

ICTIOFAUNA

Horácio Ferreira Júlio Jr., Almir Manoel Cunico, Éder André Gubiani,
Rodrigo Fernandes, Rosa Maria Dias, Weferson Júnio da Graça
e Luiz Carlos Gomes

Introdução

Planícies de inundação em regiões tropicais e subtropicais contemplam uma elevada diversidade de espécies, em especial as de peixes (Horne & Goldman, 1994). Dessa forma, essas planícies desempenham um papel decisivo na manutenção da diversidade biológica e por essa razão necessitam de estudos aprofundados dos processos ecológicos que ocorrem nesse tipo de ecossistema. A principal função de força que gera e mantém este *status*, é o pulso de inundação (Junk et al., 1989; Neiff, 1990), sendo 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).

Informações sobre a estrutura das comunidades de peixes, com suficiente abrangência espacial e temporal, fornecem importantes informações para o seu monitoramento. Assim, 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 da composição e estruturação das assembléias de peixes.

As informações relativas à ictiofauna, apresentadas neste relatório, referem-se ao período de fevereiro e agosto de 2003, contemplando nas análises comparações com os resultados obtidos em anos anteriores (2000, 2001 e 2002) fornecendo indicações sobre as variações espaciais e temporais na abundância e composição da ictiofauna.

Material e métodos

As capturas dos peixes foram realizadas em fevereiro e agosto de 2003, nas 12 estações de coleta descritas anteriormente (DESCRIÇÃO DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM). Para a comparação com os anos anteriores foram retidos os dados referentes ao mesmo período de coleta.

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, com 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 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/100m² rede*24 hrs).

Redes de arrasto simples com 20 metros de extensão, malha de 0,5 cm, foram operados pela manhã, nas áreas litorâneas das lagoas abertas e fechadas. A abundância referente às capturas nos arraste foi expressa em densidade (indivíduos/100m²).

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 alimentar, preservados em formol 4%.

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 ovócitos. Utilizou-se, no geral, uma escala de maturação, constituída pelos estádios: imaturo, repouso, início de maturação, maturação, maduro, recuperado e esgotado.

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

Padrões de dominância e abundância relativa.

Os padrões de dominância das espécies foram avaliados por categorias de ambiente, através de curvas de relação espécie-abundância (“Wittaker Plots”) (Magurran, 1988; Winemiller, 1996) para os dados de abundância das redes de espera e arrasto, para cada ano, em cada um dos diferentes tipos de ambientes amostrados. Para a abundância relativa, foi utilizado procedimento similar. Foram representadas a abundância em número e peso (redes de espera e arrasto), das quinze principais espécies, para cada ano, e cada um dos tipos de ambientes.

Estrutura da assembléia e relação com algumas variáveis abióticas

Para analisar os padrões das assembléias de peixes em relação aos dados abióticos de cada local amostrado foi usada uma abordagem multivariada de análise de gradiente indireta (Gauch, 1986).

A estrutura da ictiofauna nos diferentes ambientes, durante os anos 2000, 2001, 2002 e 2003 foi sumarizada a partir de uma análise de correspondência (CA), considerando a composição específica de cada local amostrado. Para realizar as análises de correspondência foram usados os dados de captura por unidade de esforço de redes de espera ($\text{ind}/1000 \text{ m}^2 * 24 \text{ horas}$) e de arrasto ($\text{ind}/100 \text{ m}^2$), sendo estes previamente transformados (radiciação) para minimizar o efeito de valores extremos. Os eixos selecionados para as análises foram aqueles que apresentaram autovalores maiores que 0,20 (Matthwes, 1998). A diferença entre scores de cada tipo de ambiente foi avaliada a partir de um teste não-paramétrico (Kruskall-Wallis).

A fim de diminuir a dimensionalidade dos dados abióticos medidos nos locais amostrados foi utilizada uma análise de componentes principais (PCA), tanto para as coletas com rede de espera, como as de arrasto. Todas as variáveis físico-químicas, exceto o pH, foram log-transformadas ($\log(x+1)$) para linearizar as relações bivariadas (Olden et al., 2001). Os eixos retidos para interpretação foram aqueles que apresentaram autovalores maiores que os gerados aleatoriamente por um processo de randomização (critério *broken-stick*). Todas as ordenações foram feitas no *software* PC-ORD (MacCune & Mefford, 1997).

O grau de congruência entre as matrizes de dados de captura por unidade de esforço, de redes de abundância e, os dos dados abióticos foi avaliado através de uma rotina *Procrustean*. Análise *procrustes* é um método de superposição que de uma forma simplista, compara um par de ordenações usando um algoritmo rotacional (*rotational-fit*), encontrando o melhor ajuste entre observações ordenadas correspondentes. Apesar dos critérios estabelecidos para a retenção dos eixos da CA e PCA, para este método foram usados os scores dos dois

primeiros eixos de cada ordenação, pois estes contêm a maior parte da variabilidade de todo o grupo de dados originais. A estatística *procrustes* foi realizada com o auxílio do *software* PROTEST (Jackson, 1995).

Atividade reprodutiva

A atividade reprodutiva foi avaliada através da frequência relativa (%) de fêmeas adultas em reprodução (estádios maduro e semiesgotado), considerando os dados obtidos de redes de espera e arrasto nos diferentes ambientes (rios, lagoas abertas e lagoas fechadas).

Baseando-se em informações 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 104 espécies, distribuídas em 27 famílias pertencentes a duas classes e oito ordens. A relação das espécies registradas e suas posições taxonômicas estão de acordo com Britski et al. (1999) e Reis et al. (2003):

CLASSE CHONDRICHTHYES

Ordem MYLIOBATIFORMES

Família POTAMOTRYGONIDAE

Potamotrygon motoro (Muller & Henle, 1841)

CLASSE OSTEICHTHYES

Ordem CHARACIFORMES

Família ACESTRORHYNCHIDAE

Acestrorhynchus lacustris (Lutken, 1875)

Família CHARACIDAE

Sub-família APHYOCHARINAE

Aphyocharax anisitsi Eigenmann & Kennedy, 1903

Aphyocharax sp.

Sub-família BRYCONINAE

Brycon orbignyanus (Valenciennes, 1850)

Sub-família CHARACINAE

Roeboides paranensis Pignalberi, 1975

Galeocharax knerii (Steindachner, 1879)

Sub-família CHEIRODONTINAE

Serrapinus notomelas (Eigenmann, 1915)

Serrapinus sp.1

Serrapinus sp.2

Sub-família SALMININAE

Salminus hilarii Valenciennes, 1850

Salminus maxillosus Valenciennes, 1850

Sub-família TETRAGONOPTERINAE

Astyanax altiparanae Garutti & Britski, 2000

Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)

Astyanax schubarti Britski, 1964

Bryconamericus stramineus

Eigenmann, 1908

Hemigrammus marginatus Ellis, 1911

Hyphessobrycon eques (Steindachner, 1882)

Hyphessobrycon sp.

Moenkhausia intermedia Eigenmann, 1908

Moenkhausia sanctae-filomenae

(Steindachner, 1907)

Família SERRASALMIDAE

Sub-família SERRASALMINAE

Metynnis cf. maculatus (Kner, 1858)

Myleus levis Eigenmann & McAtee, 1907

Myleus tiete (Eigenmann & Norris, 1900)

Piaractus mesopotamicus (Holmberg, 1887)

Serrasalmus marginatus Valenciennes, 1837

Serrasalmus maculatus Kner, 1858

Família CYNODONTIDAE

Rhaphiodon vulpinus Spix & Agassiz, 1829

Família CRENUCHIDAE

Characidium aff. *zebra* Eigenmann, 1909

Família PARODONTIDAE

Apareiodon affinis (Steindachner, 1879)

Parodon nasus Kner, 1859

Família PROCHILODONTIDAE

Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1836)

Família CURIMATIDAE

Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez, 1948)

Steindachnerina brevipinna (Eigenmann & Eigenmann, 1889)

Cyphocharax modestus (Fernández-Yépez, 1948)

Cyphocharax nagelii (Steindachner, 1881)

Família ANOSTOMIDAE

Leporellus vittatus (Valenciennes, 1850)

Leporinus elongatus Valenciennes, 1850

Leporinus friderici (Bloch, 1794)

Leporinus lacustris Campos, 1945

Leporinus macrocephalus Garavello & Britski, 1988

Leporinus obtusidens (Valenciennes, 1836)

Leporinus octofasciatus Steindachner, 1915

Schizodon altoparanae Garavello & Britski, 1990

Schizodon borellii (Boulenger, 1900)

Schizodon sp.

Schizodon nasutus Kner, 1858

Família ERYTHRINIDAE

Erythrinus erythrinus (Bloch & Schneider, 1801)

Hoplias aff. *malabaricus* (Bloch, 1794)

Hoplerythrinus unitaeniatus (Agassiz, 1829)

Ordem CYPRINODONTIFORMES**Família POECILIIDAE**

Poecilia reticulata Peters, 1859

Ordem GYMNOTIFORMES**Família RHAMPHICHTHYIDAE**

Rhamphichthys hahni (Meinken, 1937)

Família GYMNOTIDAE

Gymnotus spp.

Família STERNOPYGIDAE

Eigenmannia trilineata López & Castello, 1966

Eigenmannia virescens (Valenciennes, 1842)

Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)

Família APTERONOTIDAE

Apteronotus ellisi (Arámburu, 1957)

Ordem SILURIFORMES**Família HEPTAPTERIDAE**

Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)

Pimelodella sp. 1

Pimelodella sp. 2

Família HYPOPHthalmIDAE

Hypophthalmus edentatus Spix & Agassiz, 1829

Família DORADIDAE

Doras eigenmanni (Boulenger, 1895)

Platydoras armatulus (Valenciennes, 1840)

Pterodoras granulatus (Valenciennes, 1821)

Rhinodoras dorbignyi (Kner, 1855)

Trachydoras paraguayensis (Eigenmann & Ward, 1907)

Família AUCHENIPTERIDAE

Auchenipterus osteomystax Miranda-Ribeiro, 1918

Trachelyopterus galeatus Linnaeus, 1766

Ageneiosus valenciennesi Bleeker, 1864

Família PIMELODIDAE**Sub-família PIMELODINAE**

Iheringichthys labrosus (Lutken, 1874)

Pimelodus heraldoi Azpelicueta, 2001

Pimelodus maculatus La Cépède, 1803

Pimelodus ornatus Kner, 1858

Pimelodus sp.

Pinirampus pinirampu (Spix & Agassiz, 1829)

Sub-família SORUBIMINAE

Hemisorubim platyrhynchos (Valenciennes, 1840)

Pseudoplatystoma corruscans (Spix & Agassiz, 1829)

Pseudoplatystoma corruscans X *P. fasciatum*

Sorubim cf. *lima* (Bloch & Schneider, 1801)

Família CALLICHTHYIDAE

Callichthys callichthys (Linnaeus, 1758)

Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)

Família LORICARIIDAE

Sub-família ANCISTRINAE

Megalancistrus parananus (Peters, 1881)

Sub-família HYPOSTOMINAE

Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)

Hypostomus auroguttatus Kner, 1854

Hypostomus cochliodon Kner, 1854

Hypostomus microstomus Weber, 1987

Hypostomus regani (Ihering, 1905)

Hypostomus spp.

Rhinelepis strigosa Valenciennes, 1840

Liposarcus anisitsi (Eigenmann & Kennedy, 1903)

Sub-família LORICARIINAE

Loricariichthys platymetopon Isbrücker & Nijssen, 1979

Loricariichthys rostratus Reis & Pereira, 2000

Rineloricaria pentamaculata Langeani & Araújo, 1994

Ordem PERCIFORMES

Família SCIAENIDAE

Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)

Família CICHLIDAE

Astronotus ocellatus (Agassiz, 1831)

Cichla monoculus Spix & Agassiz, 1831

Cichla sp.

Cichlasoma paranaense Kullander, 1983

Crenicichla britskii Kullander, 1982

Crenicichla haroldoi Luengo & Britski, 1974

Laetacara sp.

Satanoperca pappaterra (Heckel, 1840)

Ordem PLEURONECTIFORMES

Família ACHIRIDAE

Catathyridium jenynsii (Günther, 1862)

ORDEM SYNBRANCHIFORMES

Família SYNBRANCHIDAE

Synbranchus marmoratus Bloch, 1795

A presente lista apresenta algumas modificações em relação às listas apresentadas em diversas publicações sobre as espécies de peixes do alto Paraná, decorrentes de revisões de gêneros e famílias realizadas recentemente.

Serrasalmus spilopleura, era a única espécie de piranha que ocorria no alto Paraná. Jegu e Santos (2001) reviram os tipos de algumas espécies de piranhas e verificaram que a espécie do alto Paraná é na realidade *Serrasalmus maculatus* Kner, 1858, ficando o nome *S. spilopleura* restrito a uma das espécies que ocorrem na bacia do rio Guaporé. *Megalancistrus aculeatus*, uma espécie de Ancistrinae de grande porte e de importância comercial na região passa a ser sinonímia de *Megalancistrus parananus* (Peters, 1881).

Revisões de alguns gêneros também modificaram consideravelmente a nomenclatura de alguns táxons. Assim, *Porotergus ellisi* passa a receber o nome de *Apteronotus ellisi*, *Cochliodon cochliodon* passa à *Hypostomus cochliodon*, *Parauchenipterus galeatus* à *Trachelyopterus galeatus*; *Myloplus levis* à *Myleus levis* e *Lebistes reticulatus* à *Poecilia reticulata*.

Padrões de dominância e abundância relativa.

As espécies dominantes amostradas com redes de espera em 2003 no ambiente rio, foram similares aos anos anteriores, exceto para o ano de 2000, quando a espécie *M. intermedia* sobrepujou *L. platymetopon* e *S. marginatus* (Figura 1). Nas lagoas abertas houve predomínio de *L. platymetopon* e *A.*

altiparanae, estando *L. platymetopon* entre as espécies de maior captura por unidade de esforço nos anos precedentes (Figura 2). A.

altiparanae e *S. notomelas* predominaram no ambiente de lagoas fechadas (Figura 3).

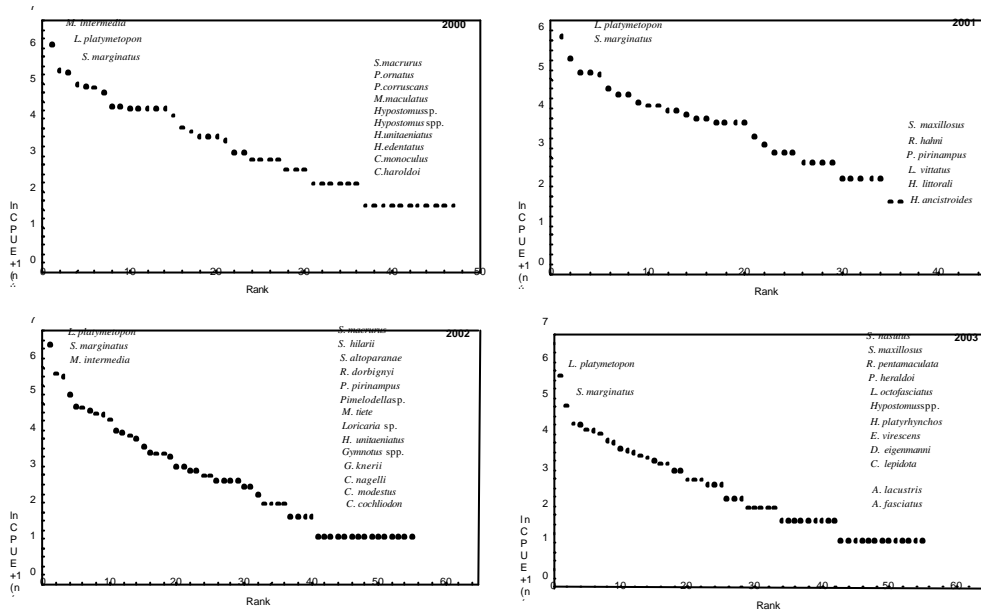


Figura 1. Curvas de relação espécie-abundância para rios da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados com redes de espera em quatro anos de estudo.

Considerando as coletas com redes de arrasto, as espécies que predominaram nas lagoas fechadas foram *A. altiparanae* e *S. notomelas* (Figura 4) e para as lagoas abertas *A. altiparanae* e *C. monoculus* (Figuras 5). Assim, as espécies dominantes nos arrastos caracterizam-se pelo pequeno porte e ciclo de vida curto. A dominância de *C. monoculus*, no ano de 2000, 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 (? 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). Entretanto mesmo apresentando baixo valor de dominância nos anos de 2001 e 2002 a população desta espécie mostrou-se dominante no ano de 2003 possivelmente devido ao considerável aumento da transparência da água facilitando a predação, a grande disponibilidade de alimento e de abrigo para proteção da prole. Sendo assim, tais informações destacam um grande sucesso reprodutivo da espécie na região.

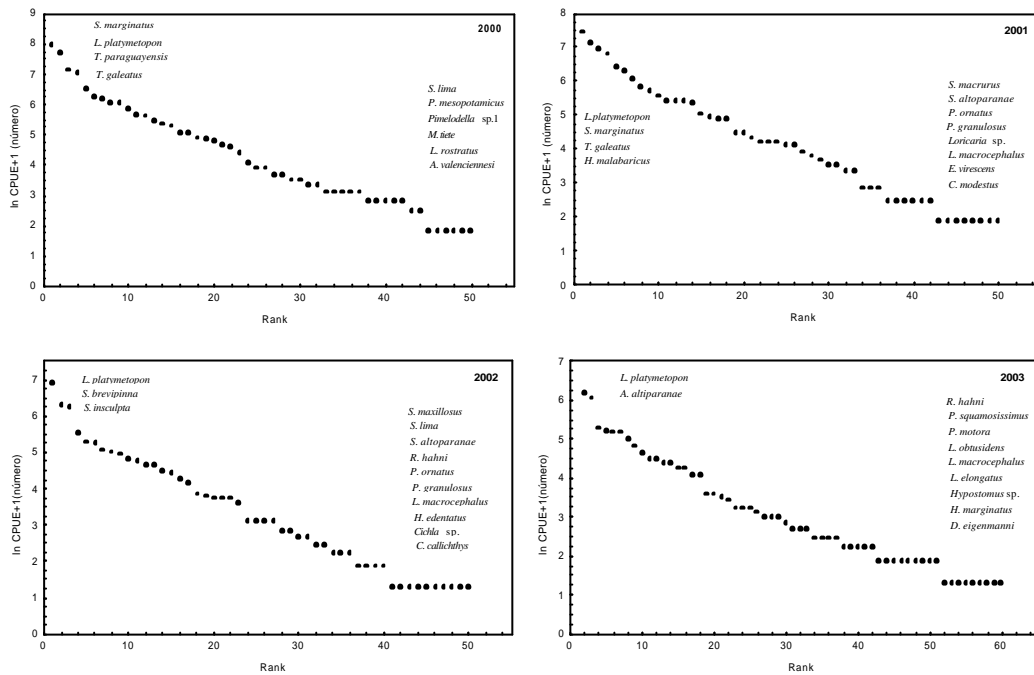


Figura 2. Curvas de relação espécie-abundância para lagoas abertas da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados com redes de espera em quatro anos de estudo.

Dentre as espécies que apresentaram maior captura por unidade de esforço, em todos os ambientes e anos considerados destacam-se o cascudo chinelo (*L. platymetopon*) e a piranha (*S. marginatus*). A análise das espécies dominantes nos diversos ambientes amostrados tanto com rede de espera 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

demaís. Como exemplos, podem ser relacionadas as seguintes estratégias:

- ? o comportamento agressivo e territorialista de *S. marginatus* (Agostinho e Julio Jr. 2002);
- ? a estratégia reprodutiva de fecundação interna do cangati, *T. 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

platymetopon. Dessa forma, a disponibilidade alimentar desses ambientes parece não restringir essas categorias tróficas;

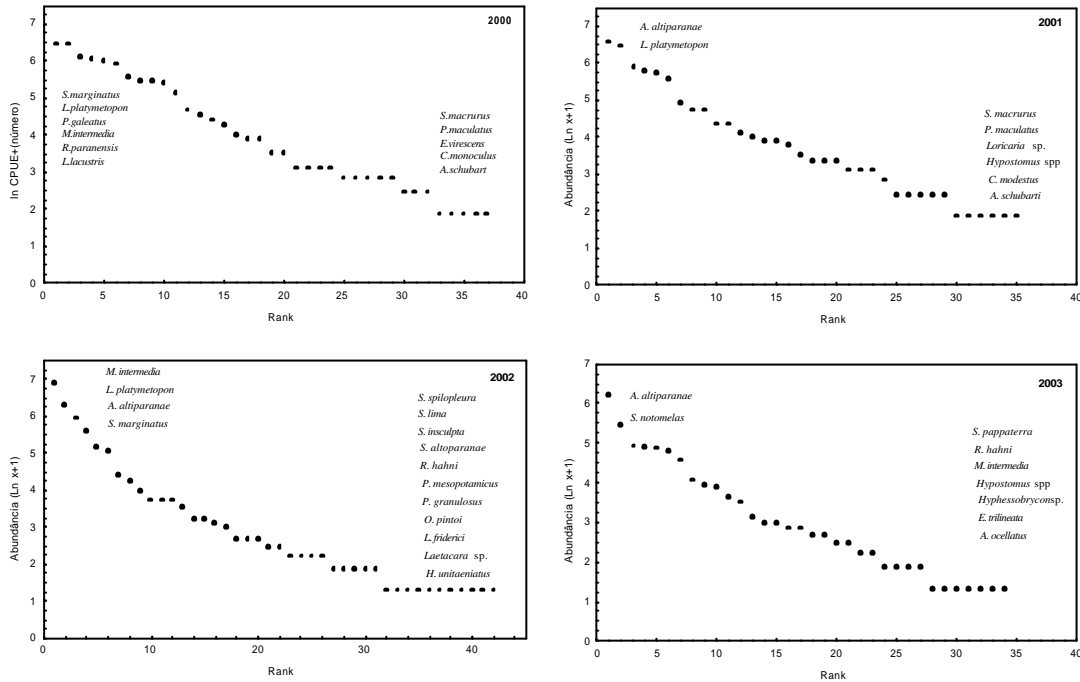


Figura 3. Curvas de relação espécie-abundância para lagoas fechadas da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados com redes de espera em quatro anos de estudo.

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 iliófagas, como *L.*

? 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;

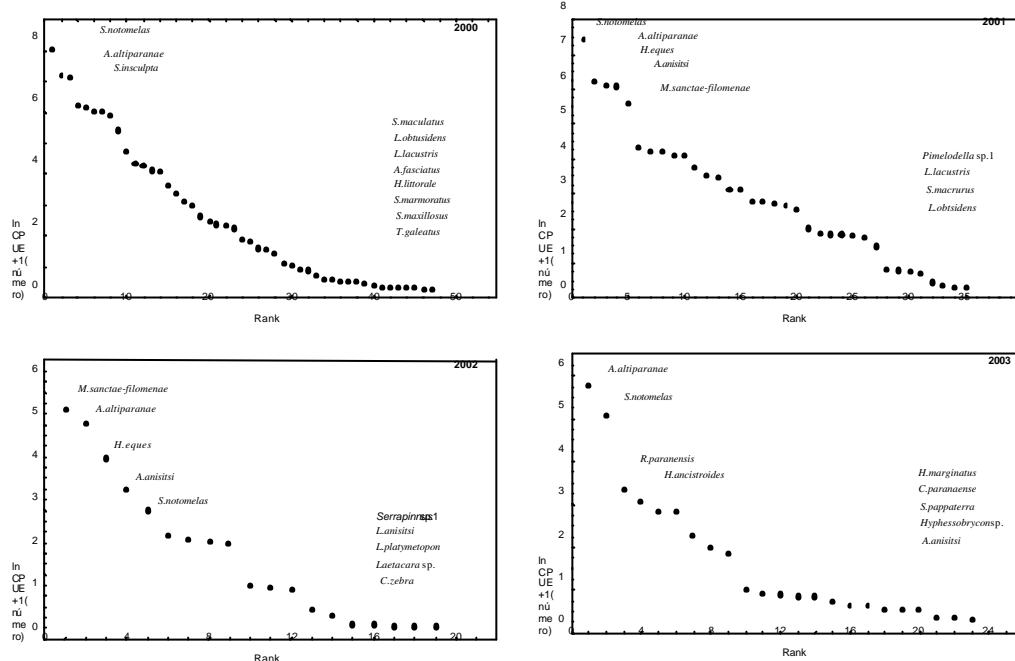


Figura 4. Curvas de relação espécie-abundância para lagoas fechadas da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados com redes de arrasto em quatro anos de estudo

Dentre as espécies com reduzida captura por unidade de esforço 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. Cunico et al. (2002) relatam alterações na riqueza de espécies, densidade total e principalmente densidade de peixes migradores de uma lagoa

sazonalmente isolada na planície de inundação do alto rio Paraná em anos com diferentes níveis hidrológicos. 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.

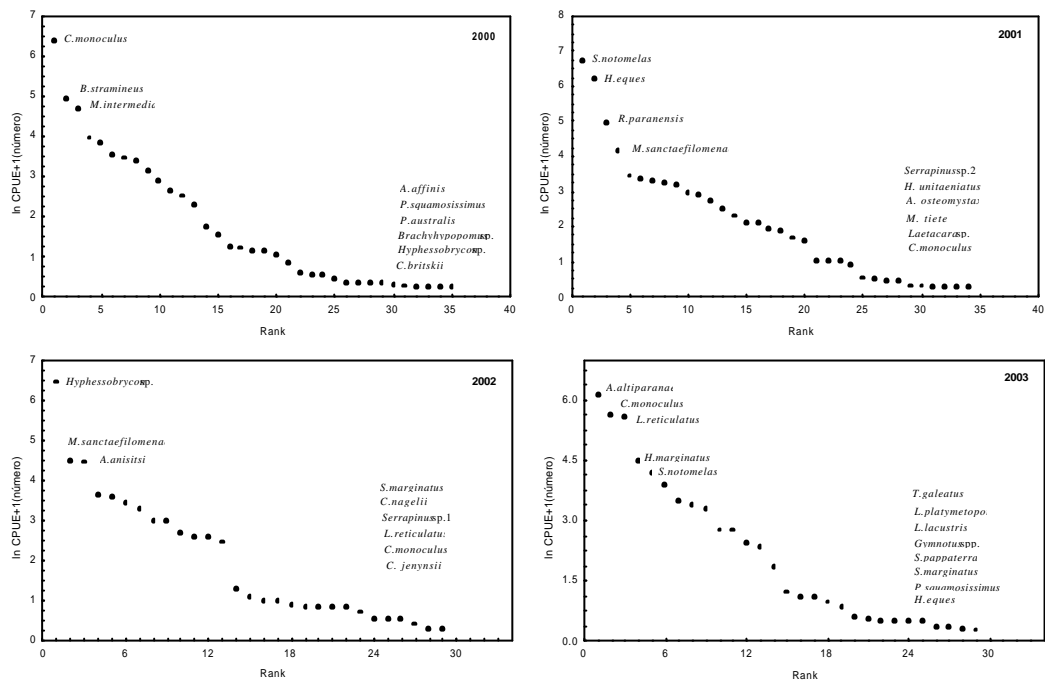


Figura 5. Curvas de relação espécie-abundância para lagoas abertas da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados com redes de arrasto em quatro anos de estudo.

Dados de captura (número de indivíduos e biomassa em 1000m² de rede durante o período de 24 hs), para as quinze principais espécies nos diferentes ambientes e anos considerados, revelaram que, em número, *L. platymetopon* foi a espécie dominante nos rios e lagoas abertas (Figuras 6 e 7) e *A.*

altiparanae nas lagoas fechadas (Figura 8). *S. marginatus* após os anos de 2000 e 2001 apresentou decréscimo em sua captura em lagoas abertas porém no ambiente rio a captura foi elevada em todos os anos considerados.

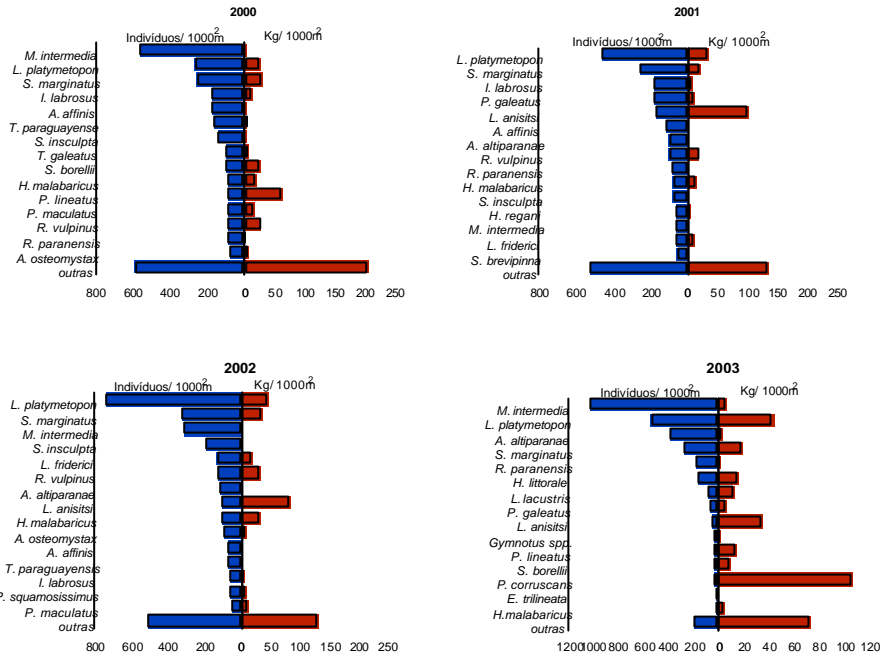


Figura 6. Captura por unidade de esforço, em número e biomassa, das principais espécies capturadas com redes de espera em rios durante quatro anos de estudo.

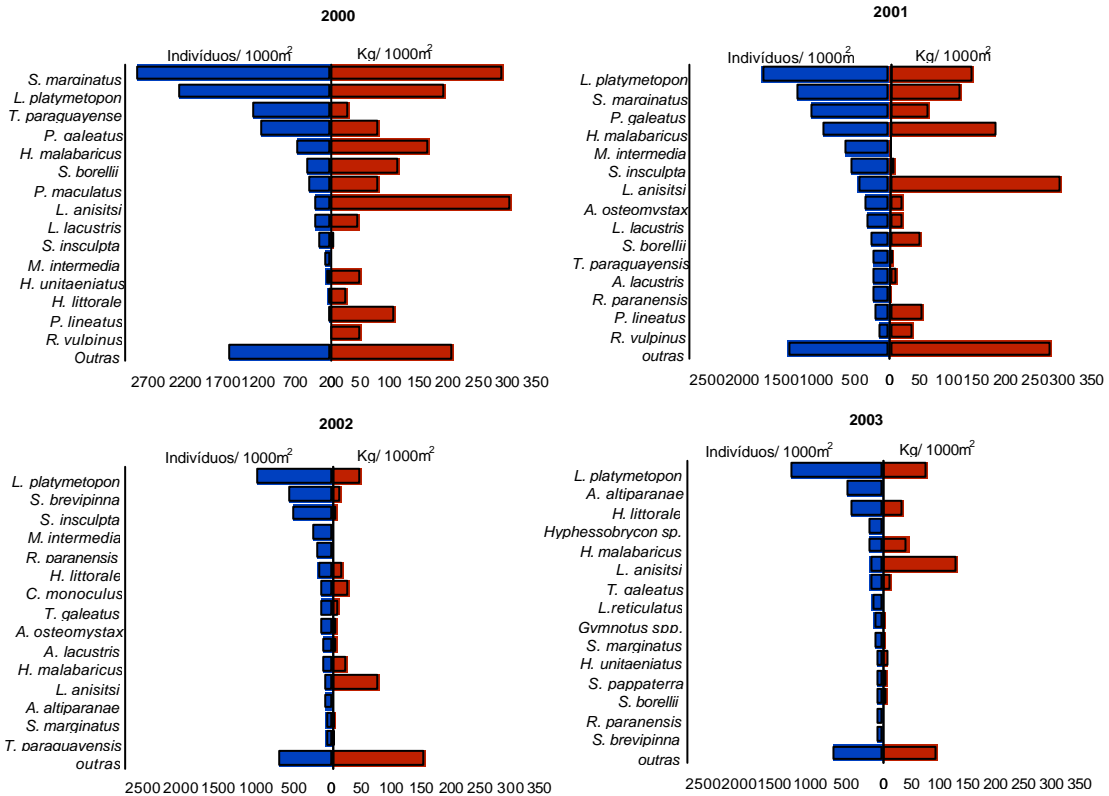


Figura 7. Captura por unidade de esforço, em número e biomassa das principais espécies capturadas com redes de espera em lagoas abertas durante quatro anos de estudo

Componente biótico

Ictiofauna

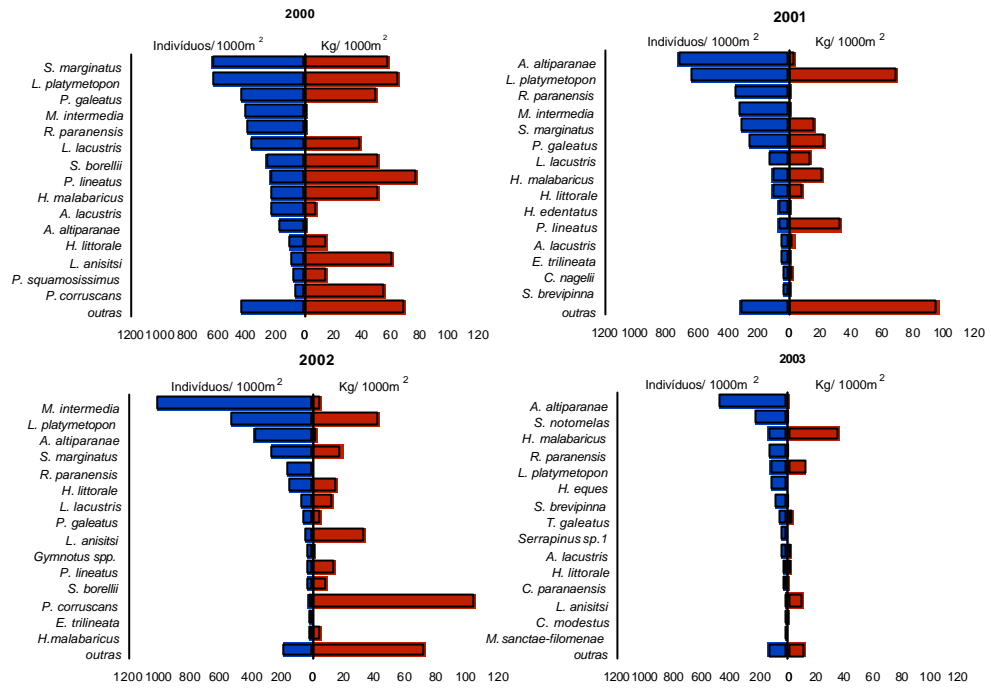


Figura 8. Captura por unidade de esforço, em número e biomassa das principais espécies capturadas com redes de espera em lagoas fechadas durante quatro anos de estudo.

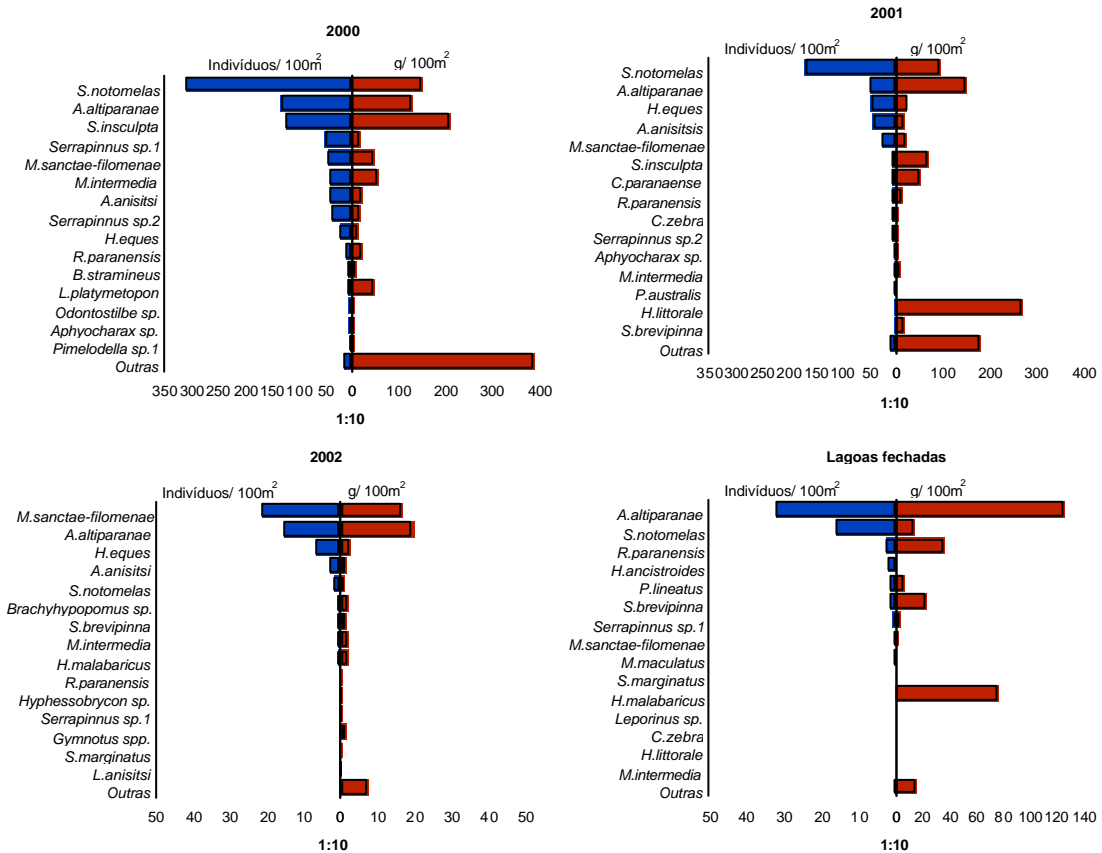


Figura 9. Captura por unidade de esforço, em número e biomassa das principais espécies capturadas com redes de arrasto em lagoas fechadas durante quatro anos de estudo.

Ao analisarmos a biomassa, verificamos que em lagoas abertas a espécie mais representativa foi *L. anisitsi* para todos os anos (Figura 7), enquanto que para lagoas fechadas as espécies dominantes em biomassa modificaram-se (Figura 8), sendo *H. malabaricus* a mais representativa para o ano de 2003. No ambiente rio destacaram-se *L. platymetopon*, seguida de *P. squamosissimus* (Figura 6).

Para os ambientes amostrados com redes de arrasto, verificou-se o predomínio em biomassa de *A. altiparanae* e *H. malabaricus* para lagoas fechadas (Figura 9) e *A. altiparanae* e *C. monoculus* para lagoas abertas em 2003 (Figura 10). Nos outros anos destacaram-se espécie detritívora (*S. pappaterra*) e piscívora (*H. malabaricus*).

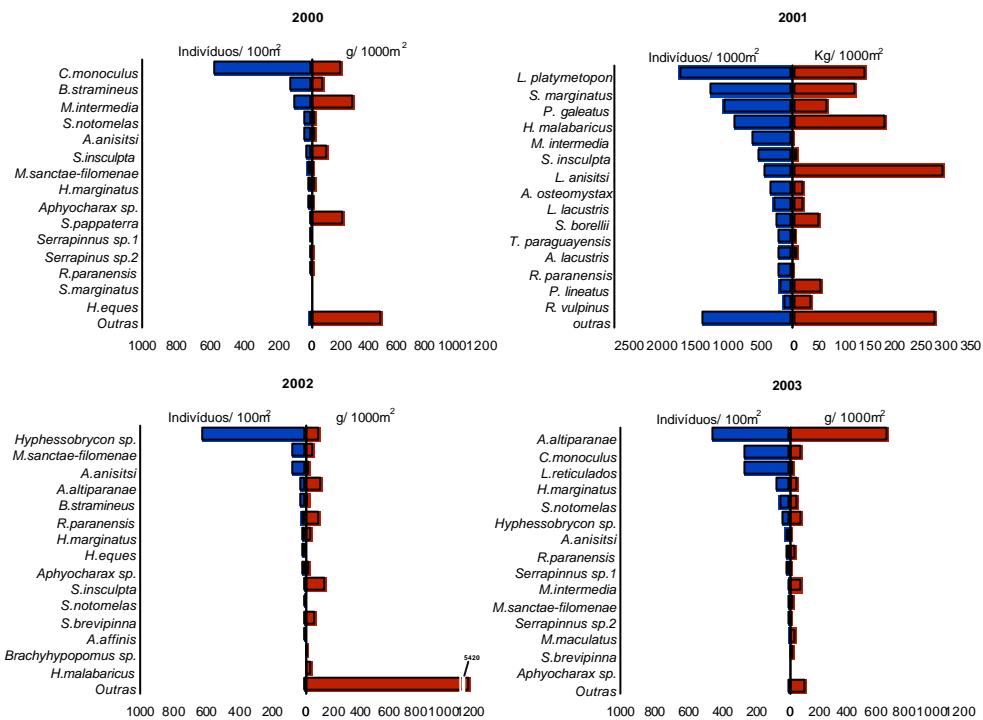


Figura 10. Captura por unidade de esforço, em número e biomassa das principais espécies capturadas com redes de arrasto em lagoas abertas durante quatro anos de estudo.

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, como *C. monoculus* 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.

Estrutura da assembléia de peixes e relações com alguns fatores abióticos

Para os dados de captura com redes de espera foram retidos para interpretação os dois primeiros eixos da CA (Figura 11). O primeiro eixo (C1) apresentou autovalor de 0,27, e o segundo (C2), 0,21. Os escores do C1 diferiram significativamente em relação à categoria dos ambientes amostrados ($H=21,15$; $p<0,001$), sendo evidente na ordenação a separação dos escores da ictiofauna de rios, posicionadas mais à

direita, em relação às lagoas abertas e fechadas. Esta distinção na composição específica de rios foi devido a presença de espécies raras reofílicas como *A. affinis*, *L. vittatus*, *C. haroldoi* e *Hypostomus* sp., capturadas predominantemente nestes ambientes. Os escores de C2 também diferiram significativamente ($H=21,37$; $p<0,001$), segregando, principalmente, as assembléias das lagoas abertas e fechadas. As espécies que mais influenciaram nesta distribuição foram para lagoas abertas *P. pirinampu*, *H. cochliodon* e *D. eigmanni* e para as lagoas fechadas *S. marmoratus*, e *H. littorale*.

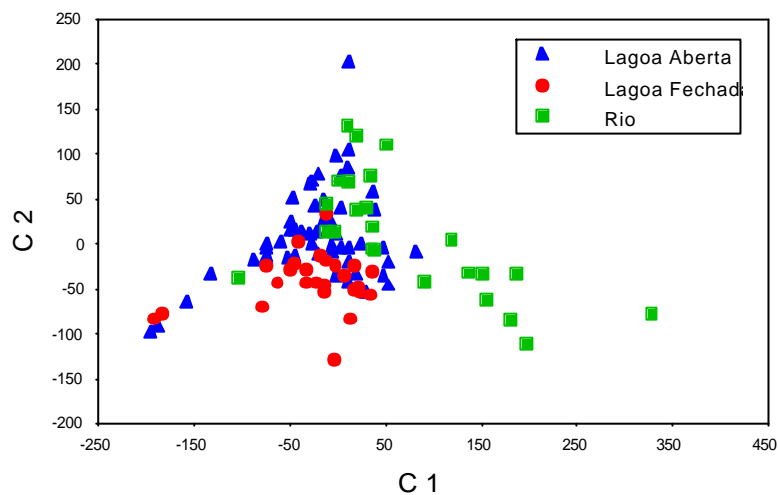


Figura 11. Ordenação resultante da análise de correspondência aplicada aos dados de CPUE (ind./1000 m² rede de espera por 24 horas)

Os escores da análise de correspondência não diferiram entre os anos estudados ($H=6,91$; $p>0,05$), indicando que a composição das assembléias não variou ao longo do tempo (Figura 12). Entretanto, a partir de informações já obtidas e analisadas através dos relatórios anuais, podemos afirmar que tal situação é errônea e, provavelmente ocasionada devido a grande

variabilidade temporal dos dados de coleta e da diferença no número de locais amostrados de cada ambiente em cada ano. Na média, o ano de 2002 apresentou maior variabilidade na composição das assembléias das lagoas fechadas. Este fato é decorrente do efeito homogeneizador do pulso, visto que naquele ano houve uma cheia pronunciada.

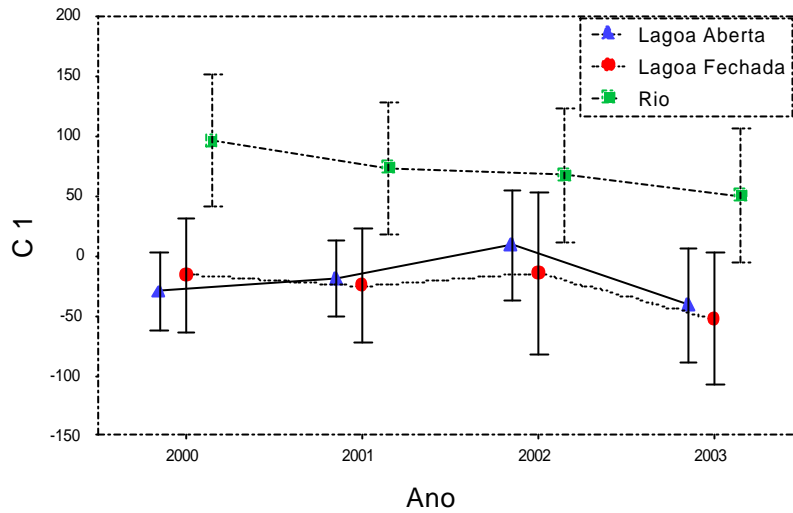


Figura 12. Média dos scores do C1 de rios, lagoas abertas e fechadas, nos 4 anos de amostragem para dados de rede de espera.

Para os dados de arrasto, também foram selecionados os dois primeiros eixos da CA (Figura 13), sendo que o primeiro apresentou autovalor de 0,29 e o segundo 0,25. Novamente, os escores do C1 apresentaram diferença significativa ($H=18,19$; $p<0,001$), sendo que as assembleias das lagoas abertas e fechadas apareceram separadas na ordenação. Os escores do C2 não

apresentaram diferenças significativa ($H=5,32$; $p>0,05$) entre as categorias de ambientes estudados.

Os escores da análise de correspondência para redes de arrasto também não apresentaram diferença significativa entre os anos de amostragem sendo isto explicado analogamente à redes de espera (Figura 14).

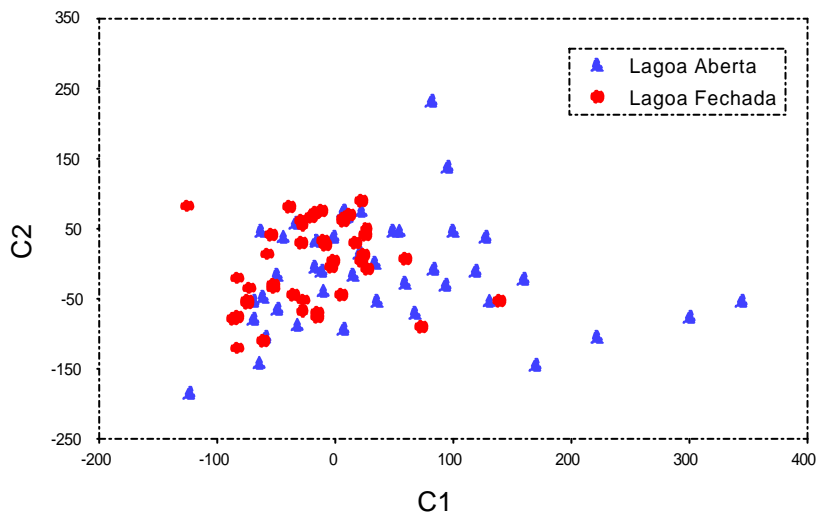


Figura 13. Ordenação resultante da análise de correspondência aplicada aos dados de densidade (ind./100 m^2) dos arrastos.

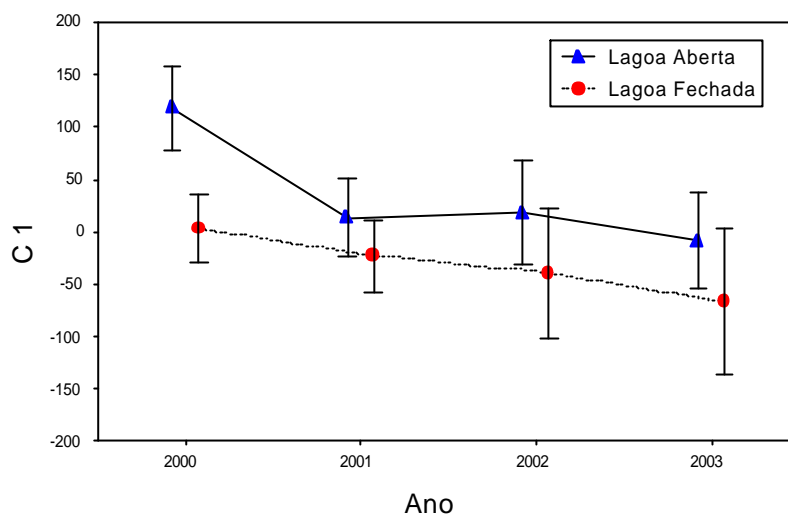


Figura 14. Média dos scores do C1 de rios, lagoas abertas e fechadas, nos 4 anos de amostragem para dados de rede de arrasto.

Na análise de componentes principais (PCA), utilizando os dados referentes às variáveis abióticas durante as capturas com redes de espera, foi retido somente o primeiro eixo da PCA, sendo que este explicou 37% da variabilidade total dos dados físico-químicos (Figura 15). As variáveis abióticas que mais contribuíram para a formação deste eixo foram, negativamente, oxigênio dissolvido ($r=-0,88$) e pH ($r=-0,77$) e, positivamente a temperatura da água ($r=0,65$). A depleção nas concentrações de oxigênio dissolvido na água refletiram na dominância de indivíduos de táxons com

certa resistência ou até mesmo adaptações a essas condições. A respiração acessória, por exemplo, é utilizada por espécies tais como *H. littorale* e *L. platymetopon*, enquanto indivíduos de *A. altiparanae*, especialmente nas lagoas abertas, apresentaram um pronunciado desenvolvimento do lábio inferior, de forma a maximizar a tomada de ar. A variação das variáveis físico-químicas nos diferentes anos estão intimamente relacionadas com o regime hidrológico da região, evidenciando a importância do pulso de inundação.

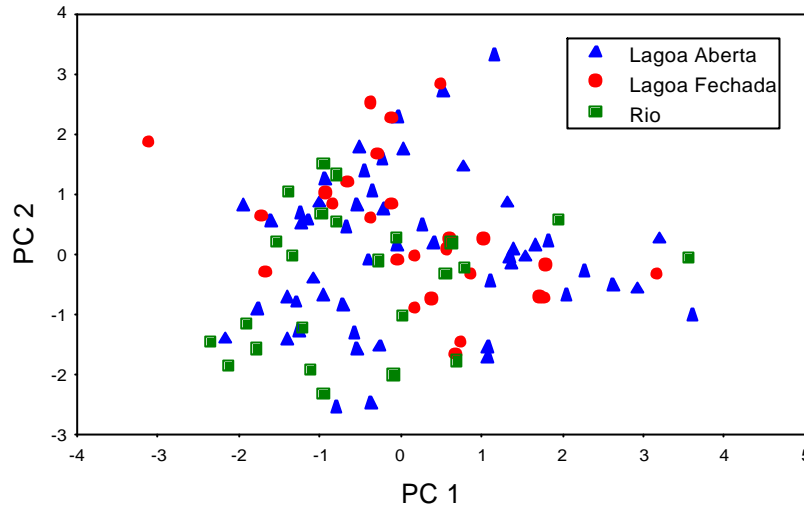


Figura 15. Ordenação resultante da análise de componentes principais para os ambientes amostrados com redes de espera.

Para o dados de arrasto, foram selecionados para interpretação os dois primeiros eixos da PCA (Figura 16). O primeiro eixo explicou 31% da variabilidade total dos dados e o segundo 23%. Os coeficientes de estruturas mostraram que as variáveis que mais contribuíram para formação do primeiro eixo foram,

negativamente, oxigênio dissolvido ($r=-0,86$) e pH ($r=-0,78$) e positivamente a temperatura da água ($r=0,38$). Já no segundo eixo as variáveis mais importantes foram, negativamente transparência de Secchi ($r=-0,72$) e condutividade ($r=-0,58$), enquanto que nenhuma variável contribuiu de maneira positiva.

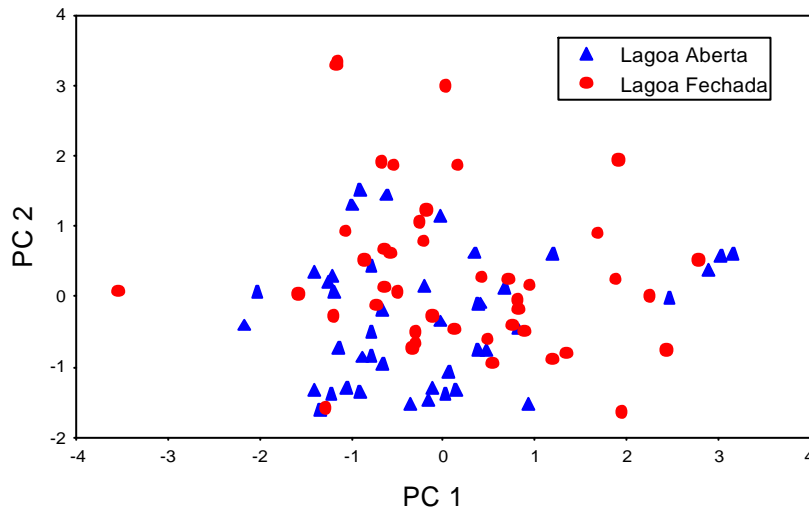


Figura 16. Ordenação resultante da análise de componentes principais para os ambientes amostrados com redes de arrasto.

As matrizes dos dados de captura por unidade de esforço apresentaram intrínseca relação com a matriz de componentes abióticos. Esta afirmação pode ser avaliada através da alta significância da

Atividade Reprodutiva

Para as espécies capturadas com redes de espera (Tabela I), verificou-se que *L. platymetopon* (cascudo chinelo) esteve presente em todos os ambientes, principalmente no mês de agosto quando sua frequência reprodutiva foi evidente. Comparações realizadas com os anos anteriores (2000, 2001 e 2002), demonstraram que esta espécie vem aumentando sua população nos ambientes analisados da planície, sendo considerada residente e resistente (estratégia oportunista e de equilíbrio; sensu Winemiller, 1989), possuindo fecundação externa e apresentando cuidado com a prole. Essas características, além do hábito alimentar iliófago, permitem com que esta espécie tenha um maior sucesso em relação as outras. 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. Para o ambiente rio *L. platymetopon* e *S. marginatus* foram as mais abundantes com baixa frequência reprodutiva, sendo que *A. affinis* foi encontrada exclusivamente no ambiente rio, o que comparada aos anos anteriores mostra sua preferência por esta categoria de ambiente. *A. lacustris*, *A. osteomystax*, *R. paranensis* e *T. paraguayensis* encontradas em lagoas abertas e *A. altiparanae* e *H. malabaricus* em lagoas fechadas, comparado a anos anteriores mostra uma tendência à substituição de espécies em determinados ambientes, como por exemplo *H. malabaricus* que em 2001 apresentava maior frequência reprodutiva em lagoas abertas (Relatório PELD, 2001).

As espécies capturadas com arrasto (Tabela II), que apresentaram maior frequência de fêmeas em reprodução foram *Aphyocharax* sp., *H. eques*, *M. intermedia* (100%) seguidos de *Serrapinnus* sp.1 (94,4%), *S. notomelas* (92,1%) para lagoas abertas, sendo que *Hyphessobrycon* sp. foi a

estatística calculada pela análise de *procrustes* tanto para redes de espera ($m^2=0,93$; $p<0,001$) como para redes de arrasto ($m^2=0,94$; $p<0,001$).

mais abundante em agosto com frequência reprodutiva de 33,3%. Para lagoas fechadas *A. anisitsi* e *R. paranensis* apresentaram maior frequência reprodutiva em fevereiro e *Hyphessobrycon* sp. (100%), *A. altiparanae* (22,7%) e *M. sanctaefilomenae* (20,0%) em agosto, comparada a anos anteriores.

Componente biótico

Ictiofauna

Tabela I – Frequência de indivíduos adultos (n) e em reprodução (rpd; %) das espécies mais abundantes nas capturas com redes de espera em 2003.

Espécies	Rios				Lagoas abertas				Lagoas fechadas			
	Fevereiro		Agosto		Fevereiro		Agosto		Fevereiro		Agosto	
	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd
<i>A.affinis</i>	7	85,7	6	50,0	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>A.altiparanae</i>	2	50,0	6	16,7	66	65,2	-	-	-	-	43	48,8
<i>A.lacustris</i>	-	-	-	-	10	80,0	10	-	-	-	9	22,2
<i>A.osteomystax</i>	-	-	27	-	4	-	14	-	-	-	0	-
<i>C.britskii</i>	1	-	2	-	-	-	2	-	-	-	2	-
<i>C.monoculus</i>	-	-	2	-	-	-	5	-	-	-	-	-
<i>H.malabaricus</i>	5	-	5	20,0	13	15,4	24	8,3	2	-	26	65,4
<i>I.labrosus</i>	-	-	26	3,8	-	-	6	-	-	-	-	-
<i>L.anisitsi</i>	2	50,0	5	-	20	60,0	14	7,1	-	-	3	33,3
<i>L.friderici</i>	8	12,5	5	-	3	-	-	-	-	-	-	-
<i>L.platymetopon</i>	25	-	41	26,8	100	-	109	38,5	-	-	65	24,6
<i>P.maculatus</i>	-	-	11	-	5	60,0	8	-	-	-	-	-
<i>P.squamosissimus</i>	7	28,6	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>R.paranensis</i>	-	-	3	-	16	100,0	5	-	-	-	6	-
<i>S.brevipinna</i>	2	-	-	-	12	41,7	6	50,0	-	-	4	-
<i>S.insculpta</i>	5	20,0	5	-	-	-	-	-	-	-	2	-
<i>S.marginatus</i>	23	4,3	5	-	8	-	3	-	-	-	8	-
<i>S.pappaterra</i>	2	-	-	-	4	-	9	-	-	-	-	-
<i>T.galeatus</i>	7	14,3	2	-	24	91,7	5	-	-	-	10	-
<i>T.paraguayensis</i>	4	25,0	-	-	7	100,0	-	-	-	-	-	-

Tabela II – Frequência de indivíduos adultos (n) e em reprodução (rpd; %) das espécies mais abundantes nas capturas com redes de arrasto em 2003.

espécie	Lagoas Abertas				Lagoas Fechadas			
	Fevereiro		Agosto		Fevereiro		Agosto	
	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd
<i>A.altiparanae</i>	33	6,1	10	10,0	-	-	44	22,7
<i>A.anisitsi</i>	22	68,2	1	-	1	100	2	-
<i>Aphyocharax</i> sp.	1	100,0	-	-	-	-	-	-
<i>H.eques</i>	1	100,0	-	-	-	-	39	12,8
<i>H.marginatus</i>	20	70,0	1	-	-	-	1	-
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	-	-	42	33,3	-	-	2	100,0
<i>M.intermedia</i>	1	100,0	-	-	-	-	4	-
<i>M.sanctaefilomenae</i>	8	62,5	3	-	2	50	5	20,0
<i>R.paranensis</i>	12	16,7	2	-	8	100	17	-
<i>S.notomelas</i>	38	92,1	4	-	-	-	31	-
<i>Serrapinnus</i> sp.1	18	94,4	-	-	-	-	13	-
<i>Serrapinnus</i> sp.2	4	50,0	1	-	-	-	2	-

Os processos biológicos que ocorrem na planície de inundação são amplamente dependentes do regime de cheias, onde é esperado que o aumento do volume de água do rio sobre a planície promova uma maior disponibilidade de abrigo e alimento, elevando a produtividade e consequentemente afetando as relações de competição e predação dentro da comunidade (Agostinho e Júlio Jr, 1999), além de desempenhar o papel de gatilho para a reprodução de algumas espécies, principalmente as migradoras.

Dentre os vários ambientes encontrados na planície de inundação, 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 e desenvolvimento inicial.

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 proporcionar as condições de desova, as gônadas dessas espécies são reabsorvidas, 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, Agostinho & Gomes (1997) concluíram que níveis de recrutamento são mais dependentes da duração da cheia do que o nível máximo alcançado por ela. Entretanto, o período de cheia pode variar de um ano para o outro, podendo ocorrer mais cedo, no final da primavera, ou mais tarde no final do verão, e o período da desova também pode variar de um ano para outro (Suzuki & Agostinho, no prelo). Porém a inundação é especialmente favorável para o recrutamento, se esse ocorrer durante o verão e outono.

Os resultados obtidos para o ano de 2003 e comparações com os anos anteriores (2000, 2001 e 2002), indicam que as características biológicas particulares de

Componente biótico

cada espécie, podem ter exercido uma certa vantagem de algumas em relação a outras, principalmente sobre aquelas que têm no pulso de inundação o gatilho para sua reprodução, visto que no ano de 2003 não

Ictiofauna

ocorreu cheia prolongada na planície de inundação do rio Paraná, podendo esse fato ter contribuído para o sucesso de espécies de pequeno porte e que não realizam migrações.

Referências

- AGOSTINHO, A. A. *et al.* 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. 1997.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR, H. F. Peixes da Bacia do Alto Rio Paraná. In: Lowe – McConnel, R. H. Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais; Tradução Anna Emília A. de M. Vazzoler, Angelo Antônio Agostinho, Patrícia T. M. Cunningham. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo. p. 374-400. 1999.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. ZALEWSKI, M. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper River Paraná. *Ecohydrology & Hydrobiology*. v. 1, n. 1-2, 209-217. 2001.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá, EDUEM/NUPELIA, 387p. 1997.
- AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO JR., H.F.; GOMES, L.C.; BINI, L.M. & AGOSTINHO, C.S. 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. 1997.
- AGOSTINHO, C. S.; JULIO JUNIOR, H. F. Observation of an invasion of the piranha *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1847 (Osteichthyes, Serrasalminidae) into the Upper Paraná river, Brazil. *Acta Scientiarum*, Maringá. PR, v. 24, n. 2, p. 391-395. 2002.
- BRITSKI, H.A.; SILIMON, K.S.; LOPES, B.S. *Peixes do Pantanal: manual de identificação*. Brasília: Embrapa. 184 p. 1999.
- CAMARGO, A. F. M.; ESTEVES, F. A. 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. 1996.
- CUNICO, A.M.; GRAÇA, W.J. DA; VERÍSSIMO, S.; BINI, L.M. Influência do nível hidrológico sobre a assembléia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. *Acta Scientiarum*, v.24, n.2, p.383-389. 2002.
- DEI TÓS, C.; AGOSTINHO, A.A.; SUZUKI, H.I. 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. 1997.
- FUEM NUPÉLIA/PADCT-CIAMB. Estudos ambientais da planície de inundação do rio Paraná, no trecho compreendido entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu. Maringá, 1995. v.2.
- GAUGH JR., H.G. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge: Cambridge University Press, 1982 (reprinted 1986) 298p. (Cambridge studies in ecology; 1). 1986.
- GODOY, M.P. de. *Peixes do Brasil, subordem Characoidei, Bacia do rio Mogi Guassu*. 1.ed. Piracicaba: Ed. Franciscana, 1975. 4v, il. 1975.
- HORNE, A. J. GOLDMAN, C. R. *Limnology*. McCraw – Hill, Inc. New York, 2nd Edition, 576 pp. 1994.
- JACKSON, D. A. PROTEST: A PROcrustean randomization TEST of community environment concordance. *Ecoscience*, v.2 (3): 297-303. 1995.
- JÉGU, M.; SANTOS, G. M. Mise au point à propos de *Serrasalmus spilopleura* Kner, 1858 et réhabilitation de *S. maculatus* Kner, 1858 haracidae: Serrasalminae). *Cybiurn* 25(2): 119-143. 2001.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E., The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish Aquat. Sci.* v. 106, p. 110-127. 1989.

LOWE-MCCONNELL, R. H. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, EDUSP. 534p. 1999.

MACCUNE, B.; MEFFORD, M.J. *PC-ORD: multivariate analysis of ecological data*. Version 3.0. Oregon: MjM Software Design. 1997.

MAGURRAN, A. E. *Ecological Diversity and its Measurements*. Croom Helm, New York. 179p. 1988.

MATTHEWS, W.J. *Patterns in freshwater fish ecology*. Ed. Chapman & Hall. 756p. 1998.

NEIFF, J.J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciência*, v.15, n.6, p.424-441. 1990.

OLDEN, J.D.; JACKSON D. A.; PERES-NETO, P.R. Spatial isolation and fish communities in drainage lakes. *Oecologia*. 127: 572-585. 2001.

PELD. A planície de inundação ao alto rio Paraná. 2001

REIS, R. E. *et al.* Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, Edpucrs. 729p. 2003.

SUZUKI, H.I.; AGOSTINHO, A.A. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo. In: Agostinho, A.A. & Gomes, L.C.(Eds.). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá, EDUEM/NUPELIA, p.163-182. 1997.

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).

VAZZOLER, A.E.A.M.; SUZUKI, H.I.; MARQUES, E.E. & LIZAMA, M.P.M. 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. 1997.

VERÍSSIMO, S. *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. 1999.

WINEMILLER, K.O. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81: 225 – 241. 1989.

WINEMILLER, K.O. Dynamic diversity fish assemblages of tropical rivers. In: CODY, M.L.; SAMLWOOD, J.A. (Eds). *Long-Term studies of vertebrate communities*. San Diego : Academic Press. p. 99-134. 1996.

WOOTTON, R. J. Introduction: strategies and tactics in fish reproduction. In: Potts, G. W.; Wootton, R. J. (Eds.) *Fish Reproduction: Strategies and Tactics*. London: Academic Press. p. 1-12. 1984.