 36 estações de coleta descritas anteriormente (DESCRIÇÃO DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM) e seguiu, em linhas gerais, o protocolo proposto no projeto.

A pesca experimental foi realizada utilizando-se redes de espera e arrastes com esforço padronizado para cada tipo de aparelho. A bateria de redes de espera foi composta por 11 redes de malha simples. Os tamanhos das malhas foram de 2,4; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 10; 12; 14 e 16cm entrenós não adjacentes. As redes permaneceram expostas por período de 24 hs, com revistas ao amanhecer (8:00 hs), ao entardecer (16:00 hs) e à noite (22:00 hs). A abundância referente às capturas em redes foi expressa em CPUE (indivíduos/1000m² rede*24 hrs).

Redes de arrasto simples com 20 metros de comprimento, malha de 0,5 cm, foram operados durante o dia, nas áreas litorâneas das lagoas abertas e fechadas. A abundância referente às capturas nos arrastes foi expressa em densidade (indivíduos/1000m²).

Cada exemplar foi identificado, numerado e etiquetado. Os exemplares, cuja identificação não foi possível no campo, foram conservados em solução de formol a 4 % e, posteriormente, enviados à especialistas, com essa finalidade.

De cada exemplar capturado, foram registradas as seguintes informações:

- data e estação de amostragem;
- aparelho de pesca e período de captura;
- número do espécime;
- espécie;
- comprimento total (cm);
- comprimento padrão (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 preservadas 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, preservados em formol 4% para análise do espectro alimentar.

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

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

Para a determinação das variações espaciais na composição específica foram utilizados os componentes da diversidade (α e β):

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

Onde: R = somatória das espécies nas n amostras
 α_{max} = valor máximo da riqueza no conjunto
 n de amostras;

A diversidade ictiofaunística, estimada para cada amostra e ponto, foi baseada no Índice de Shannon (H') (Pielou, 1975), a partir da seguinte equação:

$$H = -\sum (n_i/N) * \log (n_i/N)$$

Onde: n_i = número de indivíduos da espécie i
 N = número total de indivíduos

A equitabilidade (E) de distribuição das capturas pelas espécies baseou-se na seguinte equação (Pielou, 1975):

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

Os padrões de dominância foram avaliados, respectivamente, através de curvas de relação espécie-abundância (MAGURRAN, 1988) por tipo de ambiente e período de amostragem.

Diferenças na riqueza de espécies, Índice de Shannon e na equitabilidade por categoria de ambiente (rios, canais, lagoas abertas e lagoas fechadas) foram testadas aplicando a análise de variância (ANOVA). Para verificar a existência de relação entre a riqueza de espécies (y) e a área das lagoas (x), foi feita uma análise de regressão linear. As variáveis foram transformadas para linearizar a relação. Os dados da abundância (CPUE) mensal das espécies por ambiente amostrado, foram sumarizados utilizando a DCA (análise de correspondência com remoção do arco). As espécies que mais contribuíram para a formação dos eixos da DCA foram determinadas utilizando as correlações de Pearson e Kendall (superiores à 0,440 e inferiores à -0,288) entre as espécies e os eixos. Os dados de abundância foram transformados (raiz quadrada) para eliminar o efeito de valores grandes.

A reprodução foi avaliada pela ocorrência (%) de fêmeas adultas no estágio reprodução, nos três meses de amostragem, por categoria de ambiente (rios, canais, lagoas abertas e lagoas fechadas).

Resultados e discussão

Levantamento ictiofaunístico

Nas amostragens realizadas no período foram capturadas 98 espécies, pertencentes à 25 famílias. Estas espécies estão relacionadas abaixo, sendo identificadas suas posições taxonômicas.

CLASSE CHONDRICHTHYES

Ordem RAJIFORMES

Família POTAMOTRYGONIDAE

Potamotrygon motoro (Natterer, 1841)

CLASSE OSTEICHTHYES

Ordem CHARACIFORMES

Família CHARACIDAE

Sub-família TETRAGONOPTERINAE

Astyanax altiparanae (Garutti & Britski, 2000)

Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)

Astyanax sp.

Astyanax schubarti (Britski, 1964)

Bryconamericus stramineus (Eigenmann, 1908)

Hemigrammus marginatus (Ellis, 1911)

Hyphessobrycon eques (Steindachner, 1882)

Moenkhausia intermedia (Eigenmann, 1908)

Moenkhausia sanctae-filomenae (Steind., 1907)

Sub-família CHEIRODONTINAE

Aphyocharax nasutus (Ahl, 1936)

Aphyocharax sp.

Cheirodon notomelas (Eigenmann, 1915)

Cheirodon sp1

Cheirodon sp2

Odontostilbe sp.

Sub-família SALMININAE

Salminus maxillosus (Valenciennes, 1849)

Sub-família ACESTORHYNCHINAE

Acestorhynchus lacustris (Reinhardt, 1874)

Sub-família CYNOPOTAMINAE

Galeocharax knerii (Steindachner, 1879)

Sub-família CHARACIDIINAE

Characidium aff. *zebra* (Eigenmann, 1909)

Characidium sp.

Characidium sp1.

Sub-família CHARACINAE

Roeboides paranensis (Pignatelli, 1975)

Família SERRASALMIDAE

Sub-família MYLEINAE

Metynnis cf. *maculatus* (Kner, 1860)

Metynnis sp.

Myloplus cf. *tiete* (Eigenmann & Norris, 1900)

Myloplus levis (Eigenmann & McAtee, 1907)

Piaractus mesopotamicus (Holmberg, 1887)

Sub-família SERRASALMINAE

Serrasalmus marginatus (Valenciennes, 1847)

Pygocentrus nattereri (Kner, 1860)

Serrasalmus spilopleura (Kner, 1860)

Família ANOSTOMIDAE

Leporellus vittatus (Valenciennes, 1849)

Leporinus friderici (Bloch, 1794)

Leporinus elongatus (Valenciennes, 1849)

Leporinus lacustris (Campos, 1945)
Leporinus macrocephalus (Garavello & Britski, 1988)
Leporinus obtusidens (Valenciennes, 1847)
Schizodon altoparanae (Garavello & Britski, 1990)
Schizodon borellii (Boulenger, 1895)
Schizodon intermedius (Garavello & Britski, 1990)
Schizodon nasutus (Kner, 1859)

Família PARODONTIDAE

Apareiodon affinis (Steindachner, 1879)
Parodon tortuosus (Eigenmann & Norris, 1900)

Família CURIMATIDAE

Steindachnerina insculpta (Fernandes-Yépez, 1948)
Cyphocharax modesta (Campos & Fernandes-Yépez, 1948)
Cyphocharax nagellii (Steindachner, 1881)

Família PROCHILODONTIDAE

Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1836)

Família ERYTHRINIDAE

Hoplias aff. malabaricus (Bloch, 1794)
Hoplerethrinus unitaeniatus (Spix, 1829)

Família LEBIASINIDAE

Pyrrhulina australis (Eigenmann & Kennedy, 1903)

Família CYNODONTIDAE

Rhaphiodon vulpinus (Agassiz, 1829)

Ordem GYMNOTIFORMES

Família GYMNOTIDAE

Gymnotus sp.
Gymnotus carapo (Linnaeus, 1758)

Família STERNOPYGIDAE

Eigenmania trilineata (Lopez & Castello, 1966)
Eigenmannia sp.
Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)
Sternopygus sp.

Família RHAMPHICHTHYIDAE

Rhamphichthys rostratus (Linnaeus, 1766)

Ordem SILURIFORMES

Família DORADIDAE

Doras eigenmanni (Boulenger, 1895)
Pterodoras granulosus (Valenciennes, 1833)
Trachydoras paraguayensis (Eigenmann & Ward, 1907)

Família AUCHENIPTERIDAE

Auchenipterus nuchalis (Spix, 1829)
Parauchenipterus galeatus (Linnaeus, 1766)

Família AGENEIOSIDAE

Ageneiosus valenciennesi (Bleeker, 1894)

Família PIMELODIDAE

Sub-família PIMELODINAE

Iheringichthys labrosus (Kröyer, 1874)
Pimelodella sp1
Pimelodella sp2
Pimelodus maculatus (Lacépède, 1803)
Pimelodus ornatus (Kner, 1857)
Pimelodus sp1
Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)

Sub-família SORUBIMINAE

Hemisorubim platyrhynchos (Valenciennes, 1840)
Pseudoplatystoma corruscans (Agassiz, 1829)
Sorubim cf lima (Schneider, 1801)

Sub-família LUCIOPIMELODINAE

Pirinampus pirinampu (Spix, 1829)

Família HYPOPTHALMIDAE

Hypophthalmus edentatus (Spix, 1829)

Família CALLICHTHYDAE

Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)

Família LORICARIIDAE

Sub-família PLECOSTOMINAE

Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)
Hypostomus derbyi (Haseman, 1911)
H. microstomus (Weber, 1987)
Hypostomus regani (Ihering, 1905)
Hypostomus sp.
Hypostomus spE
Liposarcus anisitsi (Eigenmann & Kennedy, 1913)

Sub-família LORICARIINAE

Loricariichthys platymetopon (Isbrücker & Nijssen, 1979)
Loricariichthys sp.

Ordem CYPRINODONTIFORMES

Família RIVULIDAE

Cynolebias sp.

Ordem SYNBRANCHIFORMES

Família SYNBRANCHIDAE

Synbranchus marmoratus (Bloch, 1795)

Ordem PERCIFORMES

Família SCIAENIDAE

Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)

Família CICHLIDAE

Astronotus ocellatus (Agassiz, 1831)
Cichla monoculus (Spix, 1831)

Cichla sp.

Cichlasoma paranaense (Kullander, 1983)

Crenicichla britskii (Kullander, 1982)

Crenicichla nierderleinii (Holmberg, 1891)

Satanoperca pappaterra (Heckel, 1840)

Laetacara sp.

Ordem PLEURONCTIFORMES

Família SOLEIDAE

Catathyridium jenyssii (Günter, 1862)

Variações espaciais na composição

Embora as capturas tenham sido realizadas durante apenas três campanhas de amostragem, o número de espécies registradas (98) foi superior àquele das campanhas realizadas em 1991-1993 (95 espécies; FUEM/ PADCT/ CIAMB, 1993). Isto pode ser explicado pelo fato de um maior número de estações ter sido contemplado nas amostragens objeto deste relatório.

Do total de espécies registradas, 73 foram amostradas nas redes de espera e 64, no arrasto.

Nas estações amostradas com redes de espera, as que apresentaram maior riqueza foram RBAI (rio Baía), LGAR (lagoa das Garças) e LPAT (lagoa dos Patos) (Fig. 1). Considerando os tipos de ambientes, foram registradas variações marcantes no número de espécies entre eles. Essas diferenças, entretanto, não foram significativas (ANOVA; $P > 0,05$). A maior riqueza foi encontrada nas lagoas abertas (56) seguidas, respectivamente pelos rios (50), canais (43) e lagoas fechadas (39). Nas amostragens com arrastos (restritas às lagoas), as maiores riquezas foram verificadas nas estações LPOU (lagoa Pousada), LOSM (lagoa do Osmar), LCAP (lagoa Capivara) e LTRA (lagoa Traíra) (Fig. 2). Nas categorias de ambientes (lagoas fechadas e lagoas abertas), as lagoas fechadas apresentaram maior número de espécies (54) que as abertas (40) (Fig. 2), sendo, essa diferença, significativa ($F=13,74$; $p < 0,001$). O número médio de espécies encontradas nas lagoas fechadas foi $13 (\pm 5,4)$, enquanto que nas lagoas abertas foi $8 (\pm 3,2)$.

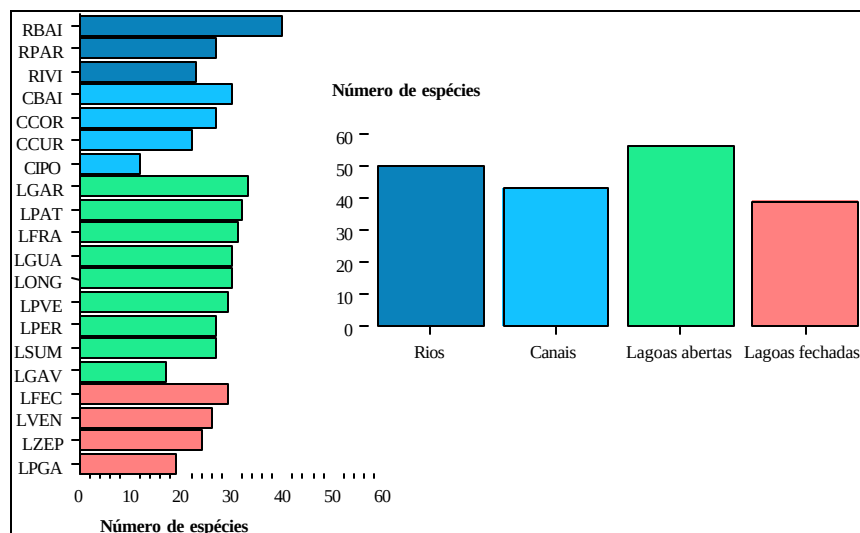


Figura 1. Número de espécies capturadas com redes de espera nas diversas estações e categoria de ambiente amostradas na planície de inundação do alto rio Paraná no período entre fevereiro e agosto de 2000.

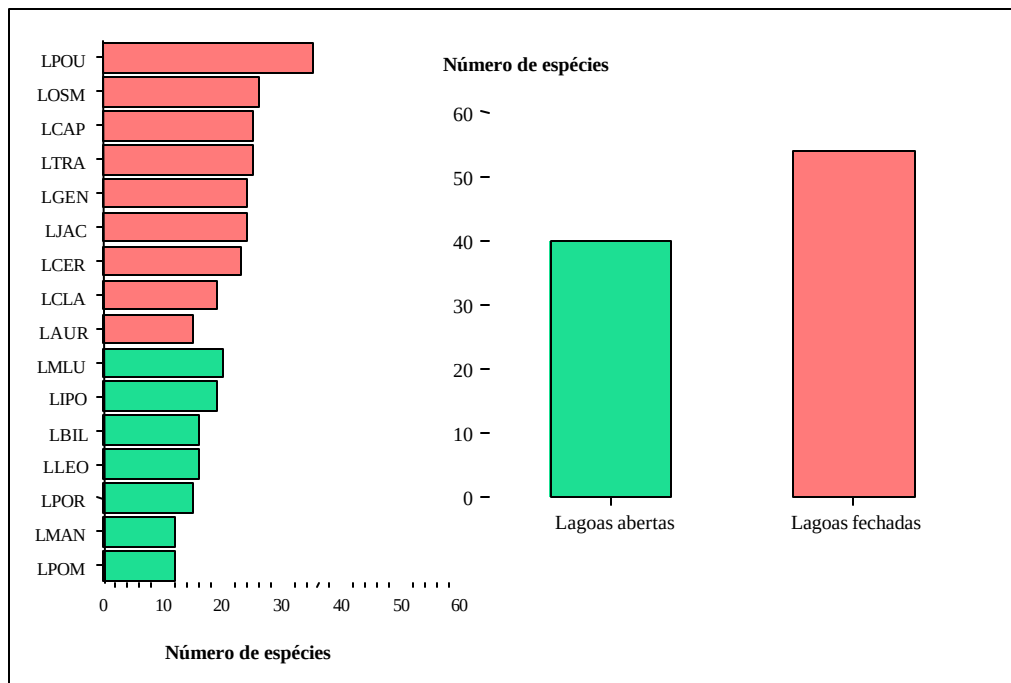


Figura 2. Número de espécies capturadas com arrasto nas diferentes lagoas (abertas e fechadas) da planície de inundação do alto rio Paraná no período entre fevereiro e agosto de 2000.

A maior riqueza específica das lagoas fechadas parece estar relacionada, em parte, à seletividade do método de captura utilizado. O emprego do arraste permite uma amostragem mais eficiente da ictiofauna dos biótopos, nos quais predominam espécies de pequeno porte (forrageiras). Essas espécies devem ter alcançado esses ambientes por ocasião da última cheia e encontram-se, desde então, limitadas à eles.

A correlação entre o número de espécies e a área das lagoas foi significativa ($F=5,12$; $p=0,034$; $N=22$; $R=0,45$) (Fig. 3). Partindo do pressuposto que lagoas maiores possuem maior heterogeneidade de habitats, suportariam um maior número de espécies (hipótese da diversidade – heterogeneidade espacial; Smith, 1995).

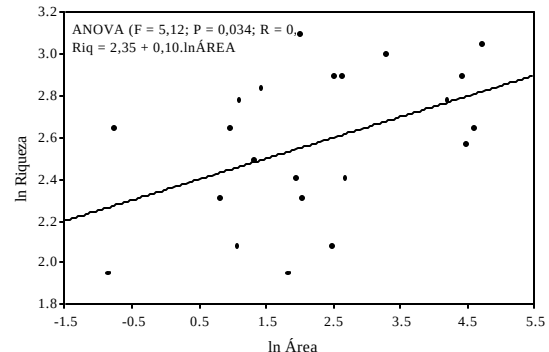


Figura 3. Relação entre o logaritmo natural da área e a riqueza de espécies para as lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná.

A variação na composição específica das comunidades, mensurada através do Índice de Diversidade β , demonstra que os ambientes de

canais e rios, amostrados com rede de espera, apresentaram maiores valores em relação às lagoas, indicando maior heterogeneidade espacial nos primeiros (Fig. 4A). Nos ambientes

amostrados com arraste os maiores valores da Diversidade β foram encontrados em lagoas abertas em relação às fechadas (Fig. 4B).

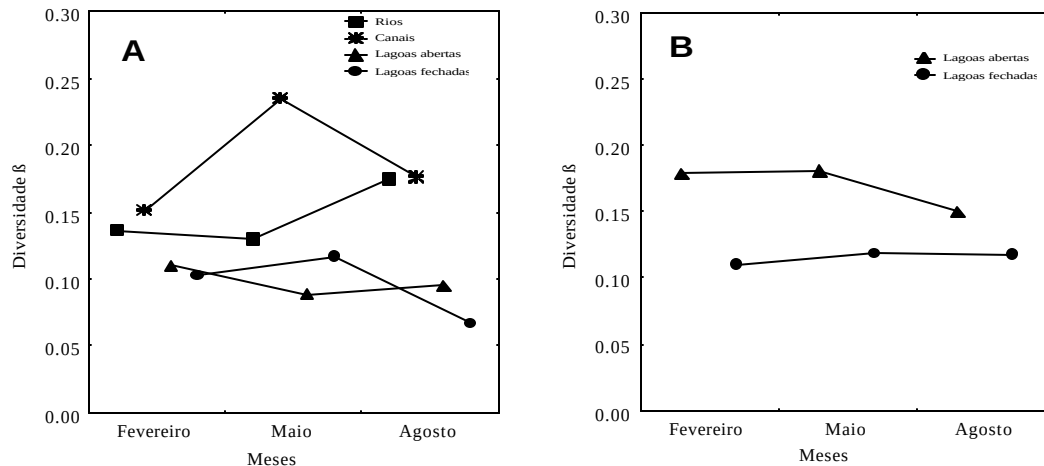


Figura 4. Variação da diversidade β entre as comunidades dos ambientes rios, canais e lagoas para as coletas em redes (A) e arrasto (B).

Tanto nas coletas com redes, quanto aquelas com arrasto, as lagoas fechadas foram o ambiente com os maiores valores de Diversidade H' , enquanto as lagoas abertas apresentaram os menores valores (Figs. 5A e B). A Equitabilidade foi elevada nos canais seguida, respectivamente das lagoas fechadas, rios e lagoas abertas nas coletas com rede. As lagoas abertas amostradas com arrasto apresentaram Equitabilidade mais elevada que as fechadas.

Assim como os biótopos amostrados com redes, os amostrados com arrasto também não apresentaram diferenças significativas nos índices de Diversidade (H') e Equitabilidade

(ANOVA; $p > 0,05$).

Esses resultados podem constituir-se num reflexo do efeito homogeneizador provocado pelo período prolongado de ausência de cheias de grande magnitude no sistema. A redução da conectividade entre os ambientes, decorrente desse processo, restringe a livre movimentação da ictiofauna, em direção aos habitats preferenciais. Dessa forma, a riqueza e abundância relativa das espécies pode estar sendo influenciada tanto pelas pressões seletivas de competição e predação, quanto pelas condições muitas vezes extremas dos fatores físico-químicos à que os ambientes encontram-se sujeitos.

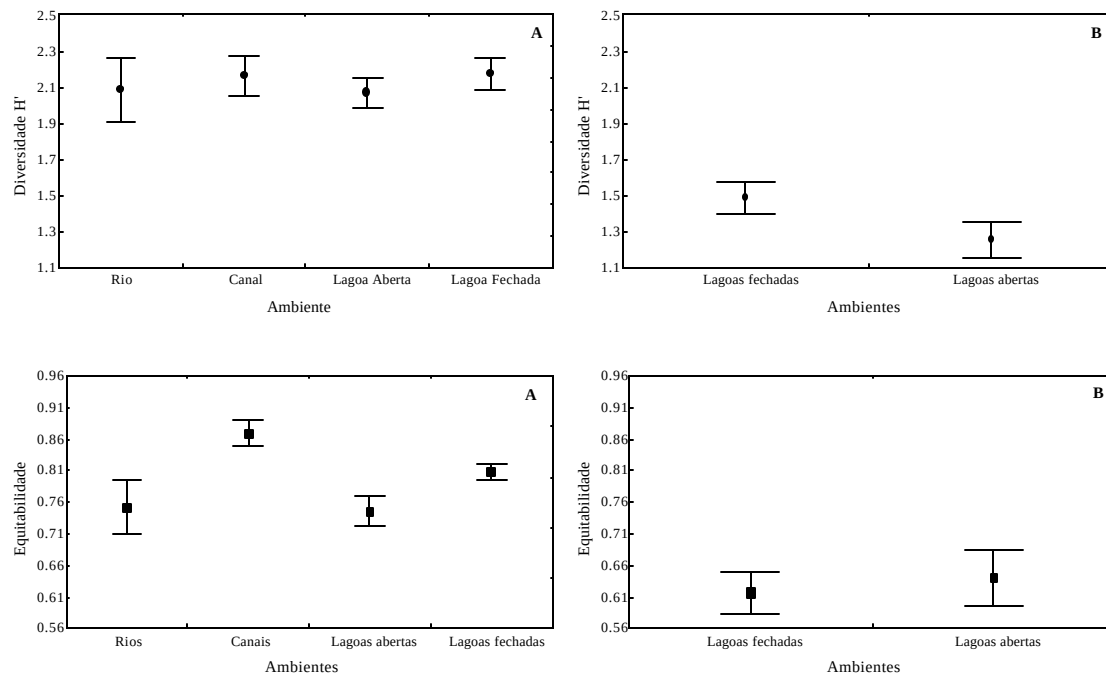


Figura 5. Variação do Índice de Diversidade de Shannon e Equitabilidade (média $\pm$ e.p.) das comunidades nos diferentes ambientes para as coletas com redes (A) e arrasto (B).

Apesar do número de espécies e índices de Diversidade e Equitabilidade não apresentarem diferenças significativas entre os biótopos, a composição específica revela nítida diferenciação espacial dentro do sistema (Figs. 6 e 7). Pelos escores alcançados ao longo dos eixos de ordenação 1 (autovalor = 0,515) e 2 (autovalor = 0,230) da DCA, verifica-se uma distinção dos ambientes amostrados, especialmente os rios e, de forma menos pronunciada, os canais e as lagoas (Fig. 6A). Tratam-se, respectivamente, dos pontos rio Paraná, canal do Ipoitã e lagoa Finado Raimundo.

Para o ambiente lótico do sistema Paraná, essa distinção foi evidente nas três amostragens, com relativa baixa abundância de indivíduos nas coletas, enquanto que no canal e lagoa aberta do

sistema Ivinhema apenas no mês de agosto esse padrão foi verificado.

A lagoa aberta, localizada na porção superior esquerda da ordenação (Fig. 6 A e B) é a lagoa Finado Raimundo, na qual foi observada elevada mortandade de peixes (grande quantidade de *P. squamosissimus*), possivelmente devida às baixas temperaturas observadas no período. Assim, condições inóspitas tenham limitado a presença de peixes nessa estação no mês de agosto, o que deve ter levado a um posicionamento diferenciado dessa estação, reflexo da diferente composição específica e abundância. Além disso, de maneira geral, é possível observar que houve uma distinta segregação das estações de amostragem nos três subsistemas investigados, Baía, Ivinhema e Paraná (Fig. 6B).

Considerando as correlações de Pearson e Kendall (coeficientes de estrutura) entre os eixos 1 e 2 da DCA e a abundância das espécies, observa-se que as espécies positivamente correlacionadas com o eixo 1, *Pimelodella* sp1, *A. affinis* e *Hypostomus* spE foram exclusivas dos rios. *Pimelodella* sp1 foi amostrada nos rios

Paraná e Baía, enquanto as outras duas restringiram-se ao rio Paraná. As espécies negativamente correlacionadas com o eixo 1, como *H. malabaricus*, *L. anisitsi* e *H. unitaeniatus* apresentam ampla distribuição nos biótopos, predominando nas lagoas.

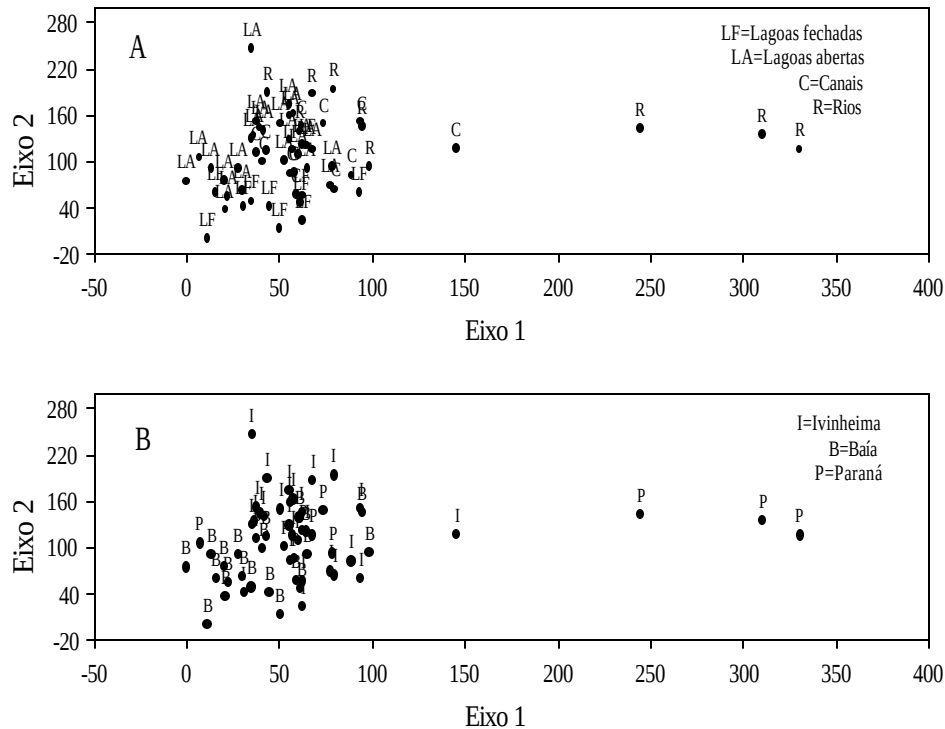


Figura 6. Escores dos ambientes (A) e subsistemas (B) amostrados com redes de espera ao longo dos eixos de ordenação 1 e 2.

Para os dados de abundância obtidos com rede de arrasto, assim como os obtidos com redes, percebe-se uma diferenciação entre os sistemas aos quais pertencem (Figs. 7A e B). As lagoas abertas do sistema Paraná apresentaram os maiores escores no eixo 1 da DCA (autovalor = 0,589). Configuram ambientes característicos desse sistema, conhecidos como ressacos (ambientes lênticos de forma alongada e em

conexão direta com o rio Paraná), que por sua vez são formados pela deposição de sedimento na porção marginal das ilhas.

Dentre as espécies correlacionadas positivamente com o eixo 1 da DCA, destacam-se *I. labrosus* e *C. monoculus*, restritas aos ambientes lênticos do sistema Paraná. Apesar de predominar tanto em lagoas abertas e isoladas das ilhas do Paraná, *B. stramineus* foi amostrada

ainda em uma lagoa aberta dos sistemas Baía e Ivinhema. Entre as espécies com correlação negativa encontram-se aquelas com ampla distribuição, como *P. australis*, e outras com elevada abundância em praticamente todas as estações e períodos de amostragem, como *C. notomelas* e *M. sanctaefilomenae*.

As espécies positivamente correlacionadas com o eixo 2 da DCA (autovalor = 0,253), tais como *Loricariichthys* sp. e *M. cf maculatus* apresentaram baixa abundância, além de ocorrerem apenas na lagoa das Pombas, lagoa

conectada ao rio Paraná. Apesar de encontrado nas lagoas com conexão, *L. platymetopon* predominou em lagoas fechadas, principalmente naquelas pertencentes aos sistemas Ivinhema e Paraná. *M. sanctaefilomenae*, abundante nos biótopos amostrados com arraste, foi a espécie com maior correlação negativa com o eixo 2.

Outras espécies com elevada correlação negativa com o eixo 2, como *Astyanax* sp. e *C. britski*, foram amostradas somente numa ocasião, com reduzida abundância e exclusivas à uma lagoa aberta do sistema Ivinhema.

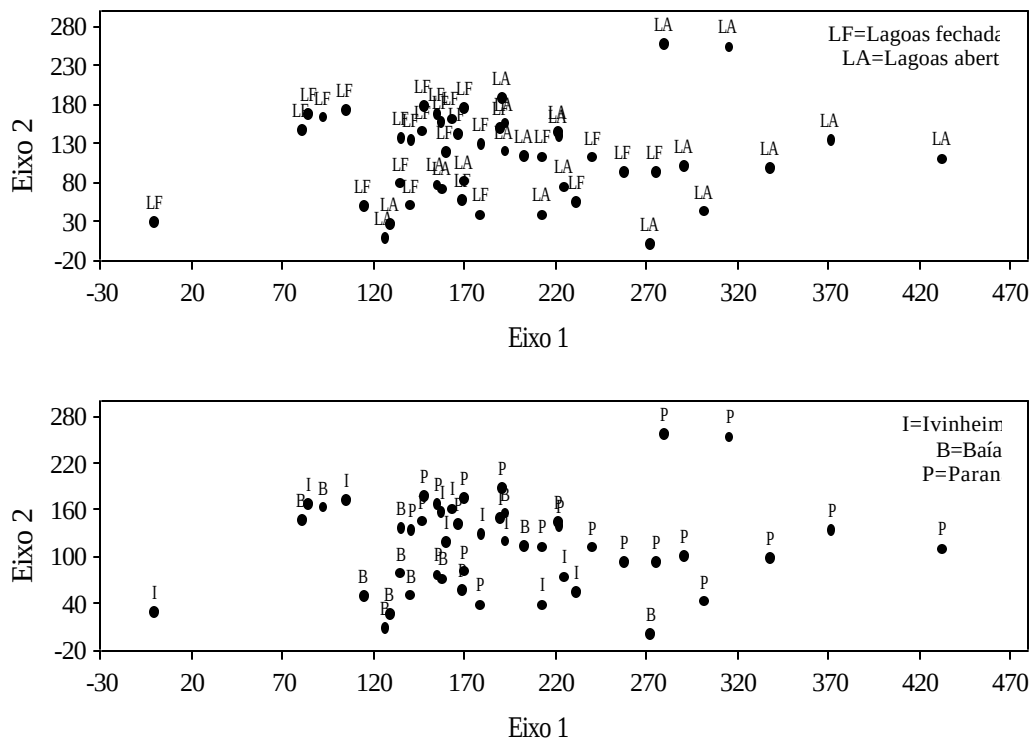


Figura 7. Escores dos ambientes (A) e sistemas (B) amostrados com arrasto ao longo dos eixos de ordenação 1 e 2.

A dominância diferiu entre os ambientes amostrados com redes de espera, nos diferentes meses. Para os rios, *M. intermedia* e *S. marginatus* predominaram em fevereiro; *A. affinis* e *L. platymetopon* em maio; e *L.*

platymetopon e *I. labrosus* em agosto (Fig. 8). Para os canais, *S. marginatus* e *S. borellii* predominaram em fevereiro; *L. platymetopon* e *H. malabaricus* em maio; e *S. marginatus* e *S. borellii* e *H. malabaricus* em agosto (Fig. 8). Nas lagoas abertas, *S. marginatus* e *P. galeatus*

predominaram em fevereiro; *L. platymetopon* e *S. marginatus* em maio; e *L. platymetopon* e *T. paraguayensis* em agosto (Fig. 9). E, finalmente, para as lagoas fechadas, *S. marginatus* e *M.*

intermedia predominaram em fevereiro; *L. lacustris* e *L. platymetopon* em maio; e *L. platymetopon* e *L. lacustris* em agosto (Fig. 9).

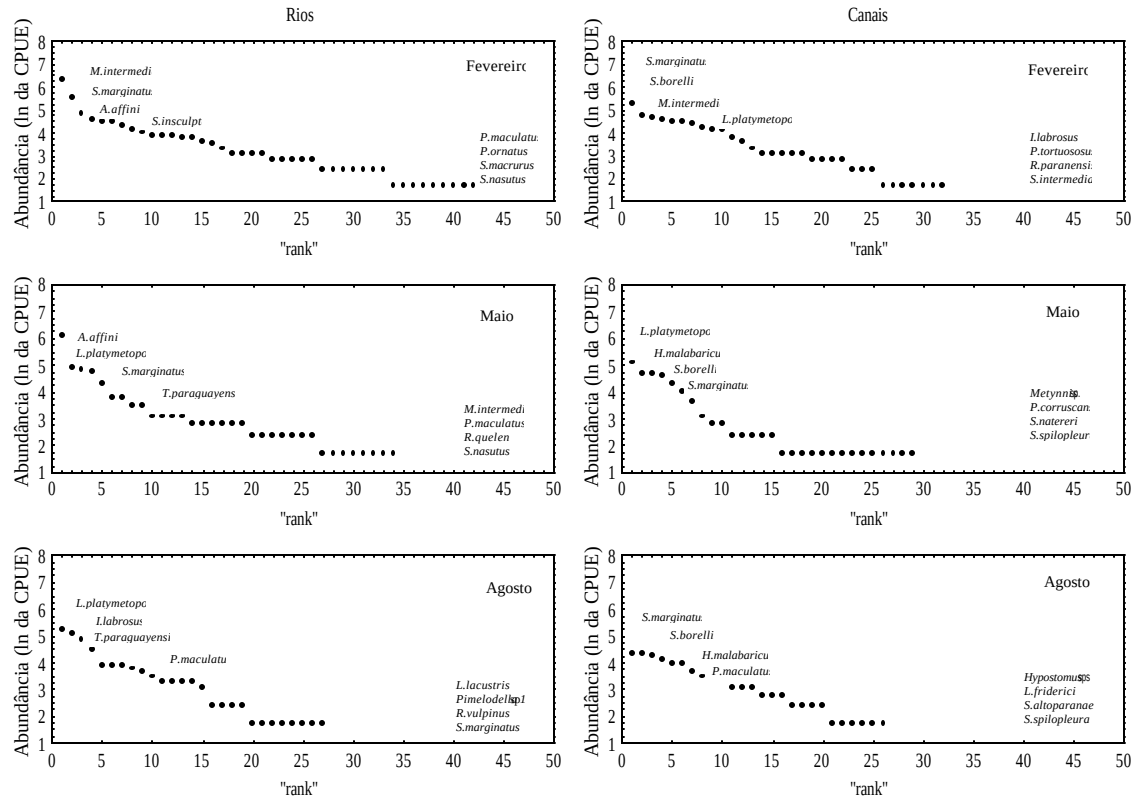


Figura 8. Curvas de relação espécie-abundância para rios e canais da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados no período entre fevereiro e agosto de 2000 (são dados os nomes das quatro espécies mais e menos abundantes).

A abundância de *S. marginatus*, foi elevada em todos os tipos de ambientes, enquanto que *H. malabaricus*, apresentou maior ocorrência nos canais e lagoas. A elevada abundância de *S. marginatus*, 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).

Além de *S. marginatus* e *L. platymetopon*, o cangati *P. galeatus* e o corró *L. lacustris* foram mais abundantes nas lagoas (Fig. 9). Descreve-se a preferência por lagoas e canais para as

piranhas. Entretanto, nossos resultados corroboram Agostinho (1997), que registra elevada abundância de *S. marginatus* nas capturas em ambientes lóticos da planície de inundação do rio Paraná.

R. paranensis, espécie lepidófaga, apresentou

abundância considerável em ambientes lênticos apenas na última coleta. No período de 1991 a 1992 constituiu-se na espécie dominante em lagoas sazonalmente isoladas da região, tornando-se rara nas fases finais de dessecação das mesmas (Veríssimo, 1994).

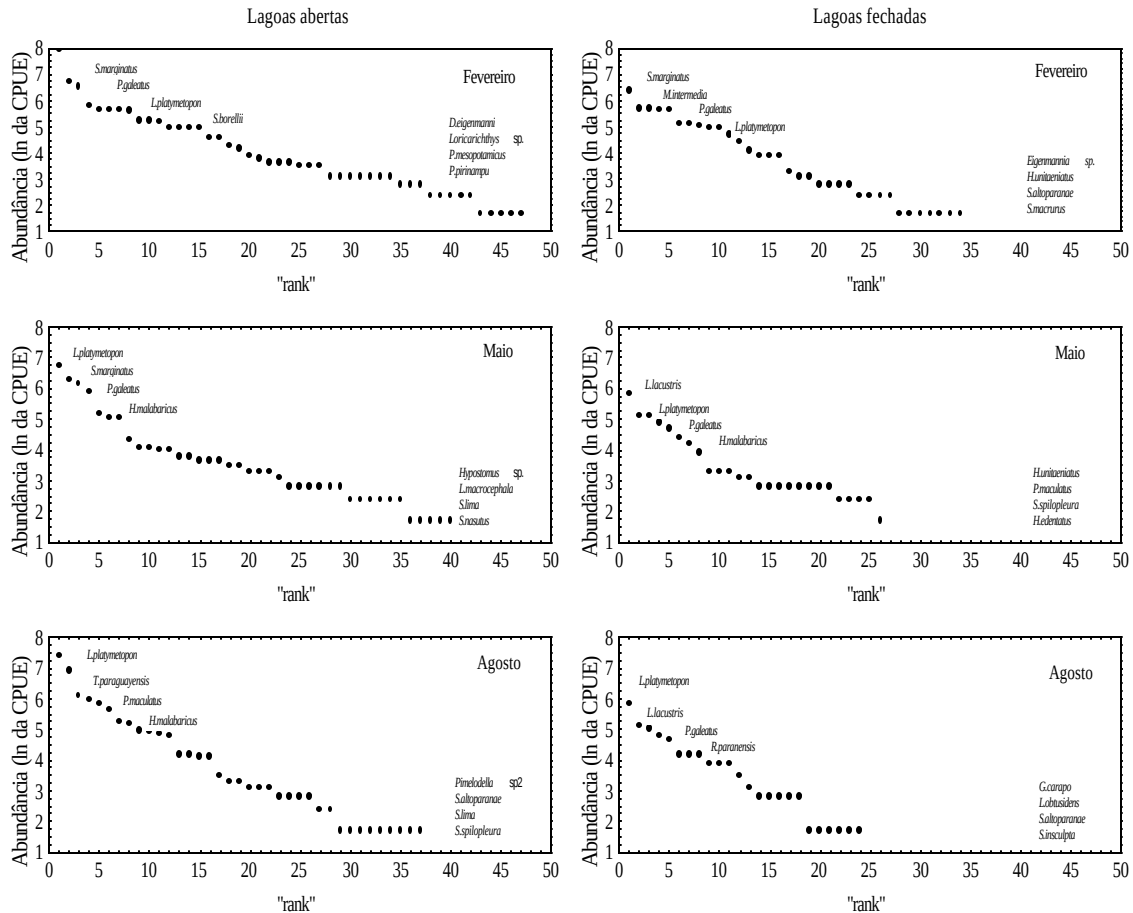


Figura 9. Curvas de relação espécie-abundância para as lagoas abertas e fechadas da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados com redes de espera no período entre fevereiro e agosto de 2000 (são dados os nomes das quatro espécies mais e menos abundantes).

Considerando as coletas com redes de arrasto, as espécies que predominaram nas lagoas abertas foram *C. monocus* e *M. intermedia* em fevereiro; *H. marginatus* e *M.*

sanctae-filomenae em maio; e *M. sanctae-filomenae* e *B. stramineus* em agosto (Fig. 10). Para as lagoas fechadas, *C. notomelas* e *Cheirodon* sp1 predominaram em fevereiro; *A.*

bimaculatus e *H. marginatus* em maio; e *A. bimaculatus*, *C. notomelas* e *S. insculpta* em agosto (Fig. 10).

Assim, as espécies dominantes nos arrastos caracterizam-se pelo pequeno porte e ciclo de vida curto. A dominância de *C. monoculus*, na coleta de fevereiro, nas lagoas abertas, refere-se à captura extraordinária desses indivíduos num único ponto, o Ressaco do Bilé (LBIL). O comprimento total médio de *C. monoculus*, capturados na ocasião, foi de 2,6 cm ($\pm 0,34$ d.p.) tratando-se, provavelmente, de uma coorte

da espécie, indicando esse local como um dos de reprodução para essa espécie introduzida da Amazônia. Capturada muito raramente, no período 92/94 (PADCT/CIAMB, 1995), foi considerada uma espécie rara, porém persistente por Veríssimo (1999). Embora sua população tenha aumentado gradativamente nos últimos anos, sua distribuição espacial encontra-se limitada aos ressacos. Entretanto, os dados acima são fortes indicadores de sucesso reprodutivo da espécie na região.

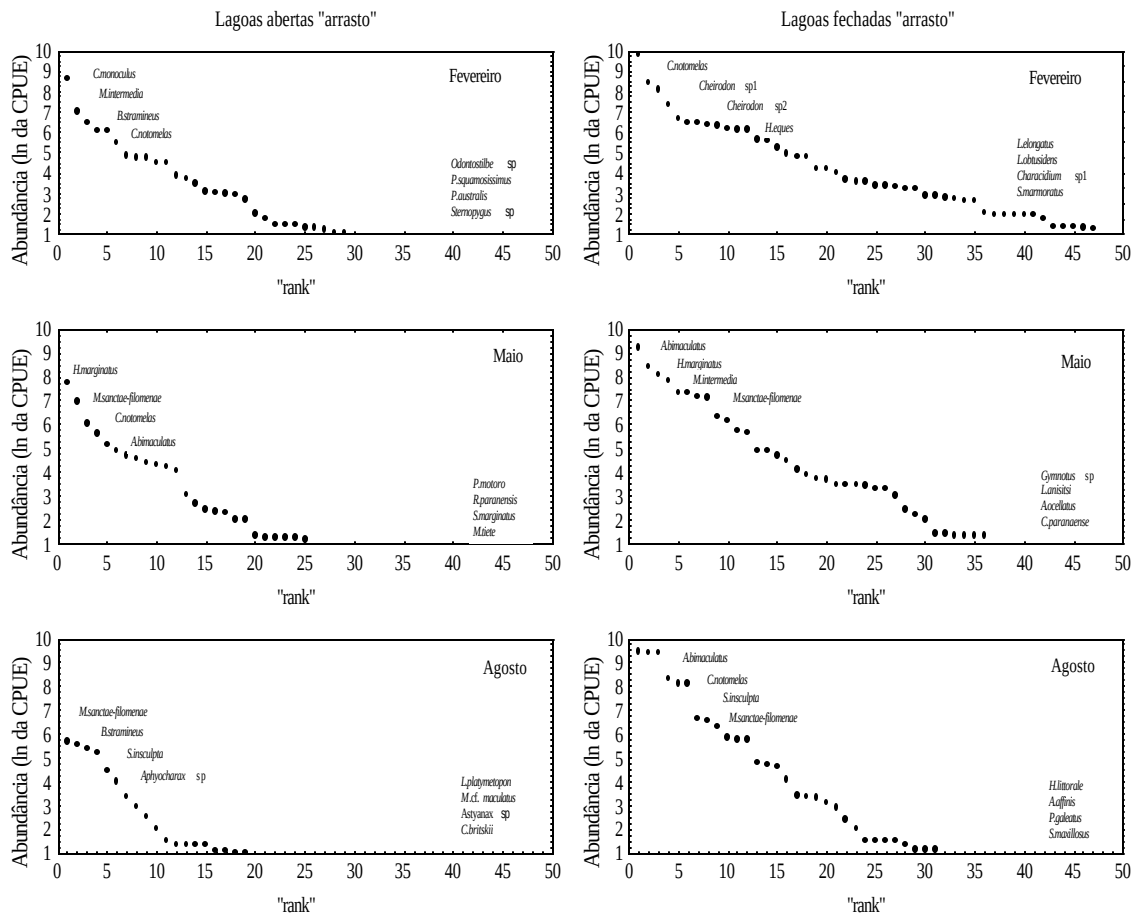


Figura 10. Curvas de relação espécie-abundância para as lagoas abertas e fechadas da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados com arraste no período entre fevereiro e agosto de 2000 (são dados os nomes das quatro espécies mais e menos abundantes).

Dentre as espécies que apresentaram abundância elevada em todos os ambientes e meses de coleta figuram as iliófagas, 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.

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. Como exemplos, podem ser relacionadas as seguintes estratégias:

- o comportamento agressivo e territorialista de *S. marginatus* (Agostinho, 1997);
- a estratégia reprodutiva de fecundação interna do cangati, *P. galeatus*, desova parcelada e cuidado parental em *L. platymetopon* (carrega ovos aderidos sobre o lábio inferior; Lowe McConnell, 1999) e *S. marginatus* (protege os jovens);
- a elevada abundância de *L. platymetopon* também pode estar relacionada ao fato de, por apresentar o corpo recoberto por placas ósseas, não constituir-se no tipo de presa preferencial das piranhas, espécie piscívora mais abundante;
- a elevada abundância de espécies forrageiras e de macrófitas, 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. De alto potencial reprodutivo e curto ciclo de vida, são essas espécies que caracterizam a rica fauna de corpos de água da planície alagável;

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 orbignyianus* (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 indiv./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 8 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 reolíficas, com a alteração no regime de cheias da planície de inundação do alto rio Paraná.

Reprodução

Para as espécies capturadas com redes de espera (Tabela I), verificou-se que *A. affinis*, *H. malabaricus*, *L. lacustris* e *T. paraguayensis* apresentaram fêmeas em reprodução apenas nos ambientes rios e canais respectivamente, sendo que *A. affinis* apareceu apenas no ambiente de rio em Fevereiro de 2000 e *P. maculatus* também em fevereiro, mas apenas nos canais (Tabela I.A). De um modo geral, nota-se que para as espécies mais capturadas com redes de espera a maior frequência de fêmeas em reprodução ocorre nos canais. Apenas *L. anisitsi*, *L. platymetopon*, *S. marginatus*, *P. galeatus*, *R. paranensis* e *S. insculpta* foram encontradas se reproduzindo em todos os tipos de ambiente (Tabela I.A e B).

Algumas espécies capturadas com arrastais tais como, *M. intermedia* e *M. sanctae-filomenae*, apresentaram fêmeas em reprodução apenas nas lagoas fechadas, o que pode demonstrar uma preferência destas a estes tipos de ambientes, sem comunicação direta com o rio.

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

A	ESPÉCIE	RIOS						CANAIS					
		FEVEREIRO		MAIO		AGOSTO		FEVEREIRO		MAIO		AGOSTO	
		n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd
	<i>A.affinis</i>	11	36.36	40	-	5	40.00	-	-	-	-	-	-
	<i>H.malabaricus</i>	3	-	2	-	2	-	7	14.29	11	-	4	-
	<i>L.anisitsi</i>	1	-	1	-	3	-	-	-	2	-	-	-
	<i>L.lacustris</i>	-	-	1	-	1	-	8	62.50	1	-	5	-
	<i>L.platymetopon</i>	7	100.00	16	-	22	4.55	10	60.00	14	-	8	-
	<i>M.intermedia</i>	75	89.33	-	-	-	-	17	58.82	-	-	-	-
	<i>P.galeatus</i>	7	71.43	4	-	2	-	6	66.67	3	-	1	-
	<i>P.maculatus</i>	-	-	1	-	6	-	4	100.00	-	-	6	-
	<i>R.paranensis</i>	9	88.89	1	-	4	-	-	-	1	-	2	-
	<i>S.insculpta</i>	7	85.71	6	-	5	-	5	100.00	1	-	4	-
	<i>S.marginatus</i>	16	-	10	-	1	-	18	-	7	-	3	-
	<i>T.paraguayensis</i>	3	66.67	11	-	17	-	2	100.00	-	-	2	-

B ESPÉCIE	LAGOAS ABERTAS						LAGOAS FECHADAS					
	FEVEREIRO		MAIO		AGOSTO		FEVEREIRO		MAIO		AGOSTO	
	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd
<i>A.affinis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>H.malabaricus</i>	19	31.58	33	3.03	37	2.70	10	30.00	3	-	9	-
<i>L.anisitsi</i>	10	30.00	17	-	22	-	4	100	2	-	3	-
<i>L.lacustris</i>	23	43.48	20	-	22	-	19	68.42	23	-	15	-
<i>L.platymetopon</i>	69	41.18	79	8.86	162	1.86	16	-	9	33.33	36	-
<i>M.intermedia</i>	66	80.30	-	-	2	-	1	-	3	-	-	-
<i>P.galeatus</i>	67	50.00	27	7.41	25	-	25	64	7	14.29	13	-
<i>P.maculatus</i>	3	-	3	-	47	-	-	-	2	-	-	-
<i>R.paranensis</i>	3	76.92	1	-	2	-	-	-	5	-	8	12.50
<i>S.insculpta</i>	24	100.00	4	25.00	21	4.76	-	-	-	-	2	-
<i>S.marginatus</i>	190	7.37	46	-	6	-	43	9.30	7	-	5	-
<i>T.paraguayensis</i>	19	78.95	3	-	61	-	-	-	-	-	-	-

Para as demais espécies, o mês de fevereiro, seguido de maio de 2000, representaram os meses de maior frequência de fêmeas em reprodução. Vazzoler et al. (1997) destacam o

papel importante que os ambientes representam para as espécies de pequeno e médio porte, sedentárias ou que realizam pequenos deslocamentos, como habitats reprodutivos.

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

ESPÉCIE	LAGOAS ABERTAS						LAGOAS FECHADAS					
	FEVEREIRO		MAIO		AGOSTO		FEVEREIRO		MAIO		AGOSTO	
	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd
<i>A.bimaculatus</i>	-	-	1	-	-	-	7	-	1	-	12	-
<i>A.nasutus</i>	8	37.50	1	-	-	-	32	75.00	3	33.33	11	9.09
<i>B.stramineus</i>	6	60.00	5	80.00	37	75.68	-	-	3	33.33	12	25.00
<i>C.notomelas</i>	13	69.23	13	69.23	3	33.33	32	87.50	31	90.32	11	54.55
<i>Cheirodon</i> sp1	2	-	-	-	-	-	9	55.56	1	100.00	1	-
<i>Cheirodon</i> sp2	9	100.00	2	50.00	-	-	29	100.00	5	40.00	1	-
<i>H.eques</i>	2	50.00	5	60.00	-	-	27	85.19	8	62.50	7	33.33
<i>H.malabaricus</i>	-	-	-	-	-	-	9	-	7	-	-	-
<i>H.marginatus</i>	37	78.38	21	85.71	-	-	5	60.00	7	57.14	3	-
<i>M.intermedia</i>	9	-	-	-	-	-	86	94.19	20	70.00	28	-
<i>M.sanctae-filomenae</i>	-	-	2	-	1	-	34	94.12	6	83.33	3	-
<i>R.paranensis</i>	-	-	-	-	-	-	41	95.12	1	-	-	-
<i>S.insculpta</i>	1	-	-	-	-	-	37	100.00	15	26.67	3	-

Este relatório apresenta dados parciais referentes aos meses de fevereiro, maio e agosto

de 2000, não fechando um ano de coletas. Apesar disso, algumas particularidades comportamentais referentes às espécies mais

capturadas e, conseqüentemente, as que estão se utilizando destas áreas para reprodução, devem ser levadas em consideração. Agostinho et al. (no prelo) 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. Estas características particulares podem ter exercido uma certa vantagem em relação às outras espécies, principalmente aquelas que têm na inundação da planície o gatilho para sua reprodução.

Bibliografia

- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. ZALEWSKI, M. (no prelo). The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper River Paraná. **In:** ZALEWSKI, M.; THORPE, J. E.; SCHIEMER, F. (Eds). Fish and Land/Inland Water Ecotones. (UNESCO MAB) Series, v. 5).
- 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:** A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Vazzoler, A. E. A. de M.; Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. Eds. Maringá, EDUEM/NUPELIA. pp. 179 - 208.
- 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.
- FUEMPADCT-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).
- LOWE-MCCONNELL, R. H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, EDUSP. 534p.
- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurements*. Croom Helm, New York. 179p.
- PIELOU, E.C. 1975. *Ecological diversity*. New York, J. Wiley. 165p.
- SMITH, R. L. 1996. *Ecology and field biology*. 5th ed. New York, Harper Collins. 740p.
- VAZZOLER, A. E. A. M.; SUZUKI, H. I.; MARQUES, E. E. & LIZAMA, M. P. M. 1997a. 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. de 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.