

## 2.10 - Ictiofauna

### Introdução

A planície de inundação do alto rio Paraná é caracterizada por uma rede hidrológica complexa, formada por extensa várzea, ilhas, lagoas com diferentes graus de conectividade e canais que ficam submetidos às variações de níveis nos rios Paraná, Ivinheima e Baía (JUNK et al., 1989; NEIFF, 1990; COMUNELLO, 2001). Esta complexidade estrutural desempenha um papel decisivo na manutenção da elevada biodiversidade presente (AGOSTINHO et al., 2001). No entanto, o completo entendimento dos processos ecológicos que ocorrem neste tipo de ecossistema ainda carece de estudos aprofundados. Trabalhos realizados em planícies de inundação indicam o pulso de inundação como a principal função de força, ou seja, o agente estruturador das comunidades biológicas nos diversos componentes de maior intensidade (JUNK et al., 1989; NEIFF, 1990; CAMARGO & ESTEVES, 1996).

A composição e estrutura das assembléias de peixes são resultantes do processo interativo das espécies com o ambiente. O monitoramento desses componentes possibilita, desde que haja suficiente abrangência espacial e temporal, o estabelecimento de relações causais que auxiliam na compreensão deste processo, fundamental para manutenção das espécies.

As informações relativas à ictiofauna, apresentadas neste relatório, referem-se aos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2004, contemplando nas discussões comparativas com os resultados obtidos em anos anteriores (2000, 2001, 2002 e 2003), fornecendo indicações sobre as variações espaciais e temporais na abundância e composição da ictiofauna.

### Materiais e métodos

As coletas de peixes foram realizadas nos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2004, nas 12 estações de coleta descritas anteriormente (DESCRIÇÃO DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM). A pesca experimental foi realizada utilizando-se redes de espera e arrasto 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 16 cm entre nós opostos.

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). A abundância referente às capturas em redes foi expressa em CPUE (ind./1000 m<sup>2</sup> de rede/24 h). 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 arrastes foi expressa em densidade (ind./100m<sup>2</sup>).

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 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, em 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 destes aparelhos.

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.

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

A estrutura da ictiofauna nos diferentes ambientes 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 (ind/1000 m<sup>2</sup>/24 h) e de arrasto (ind/100 m<sup>2</sup>), separadamente, 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 categoria de ambiente foi avaliada a partir de um teste paramétrico (MANOVA/ANOVA).

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 para 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 (em número) por unidade de esforço para redes de espera e de dados abióticos foi avaliado através de uma rotina *Procrustean*. A 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 dos dados originais. A estatística *procrustes* foi realizada com o auxílio do *software* PROTEST® (JACKSON, 1995).

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

### Ictiofauna

As amostragens realizadas durante o ano de 2004 resultaram na capturada de 107 espécies de peixes, 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* (Müller & Henle, 1841)

#### CLASSE OSTEICHTHYES

##### Ordem CHARACIFORMES

##### Família ACESTRORHYNCHIDAE

*Acestrorhynchus lacustris* (Lütken, 1875)

##### Família CHARACIDAE

##### Sub-família APHYOCHARINAE

*Aphyocharax anisitsi* Eigenmann & Kennedy, 1903

*Aphyocharax* sp.

##### 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 brasiliensis* (Cuvier, 1816)

##### 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 sanctaefilomenae* (Steindachner, 1907)
- Família SERRASALMIDAE**  
 SUB-FAMÍLIA SERRASALMINAE  
*Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818)  
*Metynnis* cf. *maculatus* (Kner, 1858)  
*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. *fasciatum* Reinhardt, 1867
- 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  
*Leporinus* sp.  
*Schizodon altoparanae* Garavello & Britski, 1990  
*Schizodon borellii* (Boulenger, 1900)  
*Schizodon nasutus* Kner, 1858
- FAMÍLIA ERYTHRINIDAE  
*Erythrinus erythrinus* (Bloch & Schneider, 1801)  
*Hoplias* aff. *lacerdae* Miranda-Ribeiro, 1908  
*Hoplias* aff. *malabaricus* (Bloch, 1794)  
*Hoplerythrinus unitaeniatus* (Agassiz, 1829)
- ORDEM CYPRINODONTIFORMES
- Família POECILIIDAE**  
*Pamphorichthys* sp.  
*Poecilia reticulata* Peters, 1859
- Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868)
- Família RIVULIDAE**  
*Rivulus apiamici* Costa, 1989
- ORDEM GYMNOTIFORMES
- FAMÍLIA RHAMPHICHTHYIDAE  
*Rhamphichthys hahni* (Meinken, 1937)
- Família GYMNOTIDAE**  
*Gymnotus* spp.
- Família HYPOPOMIDAE**  
*Brachyhypopomus* sp.
- FAMÍLIA STERNOPYGIDAE  
*Eigenmannia trilineata* López & Castello, 1966  
*Eigenmannia virescens* (Valenciennes, 1836)  
*Sternopygus macrurus* (Bloch & Schneider, 1801)
- Família APTERONOTIDAE**  
*Apteronotus ellisi* (Arámburu, 1957)
- ORDEM SILURIFORMES
- FAMÍLIA HEPTAPTERIDAE  
*Rhambdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824)  
*Pimelodella avanhandavae* Eigenmann, 1917  
***Pimelodella gracilis* (Valenciennes, 1835)**
- Família DORADIDAE**  
*Doras eigenmanni* (Boulenger, 1895)  
*Platydoras armatulus* (Valenciennes, 1840)  
*Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1821)  
*Trachydoras paraguayensis* (Eigenmann & Ward, 1907)
- FAMÍLIA AUCHENIPTERIDAE  
*Auchenipterus osteomystax* Miranda-Ribeiro, 1918  
*Parauchenipterus galeatus* (Linnaeus, 1766)  
*Ageneiosus brevifilis* Valenciennes, 1840  
*Ageneiosus valenciennesi* Bleeker, 1864
- FAMÍLIA PIMELODIDAE  
 SUB-FAMÍLIA PIMELODINAE  
*Hypophthalmus edentatus* Spix & Agassiz, 1829  
*Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874)  
*Pimelodus argenteus* La Cépède, 1803  
*Pimelodus heraldoi* Azpelicueta, 2001  
*Pimelodus maculatus* La Cépède, 1803  
*Pimelodus ornatus* Kner, 1858  
*Pinirampus pirinampu* (Spix & Agassiz, 1829)
- SUB-FAMÍLIA SORUBIMINAE  
*Hemisorubim platyrhynchos* (Valenciennes, 1840)  
*Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829)  
*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 cochliodon* Kner, 1854  
*Hypostomus microstomus* Weber, 1987  
*Hypostomus regani* (Ihering, 1905)  
*Hypostomus strigaticeps* (Regan, 1908)  
*Hypostomus* sp.1  
*Hypostomus* spp.  
*Rhinelepis aspera* Spix & Agassiz, 1829  
*Liposarcus anisitsi* (Eigenmann & Kennedy, 1903)

SUB-FAMÍLIA LORICARIINAE

*Loricaria* sp.  
*Loricariichthys platymetopon* Isbrücker & Nijssen, 1979  
*Loricariichthys rostratus* Reis & Pereira, 2000  
*Rineloricaria* sp.

ORDEM PERCIFORMES

FAMÍLIA SCIAENIDAE

*Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840)

Família CICHLIDAE

*Astronotus crassipinnis* (Heckel, 1840)  
*Cichla monoculus* Spix & Agassiz, 1831  
*Cichla* sp.  
*Crenicichla britskii* Kullander, 1982  
*Crenicichla haroldoi* Luengo & Britski, 1974  
*Satanoperca pappaterra* (Heckel, 1840)

ORDEM PLEURONECTIFORMES

FAMÍLIA ACHIRIDAE

*Catathyridium jenkinsii* (Günther, 1862)

Ordem SYNBRANCHIFORMES

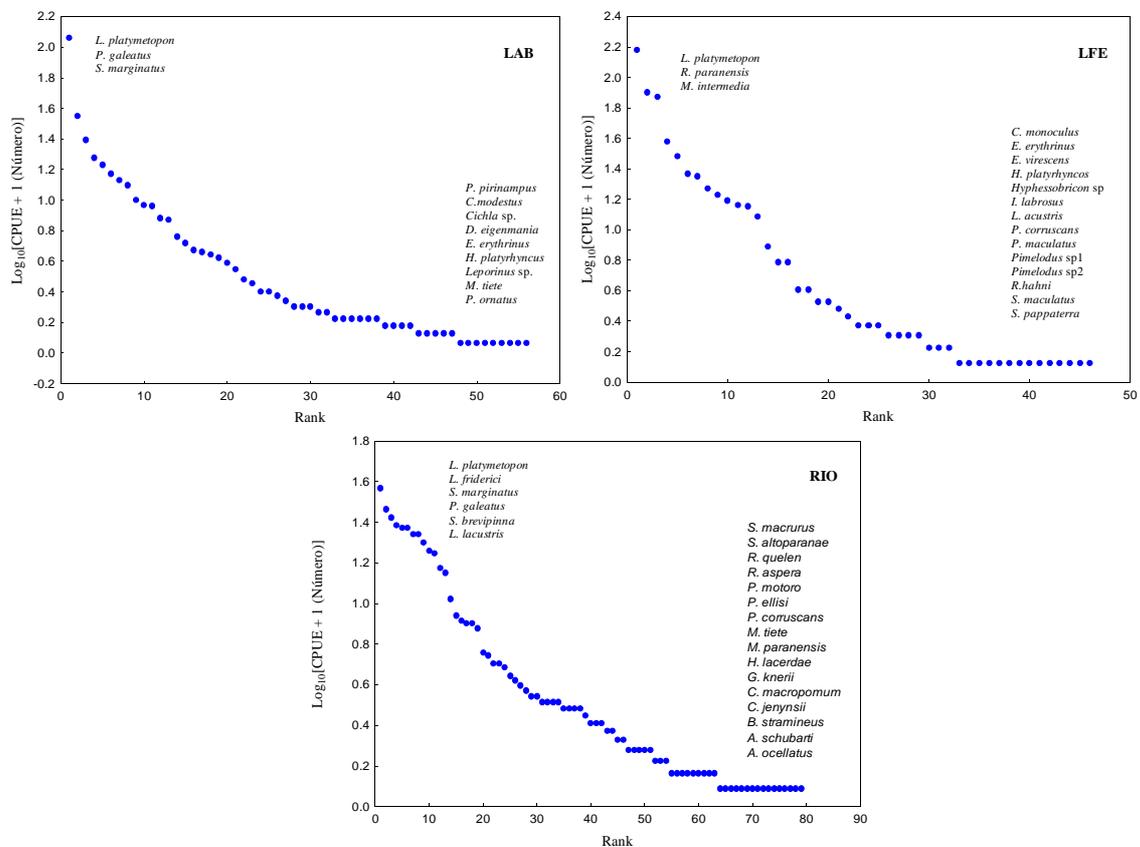
Família SYNBRANCHIDAE

*Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795

**Padrões de dominância e abundância relativa.**

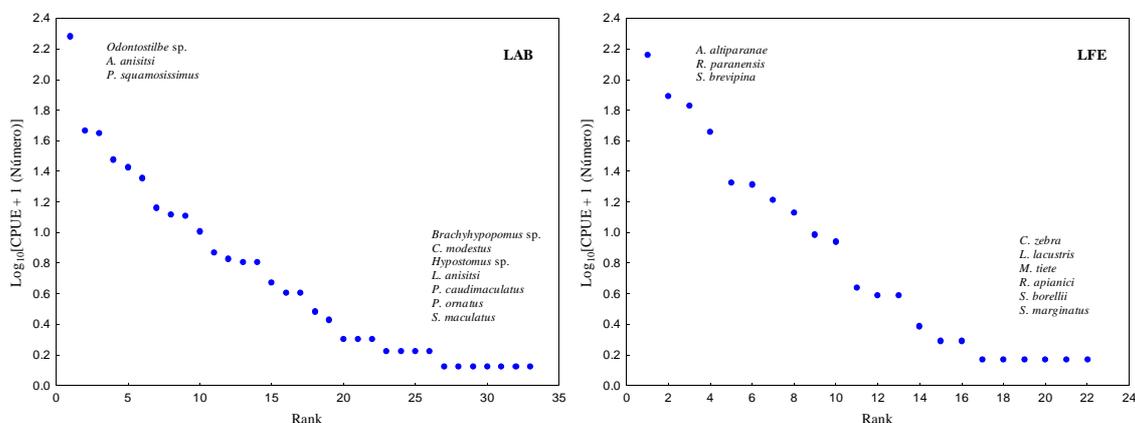
Em 2004, a amostragem com redes de espera no ambiente rio, apresentou um aumento no número de espécies dominantes quando comparado aos quatro anos de estudo. Além de *L. platymetopon* e *S. marginatus*, as quais predominaram nos anos anteriores, *L. friderici*, *P. galeatus*, *L. lacustris* e *S. brevipinna* também foram consideradas dominantes em 2004 (Fig. 1 - RIO).

Nas lagoas abertas houve predomínio de *L. platymetopon*, *P. galeatus* e *S. marginatus*, sendo que a primeira, bem como nos demais anos de estudo, foi a espécie de maior captura por unidade de esforço. (Fig. 1 - LAB). *L. platymetopon*, *R. paranensis* e *M. intermedia* predominaram no ambiente de lagoas fechadas (Fig. 1 - LFE).



**Figura 1. Curvas de relação espécie-abundância para os ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados com redes de espera em 2004.**

Considerando as coletas com redes de arrasto, as espécies que predominaram nas lagoas fechadas foram *A. altiparanae*, *S. brevipinna* e *R. paranensis* (Fig. 2 - LFE) e para as lagoas abertas *Odontostilbe* sp., *A. anisitsi* e *P. squamosissimus* (Fig. 2 - LAB). Assim, a maioria das espécies dominantes nos arrastos caracteriza-se pelo pequeno porte, ciclo de vida curto, alta fecundidade e ovos pequenos.



**Figura 2. Curvas de relação espécie-abundância para os ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados com redes de arrasto em 2004.**

O comprimento total médio de *C. monoculus* (tucunaré), capturados na ocasião, foi de 2,6 cm ( $\pm 0,34$  d.p.) tratando-se, provavelmente, de uma coorte inicial da espécie. Isto indica que esta espécie exótica, introduzida da bacia Amazônica, pode estar utilizando a planície para reprodução. 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 (resultado influenciado provavelmente pela captura de um cardume durante uma amostragem com rede de arrasto). O ano de 2004 apresentou uma tendência de dominância semelhante às observadas nos anos 2001 e 2002.

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*). No entanto, a primeira espécie foi dominante nos três ambientes analisados e *S. marginatus*, apenas nos rios e lagoas abertas. É importante salientar a dominância de *P. galeatus* nos rios e lagoas abertas no ano de 2004, fato que não tinha sido observado nos anos anteriores.

A análise das espécies dominantes nos diversos ambientes amostrados tanto com redes de espera quanto arrasto, sugere que a maior parte dessas beneficie-se das condições ambientais oferecidas, seja por suas estratégias reprodutivas ou alimentares, apresentando vantagens em relação às demais. Algumas das estratégias que podem estar relacionadas à dominância destas espécies nos ambientes em estudo pode estar relacionada a:

- O comportamento agressivo e territorialista de *S. marginatus* (AGOSTINHO E JULIO JR. 2002);

- A estratégia reprodutiva de fecundação interna do cangati, *P. galeatus*, desova parcelada e cuidado parental em *L. platymetopon* (carrega ovos aderidos sobre o lábio inferior; LOWE McCONNELL, 1999) e *S. marginatus* (protege os jovens); a elevada abundância de *L. platymetopon* também pode estar relacionada ao fato de, por apresentar o corpo recoberto por placas ósseas, não constituir-se no tipo de presa preferencial das piranhas, espécie piscívora mais abundante;

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

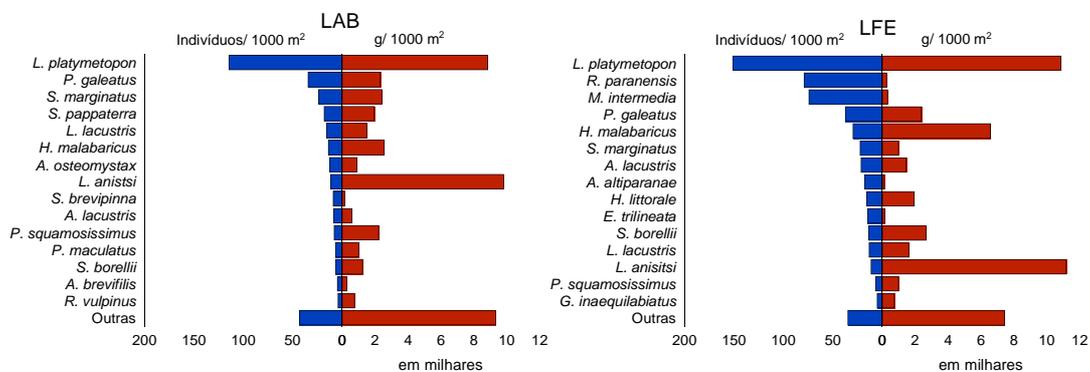
- As espécies dominantes nas lagoas amostradas no arrasto são aquelas conhecidas como *r* - estrategistas. De alto potencial reprodutivo e curto ciclo de vida, são essas espécies que caracterizam a rica fauna de corpos de água da planície alagável;

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.

Dados de captura (número de indivíduos e biomassa por 1000m<sup>2</sup> de redes expostas por 24 h), para as quinze principais espécies nos diferentes ambientes amostrados em 2004, revelaram que, em número, *L. platymetopon* foi a espécie dominante nos três ambientes amostrados (Fig. 3), o que pode ser reflexo de seu hábito oportunista. As populações de *L. platymetopon* têm aumentado em todos os ambientes da planície, quando comparado a estudos dos anos anteriores. Nas lagoas fechadas em 2003, por exemplo, essa espécie foi somente a quarta mais abundante, quando se destacaram espécies de menor porte como, *A. altiparanae*, *S. notomelas*, *M. sanctaefilomenae* e *H. eques*. Pode-se observar também que em 2004 *A. altiparanae* teve uma queda acentuada em sua abundância nas lagoas fechadas (Fig. 3 - LFE).

A análise de biomassa mostrou maior representatividade, em lagoas abertas, para *L. anisitsi*, como observado em anos anteriores (Fig. 3 - LAB), enquanto que para lagoas fechadas as espécies dominantes foram *L. platymetopon*, *L. anisitsi* e *H. aff. malabaricus* (Fig. 3 - LFE). O fato de *L. platymetopon* ser a espécie mais abundante em número nestes ambientes é que faz com que sua biomassa seja elevada. No ambiente rio destaca-se *P. squamosissimus* como a espécie mais abundante em biomassa (Fig. 3 - RIO).

Para os ambientes amostrados com redes de arrasto (lagoas abertas e lagoas fechadas), verificou-se o predomínio em número de *Odontostilbe* sp. (lagoas abertas) e *A. altiparanae* (lagoas fechadas) (Fig. 4). Em biomassa as espécies que predominaram foram *Pamphorychthys* sp. (lagoas abertas) e *S. brevipinna* (lagoas fechadas) (Fig. 4).



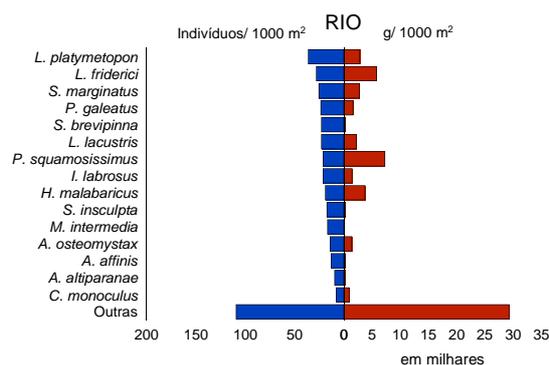


Figura 3. Captura por unidade de esforço, em número e biomassa, das principais espécies capturadas com redes de espera nos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná.

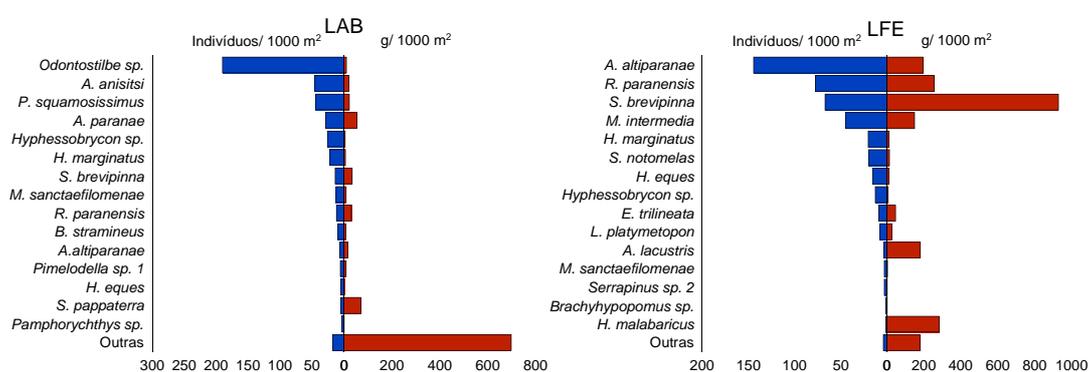


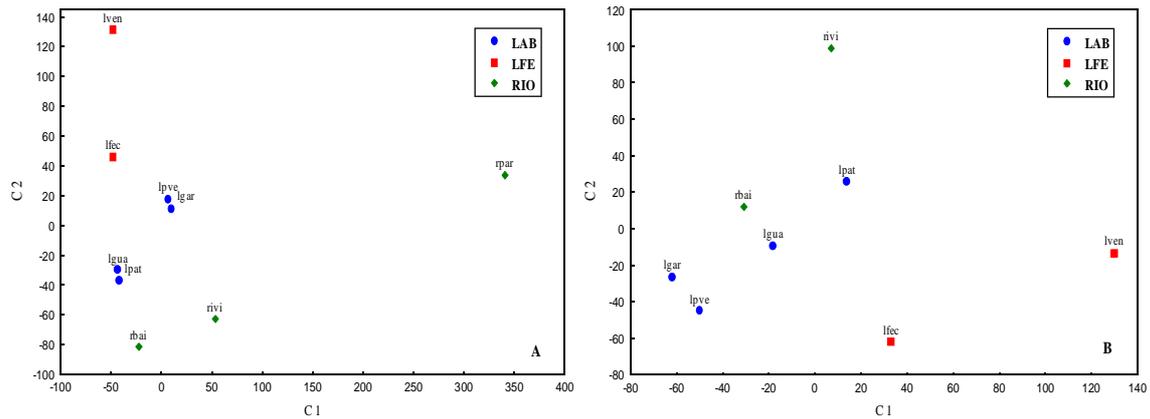
Figura 4. Captura por unidade de esforço, em número e biomassa das principais espécies capturadas com redes de arrasto em lagoas abertas e fechadas durante o ano de 2004.

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 ou que alcançaram a planície, após o fechamento de Itaipu, como *L. platymetopon* e *C. monoculus*, e a estreita relação entre a dinâmica populacional de muitas espécies, principalmente as reofílicas, com a alteração no regime de cheias da planície de inundação do alto rio Paraná.

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

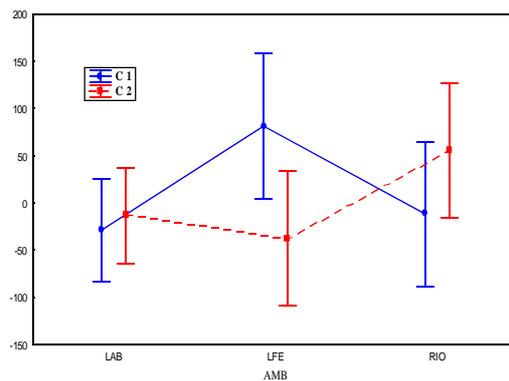
Para os dados de captura com redes de espera a estrutura da comunidade foi analisada com e sem a presença do rio Paraná (Fig. 5 A e B, respectivamente). A figura 5A evidencia forte influência do rio Paraná sobre os demais ambientes na análise de ordenação, indicando que esse rio apresenta ictiofauna nitidamente diferenciada. A baixa captura (em número) observada no rio Paraná e a presença de espécies, tais como *A. affinis*, *A. fasciatus*, *B. stramineus*, *C. niederleini*, *G. knerii*, *H. regani*, *H. unitaeniatus* e *R. quelen*, somente nesse ambiente podem explicar essa diferenciação.

Quando o rio Paraná foi excluído da análise (Fig. 5B), foi retido para interpretação apenas o eixo 1 (autovalor = 0,21) da CA. Os escores de C1 não diferiram significativamente em relação à categoria dos ambientes amostrados, apesar de um teste multivariado de variância (MANOVA), ter apresentado esta tendência (Wilks lambda=0,049,  $F_{(4, 8)} = 7.0343$ ,  $p = 0,0099$ ) (Fig. 6). A figura 6 também mostra que as lagoas fechadas apresentam ictiofauna diferenciada dos demais ambientes amostrados, sendo evidente na ordenação a separação dos escores de rios e lagoas abertas posicionadas mais à esquerda, em relação às lagoas fechadas. Essa distinção na composição específica da ictiofauna pode ser justificada pela conectividade contínua existente entre rios e lagoas abertas, o que não ocorre entre rios e lagoas fechadas.



**Figura 5. Ordenação resultante da análise de correspondência aplicada aos dados de CPUE (ind./1000 m<sup>2</sup> rede de espera por 24 horas) obtidos em 2004 para cada local amostrado (A) e sem a amostragem do rio Paraná (rpar) (B).**

Para os dados de arrasto, foram selecionados os três primeiros eixos da CA (Fig. 7), sendo que o primeiro apresentou autovalor de 70% e o segundo 58% e o terceiro 39%. Novamente, os escores dos eixos não apresentaram diferenças significativas ( $F_{(3,3)} = 2,86, p=0,2$ ). Nota-se uma separação pouco expressiva entre as lagoas abertas dos subsistemas Baía, Ivinheima e Paraná com relação ao eixo 1 da CA (Fig. 7). A figura 7 mostra que a ictiofauna das lagoas abertas do rio Paraná é distinta dos outros subsistemas, o que também foi observado para os dados de rede de espera como discutido anteriormente.



**Figura 6. Valores médios ± 95% de intervalo de confiança para os dois primeiros eixos da análise de correspondência para cada ambiente amostrado.**

Na análise de componentes principais (PCA), utilizando os dados referentes às variáveis abióticas durante as capturas com redes de espera (Fig. 8), foram retidos os dois primeiros eixos, sendo que o primeiro explicou 60% da variabilidade dos dados e o segundo 28%. As variáveis abióticas que mais contribuíram positivamente para a formação do primeiro eixo foram transparência do disco de secchi ( $r = 0,54$ ), pH ( $r = 0,53$ ) e condutividade ( $r = 0,53$ ). Negativamente nenhuma variável contribuiu para a formação desse eixo. Para o eixo 2, oxigênio dissolvido ( $r = 0,49$ ) contribuiu positivamente e temperatura da água ( $r = -0,76$ ) negativamente. A depleção nas concentrações de oxigênio dissolvido na água refletiu 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*, o que pode ser o principal fator responsável pelo sucesso alcançado por esta espécie na planície de inundação no ano de 2004.



Quando a análise é realizada excluindo-se o rio Paraná nota-se que não há correlação entre as matrizes ( $m_2=0,62$ ;  $p=0,11$ ), não havendo, assim influência dos dados abióticos sobre a composição da ictiofauna dos demais ambientes. Isto, também foi observado para os dados de rede de arrasto ( $m_2=0,68$ ;  $p=0,31$ ) não tendo influência dos dados abióticos sobre a composição destes locais.

### **Atividade Reprodutiva**

Para as espécies capturadas com redes de espera, verificou-se que *L. platymetopon* (cascudo-chinelo) ocorreu em todos os ambientes considerados, especialmente em setembro, quando sua frequência reprodutiva foi evidente, chegando a 59% de fêmeas adultas em reprodução nos rios da planície de inundação. Comparações realizadas com os anos anteriores (2000, 2001, 2002 e 2003), demonstraram que esta espécie vem aumentando sua população nos ambientes analisados, podendo ser considerada residente e resistente (estratégia de equilíbrio; sensu Winemiller, 1989), possuindo fecundação externa e apresentando cuidado com a prole. Essas características, juntamente com a capacidade de explorar lodo, um recurso abundante na planície, confere a esta espécie um maior sucesso em relação as demais. Dei Tós et al. (1997) relataram que o cascudo chinelo se reproduz entre setembro e janeiro e que sua reprodução em anos de seca, se prolonga por vários meses. Para o ambiente rio *M. intermedia* e *S. brevipinna* destacaram-se pela maior ocorrência de fêmeas adultas, com elevada frequência reprodutiva, de 97,5% e 100%, respectivamente. Já para *A. osteomystax*, com capturas também expressivas, não foram registradas fêmeas em reprodução para este e os demais ambientes. *S. pappaterra* ocorreu principalmente nas lagoas abertas, apresentando frequência reprodutiva incipiente, enquanto que para *R. paranensis*, tanto a captura de fêmeas adultas quanto a atividade reprodutiva foram maiores nas lagoas fechadas.

As demais espécies parecem não ter preferência nítida por um ambiente específico para reprodução, como ocorreu nos anos anteriores. Assim *R. paranensis* e *A. lacustris* que se reproduziam nas lagoas abertas e *A. altiparanae* e *H. malabaricus* nas fechadas, juntamente com *S. brevipinna*, *P. galeatus* e *L. lacustris*, em 2004 apresentaram atividade reprodutiva tanto nas lagoas quanto nos rios da planície.

As espécies capturadas com arrasto que apresentaram maior frequência de fêmeas em reprodução foram *H. eques*, *Hyphessobrycon* sp. e *M. sanctaefilomenae* (100%) seguidos de *R. paranensis* (90,0%) para lagoas abertas, sendo que *A. anisitsi* em março e *M. sanctaefilomenae* em junho, foram mais abundantes neste ambiente, com frequência reprodutiva de 38,5% e 46,1%, respectivamente. Para lagoas fechadas *A. altiparanae*, *H. eques*, *Hyphessobrycon* sp., *M. sanctaefilomenae* e *Serrapinus* sp. 2, apresentaram maior frequência reprodutiva (100%), seguidas de *A. altiparanae* (87,5%). *R. paranensis* foi a espécie mais abundante em março, com frequência reprodutiva de 40,7%. Além disso, observa-se que algumas espécies reproduziram somente nas lagoas fechadas (*M. intermedia*, *S. notomelas* e *Serrapinus* sp. 2), enquanto que, *A. anisitsi*, reproduziu-se apenas nas abertas.

Os processos biológicos que ocorrem em sistemas rios-planícies de inundação são amplamente dependentes do pulso de cheias que constitui-se em um importante agente estruturador das comunidades, nos diversos componentes desses ecossistemas (JUNK *et al.*, 1989; NEIFF, 1990; CAMARGO & ESTEVES, 1996), uma vez que o ciclo hidrológico sincroniza eventos biológicos como maturação gonadal, migração, desova e desenvolvimento larval, crescimento e alimentação (AGOSTINHO *et al.*, 1993; VAZZOLER, 1996). 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 conseqüentemente, afetando as relações de competição e predação dentro da comunidade (AGOSTINHO & JÚLIO JR, 1999), além de desempenhar o papel de gatilho para a reprodução de algumas espécies, principalmente daquelas migradoras.

A grande diversidade de hábitos reprodutivos em peixes que habitam planícies de inundação pode ser decorrente de adaptações às dificuldades em se reproduzirem em sistemas com grandes variações dos níveis fluviométricos e nas condições físicas e químicas (WELCOMME, 1979)

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.

WELCOMME (1979) afirma que para a maioria das espécies migradoras e com desova total, a época de reprodução é tão marcada que quando a enchente é retardada ou insuficiente, a reprodução pode não ocorrer naquele ano. 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 cheia o suficiente para proporcionar 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).

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 2004, juntamente com aqueles obtidos nos anos anteriores (2000, 2001, 2002 e 2003), indicam as características biológicas particulares de cada espécie, podem ter exercido certa vantagem de algumas em relação a outras, principalmente sobre as migradoras, que encontram no pulso de inundação o gatilho para sua reprodução, visto que nos últimos anos não ocorreram cheias prolongadas na planície de inundação do alto rio Paraná, o que pode ter contribuído para o sucesso de espécies de pequeno porte e que não realizam migrações.