

## Comunidade de Peixes

### Resumo

Com cerca de 170 espécies de peixes já catalogadas na planície de inundação do alto rio Paraná (sítio 6 do PELD), as amostragens realizadas no ano de 2006 (março a setembro) resultaram no registradas 96 delas. A comparação da riqueza de espécies do ano de 2006 com as dos anos anteriores permite detectar que a tendência de aumento progressivo constatado para a calha dos rios, iniciada em 2004, foi mantida. Nas lagoas fechadas, embora os valores de riqueza tenham apresentado um decréscimo com o passar dos anos, houve um aumento acentuado em 2006. Vale ressaltar que o reservatório de Porto Primavera no rio Paraná foi fechado em 1998, afetando a riqueza de espécies, nos anos subseqüentes, pelo controle exercido sobre a vazão do rio. Alterações deste tipo, em conjunto com redução no aporte de sedimentos e nutrientes, podem modificar a distribuição das espécies, reduzir a fertilidade das planícies de inundação e afetar a diversidade pela diminuição do número de espécies (Thomaz *et al.*, 2004). O impacto da alteração no pulso de inundação nos sistemas de planícies de inundação ainda não é completamente entendido e suas conseqüências na biota podem variar consideravelmente entre as espécies. As espécies dominantes durante o ano de 2006 foram, nos três ambientes, *Loricariichthys platymetopon* (cascudo-chinelo) e *P. galeatus* (cangati). Nas lagoas fechadas e nos rios outras espécies foram consideradas também dominantes, ou seja de *Hoplias malabaricus* (traíra) nas primeiras e de *S. marginatus* (piranha) e *T. paraguayensis* nos rios da planície de inundação. Em relação ao monitoramento das espécies nativas, dispersadas (do médio Paraná, após o alagamento de Sete Quedas pelo reservatório de Itaipu) e não nativas, observa-se a marcante redução na contribuição em peso das espécies nativas (de 71,0% entre 1986 e 2001 para 44,3% entre 2001 e 2006), principalmente por um aumento na participação das espécies dispersadas (de 24,0% entre 1986 e 2001 para 47,9% entre 2001 e 2006).. Nossos dados destacam as espécies *P. anisitsi*, *L. platymetopon*, *P. granulatus*, *S. marginatus*, *P. galeatus* e *S. borellii* como as de maior biomassa. À exceção de *H.aff. malabaricus* e *L. lacustris*, as espécies nativas mais representativas em peso são migradoras de médio e grande porte, tais como *P. corruscans*, *P. lineatus*, *R. vulpinus*, *S. brasiliensis* e *L. frederici*. 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. Sabe-se que as rotas migratórias desses peixes são profundamente prejudicadas com os barramentos dos rios (Agostinho *et al.*, 2003). Aspectos como reprodução e freqüência de juvenis continuam a ser monitorados pelo Projeto.

### Introdução

Nas planícies de inundação as características estruturais e funcionais são governadas primariamente pelo regime hidrológico específico - duração, amplitude, freqüência e tempo de inundação (Junk, 1997). A planície de inundação do alto rio Paraná, particularmente, está localizada no único trecho não represado do rio Paraná e preserva ainda, características geomorfológicas, aspectos abióticos e funcionais que asseguram uma alta riqueza de espécies e uma paisagem característica, além de apresentar um mosaico de habitats que proporcionam uma grande heterogeneidade ambiental (Agostinho *et al.*, 2004).

O impacto maior sobre a planície de inundação do alto rio Paraná vem da construção de barragens no rio Paraná e seus principais tributários que, de acordo com Agostinho *et al.* (2004), totalizam cerca de 130 reservatórios. O controle do nível hidrológico imposto pelos

reservatórios a montante tem se revelado um fator de risco para a integridade das espécies, em especial àquelas da ictiofauna. Portanto, o monitoramento das variações anuais na composição e estrutura das assembléias de peixes possibilita o estabelecimento de relações causais que auxiliam na compreensão deste processo, fundamental para manutenção das espécies.

Sendo assim, este relatório apresenta informações relativas à ictiofauna, obtidas em amostragens realizadas nos meses de março, junho e setembro de 2006, não contemplando, portanto, um ciclo anual de estudos. Também são discutidas suas variações em relação aos anos anteriores (2000, 2001, 2002, 2003, 2004 e 2005), fornecendo indicações sobre as variações espaciais e temporais na sua abundância e composição.

## Material e métodos

As amostragens foram conduzidas durante os meses de março, junho e setembro de 2006, em 12 estações de coleta descritas no primeiro capítulo. Utilizou-se para isto de redes de espera com malhagens variadas (2,4; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 10; 12; 14 e 16 cm entre nós opostos), arrastos e espinhéis. As redes permaneceram expostas por 24 h, com revistas ao amanhecer (8:00 h), ao entardecer (16:00 h) e à noite (22:00 h). Os espinhéis foram iscados ao entardecer e revistados na manhã subsequente, sendo operados apenas nos ambientes lóticos. Os arrastes, realizados com redes de 20m e malha de 0,5cm, foram realizados nas áreas litorâneas dos ambientes lênticos, durante o período da noite e da manhã. 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 a 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 (precisão: 0,1g);
- · peso das gônadas (precisão: 0,01g);
- · peso do estômago (precisão: 0,01g);
- · grau de repleção gástrica (0 – 3);
- · sexo;
- · estágio de maturação gonadal.

Visando análises posteriores em laboratório, foram preservadas (i) 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; (ii) estômagos com conteúdo alimentar, preservados em formol 4%.

O estágio de desenvolvimento gonadal foi determinado macroscopicamente, com base em suas características de cor, transparência, vascularização superficial, flacidez, tamanho e

posição na cavidade abdominal e, no caso dos ovários, o grau de visualização dos ovócitos. Utilizou-se, em geral, uma escala de maturação, constituída pelos estádios: imaturo, repouso, início de maturação, maturação, maduro, recuperado e esgotado.

Os padrões de dominância das espécies foram avaliados por categorias de ambiente (lagoa aberta, lagoa fechada e rio) para cada aparelho de pesca (redes de espera e arrasto) através de curvas de relação espécie-abundância (“Wittaker Plots”) (MAGURRAN, 1988; WINEMILLER, 1996). Também são mostrados os dados de captura por unidade de esforço (CPUE), em número e biomassa, das 15 principais espécies capturadas para cada ambiente e aparelho de pesca.

Os padrões de variação das assembléias de peixes em relação aos dados abióticos de cada sistema fluvial (Paraná, Baía e Ivinhema) foram analisados através de abordagem multivariada, utilizando de análise de gradiente indireta NMS (Nonmetric Multidimensional Scaling; Kruskal 1964; Mather 1976) para a matriz de dados biológicos e análise de componentes principais (ACP; Pearson 1901; Hotelling 1933) para a matriz de dados abióticos. Ordenações de comunidades biológicas são beneficiadas pelo uso de NMS por não haver necessidade de normalidade dos dados, sendo robusta para matrizes com grande número de zeros, destacando-se por proporcionar uma representação mais acurada da estrutura dos dados (McCune & Grace 2002; Michin 1987; Clarke 1993). Todas as ordenações foram feitas no *software* PC-ORD® (MACCUNE & MEFFORD, 1997). A existência de correlação entre as matrizes de captura (em número) por unidade de esforço para redes de espera e de dados abióticos foi avaliada através de teste de Mantel (Mantel, 1967). O teste de Mantel testa a significância da correlação, entre matrizes, pela avaliação dos resultados gerados por repetidas randomizações. A questão básica fundamenta-se em como a randomização de uma matriz resulta em uma correlação tão forte quanto à correlação observada (McCune & Grace 2002).

Utilizando dados obtidos nos anos de 2000 a 2006 foi avaliada a variação da riqueza de espécies nos diferentes ambientes (rios, lagoas abertas e lagoas fechadas). Existe uma relação direta entre o número de espécies e o número de indivíduos capturados, sendo que à medida que se amplia uma amostra espera-se um aumento na riqueza, até um determinado patamar onde esta alcança um valor assintótico. Desta maneira, para fazer comparações de riqueza num gradiente temporal e espacial, deve-se ponderar o número absoluto de indivíduos capturados através da CPUE (índice de abundância). Para tanto, foram utilizados os resíduos médios padronizados obtidos através de regressão linear entre a riqueza de espécies (variável resposta) e CPUE (variável explanatória) para fazer inferências acerca da riqueza de espécies nos diferentes anos e ambientes. Para verificar se as médias dos resíduos diferiram estatisticamente entre os anos e ambientes foi aplicada uma análise de variância bifatorial (ANOVA - Two Way). Como não houve interação entre os fatores (anos e ambientes) foram feitos Testes de Tukey a posteriori para verificar quais médias de cada fator diferiram entre si. Adotou-se o nível de significância  $\alpha = 0,05$ .

A mesma série temporal da análise anterior (2002 a 2006) foi utilizada para avaliar a contribuição das espécies nativas, dispersadas e introduzidas na assembléia através de frequência relativa (%) delas no número de espécies, no número de indivíduos (abundância) e peso total (biomassa).

Os resultados obtidos nas duas últimas análises foram comparados àqueles encontrados por Agostinho *et al.* (2004) para a planície de inundação do alto rio Paraná nos anos de 1986 a 2001.

A atividade reprodutiva foi avaliada pela frequência de ocorrência de fêmeas adultas em reprodução (estádios maduro e semi-esgotado), nos três meses de amostragem, por categoria de ambiente (rio, lagoa aberta e lagoa fechada). A porcentagem de jovens para cada espécie foi determinada dividindo-se o número de jovens (machos e fêmeas) pelo número total de indivíduos (n). Foi considerado o L<sub>50</sub> (comprimento padrão da primeira maturação gonadal) de cada espécie para se determinar quais indivíduos deveriam ser categorizados como jovem.

## Resultados e discussão

### *Levantamento ictiofaunístico*

O levantamento ictiofaunístico resultou na capturada de 96 espécies, distribuídas em 24 famílias pertencentes a duas classes e sete 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 cf. falkneri* (Castex & Maciel, 1963)

*Potamotrygon cf. motoro* (Müller & Henle, 1841)

*Potamotrygon* sp.

#### **CLASSE OSTEICHTHYES**

##### **ORDEM CHARACIFORMES**

##### **FAMÍLIA PARODONTIDAE**

*Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879)

##### **FAMÍLIA CURIMATIDAE**

*Cyphocharax modestus* (Fernández-Yépez, 1948)

*Steindachnerina brevipinna* (Eigenmann & Eigenmann, 1889)

*Steindachnerina insculpta* (Fernández-Yépez, 1948)

##### **FAMÍLIA PROCHILODONTIDAE**

*Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836)

##### **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 striatus* (Kner, 1858)

*Schizodon altoparanae* (Garavello & Britski, 1990)

*Schizodon borellii* (Boulenger, 1900)

*Schizodon nasutus* (Kner, 1858)

**FAMÍLIA CRENUCHIDAE**

*Characidium* aff. *zebra* (Reinhardt, 1867)

**FAMÍLIA CHARACIDAE**

**INCERTAE SEDIS**

*Astyanax altiparanae* (Garutti & Britski, 2000)

*Astyanax paranae* (Eigenmann, 1914)

*Astyanax schubarti* (Britski, 1964)

*Bryconamericus stramineus* (Eigenmann, 1908)

*Hemigrammus marginatus* (Ellis, 1911)

*Hyphessobrycon eques* (Steindachner, 1882)

*Hyphessobrycon* sp.

*Moenkhausia* aff. *intermedia* (Eigenmann, 1908)

*Moenkhausia* aff. *sanctaefilomenae* (Steindachner, 1907)

**SUBFAMÍLIA BRYCONINAE**

*Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1850)

**SUBFAMÍLIA SERRASALMINAE**

*Metynnis* cf. *maculatus* (Kner, 1858)

*Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887)

*Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816)

*Salminus hilarii* (Valenciennes, 1850)

*Serrasalmus maculatus* (Kner, 1858)

*Serrasalmus marginatus* (Valenciennes, 1837)

**SUBFAMÍLIA APHYOCHARACINAE**

*Aphyocharax anisitsi* (Eigenmann & Kennedy, 1903)

*Aphyocharax dentatus* (Eigenmann & Kennedy, 1903)

*Aphyocharax* sp.

*Roeboides paranensis* (Pignatelli, 1975)

**SUBFAMÍLIA CHEIRODONTINAE**

*Serrapinus notomelas* (Eigenmann, 1915)

*Serrapinus* sp. 2

**FAMÍLIA ACESTRORHYNCHIDAE**

*Acestrorhynchus lacustris* (Lütken, 1875)

**FAMÍLIA CYNODONTIDAE**

*Rhaphiodon vulpinus* (Spix & Agassiz, 1829)

**FAMÍLIA ERYTHRINIDAE**

*Hoplerythrinus unitaeniatus* (Agassiz, 1829)

*Hoplias* aff. *malabaricus* (Bloch, 1794)

**ORDEM SILURIFORMES**

**FAMÍLIA CALLICHTHYIDAE**

*Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758)

*Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828)

**FAMÍLIA LORICARIIDAE**

**SUBFAMÍLIA HYPOSTOMINAE**

- Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911)  
*Hypostomus cochliodon* (Kner, 1854)  
*Hypostomus commersoni* (Valenciennes, 1836)  
*Hypostomus regani* (Ihering, 1905)  
*Hypostomus strigaticeps* (Regan, 1908)  
*Hypostomus* sp.1  
*Rhinelepis aspera* (Spix & Agassiz, 1829)  
*Pterygoplichthys anisitsi* (Eigenmann & Kennedy, 1903)

**SUBFAMÍLIA LORICARIINAE**

*Loricaria* sp.

- Loricariichthys platymetopon* (Isbrücker & Nijssen, 1979)  
*Loricariichthys rostratus* (Reis & Pereira, 2000)

**FAMÍLIA HEPTAPTERIDAE**

- Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824)  
*Pimelodella avanhandavae* (Eigenmann, 1917)  
*Pimelodella gracilis* (Valenciennes, 1835)

**FAMÍLIA PIMELODIDAE**

- Hemisorubim platyrhynchos* (Valenciennes, 1840)  
*Hypophthalmus edentatus* (Spix & Agassiz, 1829)  
*Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874)  
*Pimelodus argenteus* (La Cepède, 1803)  
*Pimelodus maculatus* (La Cepède, 1803)  
*Pimelodus ornatus* (Kner, 1858)  
*Pinirampus pirinampu* (Spix & Agassiz, 1829)  
*Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829)  
*Sorubim cf. lima* (Bloch & Schneider, 1801)  
*Zungaro zungaro* (Humboldt, 1821)

**FAMÍLIA DORADIDAE**

- Pterodoras granulatus* (Valenciennes, 1821)  
*Trachydoras paraguayensis* (Eigenmann & Ward, 1907)

**FAMÍLIA AUCHENIPTERIDAE**

- Ageneiosus inermis* (Linnaeus, 1766)  
*Auchenipterus osteomystax* (Miranda-Ribeiro, 1918)  
*Parauchenipterus galeatus* (Linnaeus, 1766)

**ORDEM GYMNOTIFORMES**

**FAMÍLIA GYMNOTIDAE**

- Gymnotus inaequilabiatus* (Valenciennes, 1836)  
*Gymnotus pantanal* (Fernandez; Albert; Daniel-Silva; Lopes; Cramptom & Almeida-Toledo, 2005)  
*Gymnotus paraguayensis* (Albert & Cramptom, 2003)  
*Gymnotus sylvius* (Albert & Fernandes-Matioli, 1999)

**FAMÍLIA STERNOPYGIDAE**

- Eigenmannia trilineata* (López & Castello, 1966)  
*Eigenmannia virescens* (Valenciennes, 1836)  
*Sternopygus macrurus* (Bloch & Schneider, 1801)

**FAMILIA RHAMPHICHTHYIDAE***Rhamphichthys hahni* (Meinken, 1937)**FAMILIA HYPOPOMIDAE***Brachyhypopomus* cf. *pinnicaudatus* (Hopkins, 1991)**ORDEM CYPRINODONTIFORMES****FAMILIA POECILIIDAE***Pamphorichthys* sp.**ORDEM PERCIFORMES****FAMÍLIA SCIAENIDAE***Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840)**FAMILIA CICHLIDAE***Astronotus crassipinnis* (Heckel, 1840)*Cichla monoculus* (Spix & Agassiz, 1831)*Cichla* sp.*Cichlasoma paranaense* (Kullander, 1983)*Crenicichla britskii* (Kullander, 1982)*Geophagus proximus* (Castelnau, 1855)*Satanoperca pappaterra* (Heckel, 1840)**ORDEM PLEURONECTIFORMES****FAMÍLIA ACHIRIDAE***Catathyridium jenynsii* (Günther, 1862)***Padrões de dominância e abundância de espécies***

Em 2006, as capturas com redes de espera apontaram como espécies dominantes nos três ambientes *L. platymetopon* (cascudo-chinelo) e *P. galeatus* (cangati) (Fig. 1). Nas lagoas fechadas e nos rios outras espécies foram consideradas dominantes, a exemplo de *H. aff. malabaricus* (traíra) nas primeiras e de *S. marginatus* (piranha) e *T. paraguayensis* nos rios da planície de inundação (Fig. 1).

Esses resultados quando comparados aos anos anteriores (2000 a 2005) revelam em lagoas abertas uma redução no número de espécies dominantes. Nos dois primeiros anos foi verificada nesse ambiente a dominância de quatro espécies, sendo que nos anos subsequentes esse número reduziu, chegando a uma espécie em 2004. Atualmente, duas espécies têm dominado em lagoas abertas. Especificamente no ambiente rio, verificou-se em 2004 o maior número de espécies dominantes (6 espécies), havendo uma diminuição a partir desse ano (3 espécies em 2005 e 4 espécies em 2006). Em lagoas fechadas, entretanto, não foi observado um padrão claro no decorrer dos anos quanto à dominância.

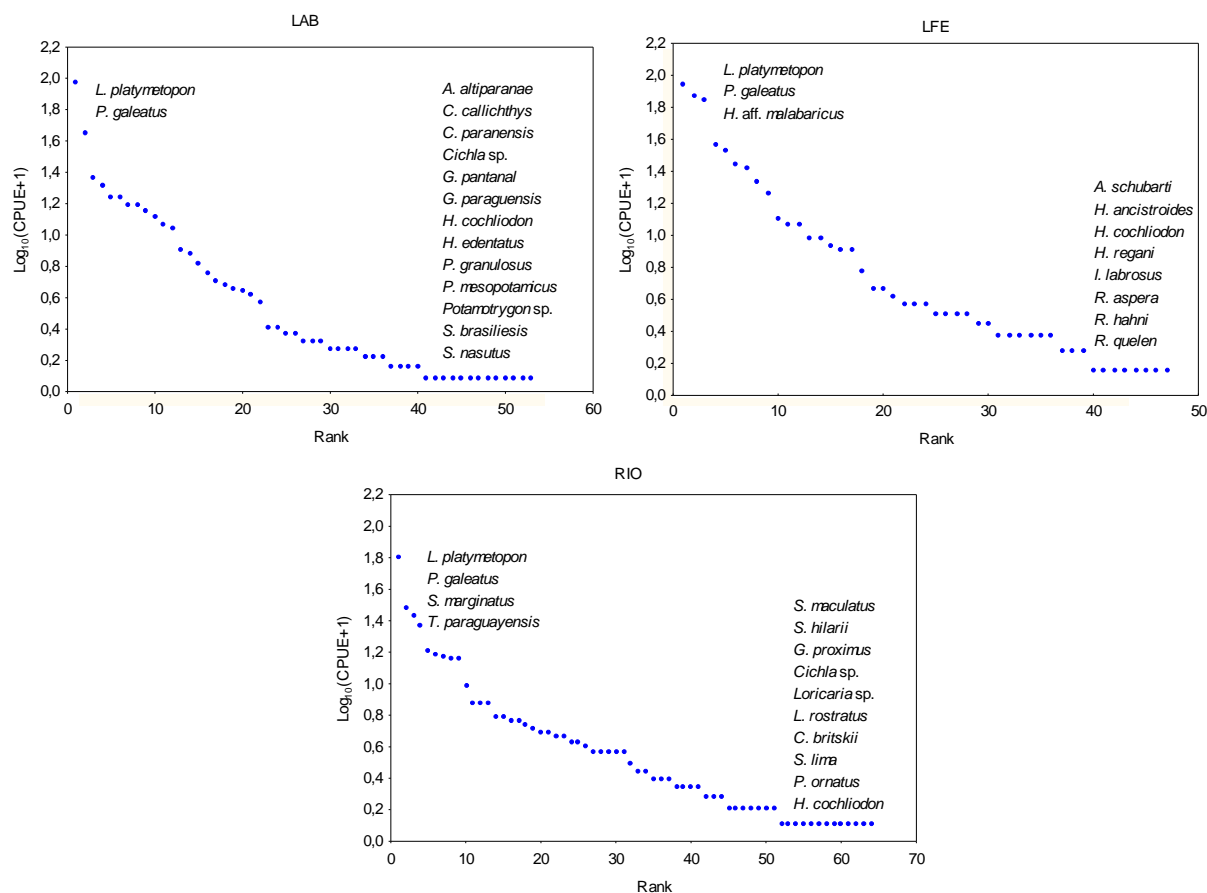


Figura 1. Curvas da relação espécie-abundância para os ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados com redes de espera em 2006. (LAB = lagoas abertas; LFE = lagoas fechadas; Rio = rios).

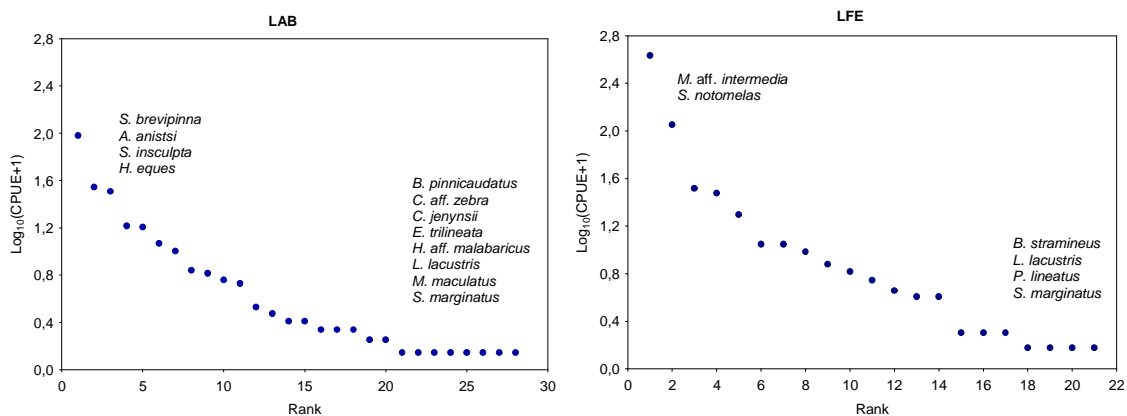
Independentemente do ambiente, *Loricariichthys platymetopon* sempre se posicionou entre as espécies dominantes, excetuando-se o ambiente lagoas fechadas em 2003 e rios em 2005. *Parauchenipterus galeatus* tem se tornado a cada ano mais representativa, posicionando-se como segunda ou terceira espécie mais dominante em lagoas abertas e rios desde 2004. Já *S. marginatus* sempre esteve entre as três espécies mais dominantes em rios.

Considerando as amostragens com redes de arrasto, as espécies que predominaram nas lagoas abertas foram *S. brevipinna*, *A. anisitsi* e *S. insculpta* (Fig. 2) e para as lagoas fechadas foram *M. aff. intermedia* e *S. notomelas* (Fig. 2).

De 2000 a 2006 a variação no número de espécies dominantes capturadas com arrastos em lagoas abertas foi muito pequena (de 1 a 3 espécies). Porém, nota-se que as espécies que dominaram não coincidiram entre os anos. Em lagoas fechadas, o número de espécies dominantes atingiu valores superiores (5 espécies em 2001 e 4 espécies em 2004 e 2005).



Quanto às espécies, foi observado que *S. notomelas* e/ou *A. altiparanae* prevaleceram em todos os anos.



**Figura 2.** Curvas de relação espécie-abundância para os ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados com redes de arrasto em 2006. (LAB = lagoas abertas; LFE = lagoas fechadas).

A análise de dominância nos diversos ambientes amostrados tanto com redes de espera quanto arrasto, sugere que a maior parte das espécies dominantes se beneficia das condições ambientais oferecidas, através de suas estratégias reprodutivas e/ou alimentares, o que lhes conferem vantagens adaptativas em relação às demais espécies.

Considerando os valores de CPUE (número de indivíduos) para redes de espera verificou-se que *L. platymetopon*, *P. galeatus*, *S. marginatus* e *H. aff. malabaricus* foram as mais abundantes, como mencionado anteriormente (Fig. 3). A primeira figurou entre as mais abundantes também em biomassa, sendo a segunda mais abundante nas lagoas abertas e a terceira, nas lagoas fechadas e nos rios (Fig. 3). *Pterigoplichthys anisitsi* foi a espécie de maior biomassa nas lagoas abertas e *H. aff. malabaricus* nas lagoas fechadas (Fig. 3). *Plagioscion squamosissimus* e *Rhinelepis aspera* foram as espécies que predominaram nos rios, apresentando valores de biomassa semelhantes (Fig. 3).

Nas capturas operadas com redes de arrasto, *S. notomelas*, *S. brevipinna* e *A. anisitsi* predominaram em número nas lagoas abertas e *M. aff. intermedia* e *S. notomelas* nas lagoas fechadas (Fig. 4). Nesse ambiente, foi expressiva a contribuição de *M. aff. intermedia* também em biomassa, como também de *P. cf. motoro* (Fig. 4). A maior representatividade em biomassa nas lagoas abertas coube a *S. brevipinna* (Fig. 4).

De um modo geral, durante o período de 2000 a 2006, tem sido confirmado o sucesso de *L. platymetopon* na ocupação dos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. Aliadas a esta espécie, *S. marginatus* e *P. galeatus* mostraram também patamares elevados de captura ao longo do período de estudo, especialmente nos dois últimos anos para a última. Tanto *L. platymetopon* quanto *S. marginatus* são espécies sedentárias com cuidado parental, que passam todos os estágios do ciclo de vida em ambientes variados da planície de inundação. Entretanto, diferem quanto à estratégia alimentar adotada, sendo a primeira

uma espécie tipicamente detritívora e a segunda, tipicamente piscívora. Desta maneira, *L. platymetopon* devido ao hábito alimentar detritívoro, parece não encontrar restrições alimentares na planície, uma vez que esse tipo de recurso é amplamente disponível em ambientes aquáticos. Além disso, esta espécie pode suportar baixas concentrações de oxigênio das lagoas devido a presença de um órgão respiratório acessório em forma de bolsa, anexo ao trato digestório (Silva *et al.*, 1997). E ainda, o acentuado cuidado parental por parte dos machos, os quais carregam os ovos em pregas labiais (Dei Tós *et al.*, 1997) deve ter papel preponderante neste sucesso, pois assegura uma alta sobrevivência das formas jovens. Para *S. marginatus*, a ocorrência marcante de macrófitas aquáticas nos ambientes da planície, confere substrato abundante para a desova. Ainda, a elevada abundância desta espécie pode estar relacionada ao seu comportamento agressivo, o que pode oferecer vantagens competitivas. Com relação a *P. galeatus*, a fecundação interna pode se constituir em uma estratégia importante em ambientes instáveis, onde elevadas densidades de peixes favorecem a predação de formas larvais, pois além de reduzir o tempo de exposição da prole no ambiente, assegura a fertilização dos óvulos (Veríssimo, 1999).

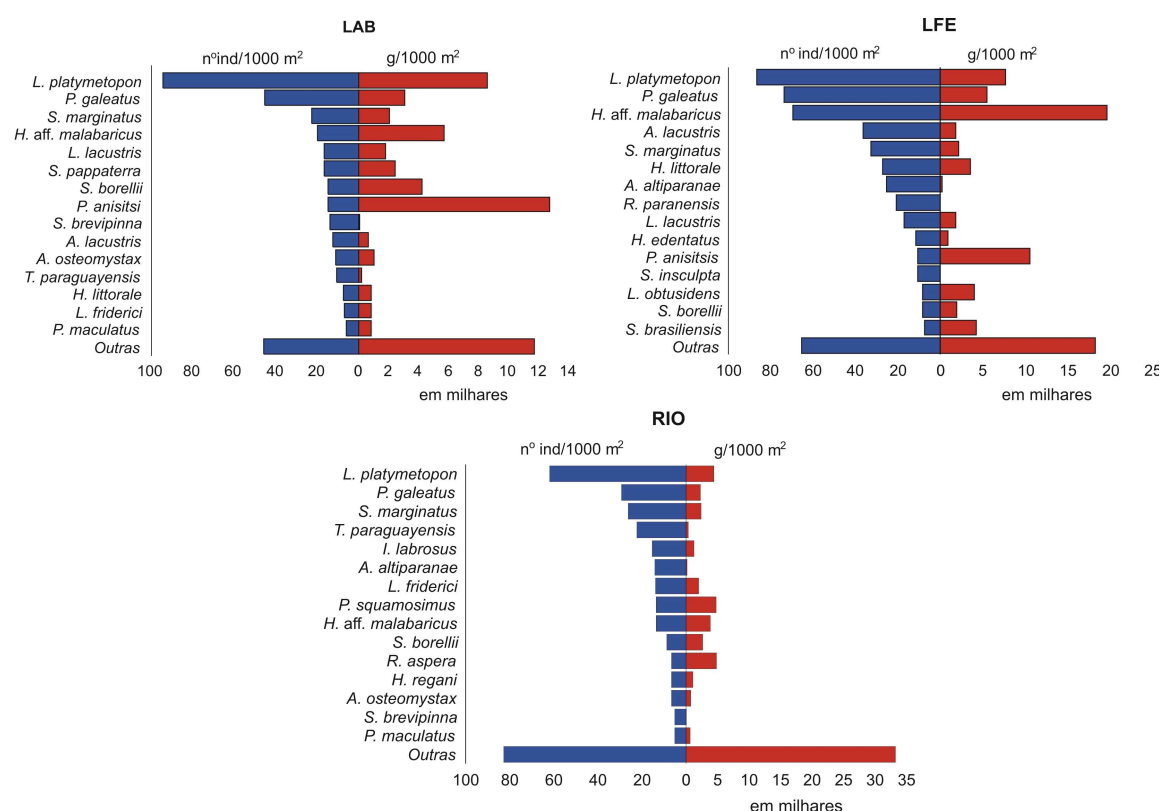
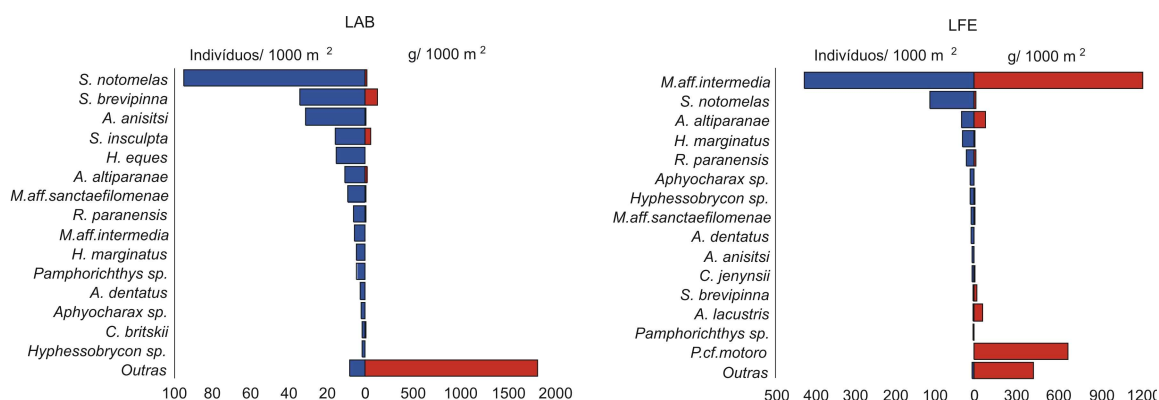


Figura 3. Captura por unidade de esforço, em número e biomassa, das principais espécies capturadas com redes de espera nos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná em 2006. (LAB = lagoas abertas; LFE = lagoas fechadas; Rio = rios).



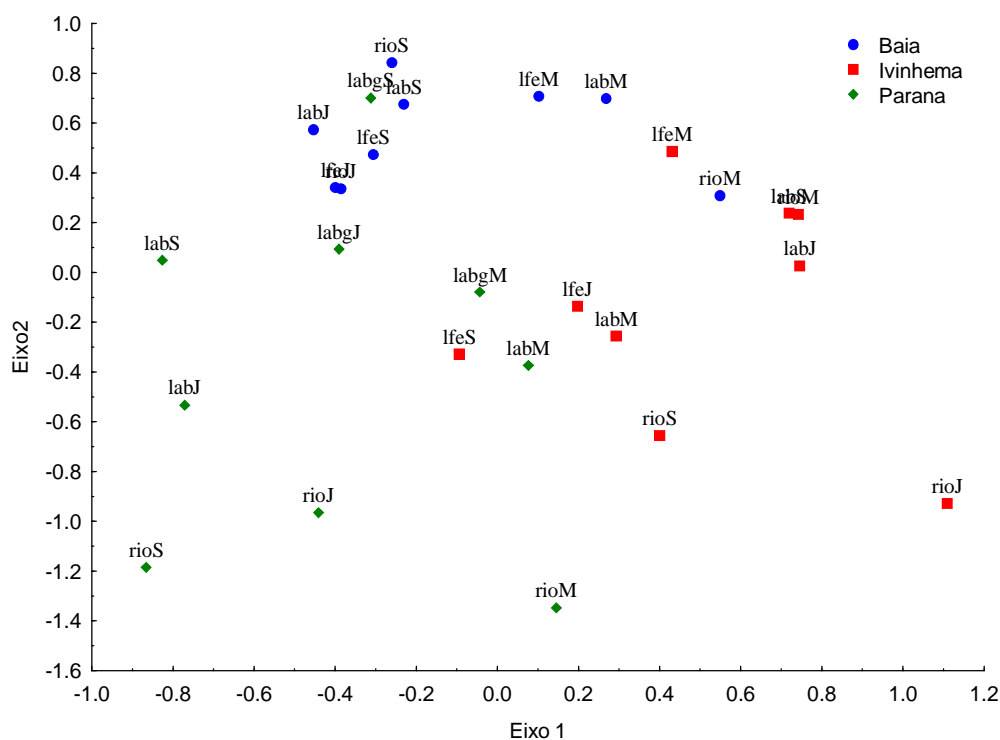
**Figura 4.** Captura por unidade de esforço, em número e biomassa das principais espécies capturadas com redes de arrasto em lagoas abertas e fechadas da planície de inundação do alto rio Paraná em 2006. (LAB = lagoas abertas; LFE = lagoas fechadas).

No geral, entre 2000 e 2006, espécies de pequeno porte prevaleceram nas capturas com redes de arrasto. Essas espécies, típicas de áreas litorâneas de lagoas, são r-estrategistas, com alto potencial reprodutivo e ciclo de vida curto.

Dentre as espécies com baixa captura por unidade de esforço destacam-se aquelas que realizam migrações reprodutivas, como *S. brasiliensis*, *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), Agostinho *et al.* (2004) e Bailly (2006) mostraram que a duração mais que a intensidade das cheias desempenham papel decisivo no sucesso reprodutivo destas espécies. Nos anos de cheias intensas e duradouras, ovos e larvas de espécies migradoras atingem as lagoas onde completam seu desenvolvimento inicial, conseguindo ali condições de abrigo e alimento.

#### *Estrutura da assembléia de peixes e relações com alguns fatores abióticos*

Para a análise dos dados de captura por unidade de esforço foram retidos quatro eixos da NMS sumarizados após 36 iterações. A estabilidade foi atingida em um stress final de 9,26 e instabilidade final inferior a 0,005. A análise gráfica dos dois primeiros eixos da NMS evidenciou distinção na estrutura das assembléias de peixes entre os sistemas fluviais (Paraná, Ivinhema e Baía) (Fig. 5). Espécies como: *S. altoparanae*, *A. affinis*, *E. virescens* e *R. aspera*, foram capturadas apenas no ambiente rio do sistema Paraná, da mesma maneira que as espécies *R. quelen*, *C. callichthys* e *H. unitaeniatus* apenas para o ambiente rio do sistema Ivinhema, contribuindo para a segregação dos sistemas na ordenação.



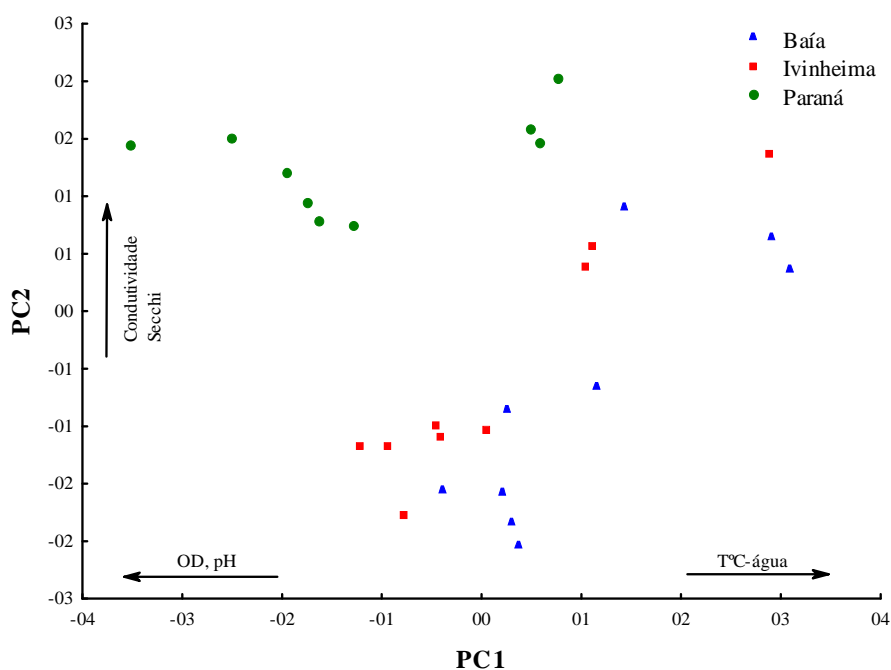
**Figura 5.** Ordenação NMS para 27 locais de amostragem, nos três sistemas fluviais amostrados na planície de inundação do alto rio Paraná em 2006. rio = ambiente rio; lab = ambiente lagoa aberta; lfe = ambiente lagoa fechada; M = março; J = junho; S = setembro.

A análise de componentes principais (PCA) estabelecida a partir da matriz de dados abióticos evidenciou tendência semelhante à ordenação para os dados da ictiofauna, separando os sistemas fluviais (Baía, Ivinhema e Paraná) (Fig. 6). O primeiro eixo gerado explicou 49,6% da variabilidade total dos dados, sendo influenciado positivamente pela temperatura da água e negativamente pelo oxigênio dissolvido e pH. O segundo eixo reteve 31,9% da variabilidade total dos dados, sendo influenciado positivamente pela condutividade e pela profundidade do Disco de Secchi (Tabela 1).

**Tabela 1.** Correlação entre os valores das variáveis e os escores dos dois primeiros eixos da PCA. Planície de inundação do alto rio Paraná em 2006.

Variável	CP1	CP2
Temperatura da água	0,70	0,42
Disco de Secchi	-0,62	0,69
pH	-0,84	-0,15
Condutividade elétrica	-0,37	0,88
Oxigênio dissolvido	-0,88	-0,38

De modo geral, o sistema rio Paraná apresentou maiores valores de condutividade, profundidade do Disco de Secchi e oxigênio dissolvido, enquanto que, os sistemas dos rios Baía e Ivinheima apresentaram maiores valores de temperatura da água (Fig. 7). Souza-Filho e Stevaux (2004) registraram aumento na transparência da água no rio Paraná e nos ambientes associados a ele, atribuindo este aumento a regulação do nível hidrométrico pela cadeia de barragens localizadas a montante da região da planície de inundação contemplada pelo estudo. Temporalmente o mês de março apresentou os menores valores de pH, profundidade do Disco de Secchi e oxigênio dissolvido e maiores valores de temperatura da água, possivelmente em virtude da estação do ano, caracterizada por regime de chuvas mais intenso e temperaturas mais elevadas que os demais meses amostrados (Fig. 6 e 7).

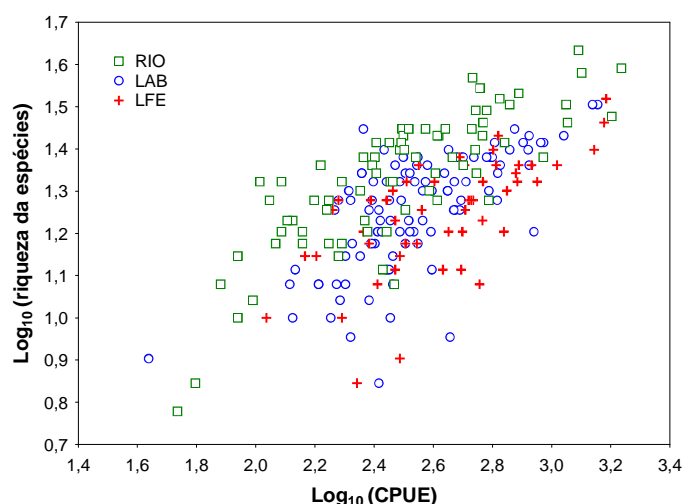


**Figura 7. Ordenação da análise de componentes principais (PCA) para as variáveis abióticas nos diferentes sistemas fluviais analisados na planície de inundação do alto rio Paraná em 2006.**

A abundância das espécies de peixes apresentaram-se relacionadas as condições limnológicas dos ambientes estudados ( $z=0,190$ ;  $t=3,11$ ;  $p=0,002$ ), indicando influência das variáveis abióticas sobre os padrões de variação das assembléias, corroborando com Agostinho *et al.* 2004, os quais destacam que diferenças na limnologia e hidrologia, estabelecem composições específicas dissimilares entre os sistemas fluviais Paraná, Ivinhema e Baía.

### *Composição e distribuição de espécies*

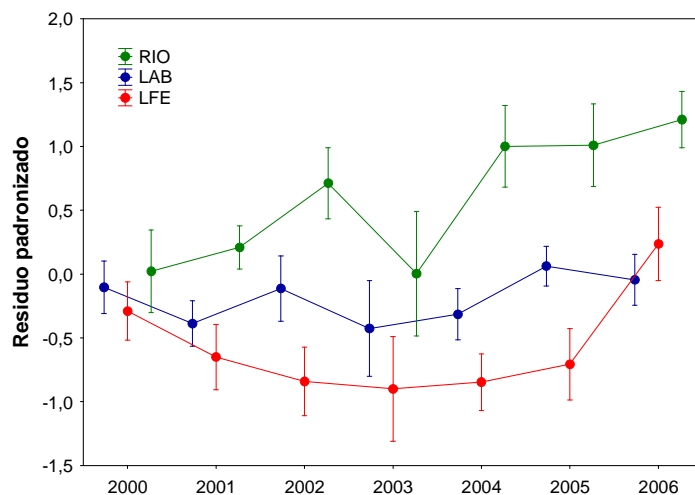
Como esperado, houve correlação positiva entre a riqueza de espécies e a CPUE nos diferentes ambientes (Fig. 8), uma vez que a riqueza aumenta com o aumento do esforço amostral. A análise dos resíduos médios padronizados da regressão entre a riqueza (variável resposta) e a CPUE (variável dependente) revelou que os rios, seguidos das lagoas abertas foram os ambientes mais ricos em número de espécies nos diferentes anos (Fig. 9). Inversamente, as lagoas fechadas apresentaram menores valores de riqueza nos diferentes anos, exceto em 2006 quando este tipo de ambiente superou as lagoas abertas em número de espécies (Fig. 9).



**Figura 8.** Relação entre a riqueza de espécies de peixes e captura por unidade de esforço (CPUE), ambos logaritimizados, em rios (RIO), lagoas abertas (LAB) e lagoas fechadas (LFE) da planície de inundação do alto rio Paraná em 2006.

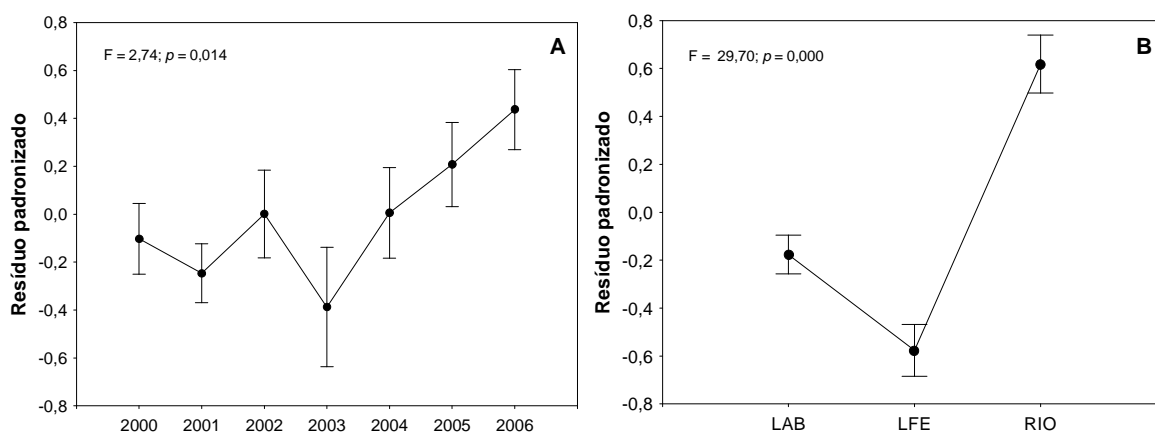
Foi possível observar que o ambiente rio mostrou um aumento gradativo no número de espécies durante o período de estudo, sendo esta tendência interrompida apenas em 2003 (Fig. 9). Já nas lagoas abertas, os valores de riqueza apresentaram flutuações pouco expressivas durante os anos considerados (Fig. 9). Nas lagoas fechadas, embora os valores de riqueza tenham apresentado um decréscimo com o passar dos anos, houve um aumento acentuado em 2006. Agostinho *et al.* (2004) verificaram em um período anterior de estudos (1986, 1987, 1992, 1993, 1994, 2000 e 2001) que houve uma diminuição da riqueza nos rios e nas lagoas da planície nos dois últimos anos (2000 e 2001). Vale ressaltar que o reservatório de Porto Primavera no rio Paraná foi fechado em 1998, podendo ter exercido efeitos negativos sobre planície, refletindo na diminuição da riqueza de espécies nos anos de 2000 e 2001, pois áreas alagáveis posicionadas a jusante de cadeias de reservatórios sofrem sérias conseqüências do controle dos níveis de água. Alterações deste tipo, em conjunto com redução no aporte de sedimentos e nutrientes, podem modificar a distribuição das espécies, reduzir a fertilidade das planícies de inundação e afetar a diversidade pela diminuição do número de espécies (Thomaz *et al.*, 2004). O impacto da alteração no pulso

de inundação nos sistemas de planícies de inundação ainda não é completamente entendido e suas conseqüências na biota podem variar consideravelmente entre as espécies.



**Figura 9.** Resíduos da riqueza de espécies derivados de uma regressão linear simples entre a riqueza de espécies (variável resposta) contra a CPUE (variável explanatória) para os ambientes rios (RIO), lagoas abertas (LAB) e lagoas fechadas (LFE) da planície de inundação do alto rio Paraná em 2006.

A ANOVA bifatorial revelou diferenças significativas entre as médias dos resíduos nos diferentes anos e ambientes (Fig. 10A e 10B) e o teste de Tukey mostrou que em relação aos anos, 2006 diferiu de 2001 e 2003; e que quanto aos ambientes todos diferem entre si.



**Figura 10.** Valores dos resíduos padronizados da riqueza de espécies em relação aos anos (A) e ambientes (B) da planície de inundação do alto rio Paraná em 2006. Barra vertical = erro padrão da média. Os resultados da ANOVA encontram-se inseridos nos gráficos.

De um modo geral, independente do tipo de ambiente, foi possível confirmar o aumento significativo do número de espécies em 2005 e 2006 (Fig. 10A), como também verificar que independentemente do ano, os rios estão credenciados como os ambientes mais ricos da planície em espécies de peixes (Fig. 10B). A tendência de maiores valores de riqueza nos rios quando comparados às lagoas dos sistemas rios-planície de inundação foi também verificada por Winemiller *et al.* (2000) e Agostinho *et al.* (2001). Agostinho *et al.* (2004) relataram que este padrão pode ocorrer devido: i) ao efeito da área (rios são maiores que lagoas), ii) rios podem se tornar rotas de dispersão para várias espécies de peixes, iii) lagoas são ambientes instáveis, com condições ambientais severas e apenas espécies pré-adaptadas são capazes de ocupar efetivamente esse tipo de ambiente e iv) os efeitos da predação e competição são mais intensos nas lagoas que em rios.

### *Origem da fauna de peixes*

A figura 11A apresenta a contribuição das espécies nativas, dispersadas e introduzidas na assembléia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná nos anos de 1986 a 2001 (figura extraída de Agostinho *et al.* (2004)), enquanto que a figura 11B mostra as mesmas informações, só que com resultados obtidos entre os anos de 2000 a 2006.

As espécies nativas da planície de inundação totalizaram 63,4% do número total de espécies. Já aquelas que se dispersaram após a construção do reservatório de Itaipu, o qual inundou a barreira natural do Salto de Sete Quedas, somaram 22,4% e, aquelas introduzidas de outras bacias contribuíram com 14,2% (Fig. 11B). Em relação aos anos de 1986 a 2001 é notório uma diminuição da frequência de ocorrência do número de espécies nativas em função de um aumento na frequência tanto de espécies dispersadas como de introduzidas. Essa diminuição pode ser explicada pelo fato de que muitas espécies (principalmente raras ou pouco frequentes) registradas por Agostinho *et al.* (2004), a exemplo de *Ancistrus cirrhosus*, *Apareiodon piracicabae*, *Doras eigenmanni*, *Farlowella* sp. *Loricaria prolixa*, *Phenacorhamdia tenebrosa*, não ocorreram nos anos de 2000 a 2006.

Em relação à abundância (número de indivíduos) observa-se que, apesar da redução da participação das espécies nativas, anteriormente mencionada, não houve uma alteração evidente nas proporções entre espécies nativas, dispersadas e introduzidas, entre a primeira (Fig. 11A) e a segunda série temporal estudada (Fig. 11B). Entre 2000 e 2006, as espécies nativas com maior número de indivíduos foram *A. altiparanae*, *M. aff. intermedia*, *H. aff. malabaricus*, *S. insculpta* e *A. lacustris*. Dentre as espécies que se dispersaram, destacam-se *L. platymetopon*, *S. marginatus*, *P. galeatus*, *R. paranensis* e *S. brevipinna*. Entre aquelas que foram introduzidas, as mais abundantes foram *P. squamosissimus*, *C. monoculus*, *H. unitaeniatus* e *A. crassipines*.

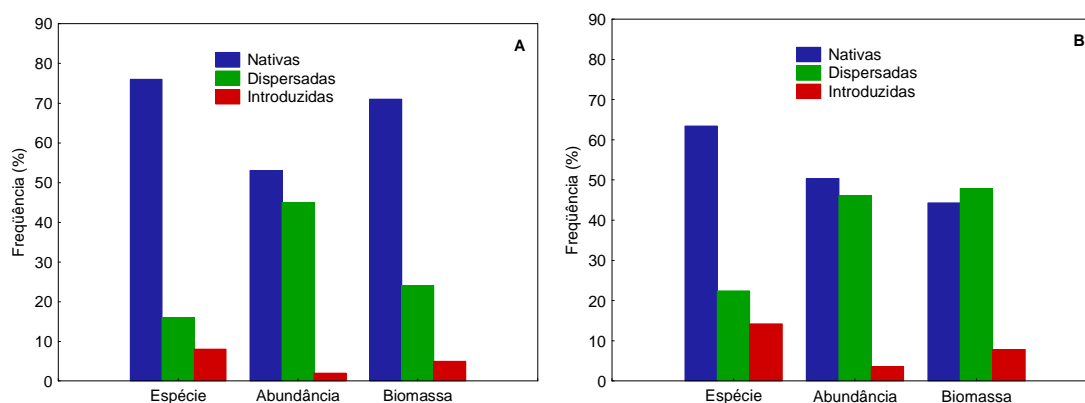
Quanto à biomassa, ressalta-se a marcante redução na contribuição em peso das espécies nativas (de 71,0% entre 1986 e 2001 para 44,3% entre 2001 e 2006), principalmente por um aumento na participação das espécies dispersadas (de 24,0% entre 1986 e 2001 para 47,9% entre 2001 e 2006) (Fig 11A e B). Nossos dados destacam as espécies *P. anisitsi*, *L.*



*platymetopon*, *P. granulatus*, *S. marginatus*, *P. galeatus* e *S. borellii* como as de maior biomassa. À exceção de *H.aff. malabaricus* e *L. lacustris*, as espécies nativas mais representativas em peso são migradoras de médio e grande porte, tais como *P. corruscans*, *P. lineatus*, *R. vulpinus*, *S. brasiliensis* e *L. friderici*. 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. Sabe-se que as rotas migratórias desses peixes são profundamente prejudicadas com os barramentos dos rios (Agostinho *et al.*, 2003).

De acordo com Agostinho *et al.* (2000) mais de 20 espécies foram introduzidas na parte superior da bacia do rio Paraná, em geral com o propósito de incrementar o rendimento pesqueiro (como *P. squamosissimus* e *C. monoculus*). Outras escaparam de viveiros de cultivo (*C. macropomus*, *L. macrocephalus*, *H. lacerdae* e *C. gariepinus*) ou foram introduzidos por aquariofilia (*A. crassipines*, *G. proximus*, *Laetacara* sp., *P. caudimaculatus* e *P. reticulata*) e iscas (*B. pinnicaudatus* e *H. unitaeniatus*). *Plagioscion squamosissimus* permaneceu como a espécie exótica mais representativa (em abundância e biomassa), seguida por *C. monoculus*, *A. crassipines* e *H. unitaeniatus*. Essas três espécies são nativas da bacia amazônica.

Algumas espécies que ocupavam originalmente as regiões média e baixa do rio Paraná passaram a colonizar os trechos superiores do rio Paraná após a formação do reservatório de Itaipu (Agostinho *et al.*, 2003). Muitas dessas espécies que se dispersaram rio acima estão, atualmente, entre as mais frequentes em número e biomassa na planície de inundação. *Loricariichthys platymetopon* e *P. galeatus* são as duas espécies mais abundantes nos três tipos de ambientes (rio, lagoa aberta e lagoa fechada) (ver Fig. 1). *Serrasalmus marginatus* foi a terceira mais abundante no rio e em lagoas abertas. *Steindachnerina brevipinna* é outra espécie que dispersou para o alto Paraná e foi considerada a espécie mais capturada nas lagoas abertas por meio de redes de arrasto (ver Fig. 2).



**Figura 11.** Contribuição (%) das espécies nativas, dispersadas e introduzidas no número de espécies, no número de indivíduos (abundância) e peso total (biomassa). A = dados obtidos de 1986 a 2001 (Agostinho *et al.*, 2004); B = dados obtidos de 2001 a 2006 na planície de inundação do alto rio Paraná.

## Atividade Reprodutiva

### Capturas por rede de espera

#### Fêmeas em reprodução

Dentre as 15 espécies mais abundantes em número (CPUEnum) capturadas com rede de espera (Tabela 2), para o ambiente lagoa aberta, observou-se maior atividade reprodutiva em março e setembro, evidenciado por *L. platymetopon* (respectivamente 35,9% e 59,8%), *L. lacustris* (40,9% e 87,5%) e *P. galeatus* (45,5% e 44,7%). *S. pappaterra* apresentou fêmeas em reprodução em todos os meses amostrados (80%, 58,3% e 50%), enquanto que *T. paraguayensis* e *S. marginatus* apenas em março (52,6%) e setembro (30%), respectivamente (Tabela II).

**Tabela 2** Número de fêmeas adultas (n) e frequência em reprodução (% rpd) das espécies mais abundantes nas capturas com redes de espera da planície de inundação do alto rio Paraná em 2006. LAB = lagoa aberta; LFE = lagoa fechada; RIO = rio.

Espécie	LAB						LFE						RIO					
	março		junho		setembro		março		junho		setembro		março		junho		setembro	
	n	rpd	n	Rpd	N	rpd	N	rpd	N	Rpd	N	rpd	n	rpd	N	rpd	n	Rpd
<i>A.altiparanae</i>	-	-	-	-	-	-	4	25	17	0	6	50	2	0	2	0	11	36.4
<i>A.lacustris</i>	1	100	6	0	16	75	4	75	11	0	14	35.7	3	100	1	0	3	66.7
<i>H.aff.malabaricus</i>	11	18.2	19	0	14	64.3	11	27.3	22	4.54	21	42.8	3	0	5	0	11	54.5
<i>H.littorale</i>	3	33.3	-	-	-	-	-	-	-	-	4	0	-	-	-	-	-	-
<i>L.fridericici</i>	9	0	-	-	1	0	1	0	1	0	-	-	14	0	5	0	5	0
<i>L.lacustris</i>	22	40.9	11	0	8	87.5	6	33.4	5	0	9	77.8	5	80	-	-	4	75
<i>L.platymetopon</i>	53	35.9	64	0	127	59.8	45	40	26	0	27	70.4	11	36.4	28	0	59	35.6
<i>P.anisitsi</i>	12	16.7	3	0	16	31.3	6	50	4	25	2	50	3	66.7	1	0	1	100
<i>P.galeatus</i>	11	45.5	23	8.69	38	44.7	44	63.6	18	0	15	26.7	26	76.9	3	0	12	8.3
<i>R.paranensis</i>	2	100	-	-	3	0	15	40	5	0	11	0	1	0	-	-	5	0
<i>S.borellii</i>	20	15	8	0	7	0	-	-	5	0	4	0	4	0	3	0	8	0
<i>S.brevipinna</i>	15	86.7	6	0	11	27.3	-	-	-	-	3	0	4	75	4	0	1	0
<i>S.marginatus</i>	24	0	5	0	10	30	22	0	8	0	2	0	34	0	1	0	-	-
<i>S.pappatera</i>	5	80	12	58.3	14	50	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0	7	0
<i>T.paraguayensis</i>	19	52.6	6	0	5	0	1	0	-	-	-	-	29	62.1	1	0	3	0

No ambiente lagoa fechada, assim como em lagoa aberta, foi registrada maior atividade reprodutiva em março e setembro, para as espécies *L. platymetopon* (40% e 70%), *P. galeatus* (63,6% e 27%), *H. aff. malabaricus* (27,3% e 42,3%) e *A. altiparanae* (25% e 50%). *S. marginatus* apresentou abundância expressiva de fêmeas (22, 8 e 2) nesse ambiente, porém, não foi registrada atividade reprodutiva em nenhum dos meses amostrados (Tabela II)

Dentre os três ambientes amostrados, o rio foi onde as espécies apresentaram menor atividade reprodutiva. Na coleta de março, as espécies com maior frequência reprodutiva foram *A. lacustris* (100%), *L. lacustris* (80%) e *P. galeatus* (76,9%); e nas coletas de setembro foram *P. anisitsi* (100%), *L. lacustris* (75%) e *A. lacustris* (66,7%). Em nenhuma das espécies foram capturadas fêmeas em atividade reprodutiva na coleta de junho.

Inspecionando o gráfico das frequências de fêmeas em reprodução (Fig. 12), percebe-se que *A. lacustris*, *H. aff. malabaricus*, *L. lacustris*, *L. platymetopon*, *P. anisitsi* e *P. galeatus* apresentaram atividade reprodutiva nos três ambientes amostrados. As espécies que utilizaram apenas dois ambientes para reprodução foram: *T. paraguayensis* e *S. brevipinna* – lagoa aberta e rio; *A. altiparanae* – lagoa fechada e rio; e *R. paranensis* lagoas aberta e fechada. *H. littorale*, *S. borelli*, *S. marginatus* e *S. pappaterra* apresentaram atividade reprodutiva somente em lagoa aberta. Já para *L. friderici* não foram encontradas fêmeas em reprodução nos meses amostrados.

As espécies com maiores frequências de fêmeas em reprodução para o ambiente lagoa aberta foram: *S. pappaterra* (58%), *A. lacustris* (56,5%), *L. lacustris* (39%) e *L. platymetopon* (38,9%). Nas lagoas fechadas foram: *P. anisitsi* (41,67%), *P. galeatus* (41,56%) e *L. platymetopon* (37,76%). Para o ambiente rio foram: *L. lacustris* (77,8%), *A. lacustris* (71,4%) e *P. anisitsi* (60%).

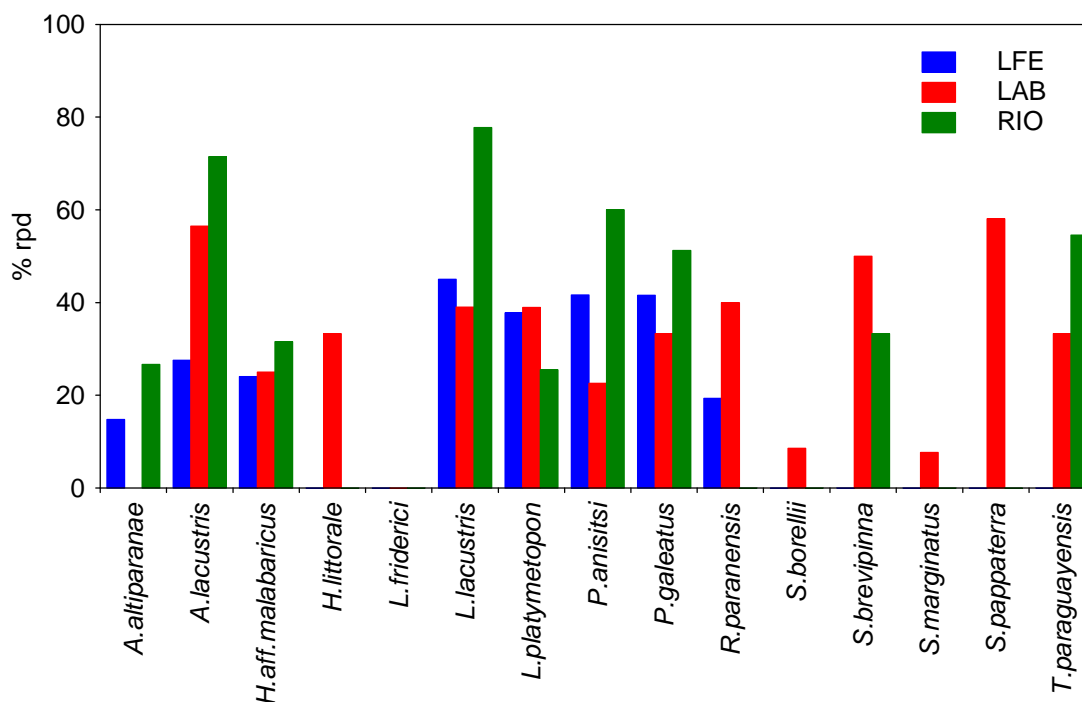


Figura 12. Frequência de fêmeas em reprodução (% rpd) das espécies mais abundantes nas capturas com redes de espera da planície de inundação do alto rio Paraná em 2006. LAB = lagoa aberta; LFE = lagoa fechada; RIO = rio.

É importante ressaltar que a ausência de dados referentes a dezembro (a serem coletados) restringe a avaliação sobre o período e o sucesso reprodutivo.

Entretanto, é possível perceber que *L. platymetopon* vem se destacando reprodutivamente em relação às espécies mais abundantes da planície. Nos anos anteriores (2000 a 2005) têm-se observado que esta espécie vem aumentando sua população em todos os ambientes, podendo ser considerada residente e resistente. É caracterizada por possuir fecundação externa e cuidado com a prole. Essas características, juntamente com a capacidade de explorar o lodo, um recurso abundante na planície, conferem a *L. platymetopon* um maior sucesso em relação às demais.

### Jovens

O ambiente lagoa aberta abrigou poucos indivíduos jovens das espécies mais abundantes (CPUEnum), amostrados por rede de espera (Tabela 3). Março correspondeu ao mês em que foram capturados a maioria dos indivíduos jovens de *H. aff. malabaricus* (11,1%), *L. friderici* (14,3%), *L. lacustris* (20,7%), *L. platymetopon* (10,6%), *P. anisitsi* (6,7%). Foram capturados jovens de *S. marginatus* em todos os meses amostrados, porém, em baixa frequência (10,8%, 13,3% e 10,5%).

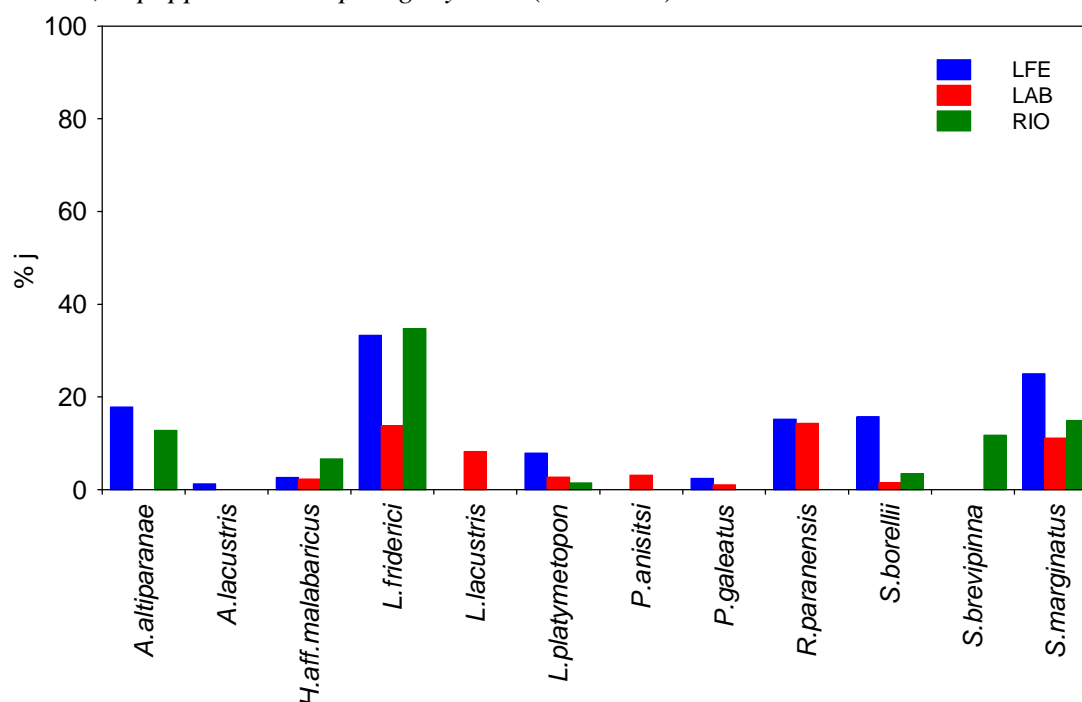
**Tabela 3. Total de indivíduos (n) e frequência de indivíduos jovens (% j) das espécies mais abundantes nas capturas com redes de espera da planície de inundação do alto rio Paraná em 2006. LAB = lagoa aberta; LFE = lagoa fechada; RIO = rio.**

Espécie	LAB						LFE						RIO					
	março		junho		setembro		março		junho		setembro		março		junho		setembro	
	N	%j	n	%j	n	%j	n	%j	N	%j	N	%j	n	%j	n	%j	n	%j
<i>A.altiparanae</i>	-	-	-	-	1	0	14	21,4	32	21,9	10	0	9	55,5	5	20	33	0
<i>A.lacustris</i>	1	0	15	0	37	0	13	0	31	3,2	36	0	3	0	5	0	4	0
<i>H.aff.malabaricus</i>	18	11,1	34	0	35	0	30	6,7	71	2,8	52	0	7	28,6	18	0	20	5
<i>H.littoralle</i>	26	0	4	0	1	0	16	0	24	0	20	0	-	-	-	-	-	-
<i>L.friderici</i>	28	14,3	-	-	1	0	2	50	1	0	-	-	28	50	11	9,1	7	14,28
<i>L.lacustris</i>	29	20,7	27	0	17	0	11	0	13	0	14	0	6	0	1	0	6	0
<i>L.platymetopon</i>	94	10,6	110	0,9	208	0	88	15,9	50	2	53	0	23	13,0	50	0	132	0
<i>P.anisitsi</i>	30	6,7	5	0	29	0	9	0	9	0	6	0	4	0	3	0	2	0
<i>P.galeatus</i>	38	2,6	68	1,5	91	0	103	0	30	13,3	30	0	70	0	5	0	22	0
<i>R.paranensis</i>	2	0	1	100	4	0	19	36,8	10	0	17	0	1	0	1	0	7	0
<i>S.borellii</i>	34	2,9	14	0	17	0	-	-	12	25	7	0	9	0	7	14,3	13	0
<i>S.brevipinna</i>	16	0	19	0	24	0	1	0	1	0	4	0	6	16,7	6	16,7	5	0
<i>S.marginatus</i>	65	10,8	15	13,3	19	10,5	52	26,9	15	26,7	5	0	71	15,5	5	20	11	0
<i>S.pappaterra</i>	10	0	32	0	31	0	-	-	-	-	-	-	1	0	4	0	11	0
<i>T.paraguayensis</i>	29	0	9	0	7	0	2	0	-	-	-	-	55	0	7	0	12	0

Para o ambiente lagoa fechada, foram capturados indivíduos jovens apenas em março e junho (Tab. II). Jovens de *L. platymetopon* (15,9%) e *R. paranensis* (36,8%) foram

encontrados apenas em março; jovens de *P. galeatus* (13,3%) e *S. borelli* (25%) apenas em junho; e jovens de *A. altiparanae* (21,4% e 21,9%) e de *S. marginatus* (26,9% e 26,7%) em ambos os meses (Tabela III).

Para o ambiente rio, os jovens foram capturados em maior frequência em março e junho, evidenciado por *L. lacustris* (55,5% e 20%), *S. brevipinna* (16,7% e 16,7%) e *S. marginatus* (15,5% e 20%). *L. friderici* apresentou jovens em todos os meses amostrados (50%, 9,1% e 14,28%) (Tabela III). Não foram encontrados indivíduos jovens de *A. lacustris*, *H. littorale*, *S. pappaterra* e *T. paraguayensis* (Tabela III).



**Figura 13.** Frequência de indivíduos jovens (% J) das espécies mais abundantes nas capturas com redes de espera na planície de inundação do alto rio Paraná em 2006. LAB = lagoa aberta, LFE = lagoa fechada, RIO = rio.

Observando o gráfico da frequência dos indivíduos jovens por ambiente (Fig. 13), percebe-se que *H. aff. malabaricus*, *L. friderici*, *L. platymetopon*, *S. borellii* e *S. marginatus* foram encontrados em todos os ambientes amostrados. *P. galeatus* e *R. paranensis* apresentaram jovens apenas em ambiente lagoa (aberta e fechada). *A. altiparanae* foi capturado em lagoa fechada e rio; Quatro espécies apresentaram jovens ocorrendo em somente um tipo de ambiente, sendo: *S. brevipinna* - rio; *A. lacustris* - lagoa fechada; e *L. lacustris* e *P. anisitsi* - lagoa aberta.

As espécies que apresentaram maiores frequências de indivíduos jovens para o ambiente lagoa aberta foram: *R. paranensis* (14,3%), *L. friderici* (13,8%) e *S. marginatus* (11,1%). Para o ambiente lagoa fechada, as espécies foram: *L. friderici* (33,3%), *S. marginatus* (25%) e *A. altiparanae* (17,85%). Para o ambiente rio, *L. friderici* (34,8%), *S. marginatus* (14,9%) e *A. altiparanae* (13%).

*L. friderici* e *S. marginatus* apresentaram elevada freqüência de jovens, quando comparadas às outras espécies, em todos os ambientes amostrados. É interessante ressaltar que, apesar de termos encontrado juvenis, estes devem ser provenientes da cheia anterior (dezembro/2005), visto que as fêmeas não apresentaram atividade reprodutiva nos meses amostrados (Tabela II). A ausência dos dados de dezembro de 2006 (não coletados até o presente momento) impede maiores inferências sobre o sucesso reprodutivo destas espécies, visto que não foi amostrado o período de maior atividade reprodutiva (dezembro a março).

### *Capturas por Rede de Arrasto*

#### *Fêmeas em reprodução*

Dentre as quinze espécies mais abundantes (CPUEnum) capturadas com rede de arrasto no ano de 2006, registrou-se que para o ambiente lagoa aberta, *Pamphorichthys* sp. (100%), *S. notomelas* (100%) e *S. brevipinna* (89,47%) apresentaram as maiores freqüências de fêmeas em reprodução em março de 2006. Em junho não foi detectada atividade reprodutiva. Já em setembro, *Hyphessobrycon* sp. (100%) e *M. aff. intermedia* (50%) foram as espécies com as maiores freqüências. Para o ambiente lagoa fechada, detectou-se a atividade reprodutiva de apenas uma espécie, *M. aff. intermedia*, cujas freqüências reprodutivas em março e setembro foram respectivamente, 75,56 % e 16,67%. Em junho, a mesma não apresentou atividade reprodutiva (Tabela 4).

**Tabela 4.** Número de fêmeas adultas (n) e freqüência em reprodução (% rpd) das espécies mais abundantes nas capturas com redes de arrasto, na planície de inundação do alto rio Paraná em 2006. LAB = lagoa aberta, LFE = lagoa fechada.

Espécie	LAB						LFE					
	Março		junho		setembro		março		junho		setembro	
	n	Rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd
<i>A. altiparanae</i>	3	0	3	0	-	-	4	0	13	0	1	0
<i>A. anisitsi</i>	-	-	2	0	26	0	2	0	-	-	1	0
<i>A. dentatus</i>	-	-	-	-	4	0	-	-	-	-	3	0
<i>Aphyocharax</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. jennynsii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>H. eques</i>	-	-	-	-	2	0	-	-	-	-	-	-
<i>H. marginatus</i>	-	-	-	-	1	0	-	-	3	0	-	-
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	-	-	-	-	1	100	-	-	-	-	-	-
<i>M. aff. intermedia</i>	-	-	-	-	2	50	45	75,56	11	0	30	16,67
<i>M. aff. sanctaefilomenae</i>	-	-	4	0	6	0	-	-	2	0	1	0
<i>Pamphorichthys</i> sp.	2	100	-	-	1	0	-	-	-	-	-	-
<i>R. paranensis</i>	6	33,33	1	0	-	-	-	-	1	0	3	0
<i>S. brevipinna</i>	19	89,47	-	-	6	0	-	-	4	0	1	0
<i>S. insculpta</i>	8	37,5	-	-	1	0	-	-	-	-	-	-
<i>S. notomelas</i>	3	100	2	0	1	0	1	0	-	-	3	0

É interessante observar que *M. aff. intermedia* foi a única espécie que apresentou atividade reprodutiva em ambos os ambientes (lagoa aberta e lagoa fechada). No ano de 2000, foi detectada atividade reprodutiva desta espécie apenas no ambiente de lagoa fechada, em

2003, no ambiente lagoa aberta. Em 2004, apenas em lagoas fechadas e, no ano de 2005 foi detectada atividade em ambos os ambientes (Tab. IV).

Segundo Universidade Estadual de Maringá-Nupélia/PELD/CNPq (2002) *M. aff. intermedia* possui fecundação externa e não apresenta cuidado parental. Esta espécie foi a mais abundante em ambiente de lagoa fechada (Fig. 2) e pouco capturada em ambiente de rio, entretanto não foi enquadrada como uma das cinco mais raras. A preferência desta espécie pelo ambiente lagoa, tanto como para a utilização deste como hábitat quanto como local de desova ficou evidente.

A ausência ou baixa ocorrência de fêmeas em atividade reprodutiva em junho, exceto *S. pappaterra* (Tabela II e IV) provavelmente seja decorrente das baixas temperaturas e o menor fotoperíodo característicos do inverno. Para Vazzoler (1996), a temperatura e o fotoperíodo são fatores exógenos preditivos que podem operar em diferentes fases do desenvolvimento gonadal.

#### Jovens

De acordo com a Tabela 5 pode-se verificar que jovens de *A. altiparanae*, *H. marginatus*, *M. aff. intermedia*, *M. aff. sanctaefilomenae*, *R. paranensis*, *S. brevipinna* e *S. notomelas* foram detectados em ambos os ambientes, em 2006, não sendo registrados indivíduos jovens de *Pamphorichthys* sp. em nenhum dos ambientes.

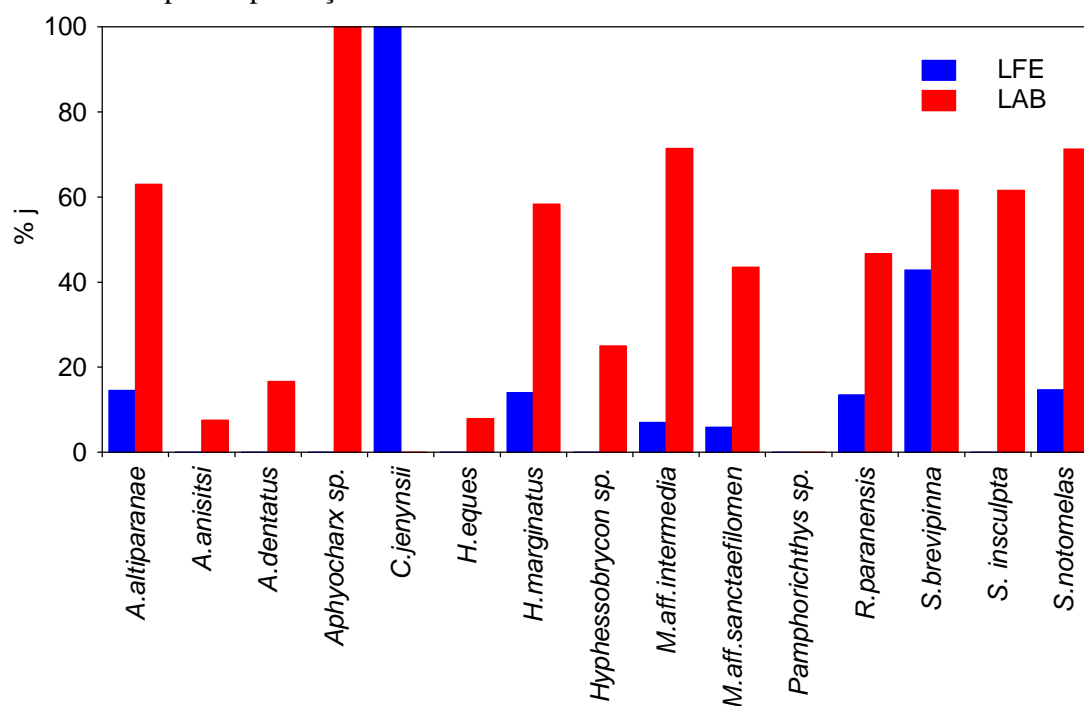
**Tabela 5. Total de indivíduos (n) e frequência de indivíduos jovens (% j) das espécies mais abundantes nas capturas com redes de arrasto, na planície de inundação do alto rio Paraná em 2006. LAB = lagoa aberta, LFE = lagoa fechada.**

Espécie	LAB						LFE					
	março		junho		setembro		março		junho		setembro	
	n	% j	n	% j	N	% j	n	% j	n	% j	n	% j
<i>A. altiparanae</i>	14	42,86	11	100	2	0	16	56,25	45	0	1	-
<i>A. anisitsi</i>	2	0	10	60	67	0	3	-	6	0	2	-
<i>A. dentatus</i>	1	100	-	-	5	0	2	-	-	-	11	-
<i>Aphyocharax</i> sp.	-	-	5	100	-	-	-	-	20	0	-	-
<i>C. jenynsii</i>	-	-	1	0	-	-	-	-	7	100	2	100
<i>H. eques</i>	5	20	27	3,7	6	16,67	-	-	-	-	-	-
<i>H. marginatus</i>	-	-	8	87,5	4	0	-	-	57	14,04	-	-
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	-	-	1	100	3	0	1	-	13	0	6	-
<i>M. aff. intermedia</i>	-	-	2	100	12	66,67	94	2,13	71	2,82	77	16,88
<i>M. aff. sanctaefilomenae</i>	-	-	10	100	13	0	2	50	12	0	3	-
<i>Pamphorichthys</i> sp.	4	0	2	0	5	0	-	-	5	0	1	-
<i>R. paranensis</i>	12	41,67	3	66,67	-	-	1	-	30	13,33	6	16,67
<i>S. brevipinna</i>	68	55,88	2	100	16	81,25	-	-	6	33,33	1	100
<i>S. insculpta</i>	36	63,89	1	100	2	0	-	-	-	-	-	-
<i>S. notomelas</i>	77	61,04	64	87,5	5	20	8	12,5	60	0	41	36,59

Em lagoa aberta, *A. dentatus* (100%) e *S. insculpta* (63,89%) apresentaram as maiores porcentagens de indivíduos jovens em março. No mês de junho, todas as espécies apresentaram elevadas porcentagens de jovens, exceto *C. jenynsii* (0%), *H. eques* (3,7%) e *Pamphorichthys* sp. (0 %). Em setembro foram encontrados jovens apenas das espécies *H. eques* (16,67%), *M. aff. intermedia* (66,67%) e *S. brevipinna* (81,25%) (Tabela V).

No ambiente lagoa fechada, em março, *A. altiparanae* (56,25%), *M. aff. sanctaefilomenae* (50%), *S. notomelas* (12,5%) e *M. aff. intermedia* (2,13%) apresentaram indivíduos jovens. Em junho, *C. jenynsii* (100%) e *S. brevipinna* (33,33%) apresentaram as maiores porcentagens de jovens, ocorrendo o mesmo com *S. brevipinna* (100%) e *C. jenynsii* (100%) em setembro (Tabela V).

Vazzoler *et al.* (1997) já destacavam 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.



**Figura 14.** Frequência de indivíduos jovens (% j) das espécies mais abundantes nas capturas com redes de arrasto, na planície de inundação do alto rio Paraná em 2006. LAB = lagoa aberta, LFE = lagoa fechada.

Inspecionando a figura 14, observa-se que de um modo geral as espécies capturadas com rede de arrasto apresentaram a maior porcentagem de jovens nas lagoas abertas. Somente *C. jenynsii* e *S. brevipinna* apresentaram altos valores de porcentagem de jovens nas lagoas fechadas.



## Referências

- 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 and Hydrobiology*, **1**: 209-217.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Thomaz, S. M. & Hahn, N. S. 2004 b. The upper Paraná river and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. In: Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. (eds.). *The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, 393 p.
- Agostinho, A.A.; Bini, L.M.; Gomes, L.C.; Júlio Jr, H.F.; Pavanelli, C.S. & Agostinho, C.S. 2004. Fish Assemblages. In: Thomaz, S.M.; Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. (eds.). *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Netherlands. pp: 223-246.
- Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Suzuki, H.I. & Júlio Jr., H.F. 2003. Migratory fishes of the upper Paraná river basin, Brazil. In: *Migratory fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation*. World Fisheries Trust, Canadá. pp. 19-98.
- Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Veríssimo, S. & Okada, E.K. 2004 a. Flood regime and fish: effects on spawning, recruitment and attributes of the assemblages in the upper Paraná River floodplain. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **14**, 11-19.
- Agostinho, A.A.; Thomaz, S.M.; Minte-Vera, C.V. & Winemiller, K.O. 2000. Biodiversity in the high Paraná River floodplain. In: Gopal, B.; Junk, W.J. & Davis, J.A. (eds.). *Biodiversity in Wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys Publishers, Netherlands. pp: 89-118.
- Bailly, D. 2006. *Influência do regime de cheias na reprodução de espécies de peixes com diferentes estratégias reprodutivas da planície de inundação do rio Cuiabá, Alto Pantanal, Brasil*. Dissertação de Mestrado – Universidade Estadual de Maringá, Curso de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais. 26 p.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18: 117-143.
- Cunico, A.M.; Graça, W.J. da; Veríssimo, S. & Bini, L.M. 2002. Influência do nível hidrológico sobre a assembléia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. *Acta Scientiarum*, **24**(2): 383 -389.
- Dei Tós, C.; Agostinho, A.A. & Suzuki, H.I. 1997. Population structure and reproductive biology de *Loricariichthys platymetopon* (Siluriformes, Pesces) from Upper Paraná River. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v.**40**, n.4.
- Hotelling, 1933. Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal of Experimental Psychology* 24:417-441, 493-520.
- Junk, W. J. 1997. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. In: Junk, W. J. (ed.). *The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system*. Springer, Berlin, 525 p.
- Kruskal, J. B. 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* 29: 1-27.

- Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurements*. Croom Helm, New York. 179p.
- Mather, P. M. 1976. *Computacional methods of multivariate analysis in physical geography*. J. Wiley & Sons, London, 532 p.
- McCune, B.; Grace, J. B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software Design, Oregon, 300 p.
- McCune, B; Mefford, M. J. 1997. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data*, versão 3.12. MjM Software Design, Oregon.
- Minchin, P.R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio* 69: 89-107.
- Pearson, K. 1901. On lines and places of closest fit to systems of points in space. *Philosophical Magazine*, Sixth Series 2:559-572.
- Silva, J.M.; Hernandez-Blazquez, F. J. & Julio Jr., H. F. 1997. A new accessory respiratory organ in fishes: Morfology of the respiratory purses of *Loricariichthys platymetopon* (Pisces, Loricariidae). *Annales des Sciences Naturelles*, Zoologie, **18**(18) 93-103.
- Souza Filho, E. E. de; Stevaux, J. C. 2004. Geology and Geomorphology of the Baia-Curutuba-Ivinhema river complex. In: Thomaz, S. M., Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. (Ed.). *The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden: Backhuys Publishers. p. 1-29.
- Thomaz, S.M.; Pagioro, T.A. & Padial, A.A. 2004. Macrófitas aquáticas. Relatório anual – PELD 2004. pp. 122-128.
- Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/PELD/CNPq. 2002. A planície de inundação do alto rio Paraná: Site 6 PELD/CNPq: Relatório anual (2002). Coordenação A.A. Agostinho; S. M. Thomaz; L. Rodrigues; L. C. Gomes. Maringá, 304p.
- Vazzoler, A. E. A. de M. 1996. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá, EDUEM. 196p.
- Vazzoler, A. E. A. M.; Suzuki, H. H.; Marques, E. E. & Lizama, M. P. M. 1997. Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução. In: Vazzoler, A. E. A. de M.; Agostinho, A. A. & Hann, N. S. (Eds). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM/NUPELIA, Maringá, p. 249-265.
- 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., Tarim, S., Shorman, D. & Cotner, J. B. 2000. *Fish assemblage structure in relation to environmental variation among Brazos River oxbow lakes*. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **129**: 451-468.
- 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*. Academic Press: San Diego. pp. 99-134.