



Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

Francisco de Paula Severo da Costa Neto



Variação temporal e estrutura trófica da comunidade de peixes do pantanal do Paraguai

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientadora:

Dra. Emiko Kawakami de Resende

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde – CCBS
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Campo Grande/MS
Março/2012

Agradecimentos

E assim, na forma deste manuscrito, é sumarizada a experiência destes dois anos de mestrado. Como a apresentação na capa diz, este trabalho é uma das exigências para a obtenção do título de mestre. Exigências. Um termo que denota obrigação, algo que não traria prazer, o qual não foi o sentimento que experimentei. Foram experiências das quais me recordarei para sempre e que farão parte de mim daqui para frente.

Agradeço aos meus pais. Simplesmente por serem eles os meus pais eu já sou eternamente grato, mas também por me apoiarem desde que saí de casa há seis anos, e mesmo à distância, estarem sempre bem perto de mim. À toda minha família por terem me ajudado na caminhada até aqui e especialmente ao meu avô, que não teve tempo nem de me ver lendo os primeiros gibis mas de quem me orgulho de carregar seu nome. Espero que ele esteja orgulhoso também. À Deus, por ter iluminado sempre meu caminho e colocado pessoas maravilhosas nele e desafios a serem superados.

À Tamires, por ser minha companheira, amiga, a melhor pescadora de sardinha que conheço e por me agüentar nesses três anos. Mas não dá pra reclamar hein?! Até que não te perturbei tanto escrevendo essa dissertação. Ao mesmo tempo descobrimos o que é esse tal mestrado e hoje sou muito grato à você por todos os momentos que tivemos. Em especial fica a lembrança do Ernesto, esse pequeno bom cachorro chato que nos deixou hoje pela manhã.

Agradeço também ao Otávio que sempre me deu a mão, e os ouvidos também, sempre que precisei e por ter me criado no meio ictiofaunístico desde que entrei na faculdade. À Emiko por ter me aceito como seu orientado e confiado os preciosos dados que aqui apresento, mesmo sem ter tido um contato prévio comigo. Agradeço a ela pela paciência e pela possibilidade de termos trabalhado juntos nesses anos. Ao Raulzito, por sua amizade sempre sincera, por seu bom humor sempre presente e pela força que me deu esses anos. Além, é claro, da ajuda no fabuloso mundo da estatística. Desse mundo não poderia deixar de citar também o Nicolay que sempre me socorreu, fosse por e-mail ou pessoalmente, falando numa linguagem um tanto estranha.

Ao Macca, Gustavo e Pâmela pela hospedagem em Corumbá e ao Hugo, por emprestar seu quarto enquanto passava suas “férias” pela Nhecolândia.

Á toda minha turma de mestrado, especialmente aos outros três Eco3, Alêny, Ruivo e Tati. Juntos aprendemos como são as engrenagens do curso de campo. Batemos cabeça juntos, conversamos, rimos muito e brigamos um pouco, e é com orgulho que nos lembraremos que fizemos esse curso de campo Ecologia do Pantanal 2011! Ao André Bife por ser essa pessoa estranha que mesmo assim eu admiro e pelas tardes de vídeo game.

Por fim, a todos aqueles que estiveram comigo esse tempo todo, por terem me ajudado, ouvido ou simplesmente dividido um tereré, fica aqui meu obrigado.

“Até mais, e obrigado pelos peixes”

- Douglas Adams

Sumário

1. RESUMO.....	5
2. ABSTRACT.....	6
3. INTRODUÇÃO.....	7
4. Material e Métodos.....	8
4.1. Área de estudo.....	8
4.2. Amostragens.....	9
4.3. Estrutura da comunidade.....	10
4.4. Estrutura trófica.....	11
5. RESULTADOS.....	11
5.1. Estrutura da comunidade.....	14
5.2. Dados Abióticos.....	15
5.3. Estrutura trófica.....	15
6. DISCUSSÃO.....	18
7. AGRADECIMENTOS.....	22
8. REFERÊNCIAS.....	23

Variação temporal e estrutura trófica da comunidade de peixes do pantanal do Paraguai

Francisco Severo-Neto¹, Emiko Kawakami de Resende²

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, Brasil. netosevero@hotmail.com

² Centro de Pesquisas Agropecuárias do Pantanal - Embrapa. Corumbá, MS, Brasil.

1. Resumo

O pulso de inundação é a maior força controladora da biota em sistemas de rios e planícies de inundação. O aporte alóctone oriundo da vegetação inundada, somado a uma grande disponibilidade autóctone associada com produtividade primária submersa, fornecem grande diversidade e abundância de recursos. Nesse sistema os peixes são os maiores consumidores e beneficiados com os recursos disponíveis, como abrigo e alimento. Apesar da disponibilidade de recursos favorecer o hábito alimentar generalista dos peixes, alguns trabalhos evidenciam a permanência de espécies de peixes em determinadas categorias tróficas ao longo das estações hidrológicas. Tendo em vista o papel dos peixes na complexidade de teias tróficas em planícies de inundação tropicais, o objetivo deste trabalho é verificar se há influência do pulso de inundação na estrutura da comunidade e trófica da ictiofauna de um ambiente inundável no pantanal do Paraguai. Foram identificadas 158 espécies de peixes. A estrutura da comunidade de peixes foi influenciada pela inundação e tanto a abundância como a riqueza responderam negativamente ao maior aporte de água. A diversidade Beta foi maior para os períodos de seca. A partir da dieta de 153 espécies de peixes, foram determinados 10 grupos tróficos, os quais também foram influenciados significativamente pelo pulso de inundação. Onívoros foi o grupo com maior representatividade em números de riqueza e abundância em todas as estações hidrológicas, enquanto zooplânctívoros estiveram mais presentes principalmente nos períodos de águas altas. A queda da diversidade Beta durante as cheias é algo esperado em planícies de inundação pois a inundação age como um fator de homogeneização, que a longo prazo age contribuindo no aumento da diversidade do ecossistema através destes distúrbios sazonais. Apesar de ser significativa a relação entre a estruturação trófica e a altura do rio, categorias tróficas como: insetívoros/ictiófagos, onívoros e ictiófagos aparentemente não sofreram mudanças durante as estações. A partir destes dados e do turnover entre estações é possível concluir que as espécies dentro das categorias tróficas sofrem sucessão ecológica em resposta ao pulso de inundação, de forma que se substituem dentro de seu grupo funcional.

Temporal variation and trophic structure of fish communities of the Pantanal of Paraguay

Francisco Severo-Neto¹, Emiko Kawakami de Resende²

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, Brasil. netosevero@hotmail.com

² Centro de Pesquisas Agropecuárias do Pantanal - Embrapa. Corumbá, MS, Brasil.

2. Abstract

The flood pulse is the major force controlling biota in river systems and floodplains. The allochthonous contribution coming from the flooded vegetation, coupled with a large autochthonous availability associated with submerged primary productivity, provide greater diversity and abundance of resources. In this system fish are those who consume more and benefited by available resources such as shelter and food. Despite the availability of resources promote the generalist feeding habits of fish, some studies show the persistence of certain fish species in trophic categories over the hydrological seasons. Given the role of fish in the complexity of trophic webs in tropical floodplains, the objective of this study is to ascertain the influence of flood pulse on the community and trophic structure of the fish fauna of the Pantanal wetland of Paraguay. Were identified 158 species of fish. The fish community structure was influenced by flood and both abundance as richness responded negatively to the greater amount of water. Beta diversity was higher in periods of drought. From the diet of 153 fish species 10 trophic groups were determined, which were also significantly influenced by the flood pulse. Omnivores were the group most representative figures in richness and abundance in all hydrological stations, while zooplantívoros were more present mainly in periods of high water. The decrease in beta diversity during floods is expected in flood plains because flooding acts as a homogenizing factor that contributes in long-term to increase the diversity of the ecosystem through these seasonal disturbances. Although the significant relationship between trophic structure and height of the river, trophic categories as insectívoros/ichthyofagi, omnívoros and ichthyofagi apparently unchanged during the seasons. From these data and the turnover between stations one can conclude that the species within trophic categories undergo ecological succession in response to the flood pulse, so that they replace themselves within their functional group.

3. Introdução

O pulso de inundação é a maior força controladora da biota em sistemas de rios e planícies de inundação (Junk *et al.*, 1989). A troca lateral de água, nutrientes e organismos entre o canal do rio, e/ou lago, e a planície de inundação adjacente atua nas dinâmicas de interações entre organismos e sua interface com o ambiente. Considerando aspectos abióticos, ecossistemas inundáveis tem maior disponibilidade de nutrientes, produção primária pelas macrófitas, entrada de material alóctone e produção secundária (especialmente entre peixes juvenis) (Junk *et al.* 1989). No âmbito biótico, os organismos são favorecidos pela entrada imediata de detritos e invertebrados provindos da planície recém alagada, sendo os peixes os principais consumidores dessa cadeia (Junk *et al.*, 1989). Além do alimento, a ictiofauna é favorecida pelo aumento de abrigo contra predadores, o que provê sítios ideais para a alimentação, reprodução e desenvolvimento de alevinos (Agostinho *et al.* 2004, Pouilly *et al.* 2004). Nesse sentido, com a sucessão temporal de inundação, as densidades dos organismos aumentam à medida que novos indivíduos são recrutados devido às condições favoráveis que a planície oferece (Winemiller, 2005).

Recursos para a ictiofauna são abundantes e diversos em ecossistemas de planícies de inundação. O elevado aporte alóctone oriundo da vegetação inundada, somado a uma grande disponibilidade autóctone associada com produtividade primária submersa, fornecem grande diversidade e abundância de recursos. Essa situação favorece hábitos alimentares pouco especialistas, uma vez que a quantidade de recursos disponíveis não impõe pressões para a especialização em determinados recursos (Welcomme, 1979). Estudos realizados em planícies de inundação de rios tropicais e subtropicais demonstram que, como estratégia de sobrevivência, nestes ambientes sujeitos ao distúrbio da inundação, muitos peixes evoluíram de modo a uma generalização alimentar, de forma a utilizar o máximo possível de recursos do meio (Resende, 2000). Apesar disso alguns trabalhos revelam espécies que não demonstraram flexibilidade alimentar em diferentes épocas, mantendo-se em um determinado grupo trófico (Mérona & Rankin-De-Mérona 2004, Novakowski *et al.* 2008, Corrêa *et al.* 2009), seja por características morfológicas como comportamentais (Lowe-McConnel 1999, Luz-Agostinho *et al.* 2006).

Peixes são tem papel fundamental em teias tróficas, tanto aquáticas como terrestres, sendo um importante recurso para mamíferos, répteis e especialmente aves, tanto para espécies da região como migratórias (Catella & Petrere, 1996). Além disso, peixes são explorados para alimentação humana, e o manejo futuro de estoques pesqueiros em ecossistemas aquáticos tropicais deve ser embasado por um

grande conhecimento da ecologia trófica das espécies (Winemiller & Jepsen, 1998). Dessa forma, o objetivo deste trabalho é analisar o efeito do pulso de inundação sobre a comunidade e estruturação trófica de peixes em diferentes períodos hidrológicos.

4. Material e Métodos

4.1. Área de estudo

Cobrindo uma extensão aproximada de 140.000 km² de planícies inundáveis do alto Rio Paraguai e seus tributários, o Pantanal é uma das maiores áreas úmidas do planeta, sendo reconhecido como Patrimônio Natural da Humanidade e Reserva Nacional da Biosfera. Apesar disso, tal ecossistema sofre com o desmatamento acelerado, queimadas, contaminação do solo e dos recursos hídricos, entre outros (GEF, 2004) por ações praticadas nos planaltos circundantes. Às comunidades ictiológicas cabem também os impactos gerados pela pesca. Esta, realizada nas modalidades profissional artesanal, esportiva e de subsistência é tida como uma importante atividade econômica e social em toda a Bacia do Alto Paraguai no Mato Grosso do Sul (Catella, 2003). O pulso de inundação na região segue um ciclo anual uni-modal, cuja amplitude varia entre dois e cinco metros e duram de três a seis meses (Harris *et al.*, 2005). Tais eventos são determinantes para viabilizar habitats e alimento para os peixes, atuando diretamente sobre a abundância destes (Catella, 1992).

O local escolhido para as amostragens foi a Baía Tuiuiú (18°48'56"S, 57°38'50"W, Fig. 1), localizada no Pantanal Sul, por apresentar as particularidades comuns às planícies inundáveis. Trata-se de um antigo curso do Rio Paraguai, cuja extensão aproximada é de 6,5 km, que preserva com este uma conexão perene por onde escoam o excedente de águas provindas de áreas inundáveis, localizadas a montante, durante o período de chuvas.

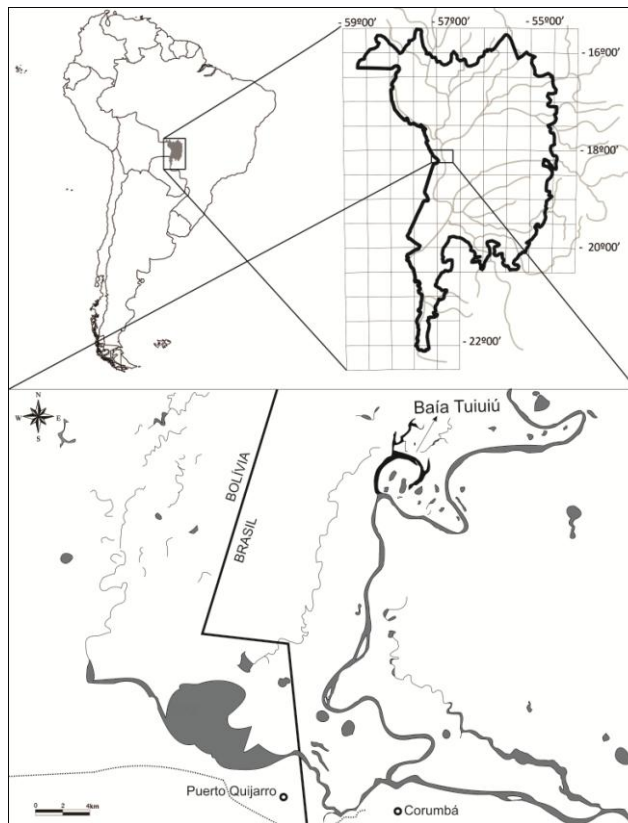


Figura 1 – Representação gráfica da Baía Tuiuiú e sua localização no Pantanal e América do Sul.

4.2. Amostragens

As coletas foram realizadas bimestralmente entre abril de 2005 e outubro de 2007. A aparelhagem utilizada constituiu-se de tarrafas de diversas malhagens, assim como redes de espera de malhagem entre-nós opostos variando de 4 a 8cm e redes de cerco para peixes de águas abertas de 50 metros de comprimento, 4m de altura e malhagem entre-nós opostos de 5mm. Foi efetuada também a captura de peixes associados à macrófitas aquáticas utilizando telas de material plástico, tipo mosquiteiro, armada em estrutura metálica, com 105 cm de largura, 205 cm de comprimento e 100 cm de altura. Os indivíduos amostrados foram fixados em formol a 10%, posteriormente transferidos para álcool 70%, e identificados segundo Britski, Silimon & Lopes (2007) e com auxílio de especialistas.

O parâmetro utilizado como medida genérica do fenômeno do pulso de inundação foi a média mensal do nível do rio Paraguai, registrada pela régua limnimétrica administrada pela Capitania dos Portos na cidade de Ladário, Mato Grosso do Sul. As estações foram determinadas a partir dos dados de altura do rio, ficando então 9 meses representados pela estação cheia (abril/junho/agosto/-2005, 2006, 2007) e 7 meses pela estação de seca (outubro/dezembro-2005, fevereiro/outubro/dezembro-2006, fevereiro/outubro-2007). Em campo foram tomados

também os parâmetros físicos e químicos da água: temperatura, pH, oxigênio dissolvido e transparência através do disco de Secchi; a influência da altura do rio sobre estes parâmetros foi testada através de regressões lineares.

4.3. Estrutura da comunidade

Para a caracterização qualitativa das espécies, foi utilizado o método de constância de ocorrência (Dajoz, 1973), $c=(c_i/C)*100$. Onde c_i corresponde ao número de coletas com a espécie e C ao número total de coletas. As espécies com $c>50\%$ foram consideradas constantes, com $25\% \leq c \leq 50\%$, acessórias e acidentais se $c<50\%$.

De forma a investigar se a altura do rio estruturaria a comunidade de peixes, foi gerada uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis a partir da abundância relativa das espécies. Então foi realizado um Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) com dois eixos. A relação entre o pulso de inundação e a estrutura da comunidade foi testada com uma regressão multivariada entre a altura do rio e os dois eixos NMDS 1 e 2. A ferramenta utilizada para tal foi a plataforma R (R Development Core Team, 2010). O mesmo procedimento estatístico foi realizado com as famílias de peixes.

O efeito do pulso de inundação sobre a riqueza e abundância foi testado em regressões lineares, tendo como variável independente a altura do rio Paraguai em cada época de amostragem, e como variável dependente a riqueza (número de espécies) ou abundância (número de indivíduos) de cada período amostrado. Os resíduos extraídos de tais regressões foram utilizados para testar se haveria diferença significativa entre os dados de riqueza e abundância segundo as estações, independente da altura do rio. O teste escolhido foi o teste T devido a premissa comprovada da normalidade dos dados e o procedimento realizado no programa BioEstat 5.0, com nível de significância de 0,05. A influência dos períodos hidrológicos sobre o *turnover* das espécies foi acessada através da diversidade Beta estimada para os meses de pico da seca (outubro-05/07, setembro-06) e da cheia (junho-05/06/07) usando o índice de Whittaker, com a modificação proposta por Harrison (Magurran, 2004): $\beta_w = \{[(S/\alpha) - 1]/(N-1)\} * 100$, onde: S = número total de espécies, α = riqueza média e N = número de locais (aqui representados pelo número de amostras). O índice varia de 0, onde não há *turnover*, até 100, com cada amostra tendo um conjunto único de espécies.

4.4. Estrutura trófica

Os tratos digestivos foram abertos, analisados sob estereomicroscópio quando necessário, e o conteúdo identificado até a menor categoria taxonômica possível. Para determinar o volume de cada item por estômago foi utilizado o método de pontos proposto por Hynes (1950). As categorias alimentares de cada espécie foram determinadas através do índice alimentar proposto por Kawakami & Vazzoler (1980): $IA_i = F_i \times V_i / \sum (F_i \times V_i)$. Sendo i o item alimentar, e F_i e V_i as porcentagens de frequência e volume do mesmo na dieta, respectivamente. As categorias tróficas de cada espécie foram determinadas de acordo com o índice alimentar obtido para cada espécie.

Para verificar se o nível de inundação influencia na abundância de cada categoria trófica, os dados de abundância relativa foram expressos em um gráfico composto (genérico) tomando como variável externa a altura do rio. Para mensurar estatisticamente esse efeito foi gerado um escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) a partir da matriz de abundância relativa das categorias tróficas aplicada no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. Tal relação foi testada através de uma análise de variância multivariada (Manova) com a estatística Pillai-Trace, entre os dois primeiros eixos extraídos do escalonamento e a altura do rio, por meio da plataforma R (R Development Core Team, 2010). Os dois primeiros eixos da ordenação foram também expressos em um gráfico para demonstrar a representatividade de cada categoria trófica segundo a estação hidrológica.

5. Resultados

Foram identificadas 158 espécies de peixes durante as 16 amostragens (Tabela 1), correspondendo a 58% da ictiofauna catalogada para o Pantanal (Britski *et al.*, 2007). Das 9 ordens registradas, as que mais contribuíram em número de espécies e indivíduos foram Characiformes ($n=69$, abundância=9604) e Siluriformes ($n=52$, abundância=9404), que, somadas, representam 76% de todas as espécies coletadas (Fig. 2). Das 30 famílias, Characidae foi a família com maior representatividade em ambos períodos hidrológicos (Fig. 3). Para o período de cheia foram registradas 105 espécies pertencentes a 22 famílias, e 140 no período de seca, pertencentes a 29 famílias. É possível ver um padrão significativo ($F=13,61$; $p<0,00$) de substituição da contribuição relativa das famílias segundo a altura da inundação (Fig. 4).

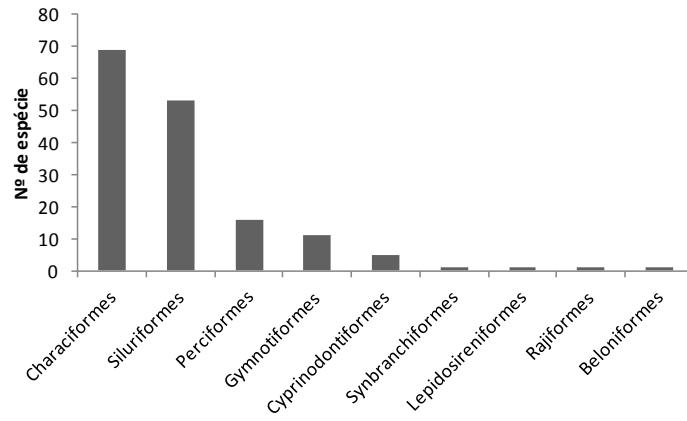


Figura 2 – Número de espécies das ordens de peixes registradas para a Baía Tuiuiú

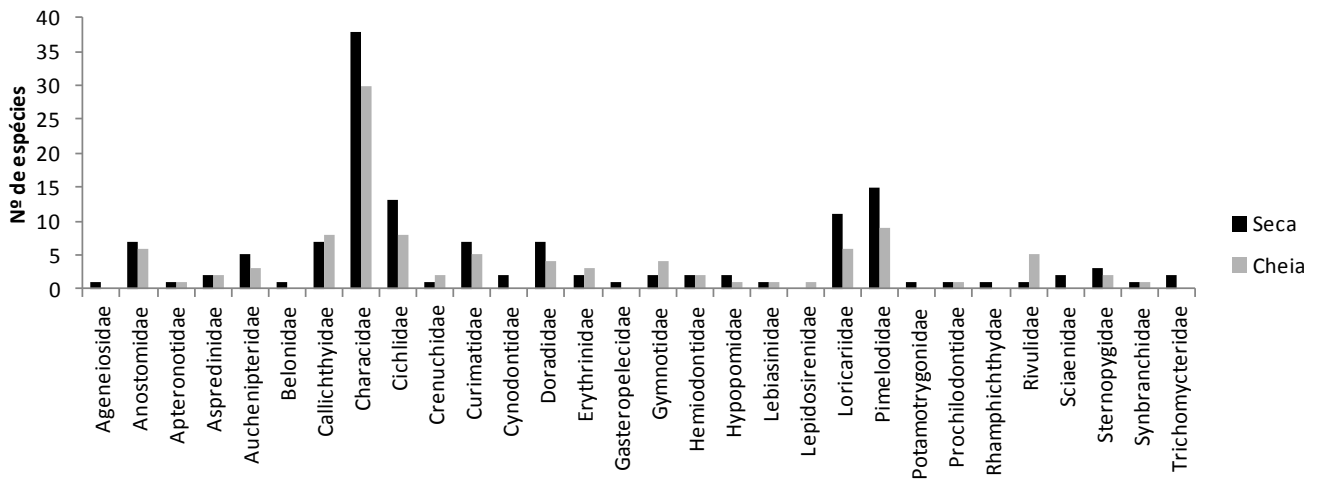


Figura 3 – Número de espécies por famílias de peixes em períodos hidrológicos distintos na baía Tuiuiú.

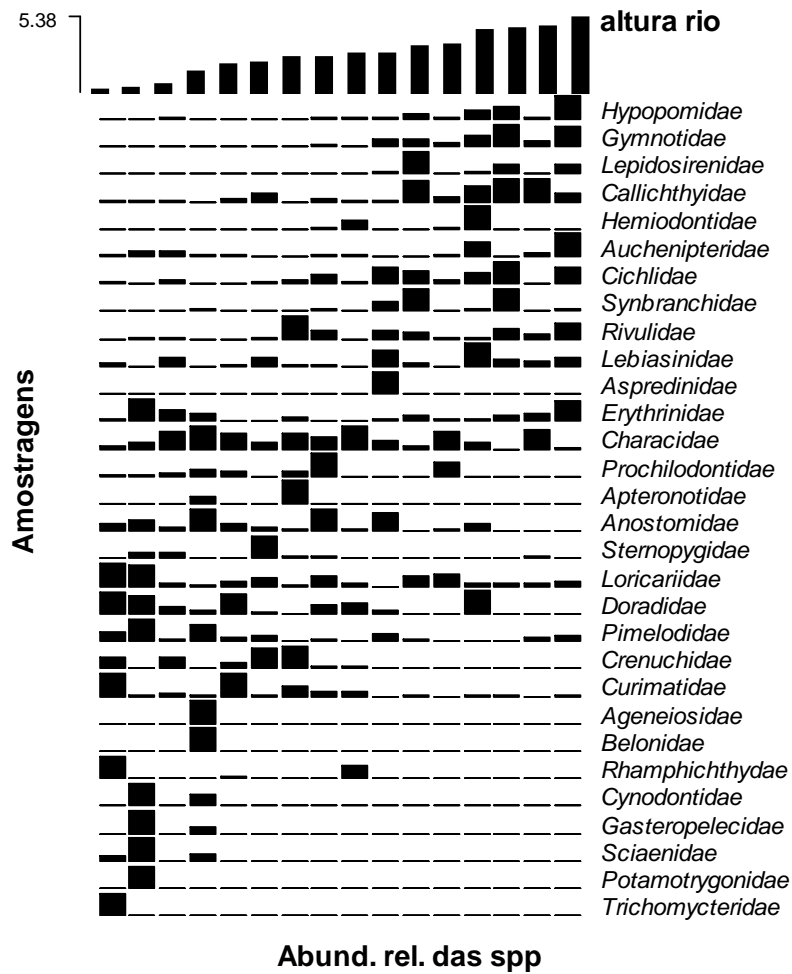


Figura 4 – Abundância relativa das famílias de peixes da Baía Tuiuiú ordenadas tomando a altura do rio Paraguai como gradiente externo.

Apenas três espécies ocorreram em todas as coletas, *Apistogramma borelli*, *Eigenmania triineata* e *Pyrrhulina australis*. A constância de ocorrência demonstrou que 47% (n=75) das espécies foram acidentais, ocorrendo em três ou menos coletas, seguido por 32% de acessórias (n=50) e 21% constantes (n=33) (Tabela 1).

5.1. Estrutura da comunidade

A estrutura da comunidade de peixes é influenciada pelo pulso de inundação (GL=1; F=24,79; P<0.00). Quanto maior a altura do rio, menores foram a riqueza ($y = -0,0494x + 5,55$; F=26,3; R²=0,62; p<0,00 – Fig. 5C) e a abundância ($y = -0,0004x + 3,89$; F=8,55; R²=0,33; p=0,01 – Fig. 5D) das espécies de peixe. É possível acompanhar a flutuação decorrente desta relação nas figuras 5 A-B. Eliminando o efeito da altura do rio na análise, houve diferença significativa da riqueza (t= -2,23; p=0,04) entre as estações, mas não da abundância (t= -1,18; p=0,25). O valor da diversidade Beta foi de $\beta=57.3$ para a época de seca e de $\beta=27.8$ para a época de cheia.

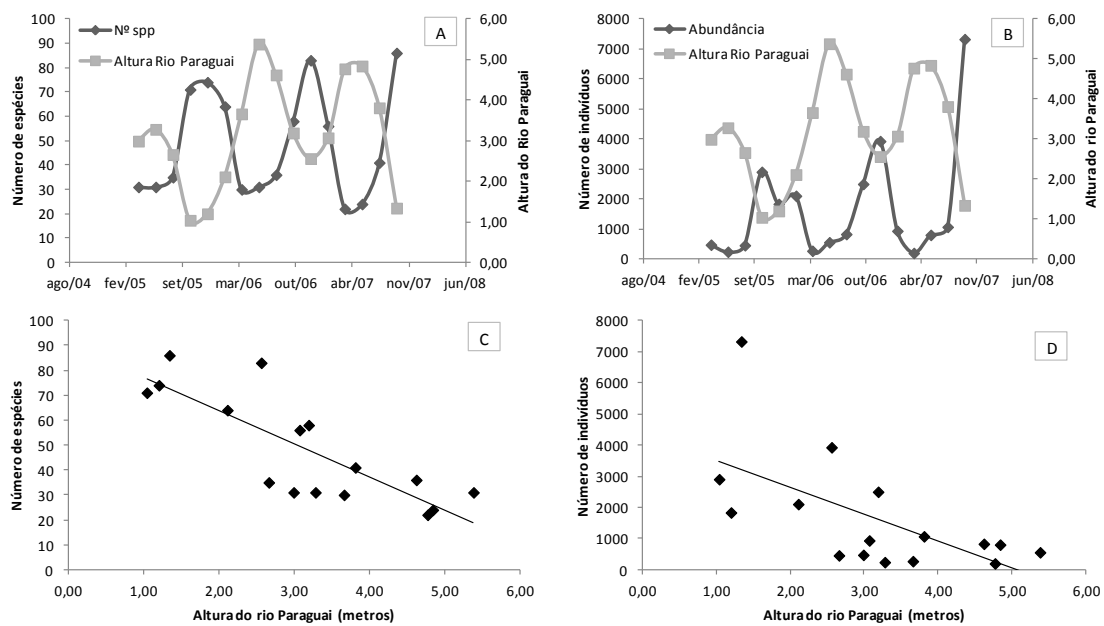


Figura 5 – Flutuações observadas para a riqueza (A) e abundância (B) das espécies de peixes da Baía Tuiuiú segundo o pulso de inundação e relações lineares significativamente negativas para a riqueza (C) e abundância (D), tendo a altura do rio como variável independente.

5.2. Dados Abióticos

Com o aumento da altura do rio houve um declínio do oxigênio dissolvido ($R^2=53$, $p<0,00$) e o aumento da transparência da água ($R^2=50$, $p<0,00$) (Fig. 6A-B). Temperatura e pH não sofreram alterações significativas (Fig. 6C-D).

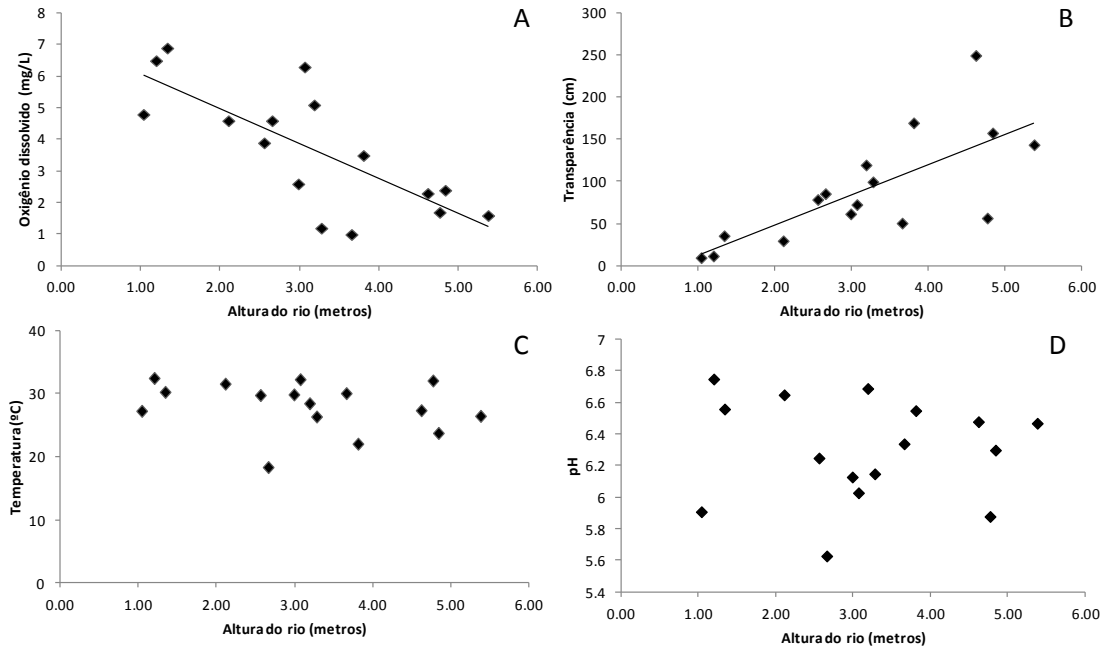


Figura 6 – Parâmetros abióticos da Baía Tuiuiú tomando a altura do rio variável independente.

5.3. Estrutura trófica

No que tange à alimentação, foram identificados 34 itens alimentares na dieta das 153 espécies de peixes: Chironomidae, Coleoptera aquáticos (adultos e imaturos), Odonata, Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Cladocera, Copepoda, Ostracoda, Conchostraca, algas, folhas, frutos, sementes, raízes; Coleoptera terrestre, Hymenoptera, Homoptera, Hemiptera, Dermaptera, Anoplura, Neuroptera, Thysanoptera, Collembola, Araneae, Orthoptera, peixe (incluindo nadadeiras); Bivalvia, Nematoda, Hydracarina, Porifera, Platyhelminthes, Hirudinea, Decapoda, Bryozoa, escamas (desassociadas de remanescentes de peixe) e detrito (mistura entre material orgânico em diferentes estados de decomposição com matéria inorgânica, como areia ou lama). Em função dos índices alimentares encontrados foram definidos 10 grupos tróficos de 153 espécies:

Onívoros: 46 espécies - consumidores ao mesmo tempo de material vegetal e animal;

Detritívoros: 20 espécies - consumidores de detrito orgânico;

Insetívoro/zooplanctófagos: 22 espécies - consumidores de insetos aquáticos e terrestres e de microcrustáceos;

Hematófagos: duas espécies que se alimentam do sangue sugado das brânquias de peixes maiores;

Ictiófagos: 26 espécies – que se alimentam de peixes inteiros ou partes, como nadadeiras e escamas;

Zooplanctófagos: 9 espécies – consumidores de microcrustáceos;

Ictiófago/Zooplanctófagos: uma espécie, consumidora de porções equivalentes de peixes e microcrustáceos;

Insetívoro/Ictiófagos: duas espécies – consumidores de peixes e insetos em frequências similares, com maior participação de insetos;

Herbívoros: 10 espécies – consumidores de material vegetal;

Insetívoros: 16 espécies – consumidores de insetos terrestres e aquáticos.

A riqueza e abundância de onívoros foi predominante independente do período (Fig. 6). A altura do rio influencia na estrutura das categorias tróficas. Observando os extremos do gradiente é possível notar que zooplanctófagos tem sua maior representatividade durante o período de águas altas, enquanto no outro extremo estão hematófagos e ictiófagos/zooplanctófagos. A configuração das guildas tomando a altura do rio como gradiente externo está expressa na figura 7.

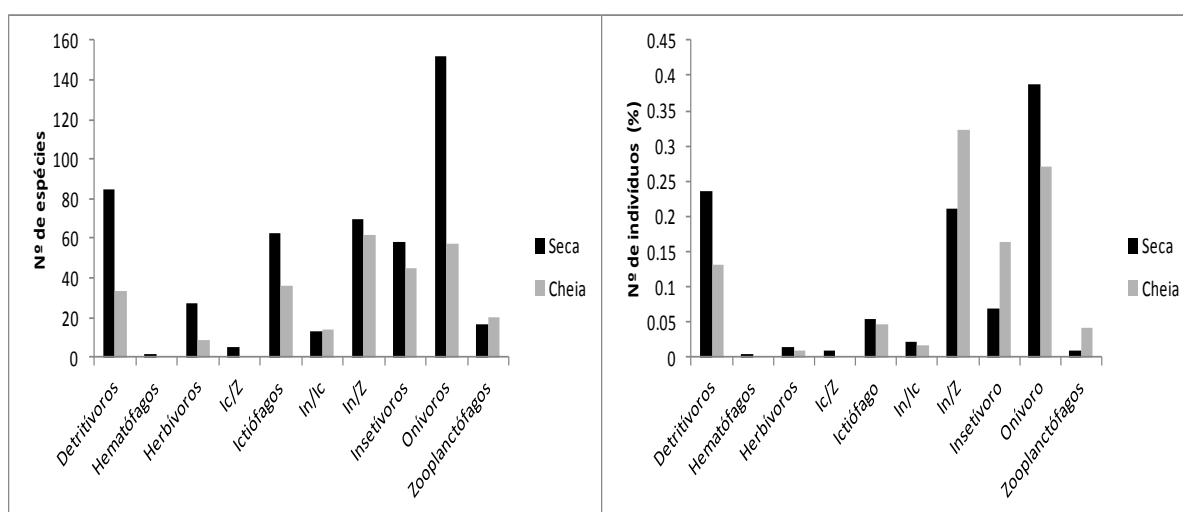


Figura 6 – Categorias alimentares registradas para os peixes da Baía Tuiuí em diferentes períodos hidrológicos.

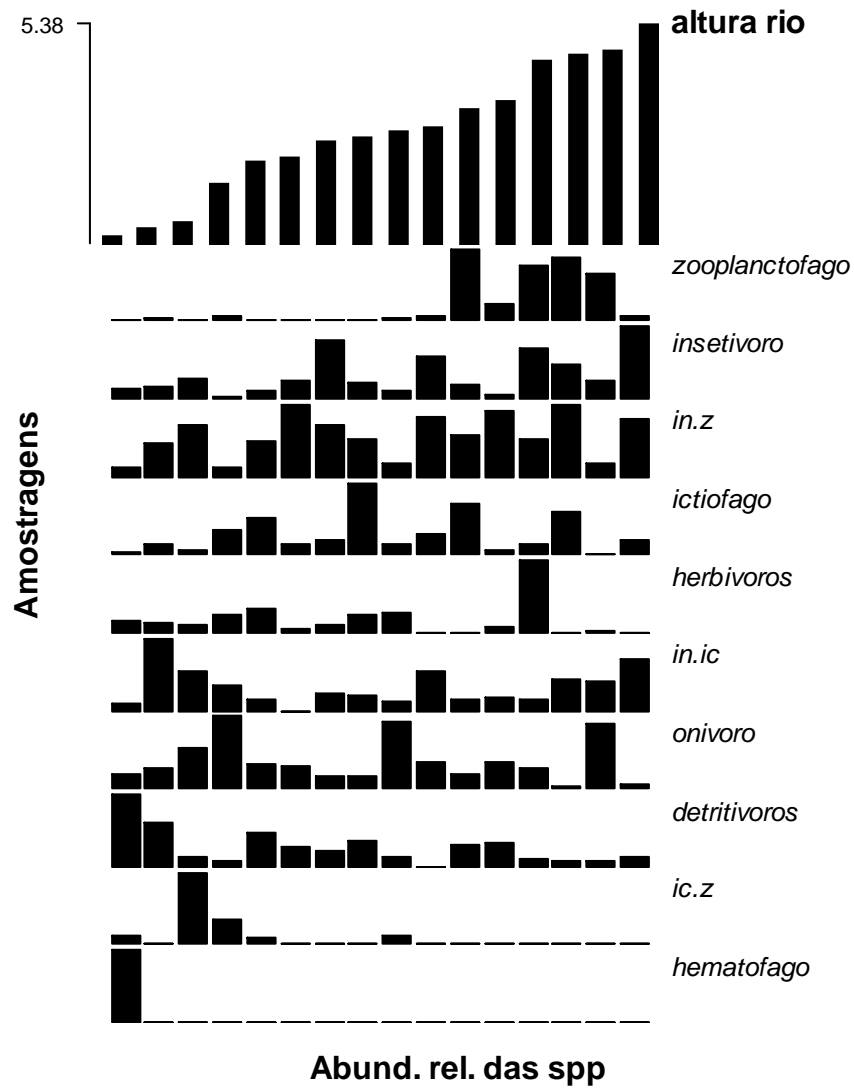


Figura 7 – Categorias alimentares de peixes registrados para a Baía Tuiuí ordenados tendo como variável externa a altura do rio, medida genérica do pulso de inundação. In.z = Insetívoros/Zooplancófagos; in.ic = Insetívoros/Ictiófagos; ic.z = Ictiófago/zooplancófagos.

6. Discussão

Da ictiocenose registrada para a Baía Tuiuiú, mais de 75% das espécies estavam entre as ordens Characiformes e Siluriformes. Segundo Lowe-McConnell (1999) o predomínio dessas duas ordens é o padrão esperado para comunidades não estuarinas de peixes neotropicais. Characiformes, além de ser uma ordem rica, é representada em sua maioria por peixes de pequeno porte, muitas vezes associados às macrófitas, que lhes provem abrigo, alimentação e sítio para reprodução (Cordiviola de Yuan *et al.*, 1984; Delariva *et al.*, 1994; Meschiatti *et al.*, 2000). Das 69 espécies de Characiformes registrados para a Baía Tuiuiú, apenas sete atingem tamanho acima de 40cm (*Salminus brasiliensis*, *Raphiodon vulpinus*, *Roestes molossus*, *Leporinus macrocephalus*, *L. obtusidens*, *L. friderici* e *Piaractus mesopotamicus*), as quais estão mais associadas com águas abertas que a bancos de macrófitas.

Os valores encontrados da constância de ocorrência demonstram que grande parte da ictiocenose da Baía Tuiuiú é definida como acidental ou acessória, em outras palavras, que uma grande quantidade de espécies aparece poucas vezes nas amostragens. Isso pode ser explicado pelo fato de que ambientes tropicais caracterizam-se por apresentarem muitas espécies com poucos indivíduos (Matthews, 1998). Esse grande número de espécies com baixa, porém equitativa abundância é considerada uma explicação para a alta diversidade prevalente na Amazônia (Lowe-McConnell, 1999). Esse também pode ser o mecanismo envolvido na manutenção da co-ocorrência de diversas espécies de peixes no Pantanal.

Dentre as famílias, a mais freqüente é a maior família dos Characiformes, Characidae, tendo sido representada em todas as épocas de coleta. Quanto à variação entre períodos, a maioria das famílias teve mais espécies registradas na época da seca. As poucas que tiveram maior riqueza na cheia foram aquelas cuja alimentação se baseia totalmente ou em parte por zooplâncton (Callichthyidae, Crenuchidae, Gymnotidae) e Erythrinidae, a família das traíras e jejus, peixes de dieta basicamente piscívora, mas que conta com a participação de insetos, especialmente em sua fase jovem.

A tendência ao aumento de zooplânctívoros na época de cheia pode ser decorrente da maior oferta desse recurso neste período, resultante do enriquecimento gerado pelos nutrientes derivados da planície de inundação adjacente, que leva ao aumento na abundância (Lowe-McConnell, 1999) e riqueza (Aoyagui & Bonecker, 2004) de microcrustáceos. Na Amazônia, Goulding (1980) suspeitava que alguns dos

menores peixes explorariam a maioria do zooplâncton disponível. Apesar do autor não discriminar o quão pequeno seria esse tamanho esperado, para a baía Tuiuiú, exceto por *Neofundulus parvipinnis*, os zooplânctófagos registrados atingem em média 20cm. O maior representante deste grupo, podendo atingir até 60cm, é *Hypophthalmus edentatus*, um siluriforme dotado de numerosos e longos rastros brânquias, características típicas de peixes que se alimentam de plâncton (Wootton, 1998).

O aumento da abundância da família Rivulidae no período de cheia pode estar associado ao ciclo de vida da espécie dessa família. Rivulidae são em geral peixes anuais, pois apresentam todo o ciclo de vida em corpos d'água temporários, sendo encontrados como adultos por breves períodos anuais (Myers, 1952). Dessa maneira, seria esperado que a família ocorresse apenas em determinados períodos do ano. Entretanto, representantes da família foram amostrados em quase todas as campanhas de coleta. A presença de *Rivulus punctatus* pode explicar esse padrão, uma vez que o gênero *Rivulus* foge à regra da anualidade (Costa, 1998).

Segundo Lowe-McConnel (1999), muitas mudanças físicas e químicas acompanham as cheias, como o brusco aumento na velocidade da água, queda na temperatura da água e elevação da turbidez. No caso da Baía Tuiuiú foi possível encontrar mudanças na diminuição da turbidez da água e do oxigênio dissolvido no período das cheias. O primeiro fator pode ser decorrente do crescimento das macrófitas aquáticas neste período que utilizam os nutrientes dissolvidos, e ainda suas raízes retêm os sedimentos, atuando como "filtro". A diminuição do oxigênio ocorre, pela ação bacteriana na decomposição da vegetação terrestre alagada que morre na fase de alagamento. A decomposição da grande massa de matéria orgânica submersa gera ambientes anóxicos e com elevados teores de gás carbônico, que podem atingir valores letais para a maioria das espécies de peixes (Calheiros & Ferreira, 1996). Este processo natural é conhecido localmente como "dequada". O período de pico da cheia pode também reduzir a população de peixes, devido ao desenvolvimento de condições estagnantes (Junk et al., 1989), além de afetar na movimentação dos peixes, que se dispersam mais, ocasionando na diminuição da captura dos mesmos. Lowe-McConnel (1999) argumenta que onde estes efeitos flutuam sazonalmente, eles são geralmente não-catastróficos e a vida aquática está adaptada a tirar vantagem das cheias, como relatado por Almeida-Val et al (1999) para a região amazônica.

No caso dos peixes, alguns responderiam às mudanças de condições nos rios realizando migrações longas e bem definidas no rio, a montante, a jusante e principalmente lateralmente, colonizando a planície de inundação. Logo, o aporte de água e a capacidade de dispersão dos peixes podem acarretar em uma diminuição

dos indivíduos por unidade de área no ambiente. Porém, em um estudo da comunidade de peixes de um riacho da planície Amazônica, Araújo et al. (2009) encontraram maior riqueza e abundância no período de cheia. Os autores argumentam que, apesar dos peixes terem maior capacidade de escapar dos petrechos de coleta no período de águas altas, as espécies residentes foram pegas em redes de menor malha, gerando o aumento da riqueza. No caso da Baía Tuiuiú vale salientar que muitas espécies se deslocam para os ambientes inundados cobertos de vegetação, o que dificulta sua captura. Além disso, vários peixes de pequeno porte residem sob as macrófitas marginais, que, por sua vez acabam se soltando durante as cheias e sendo levadas pela correnteza, possivelmente levando junto seu grupo residente.

Várias espécies tiveram resquícios de ingestão de material vegetal, especialmente frutos e sementes no período da inundação, o que pode ser explicado pelas espécies de plantas da planície de inundação que sincronizam sua frutificação com a cheia (Kubitzki & Ziburski, 1994). Para o Pantanal, Resende, Pereira & Almeida (1998) observaram principalmente pacus (gêneros *Piaractus*, *Mylossoma*, *Myleus*) e piraputangas (*Brycon hilarii*) posicionados sob árvores em frutificação no período da enchente, alimentando-se dos frutos que caíam na água. O consumo direto de macrófitas é menos comum, mas é observado em gêneros como *Schizodon* (Anostomidae) e *Pterodoras* (Doradidae) da América do Sul, e na africana *Tilapia* (Cichlidae) (Winemiller, 2005). Poucas espécies se alimentaram de macrófitas na Baía Tuiuiú, algo já esperado para peixes neotropicais (Agostinho et al. 2003). Em alguns peixes foi registrado o consumo das raízes das macrófitas, como por pimelodídeos (*Pimelodus maculatus* e *P. argenteus*) e pela piranha *Serrasalmus marginatus*.

A maioria dos peixes tropicais mostra uma considerável plasticidade em sua dieta (Lowe-McConnell, 1999). Apesar disso, Goulding (1980) verificou que os peixes consomem os recursos disponíveis em função de suas adaptações alimentares especializadas, principalmente morfologia e comportamento. Assim, é esperado que uma dada espécie consuma certos recursos que a maioria dos outros não utilizam na mesma extensão, o que diminuiria a sobreposição alimentar e promoveria a coexistência. A onivoria foi um hábito comum à ictiocenose da Baía Tuiuiú, com o maior número de representantes em ambas as épocas. A abundância de espécies generalistas é outro indicador do ajuste das populações as variações do regime hidrológico (Junk, 2000), pois em ambientes sazonais a disponibilidade de recursos é fortemente influenciada pelo pulso de inundação, de modo que a especialização em um dado recurso pode ser favorável em apenas alguns períodos do ano. Assim como

encontrado por Resende (2000) no baixo Rio Miranda, espécies onívoras e detritívoras predominaram nas ordens mais comuns nas amostragens, caraciformes e siluriformes, porém, diferindo do trabalho anterior, insetívoros/zooplancatófagos tiveram maior abundância do que detritívoros no período de cheia na baía Tuiuiú.

Detritívoros agem como engenheiros do ecossistema pré-mineralizando a matéria orgânica presente no lodo, facilitam a reciclagem de nutrientes por bactérias, (Gneri & Angelescu, 1951), e encurtam cadeias alimentares, aumentando a eficiência do sistema (Catella & Petrere Jr, 1996). É o grupo trófico que corresponde à maior parte da biomassa em ecossistemas tropicais (Lowe-McConell, 1999). Curimatidae e Prochilodontidae podem chegar a 50% da biomassa de peixes de rios da América do Sul (Bowen, 1983) e para o Brasil, detritívoros constituem a maior parte da biomassa de 8 entre 10 planícies de inundação, segundo a revisão de Araújo-Lima *et al.* (1995). Rios com planícies aluviais extensas como o Paraguai apresentam produção de matéria orgânica muito maior do que os consumidores podem assimilar (Neiff, 1990), sustentando o grupo dos detritívoros (Cordivola de Yuan, 1992). Loricariidae foi a família de detritívoros mais abundante da Baía Tuiuiú, e correspondeu a 13% da biomassa em um lago perene do Pantanal (Catella & Petrere, 1996). Adaptações morfológicas e comportamentais podem ser encontradas nessas espécies detritívoras como *Pterygoplichthys anisitsi*, um típico peixe bentônico, que se coloca na superfície da água, de cabeça para cima para raspar o detrito acumulado sob as macrófitas. *Potamorhina squamoralevis*, outra espécie detritívora possui os olhos totalmente voltadas para baixo (Resende, com. pessoal) o que lhe possibilita ingerir os detritos orgânicos acumulados no fundo dos corpos d'água.

Algumas espécies de piscívoros completam seu ciclo de vida sem se deslocar para a planície de inundação (Welcomme & Halls, 2004). É comum o aumento no número de piscívoros durante períodos de retrocesso das águas em planícies de inundação da América do Sul (Mago-Leccia, 1970, Agostinho, Gomes & Zalewski, 2001) principalmente pelo aumento da densidade de presas que retornam a calha principal do rio (Luz-Agostinho *et al.* 2009). A maior representatividade de piscívoros no ambiente estudado ocorreu no pico da seca de 2006, sendo basicamente representado pelas 3 espécies de piranhas ocorrentes no Pantanal, *Pygocentrus nattereri*, *Serrasalmus maculatus* e *S. marginatus* que, juntas corresponderam a 66% dos piscívoros da Baía Tuiuiú. Piranhas, especialmente as do gênero *Serrasalmus*, são predadoras de espreita, escondendo-se na vegetação aquática de onde atacam suas presas (Sazima & Machado, 1990). A quantidade de bancos de macrófitas disponíveis no ambiente possivelmente é um fator que permite a abundância destas

espécies no local. Dentre os piscívoros está uma espécie exótica no Pantanal, o tucunaré *Cichla piquiti*. Uma espécie tipicamente amazônica, mas que chegou ao Pantanal no começo dos anos 90 proveniente de tanques de cultivo no alto rio Piquiri e se distribuiu chegando até o Pantanal Boliviano, o parque nacional do Pantanal e a baía Tuiuiú (Resende, Marques & Ferreira, 2008). Espécies do gênero *Cichla* possuem cuidado parental e hábito ictiófago que fazem com que tenham potencial para causar danos à comunidades de peixes nativos (Welcomme, 1988), diminuindo a diversidade local (Latini and Petrere-Jr, 2004).

Duas espécies amostradas têm hábito hematófago, consumindo o sangue de seu hospedeiro. São tricomictéridos de pequeno porte, pertencentes a sub-família Vandelliinae, ocorrente em rios brasileiros como Paraguai e Cuiabá (Zuanon & Sazima, 2004), além de rios colombianos (Román-Valencia, 1998). Para a Baía Tuiuiú, foram representados por *Paravandellia oxyptera* e *Pseudostegophilus maculatus*. Segundo , apesar de representarem uma pequena parte da biomassa do sistema, são espécies que contribuem para uma maior diversidade e complexidade da teia alimentar aquática.

A queda da diversidade Beta no período das cheias é algo esperado em planícies de inundação, devido ao efeito da homogeneização da comunidade nesta época (Thomaz, Bini & Bozelli, 2006). Apesar disso, a longo prazo, esse distúrbio sazonal é o fator chave da manutenção da alta diversidade Gama, ou seja, da riqueza de espécies em planícies de inundação, agindo como um distúrbio intermediário (Thomaz, Bini & Bozelli, 2006). Para a Baía Tuiuiú, o pulso de inundação atua na estrutura da comunidade e na estrutura trófica da ictiofauna. As variações abióticas, especialmente aquelas físico-químicas da água, e as bióticas, que determinam a disponibilidade de recursos e de interações com outras espécies, podem ser os mecanismos envolvidos nesse padrão. Isso, aliado à alta diversidade Beta no período de seca denotam que há um *turnover* das espécies que ocupam cada categoria trófica, fazendo com que espécies que sejam funcionalmente semelhantes ocupem o lugar de outras dentro de cada categoria trófica ao longo do pulso hidrológico.

7. Agradecimentos

Os autores agradecem à todas as pessoas envolvidas neste projeto, tanto na parte de campo como laboratorial. O primeiro autor agradece à Embrapa/Pantanal por ter cedido suas instalações para que este trabalho pudesse ser desenvolvido. À Raul Costa Pereira e Otávio Froehlich, pelo auxílio prestado em várias etapas deste trabalho, e à Capes, pelo auxílio financeiro.

8. Referências

- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Verissimo, S. & Okada, E. K. (2004). Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish biology and Fisheries*, 14(1): 11-19.
- Almeida-Val, V.M.F., Val, A.L. & Walker, I. (1999). Long and short-term adaptation of amazon fishes to varying O₂-levels: intra-specific phenotypic plasticity and interspecific variation, 185-206. In: *Biology of Tropical fishes*, edited by A.L. Val and V.M.F. Almeida-Val, Manaus , 1999. 460p.
- Aoyagui, A.S.M. & Bonecker, C.C. (2004). Rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship with connectivity. *Hydrobiologia* 522: 281–290.
- Araújo, T.R., Cella-Ribeiro, A., Doria, C.R.C. & Torrente-Vilara, G.T. (2009). Ichthyofauna of the stream in the Madeira River. *Biota Neotropica*. (9)3. 21-29.
- Bowen S.H. (1983). Detritivory in neotropical fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 9, 137-144 .
- Britski, H.A., Silimon, K.Z.S. & Lopes, B.S. (2007). *Peixes do Pantanal: manual de identificação*. Embrapa, Brasília.
- Calheiros, D.F. & Ferreira, C.J.A. (1996). *Alterações limnológicas no rio Paraguai (“dequada”) e o fenômeno natural de mortandade de peixes no Pantanal Mato-Grossense - MS*. Corumbá. MS: EMBRAPA-CPAP. 51p
- Catella A.C. (2003). A pesca no Pantanal sul: situação atual e perspectivas. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Pantanal). Corumbá. 43p.
- Catella, A.C. & Petrere Jr., M. (1996). Feeding patterns in a fish community of Baía da Onça, a floodplain lake of the Aquidauana river, Pantanal, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, vol. 3, p. 229-237.
- Costa, W.J.E.M. (1998). Phylogeny and classification of rivulidae revisited: origin and evolution of annualism and miniaturization in rivulid fishes (cyprinodontiformes: aplocheiloidei). *Journal of Computation Biology*, 3(1): 33-94.
- Cordiviola de Yuan, E., Oldani, E., Oliveros, O. & Pignalberi de Hassan, C. (1984). Aspectos limnológicos de ambientes próximos a la ciudad de Santa Fe (Paraná Medio): poblaciones de peces ligados a la vegetación. *Neotropica*, 30(84): 127-139.
- Dajoz, R. (1973). *Ecologia Geral*. Vozes, São Paulo.
- Delariva, R. L., A. A. Agostinho, K. Nakatani & G. Baumgartner. (1994). Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the upper Parana River floodplain. *Revista Unimar*, 3: 41-60.
- Gneri, F. S. & Angelescu, V. (1951). La nutrición de los peces iliófagos en relación con el metabolismo general del ambiente acuático. *Revista del Instituto de Investigación de las Ciencias Naturales*. 2(1): 1-44.
- Goulding. M. (1980). *The Fishes and the Forest: Explorations in Amazonian Natural History*. University of California Press, Berkeley and Los Angeles.
- Harris, M.B., Tomas, W., Mourão, G., Silva, C.J., Guimaraes, E., Sonoda, F. e Fachim, E. (2005). Safeguarding the Pantanal wetlands: threats and conservation initiatives. *Conservation Biology*, v.19, n.3, p.714-720.

Hynes H.B.N. (1950). The food of freshwater sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pigosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. *Journal of Animal Ecology* 19(1):411-429.

Junk W.J. Ecology of the Várzea, floodplain of Amazonian white-waters. In: *The Amazon*. (Sioli H. ed). Dordrecht: DR W. Junk Publishers. Cap8: 215-243

Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.106, p.110-127.

Junk W.J. (2000). Mechanisms for development and maintenance of biodiversity in neotropical floodplains. Pp. 119-139. In: *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation* (Eds. Gopal, B., W.J. Junk & J.A. Davis) Leiden, Backhuys Publishers, 353p.

Kawakami, E, Vazzoler, G. (1980). Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico* 29: 205-207.

Kubitzki, K. & Ziburski, A. (1994) Seed dispersal in flood plain forests of Amazonia. *Biotropica* 26 (1): 30-43.

Latini, A.O. & Petrere Jr, M. (2004). Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology* 11(2): 71-79.

Luz-Agostinho, K. D. G., Bini, L. M., Fugi, R., Agostinho, A. A. & Júlio Jr, H. F. (2006). Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4: 61-68.

Lowe-McConnell R.H. (1999). *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. São Paulo, USP, 535p.

Machado, F.A. & Sazima, I. (1983). Comportamento alimentar do peixe hematófago *Branchioica bertonii* (Siluriformes, Trichomycteridae). *Ciência e Cultura*, 35 (3): 344-348.

Mago-Leccia, F. (1970). *Lista de los peces de Venezuela*. Ofic. Nac. Pesca, MAC, Caracas.

Magurran A.E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Oxford, Blackwell Publishing, 256p.

Matthews W.J. (1998). *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman & Hall, New York.

Mérona, B. & Rankin-De-Mérona, J. (2004). Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology*, v.2, p.75-84.

Meschiatti, A.J., Arcifa, M.S. & Fenerich-Verani, N. (2000). Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. *Environmental Biology of Fishes*, 58: 133-143.

Myers, G.S. (1952). Annual fishes. *Aquarium Journal*. 23:125-141.

Neiff, J.J. (1990). Ideas para la interpretacion ecologica del Paraná. *Interciencia* 15(6): 424-441

Pouilly, M., Yunoki, T., Rosales, C. & Torres, L. (2004). Trophic structure of fish assemblages from Mamoré River floodplain lakes (Bolivia). *Ecology of Freshwater Fish*, v.13, n.4, p.245-257.

R Development Core Team. (2010). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria [available on internet at <http://www.R-project.org>].

Resende E.K. (2000). Trophic structure of fish assemblages in the Lower Miranda River, Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, v.60, p.389-403.

Resende, E.K., Pereira, R.A.C. & Almeida, V.L.L. (1998) Peixes herbívoros da planície de inundação do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. EMBRAPA-CPAP. Boletim de pesquisa, 10.

Román-Valencia, C. (1998). Redescrición de *Branchioica phaneronema* Miles, 1943 (Pisces: Trichomycteridae) de la cuenca del río Magdalena, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, v.22, p.299–303.

Sazima, I. & Machado, F.A. (1990). Underwater observations of piranhas in Western Brazil. *Environmental Biology of Fishes*. **28**: 17-31.

Thomaz, S.M., Bini, L.M. & Bozelli, R.L. (2007). Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579: 1-13.

Welcomme R.L. (1979). *Fisheries ecology of floodplain rivers*. Longmans. London.

Welcomme R.L. (1988) International introductions of inland aquatic species. *FAO Fisheries Technical Papers* 294, 1–318.

Welcomme, R. & Halls, A. (2004). *Dependence of tropical river fisheries on flow*: 267-282 p.

Wootton, R.J. (1998). *The Ecology of Teleost Fishes*, 2nd edn. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher.

Winemiller K.O. (2005). Floodplain river food webs: generalizations and implications for fisheries management. In: *Proceedings of the second international symposium on the management of large rivers for fisheries*. **2**, 285-309 p.

Winemiller, K.O. & Jepsen, D.B. (1998). Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of fish biology*, v.53. p.267-296.

Zuanon, J. & Sazima, I. (2004). Vampire catfishes seek the aorta not the jugular: candirus of the genus *Vandellia* (Trichomycteridae) feed on major gill arteries of host fishes. *Journal of Ichthyology and Aquatic Biology*, 8(1): 31-36.

Tabela 1 – Espécies registradas para a Baía Tuiuiú, Pantanal do Paraguai, e suas respectivas posição taxonômica, categoria trófica e constância de ocorrência.

Espécie	Ordem	Família	Categoria trófica	Ocorrência
<i>Pseudotylorus angusticeps</i>	Beloniformes	Belonidae	O	Acidental
<i>Abramites hypselonotus</i>	Characiformes	Anostomidae	H	Acidental
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	Characiformes	Characidae	Ic	Acessória
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	Characiformes	Characidae	In/Z	Acidental
<i>Aphyocharax paraguayensis</i>	Characiformes	Characidae	In	Acidental
<i>Astyanax abramis</i>	Characiformes	Characidae	O	Constante
<i>Astyanax asuncionensis</i>	Characiformes	Characidae	O	Constante
<i>Astyanax pellegrini</i>	Characiformes	Characidae	O	Constante
<i>Brycon hilarii</i>	Characiformes	Characidae	O	Acidental
<i>Bryconops</i> sp	Characiformes	Characidae	In	Acessória
<i>Characidium aff zebra</i>	Characiformes	Crenuchidae	In/Z	Acessória
<i>Characidium</i> sp	Characiformes	Crenuchidae	?	Acidental
<i>Charax leticiae</i>	Characiformes	Characidae	In/Z	Acessória
<i>Clupeocharax anchoveoides</i>	Characiformes	Characidae	In/Z	Acidental
<i>Ctenobrycon alleni</i>	Characiformes	Characidae	O	Acidental
<i>Curimatella dorsalis</i>	Characiformes	Curimatidae	D	Acidental
<i>Curimatopsis myersi</i>	Characiformes	Curimatidae	D	Acessória
<i>Cynopotamus kincaidi</i>	Characiformes	Characidae	Ic	Acidental
<i>Cyphocharax gillii</i>	Characiformes	Curimatidae	D	Acidental
<i>Erythrinus erythrinus</i>	Characiformes	Erythrinidae	Ic	Acessória
<i>Galeocharax humeralis</i>	Characiformes	Characidae	Ic	Constante
<i>Gymnocorimbus ternetzi</i>	Characiformes	Characidae	O	Acessória
<i>Hemigrammus lunatus</i>	Characiformes	Characidae	In	Acidental
<i>Hemigrammus ulreyi</i>	Characiformes	Characidae	O	Acessória
<i>Hemiodus orthonops</i>	Characiformes	Hemiodontidae	H	Acidental
<i>Hemiodus semitaeniatus</i>	Characiformes	Hemiodontidae	H	Acidental

<i>Holoschesstes pequirá</i>	Characiformes	Characidae	In/Z	Constante
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	Characiformes	Erythrinidae	lc	Acidental
<i>Hoplias malabaricus</i>	Characiformes	Erythrinidae	In/lc	Acessória
<i>Hyphessobrycon eques</i>	Characiformes	Characidae	In/Z	Acidental
<i>Leporinus friderici</i>	Characiformes	Anostomidae	O	Acidental
<i>Leporinus lacustris</i>	Characiformes	Anostomidae	O	Acidental
<i>Leporinus macrocephalus</i>	Characiformes	Anostomidae	O	Constante
<i>Leporinus obtusidens</i>	Characiformes	Anostomidae	O	Constante
<i>Leporinus striatus</i>	Characiformes	Anostomidae	O	Acessória
<i>Markiana nigripinnis</i>	Characiformes	Characidae	H	Acidental
<i>Metynnis maculatus</i>	Characiformes	Characidae	H	Acidental
<i>Metynnis mola</i>	Characiformes	Characidae	H	Constante
<i>Moenkhausia dichroura</i>	Characiformes	Characidae	O	Acidental
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	Characiformes	Characidae	O	Constante
<i>Mylossoma orbignyanum</i>	Characiformes	Characidae	H	Constante
<i>Mylossoma paraguayensis</i>	Characiformes	Characidae	O	Acessória
<i>Odontostilbe calliura</i>	Characiformes	Characidae	O	Acessória
<i>Piabucus melanostoma</i>	Characiformes	Cichlidae	H	Acidental
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Characiformes	Characidae	H	Constante
<i>Poptella paraguayensis</i>	Characiformes	Rivulidae	In/Z	Constante
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	Characiformes	Characidae	D	Acessória
<i>Prionobrama paraguayensis</i>	Characiformes	Potamotrygonidae	In/Z	Acidental
<i>Prochilodus lineatus</i>	Characiformes	Characidae	D	Acidental
<i>Psectrogaster curviventris</i>	Characiformes	Prochilodontidae	D	Acidental
<i>Psellogrammus kennedyi</i>	Characiformes	Curimatidae	Z	Acessória
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Characiformes	Characidae	lc	Acidental
<i>Pyrrhulina australis</i>	Characiformes	Lebiasinidae	In	Acidental
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	Characiformes	Cynodontidae	lc	Acidental
<i>Roeboides bonariensis</i>	Characiformes	Characidae	lc	Acessória
<i>Roeboides paranensis</i>	Characiformes	Characidae	lc	Acessória
<i>Roeboides prognathus</i>	Characiformes	Characidae	lc	Constante

<i>Roestes molossus</i>	Characiformes	Cynodontidae	In/Z	Acessória
<i>Salminus brasiliensis</i>	Characiformes	Characidae	Ic	Acessória
<i>Schizodon borellii</i>	Characiformes	Anostomidae	H	Acidental
<i>Serrasalmus maculatus</i>	Characiformes	Characidae	Ic	Acessória
<i>Serrasalmus marginatus</i>	Characiformes	Characidae	Ic	Constante
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	Characiformes	Curimatidae	D	Constante
<i>Steindachnerina conspersa</i>	Characiformes	Curimatidae	D	Acessória
<i>Steindachnerina nigrotaenia</i>	Characiformes	Curimatidae	D	Constante
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	Characiformes	Characidae	O	Acessória
<i>Thoracocharax stellatus</i>	Characiformes	Gasteropelecidae	In	Acessória
<i>Triportheus nematurus</i>	Characiformes	Characidae	O	Constante
<i>Triportheus paranensis</i>	Characiformes	Characidae	O	Acidental
<i>Triportheus</i> sp	Characiformes	Characidae	O	Acessória
<i>Neofundulus parvipinnis</i>	Cyprinodontiformes	Rivulidae	Z	Constante
<i>Plesioblebias glaucopterus</i>	Cyprinodontiformes	Doradidae	In/Z	Acidental
<i>Pterolebias longipinnis</i>	Cyprinodontiformes	Rivulidae	In/Z	Acidental
<i>Rivulus punctatus</i>	Cyprinodontiformes	Rivulidae	In	Acidental
<i>Trigonectes balzanii</i>	Cyprinodontiformes	Rivulidae	In/Z	Acidental
<i>Apteronotus albifrons</i>	Gymnotiformes	Apteronotidae	In/Z	Acidental
<i>Brachyhypopomus</i> sp	Gymnotiformes	Hypopomidae	In	Constante
<i>Brachyhypopomus</i> spB	Gymnotiformes	Hypopomidae	In	Acessória
<i>Eigenmannia trilineata</i>	Gymnotiformes	Sternopygidae	In/Z	Acessória
<i>Eigenmannia virescens</i>	Gymnotiformes	Sternopygidae	In/Z	Acidental
<i>Gymnotus</i> cf <i>carapo</i>	Gymnotiformes	Gymnotidae	In/Z	Constante
<i>Gymnotus inequilabiatus</i>	Gymnotiformes	Gymnotidae	In/Z	Acidental
<i>Gymnotus pantanal</i>	Gymnotiformes	Gymnotidae	In/Z	Constante
<i>Gymnotus</i> sp	Gymnotiformes	Gymnotidae	In/Z	Acidental
<i>Rhamphichtys hahni</i>	Gymnotiformes	Rhamphichthyidae	In	Acidental
<i>Sternopygus macrurus</i>	Gymnotiformes	Sternopygidae	In	Acidental
<i>Lepidosiren paradoxa</i>	Lepidosireniformes	Lepidosirenidae	Ic	Acessória
<i>Aequidens plagiozonatus</i>	Perciformes	Cichlidae	O	Acidental

<i>Apistogramma borellii</i>	Perciformes	Cichlidae	In/Z	Acidental
<i>Apistogramma trifasciata</i>	Perciformes	Cichlidae	In/Z	Acidental
<i>Astronotus ocellatus</i>	Perciformes	Cichlidae	O	Acidental
<i>Bujurquina vittata</i>	Perciformes	Cichlidae	In/Z	Acidental
<i>Chaetobranchopsis australis</i>	Perciformes	Cichlidae	O	Acidental
<i>Cichla piquiti</i>	Perciformes	Cichlidae	lc	Acidental
<i>Cichlasoma dimerus</i>	Perciformes	Cichlidae	?	Acessória
<i>Crenicichla lepidota</i>	Perciformes	Cichlidae	In/lc	Constante
<i>Crenicichla vittata</i>	Perciformes	Cichlidae	lc/Z	Constante
<i>Gymnogeophagus balzanii</i>	Perciformes	Cichlidae	O	Constante
<i>Laetacara dorsigera</i>	Perciformes	Cichlidae	?	Acessória
<i>Mesonauta festivus</i>	Perciformes	Cichlidae	?	Constante
<i>Pachyurus bonariensis</i>	Perciformes	Sciaenidae	lc	Acessória
<i>Pellona flavipinnis</i>	Perciformes	Trichomycteridae	lc	Acessória
<i>Plagioscion ternetzi</i>	Perciformes	Pimelodidae	lc	Acessória
<i>Potamotrygon motoro</i>	Rajiformes	Curimatidae	lc	Acidental
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	Siluriformes	Ageneiosidae	lc	Acidental
<i>Amaralia hypsiura</i>	Siluriformes	Aspredinidae	O	Acessória
<i>Anadoras weddellii</i>	Siluriformes	Doradidae	O	Constante
<i>Auchenipterus nigripinnis</i>	Siluriformes	Auchenipteridae	Z	Acessória
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	Siluriformes	Auchenipteridae	Z	Acessória
<i>Brochis britskii</i>	Siluriformes	Callichthyidae	In	Constante
<i>Brochis splendens</i>	Siluriformes	Callichthyidae	In	Acessória
<i>Bunocephalus australis</i>	Siluriformes	Aspredinidae	O	Acidental
<i>Bunocephalus doriae</i>	Siluriformes	Aspredinidae	O	Constante
<i>Callichthys callichthys</i>	Siluriformes	Callichthyidae	In	Acessória
<i>Corydoras hastatus</i>	Siluriformes	Callichthyidae	O	Acidental
<i>Corydoras macropterus</i>	Siluriformes	Callichthyidae	O	Acidental
<i>Corydoras polystictus</i>	Siluriformes	Callichthyidae	O	Acidental
<i>Doras eigenmanni</i>	Siluriformes	Doradidae	O	Acidental
<i>Doras SP</i>	Siluriformes	Doradidae	O	Acidental

<i>Entomocorus benjamini</i>	Siluriformes	Auchenipteridae	Z	Acidental
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	Siluriformes	Pimelodidae	Ic	Acessória
<i>Hoplosternum littorale</i>	Siluriformes	Callichthyidae	Z	Acessória
<i>Hoplosternum pectorale</i>	Siluriformes	Callichthyidae	Z	Acidental
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	Siluriformes	Pimelodidae	Z	Acessória
<i>Hypoptopoma inexpectatum</i>	Siluriformes	Loricariidae	D	Acessória
<i>Hypostomus</i> sp	Siluriformes	Loricariidae	D	Acidental
<i>Iheringichthys labrosus</i>	Siluriformes	Pimelodidae	O	Acessória
<i>Loricaria</i> sp	Siluriformes	Loricariidae	D	Constante
<i>Loricariichthys labialis</i>	Siluriformes	Loricariidae	D	Acessória
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	Siluriformes	Loricariidae	D	Acidental
<i>Megalechis personata</i>	Siluriformes	Callichthyidae	Z	Acidental
<i>Microglanis cottoides</i>	Siluriformes	Pimelodidae	O	Acidental
<i>Otocinclus vittatus</i>	Siluriformes	Loricariidae	D	Acidental
<i>Oxydoras kneri</i>	Siluriformes	Doradidae	O	Constante
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	Siluriformes	Auchenipteridae	In	Acidental
<i>Parauchenipterus striatulus</i>	Siluriformes	Auchenipteridae	In	Acidental
<i>Paravandellia oxyptera</i>	Siluriformes	Trichomycteridae	He	Acessória
<i>Pimelodella gracilis</i>	Siluriformes	Characidae	O	Acidental
<i>Pimelodella mucosa</i>	Siluriformes	Pimelodidae	In	Acidental
<i>Pimelodella notomelas</i>	Siluriformes	Pimelodidae	O	Acidental
<i>Pimelodus argenteus</i>	Siluriformes	Pimelodidae	O	Acidental
<i>Pimelodus maculatus</i>	Siluriformes	Pimelodidae	O	Constante
<i>Pimelodus ornatus</i>	Siluriformes	Pimelodidae	O	Acidental
<i>Pinirampus pirinampu</i>	Siluriformes	Pimelodidae	Ic	Acessória
<i>Platydoras armatulus</i>	Siluriformes	Sciaenidae	O	Acessória
<i>Pseudohemiodon platycephalus</i>	Siluriformes	Characidae	D	Acidental
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	Siluriformes	Loricariidae	Ic	Acessória
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Siluriformes	Pimelodidae	Ic	Acidental
<i>Pseudostegophilus maculatus</i>	Siluriformes	Trichomycteridae	He	Acidental
<i>Pterodoras granulosus</i>	Siluriformes	Doradidae	O	Acessória

<i>Pterygoplichthys anisitsi</i>	Siluriformes	Loricariidae	D	Acidental
<i>Rhamdia quelen</i>	Siluriformes	Pimelodidae	O	Acidental
<i>Rineloricaria parva</i>	Siluriformes	Loricariidae	D	Acidental
<i>Sorubim lima</i>	Siluriformes	Loricariidae	Ic	Constante
<i>Spatuloricaria evansii</i>	Siluriformes	Loricariidae	D	Acessória
<i>Sturizoma barbatum</i>	Siluriformes	Loricariidae	D	Acessória
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	Siluriformes	Doradidae	O	Acessória
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Synbranchiformes	Synbranchidae	Ic	Constante