

FÁBIO RICARDO DA ROSA

**RELAÇÕES ENTRE ICTIOFAUNA, CONECTIVIDADE E DISPONIBILIDADE DE
ABRIGO EM HABITATS TEMPORARIAMENTE INUNDÁVEIS, NATIVOS OU
ANTROPIZADOS, NO PANTANAL DE MATO GROSSO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.

Orientadora: Dr^a Emiko Kawakami de Resende

CAMPO GRANDE, Novembro de 2010

PRÓLOGO

Este estudo poderia ter sido minha dissertação de mestrado, mas não o foi por falta de apoio. A maioria das idéias vem de 2003 e 2004, derivadas da vontade de testar fenômenos flagrados por observações naturalísticas. Certamente que as conversas com os caros ictiólogos Izaías Fernandes, Jerry Penha e Francisco Machado, modelaram muitas abordagens, e o leitor poderá comprovar isso nas citações e agradecimentos.

Com quatro anos de atraso, apresentamos os resultados dessas idéias postas à prova, com o apoio de nova orientadora, que aceitou francamente o desafio e depositou honrável confiança na idéia.

Essa confiança permitiu, inclusive, uma estrutura um pouco excêntrica de manuscrito, misturando partes descritivas e detalhadas (5.1) e na forma de artigos (5.2 e 5.3), inclusive um treino para aplicação de ecologia de peixes de alagados no fornecimento de informações sobre impactos ambientais (afinal, *“Ecologia & Conservação”*). Esse treino, simulando um estudo de impactos ambientais, tem como metas linguagem voltado ao público em geral e análise dos dados baseada em interpretações gráficas.

Nos capítulos em forma de artigo são simplificadas, porém repetidas, coisas como e área de estudos, materiais e métodos e bibliografia citada. Não é a intenção tornar a leitura enfadonha com essas repetições, então a tempo, não é necessário a leitura seqüencial das partes da tese. Garanto ao leitor que tentei *não* seguir os conselhos de Sand-Jensen (2007) na redação das passagens menos formais...

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelos períodos de bolsa concedidos, que possibilitaram o desenvolvimento deste estudo.

Agradeço às equipes que avaliaram o projeto e este manuscrito, especialmente à banca examinadora Ângelo Antonio Agostinho, Jerry Magno Ferreira Penha, Kennedy Francis Roche e Yzel Rondon Suárez .

À orientadora, Dra. Emiko Kawakami Resende, agradeço não apenas pela orientação e co-autoria em outros estudos, mas, pela hospitalidade em Corumbá e pela imparcialidade na orientação.

Ao colega MSc Izaías Médice Fernandes sou muito grato pela simplicidade e profissionalismo sem reservas com os quais trocou idéias sobre peixes de alagados, mesmo sendo assunto em comum com a sua dissertação. Agradeço-lhe também pela oportunidade de coletar próximo à sua própria área de estudos, no Pantanal de Poconé. Faço votos que no seu doutoramento, Izaías também possa trabalhar com seu projeto inicial lá do mestrado (viva as dolinas!), abandonado diante do preconceito e falta de apoio acadêmicos.

Agradeço ao Professor Jerry Magno Penha, pelas muitas sugestões e críticas a este projeto, enquanto ainda era projeto de mestrado nos idos 2004. Devo-lhe muito por ter deixado as idéias mais enxutas.

Ao Professor Francisco de Arruda Machado, pelas primeiras oportunidades de observações naturalísticas de hábitos de peixes no Pantanal, de onde surgiu o germe da idéia.

Ao Cacique Nilso Estevão da Silva, exímio coletor, conhecedor de peixes e pescador premiado, agradeço pelas críticas aos métodos de coleta em geral e aquelas críticas específicas ao desenvolvimento do método de amostragem empregado neste estudo.

Agradeço ao Sr. Ivan de Lima Lopes, pelo apoio logístico e principalmente pela hospitalidade, indicação de pessoas, lugares e caminhos naquele seu Pantanal de Barão de Melgaço.

Ao meu pai, e ao meu irmão pela ajuda nas parcelas “mais acessíveis”. Ao João e ao Nico, auxiliares e guias pelos intrincados caminhos escondidos dos alagados, sou grato por ter encontrado as paisagens certas e por conseguir retornar de lá.

Aos colegas Augusto Ribas e Nicolay Cunha pelo auxílio com as análises numéricas.

A MSc Silvia Roberta Cieslack pela tradução do abstract.

A minha esposa, Iola Reis Lopes, pela paciência com o laboratório onde deveria ser a sala de visitas.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	5
2. OBJETIVOS GERAIS	8
3. ÁREA DE ESTUDOS.....	9
4. MATERIAIS E MÉTODOS	14
5. RESULTADOS	21
5.1. Capítulo I - Ictiofauna registrada: descrição, valores e diversidade.....	21
5.2. Capítulo II (artigo) - Relações da ictiofauna de áreas inundáveis do Pantanal de Mato	32
5.3. Capítulo III (artigo) - Conseqüências da simplificação de campos nativos pela invasão de.....	46
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	62
7. BIBIOGRAFIA GERAL	63

RELAÇÕES ENTRE ICTIOFAUNA, CONECTIVIDADE E DISPONIBILIDADE DE ABRIGO EM HABITATS TEMPORARIAMENTE INUNDÁVEIS, NATIVOS OU ANTROPIZADOS, NO PANTANAL DE MATO GROSSO

1. INTRODUÇÃO GERAL

A ictiofauna do Pantanal é bem conhecida em comparação a outras bacias da América do Sul (Willink *et al.*, 2000). Há estudos que abordam diversos aspectos da ictiofauna pantaneira, desde taxonomia (Britski *et al.*, 2007), alimentação (Resende, 2000; Resende *et al.*, 1996; 1997; 2000a; 2000b), história natural (Machado, 2003) a recursos pesqueiros (Resende, 1988; Catella, 2001; 2004; Penha, 2003). Contudo, a maior parte desses trabalhos da ictiofauna é realizada em ambientes aquáticos permanentes, apesar da reconhecida importância dos habitats temporariamente inundáveis para peixes.

Estado geral do conhecimento

O principal fator ecológico que regula a abundância e a diversidade de espécies em ambientes inundáveis do Pantanal é o Pulso de Inundação (Junk & Silva, 1999). A ciclagem de nutrientes e matéria orgânica entre o rio e áreas inundáveis promove produtividades primária e secundária mais altas que o esperado apenas pela entrada de nutrientes carregados pelas águas do rio (Junk, 2001). Esse ciclo de enchentes e secas é o processo ecológico que garante a maior parte da disponibilidade alimentar para peixes em rios com planície de inundação (Resende, 2005).

O Pulso de Inundação

Parte da matéria orgânica disponibilizada pelo regime de inundações ocorre na forma de itens alimentares que podem ser consumidos diretamente, como sementes e insetos. Outra parte, maior, ocorre na forma de “detritos orgânicos” que também podem ser aproveitados diretamente pelos peixes iliófago-detritívoros, mesmo depois de incorporada ao substrato de fundo (Resende, 2005). A disponibilidade de matéria orgânica favorece a ação de bactérias, fungos, algas, invertebrados e plantas aquáticas (Alho *et al.*, 2000; Calheiros, 2003), o que beneficia, por sua vez, peixes herbívoros, algívoros, insetívoros e outras guildas, como peixes piscívoros que atuam sobre toda a ictiofauna. Resende (2000; 2005) ressalta que as áreas inundáveis do Pantanal são sítios temporários de forrageamento para espécies de todas as guildas tróficas de peixes do Pantanal.

Alagados como sítios de forrageamento

A maioria das espécies de peixes do Pantanal apresenta espectro alimentar amplo (Resende, 1996), pois tem hábitos alimentares generalistas e oportunistas, sendo poucas especialistas (Machado, 2003). Isso permite o aproveitamento de itens alimentares de origens diversas na ocasião em que estiverem disponíveis.

Além da alimentação, ambientes sazonalmente inundáveis têm importância reconhecida para a ictiofauna como sítios de desova, refúgio de larvas, pós-larvas e juvenis, de crescimento de jovens e obtenção de condicionamento reprodutivo dos adultos de grande parte das espécies (Goulding, 1980; Agostinho & Zalewski, 1995; Agostinho *et al.* 2003; Resende, 2000, 2003, 2005; Junk *et al.* 2006). As formas larvais e juvenis de muitas espécies encontram ambientes relativamente rasos com abundante cobertura vegetal que servem como abrigo contra predadores (Resende & Palmeira, 1999; Peixer *et al.*, 2006).

Alagados como sítios de desova e crescimento

Apesar da importância das áreas sazonalmente inundáveis para a ictiofauna do Pantanal, pouco se conhece sobre os fatores que afetam a distribuição e estrutura das ictiocenoses que ocupam esses ambientes temporários. A maioria dos estudos sobre peixes de alagados do Pantanal ainda está na forma de manuscritos não publicados (*e.g.* Machado, 2003; Silva, 2009), poucos na forma de artigos (*e.g.* Fernandes *et al.*, 2010; Milani *et al.* in press) ou livros (*e.g.* Fernandes *et al.*, 2010) e são necessários maiores esforços para a compreensão do modo como os peixes utilizam os recursos disponíveis nos alagados.

**Utilização de
hábitats
sazonalmente
inundáveis**

Em lagoas do Pantanal, vários estudos sobre utilização de hábitats reincidentem na observação que peixes geralmente ocorrem associados a bancos de macrófitas (Súarez *et al.*, 2001; Melo *et al.*, 2003; Pacheco, 2005; Florentino, 2007; Milani, 2009; Rocha, 2009). Nesses casos, a cobertura por macrófitas é considerada forma de abrigo e/ou sítio de forrageamento.

A disponibilidade de abrigo é um atributo ambiental em micro-escala muito utilizado para explicar a estrutura de ictiocenoses (Chick & McIvor, 1997), inclusive no Pantanal (*e.g.* Suárez *et al.*, 2001; 2004). Mais além, a ação dos predadores aquáticos e terrestres sobre a ictiofauna de alagados no Pantanal é considerada um dos principais fatores que regem o comportamento e escolha de habitats dos peixes (Machado, 2003), especialmente para formas larvais e jovens de peixes.

O conceito de cobertura, enquanto abrigo, pode apresentar algumas peculiaridades em alagados. Habitat Inventory Committee (1986) *apud* Rincón (1999) definem cobertura como “qualquer estrutura submersa com mais de oito milímetros que sirva de abrigo contra predadores ou para evitar a correnteza”. Como quase não há rochas, depressões ou sulcos no substrato arenoso de alagados no Pantanal, por se tratar de uma planície com sedimentação recente, a disponibilidade de micro-habitats e abrigo para peixes é limitada pela estrutura das fitofisionomias inundáveis, quer seja vegetação terrestre tolerante à inundação quer sejam macrófitas que se desenvolvem durante o período de cheia. Além disso, esse conceito de cobertura implica que apenas as partes submersas das estruturas vegetais têm efeito como forma de abrigo. Nos alagados estão disponíveis várias categorias de cobertura vegetal submersa, como herbáceas, arbustivas, gramíneas, etc., cujos graus de cobertura variam primariamente em função do gradiente ambiental (Couto, 2004).

**Abriço e
cobertura
vegetal
submersa**

Neste trabalho, propomo-nos a investigar como a ictiofauna utiliza manchas de hábitats em função de um gradiente de cobertura vegetal submersa cumulativa e se há diferenças entre a ictiofauna de algumas fitofisionomias de interesse para o manejo de paisagem e conservação locais.

**Investigando o
efeito da
cobertura
vegetal**

Recentemente tem ocorrido um grande interesse em explicar alguns atributos das comunidades bióticas como conseqüências de padrões em larga escala geográfica (Matthews & Robison, 1998). Essa reaproximação com a macroecologia tem mostrado importantes padrões, antes de invocar processos ecológicos locais como competição e estrutura de habitat para explicar as biocenoses. Para ictiocenoses, um dos atributos ambientais em meso e macro-escalas considerados importantes na estrutura de ictiocenoses de planícies de inundação é a conectividade com rios e outros corpos de

**Do micro-hábitat
à macro-escala**

água permanentes. A distância pode ser considerada uma medida (inversa) de conectividade entre ambientes aquáticos (Moilanen *et al.*, 1988).

Alguns estudos indicam que há relações entre ictiofauna lagoas e poças com a distância até rios (*e. g.* Suárez *et al.*, 2001; 2004; Granado-Lorêncio *et al.*, 2005; Pazin *et al.*, 2006; Baginski *et al.*, 2007). Pazin *et al.* (2006) observaram que a riqueza de espécies de peixes em poças marginais (algumas temporárias) na região Amazônica é influenciada pela conectividade com corpos de água permanentes e pelo hidroperíodo. Suárez *et al.* (2001; 2004) também constataram que a composição da ictiofauna de lagoas na planície de inundação do Pantanal de Nhecolândia é dependente da distância e da duração da conexão com o rio.

**A distância de
hábitats
aquáticos
permanentes**

O mesmo efeito da distância de fontes de espécies (seguindo conceitos de biogeografia de ilhas de MacArthur & Wilson, 1967; e metapopulações de Levins, 1969; 1970 e Hanski & Gilpin, 1991) também deve ocorrer para os alagados, sujeitos obrigatoriamente e sazonalmente à recolonizações radicais. Em alagados do Pantanal, Fernandes *et al.* (2010) encontraram relação entre riqueza de espécies e distância das fontes de colonização, trabalhando em meso-escala.

Neste estudo distribuímos as amostragens em uma escala geográfica maior, retirando também o efeito de algumas variáveis, para reavaliar o efeito da distância de corpos de água permanentes sobre a ictiofauna.

A relação entre atributos da ictiofauna e a profundidade é reincidente em diferentes tipos de ambientes de planícies de inundação, como poças (Kodric-Brown & Brown, 1993; Pazin *et al.*, 2006), canais e lagoas marginais (Tejerina-Garro *et al.*, 1998; Cunico *et al.*, 2002; Petry *et al.*, 2003). No Pantanal, a profundidade é reconhecida como uma das variáveis preditivas da ictiofauna de lagoas (Suárez, 2001; 2004) e também em áreas sazonalmente inundáveis, nas quais Fernandes *et al.* (2010) registraram incremento de espécies e do comprimento dos indivíduos com o aumento de profundidade.

**Peixes e a
profundidade
dos hábitats
aquáticos**

Sendo a profundidade um atributo ambiental conhecido a influenciar a ictiofauna de alagados do Pantanal, optamos por não re-amostrar esta variável no presente estudo. Retirar matematicamente *a posteriori* o efeito da profundidade, como em Fernandes *et al.* (2010), poderia não ser efetivo, então optamos por realizar as coletas em locais com profundidade padronizada (ver detalhes em materiais e métodos).

**Retirando o
efeito da
profundidade**

Ainda em escala de paisagem, a área das fitofisionomias inundáveis estudadas e o tipo de paisagem na qual a fitofisionomia está inserida podem influenciar as ictiocenoses no mosaico de áreas inundáveis do Pantanal. Não dispomos de dados sobre estes fatores e não inserimos análises sobre a influencia dessas variáveis no nosso desenho experimental.

Dentro dos contextos apresentados, a hipótese testada neste estudo é que, em condições de profundidade padronizada, as diferenças na riqueza de espécies, composição e biomassa dos diferentes locais amostrados apresentam relação com a

**Hipóteses deste
estudo**

disponibilidade de abrigo (cobertura vegetal submersa) e/ou conectividade (distância de corpos de água permanentes).

Estas hipóteses foram levantadas a partir de observações naturalísticas realizadas previamente na área de estudo. Para testar essas hipóteses desenvolvemos uma metodologia de amostragem especificamente para inventariar as ictiocenoses de forma mais massiva e pontual.

Em uma segunda abordagem desse trabalho, consideramos campos nativos como controle para avaliar as consequências da invasão de cambarazais, do algodoeiro e da introdução de braquiárias sobre a ictiofauna em áreas alagáveis do Pantanal. Consideramos a riqueza de espécies das ictiocenoses de peixes, a sua biomassa, sua abundância e sua composição como indicadores da funcionalidade dessas fitofisionomias para a ictiofauna.

Essa avaliação e, principalmente, a sua aplicabilidade ao manejo da paisagem do Pantanal de Mato Grosso foram as maiores fontes de motivação deste projeto. Como a vegetação das áreas inundáveis dessa região tem sofrido grandes alterações nas últimas décadas, parte decorrente do manejo de pastagens, parte decorrente da invasão de espécies vegetais oportunistas, há considerações sobre a necessidade de mais estudos sobre as consequências para a biota em geral da introdução de braquiárias (Crispim & Branco, 2002; Santos *et al.*, 2002) e do manejo das invasoras de pastagens (Santos *et al.*, 2006; Tomas *et al.*, 2009).

Motivação e justificativa deste estudo

2. OBJETIVOS GERAIS

Nossos objetivos são investigar as relações da ictiofauna com a conectividade e a disponibilidade de abrigo em habitats temporariamente inundáveis no Pantanal e investigar as consequências da substituição de campos nativos pela invasão dos cambarazais e algodoais e pela introdução de pastagens exóticas com braquiárias sobre a ictiofauna de alagados.

Para atingir esses objetivos, foram estabelecidas as seguintes metas intermediárias:

- Fazer um levantamento da riqueza de espécies, da composição e da biomassa de ictiocenoses de peixes nas fitofisionomias inundadas.
- Estimar em cada uma dessas fitofisionomias a disponibilidade de cobertura submersa (índice de cobertura) para peixes;
- Estimar a conectividade das parcelas coletadas em relação aos corpos de água, através da distância até rios e lagoas perenes;
- Obter valores de equidade, similaridade e diversidade β das ictiocenoses das parcelas;
- Resumir os padrões da composição das ictiocenoses das parcelas;
- Investigar as relações entre a riqueza de espécies, biomassa íctica e estrutura das ictiocenoses com a disponibilidade de cobertura submersa total (índice de cobertura) e distância de corpos de água permanentes.

3. ÁREA DE ESTUDOS

A região do Pantanal é formada por uma grande bacia sedimentar, de relevo muito plano, com altitude variando de 80 a 150m acima do nível do mar, e declividade média de 2,5 a 5,0 cm/km de norte a sul e, de 10 a 20 cm/km de leste a oeste (Moraes *et al.*, 2000). É a maior planície inundável do mundo, com área de aproximadamente 140 mil Km², localizado entre as latitudes 16° e 22°S e longitudes 55° e 58°W.

O clima é marcado por duas estações bem definidas de chuva e seca. A temperatura média varia entre 27°C e 29°C em janeiro e 18° a 23° em julho e a pluviosidade média varia em torno de 800 a 1.200mm (Dourojeanni, 2006).

A área de estudos localiza-se no Estado de Mato Grosso, na drenagem do rio Cuiabá, nos municípios de Barão de Melgaço e Poconé, ao Norte da RPPN Sesc Pantanal. Além do rio Cuiabá, corixos, canais e braços abandonados de rios e baías ou lagoas são importantes na hidrografia da região.

O período de cheia na área ocorre geralmente de janeiro a abril (Dourojeanni, 2006), quando há acúmulo de águas de chuvas e extravasamento dos corpos de água, com frente de inundação proveniente principalmente de corixos que interligam dos rios Cuiabá, São Lourenço, Mutum e Piraim (canal do Cuiabá) e baías como Chacororé, Sinhá Mariana e do Coqueiro (Figura 3.1).

As áreas sazonalmente inundáveis são compostas por um mosaico de Florestas semi-decíduas, quatro tipos de Cerrado, matas inundáveis, campos com murundus e com capões, e matas inundáveis (Nunes da Cunha & Junk, 2001; 2009). Há também áreas inundáveis antropizadas, como monoculturas das gramíneas exóticas *Brachiaria* spp. e “campos sujos”, pastagens abandonadas com sucessão de pioneiras oportunistas (Santos *et al.*, 2006).

Além da diversidade de fitofisionomias, há forte dinâmica anual da vegetação inundável, acompanhando o pulso de inundação (Rebellato & Nunes da Cunha, 2005) e fortes dinâmicas plurianuais das fitofisionomias.

As dinâmicas fitofisionômicas de médio prazo que ocorrem nos municípios de Poconé e Barão de Melgaço são intensas (Nunes da Cunha & Junk, 2009), tanto aquelas com causa antrópica, como supressão de cordilheiras e introdução de braquiárias, como aquelas naturais, entre as quais a sucessão por invasoras de pastagens.

Essas mudanças são importantes no contexto deste trabalho, que compara diferentes fitofisionomias inundáveis, do ponto de vista íctico, pois campos nativos (“controle” do estudo) estão sendo largamente substituídos por monoculturas de braquiárias, por pastagens invadidas por algodoais (Santos *et al.*, 2006) e por cambarazais (Nascimento & Nunes da Cunha 1989). Estas fitofisionomias apresentam pelo menos um estrato monodominante, por isso são estruturalmente mais simples que campos nativos da região, os quais geralmente estão associados a murundus e capões (Figura 3.2).

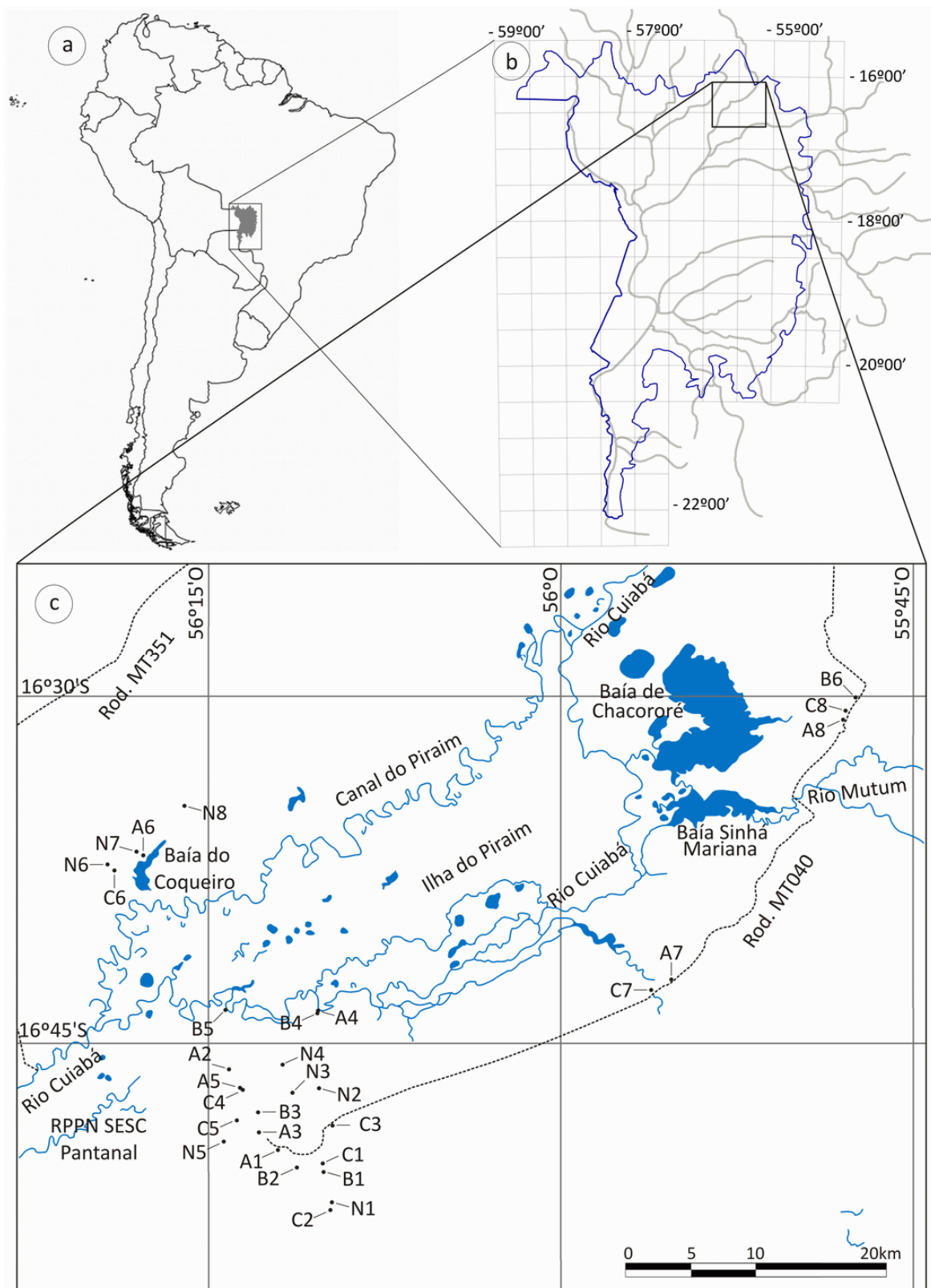


Figura 3.1. Localização do Pantanal na América do Sul (a), em “b”, localização da área de estudos em relação ao Pantanal, com contorno em azul, e em “c” localização das parcelas de coleta de dados na área de estudos, especialmente em relação a corpos de água permanentes, que aparecem em azul. Fonte: desenhado a partir de cartas-imagem de Miranda & Coutinho (2004).

O algodoeiro, *Ipomoea carnea* subsp. *fistulosa* (Mart. ex Choisy), é uma espécie invasora de pastagens, arbustiva, resistente à inunda  o e cuja dominância está associada a pastejo excessivo pelo gado e ao “excesso de água” nas pastagens (Santos *et al.*, 2006). Na   rea de estudos são comuns grandes extensões com estrato arbustivo dominado por algodoais (Figura 3.3).

A introdução de braquiárias é resultado de pesquisas realizadas para melhorar a eficiência do uso de pastagens (Comastri Filho & Pott, 1993), com a condicionante de não ser implantada em grandes áreas nativas (Crispim, 2006). Porém em muitas fazendas, grandes áreas inundáveis são substituídas por monoculturas de *Brachiaria* spp., principalmente de *Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweick (Figura 3.4).

Vochisia divergens Pohl (cambará), é uma espécie arbórea amazônica invasora de áreas de solos argilosos no Pantanal (Silva *et al.*, 2000). Cambarazais (Figura 3.5) podem apresentar várias espécies arbóreas, mas em geral são monodominantes (Nascimento & Nunes da Cunha 1989). Nunes da Cunha & Junk (2004) afirmam que seu avanço sobre pastagens nativas e áreas de savana inundáveis nos últimos 30 anos está relacionado com os ciclos plurianuais de seca e cheia no Pantanal. Segundo Silva *et al.* (2000), cambarazais estão ocupando extensas áreas nos Pantanaais de Barão de Melgaço (9,3%), Poconé (6,4%) e Paraguai (Figura 3.6).



Figura 3.2. Campo nativo com murundus onde foi demarcada a parcela nativo 8.



Figura 3.3. Campo inundado com predomínio de *Ipomoea carnea* (algodoeiro) no estrato arbustivo, na área da parcela algodoeal 8.



Figura 3.4. Antigo cambarazal substituído por monocultura de *Brachiaria humidicola* na área da parcela braquiária 3.

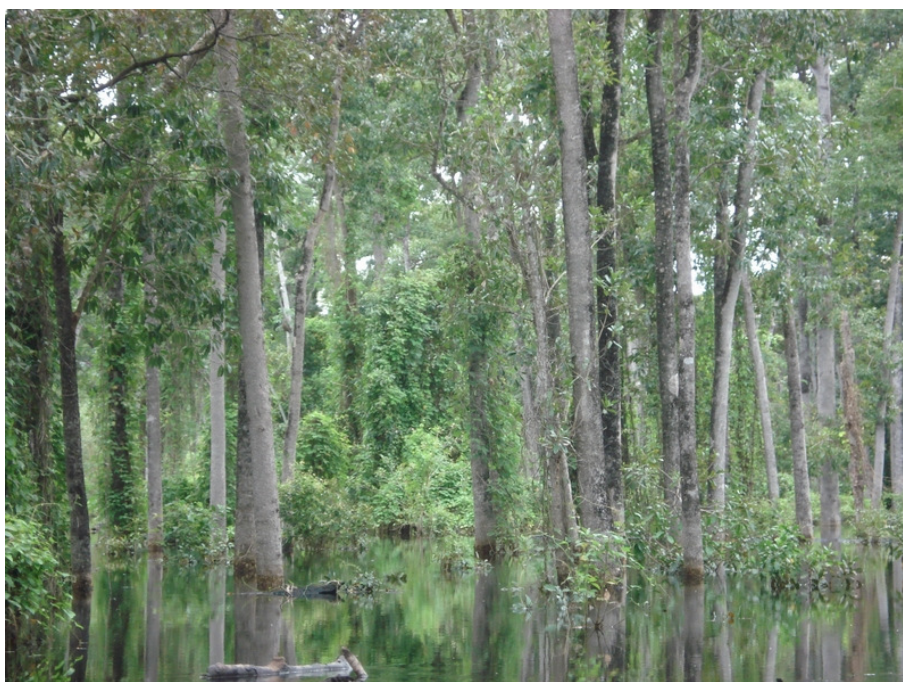


Figura 3.5. Mata inundável com predomínio de *Vochisia divergens* (cambará) no estrato arbóreo, na área da parcela Cambarazal 5.

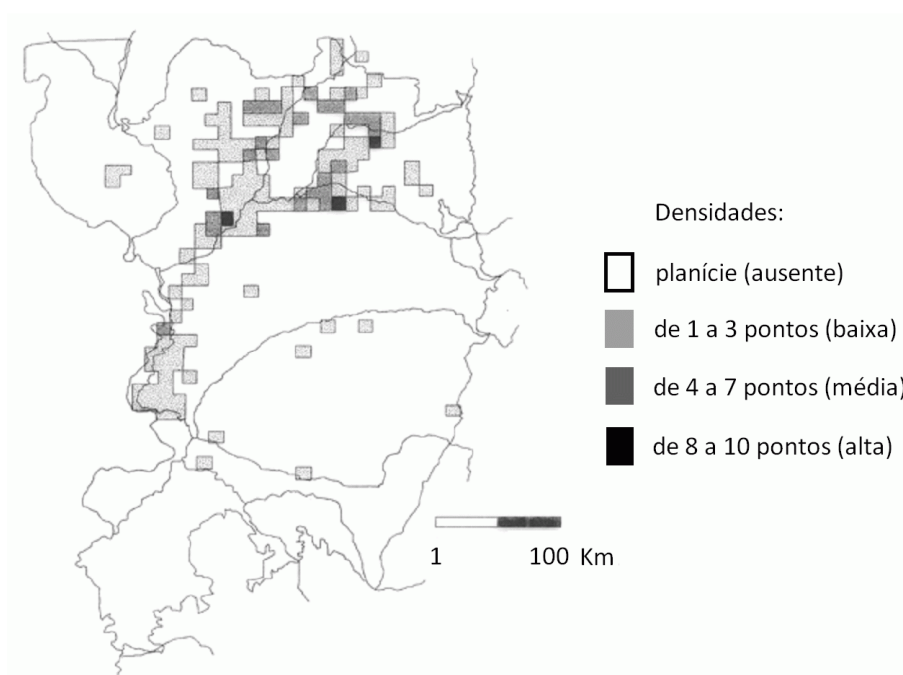


Figura 3.6. Mapa do Pantanal com distribuição e densidade das áreas com maior ocorrência de “cambarazal e sistema edáfico de primeira ocupação”, modificado de Silva *et al.*, (2000).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Coleta de dados

Realizamos as amostragens em dois períodos de cheia, um entre 22 de fevereiro e 03 de março de 2008 e outro entre primeiro a 14 de março de 2009. Utilizamos trinta parcelas de amostragens distribuídas em uma área de aproximadamente 1.300 Km² (Figura 3.1), em quatro importantes fitofisionomias da paisagem regional: campos nativos (parcelas N1 a N8), algodoais (A1 a A8) pastagens com predomínio de *Brachiaria* spp. (B1 a B6), e cambarazais (C1 a C8). Conseguimos amostrar em apenas seis parcelas em braquiárias devido à dificuldade de obter autorização para os estudos junto aos proprietários das pastagens cultivadas (Tabela 4.1).

Como critérios para a localização das parcelas observamos: (1) conectividade com rios e lagoas durante a cheia (fontes de espécies colonizadoras dos alagados temporários), evitando as áreas inundadas apenas pela chuva; (2) altura padronizada da coluna de água das parcelas, com 0,50m em média de altura e variações entre 0,45m e 0,56m para evitar efeito de diferentes níveis de inundação; (3) pelo menos dois quilômetros de distância entre as parcelas de uma mesma fisionomia vegetal.

Tabela 4.1 . Localização das parcelas (*Dattum* Córrego Alegre).

Parcelas	Abreviatura	Coordenadas geodésicas	Distância de corpos de água permanentes (m)
Nativo 1	N1	16°36'2,50"S 56° 09'47,0"O	13.346,7
Nativo 2	N2	16°32'38,4"S 56°10'41,7"O	6.360,4
Nativo 3	N3	16°32'18,8"S 56°11'56,1"O	5.614,1
Nativo 4	N4	16°30'53,0"S 56°11'57,8"O	3.057,9
Nativo 5	N5	16°33'53,5"S 56°13'57,2"O	8.598,3
Nativo 6	N6	16°22'23,6"S 56°19'19,4"O	2.126,1
Nativo 7	N7	16°21'52,4"S 56°17'59,4"O	748,7
Nativo 8	N8	16°19'58,2"S 56°16'17,1"O	3.073,4
Algodoal 1	A1	16°34'22,4"S 56°11'57,5"O	9.445,3
Algodoal 2	A2	16°31'26,5"S 56°14'14,1"O	4.697,6
Algodoal 3	A3	16°33'55,8"S 56°12'34,4"O	8.782,1
Algodoal 4	A4	16°28'38,0"S 56°10'21,7"O	110,7
Algodoal 5	A5	16°32'36,3"S 56°13'41,1"O	6.682,9
Algodoal 6	A6	16°21'58,4"S 56°17'48,8"O	396,9
Algodoal 7	A7	16°27'14,0"S 55°55'23,6"O	721,7
Algodoal 8	A8	16°16'13,9"S 55°47'56,8"O	3.737,6
Braquiária 1	B1	16°34'59,0"S 56°10'16,5"O	10.861,7
Braquiária 2	B2	16°34'57,1"S 56°11'04,2"O	10.544,8
Braquiária 3	B3	16°33'31,9"S 56°12'55,4"O	8.251,9
Braquiária 4	B4	16°28'35,7"S 56°10'21,8"O	39,9
Braquiária 5	B5	16°28'37,2"S 56°14'17,5"O	73,5
Braquiária 6	B6	16°15'07,9"S 55°47'20,1"O	4.382,6
Cambarazal 1	C1	16°34'45,4"S 56°10'18,1"O	10.444,7
Cambarazal 2	C2	16°36'24,3"S 56° 9'46,3"O	13.464,8
Cambarazal 3	C3	16°33'28,2"S 56° 9'60,0"O	8.285,2
Cambarazal 4	C4	16°32'51,2"S 56°13'28,0"O	7.127,8
Cambarazal 5	C5	16°33'46,2"S 56°13'25,1"O	8.829,5
Cambarazal 6	C6	16°22'34,0"S 56°19'07,0"O	1.731,0
Cambarazal 7	C7	16°27'40,4"S 55°56'02,5"O	743,9
Cambarazal 8	C8	16°15'50,9"S 55°47'52,9"O	3.781,1

Registramos as coordenadas geodésicas da localização de cada parcela com um GPS Garmim Etrex. Com as coordenadas foram estimadas as distâncias em linha reta entre parcelas e corpos de água perenes, com auxílio do programa computacional SPRING (Camara *et al.*, 1996; INPE, 2003) e de cartas-imagem georreferenciadas obtidas de Miranda & Coutinho (2004).

As parcelas consistem em áreas quadradas com 25m², delimitadas com auxílio de fita métrica. Nos lados de cada parcela foram abertas trilhas estreitas na vegetação, com cinco a dez centímetros de largura, para acomodar redes de cerco com 1,5m de altura e malha de 3 mm de entrenós. Adotamos um procedimento de cerco das parcelas bastante criterioso, como detalhado a seguir.

Abrimos as trilhas cortando e arrancando a vegetação com ancinhos (foices) de mão, para reduzir a produção de barulho (Figura 4.1). Quatro estacas de aço galvanizado com 1,6m foram introduzidas no substrato (solo) nos cantos das parcelas para sustentar rede de cerco. Estas estacas são munidas de brocas na ponta inferior e furos para inserir cabos transversais, o que permite atarraxar as estacas no solo, sem a necessidade de bater para introduzi-las. Este detalhe também tem o intuito de reduzir o barulho produzido pelo processo de fixação da estrutura de cerco e presumivelmente diminuir o afugentamento de peixes da parcela e do entorno.



Figura 4.1. Abertura das trilhas para acomodar a rede de cerco nos lados da parcela Algodão 1. O auxiliar utiliza um ancinho para cortar a vegetação.

Na parte superior das estacas de sustentação eram acopladas extensões de madeira cuja função é suspender a rede de cerco. Contudo, a rede não era estendida de imediato, pois utilizamos pinos introduzidos nas hastes para manter a parte inferior da rede de cerco fora da água (Figuras 4.1 e 4.2). Os pinos de suspensão da rede de cerco podem ser removidos facilmente, resultando que a rede de cerco, equipada com uma série extra de chumbadas, afunda rapidamente até o substrato.



Figura 4.2. Pino de sustentação da rede de cerco em um dos cantos de uma parcela em algodoal.

Realizamos esse “disparo” do cerco sempre retirando os quatro pinos concomitantemente e à distância de pelo menos 30 metros da parcela. Para tal, utilizamos um mecanismo de disparo “remoto” do cerco, que consiste em cordas finas amarradas às extremidades de cada pino. As cordas eram reunidas em dois pares opostos, cruzando sobre a parcela (Figura 4.3) para permitir que a operação de disparo do cerco fosse realizada por apenas dois coletores.



Figura 4.3. Cordas do mecanismo de “disparo” remoto do cerco, atravessando a parcela nativo 1 (campo de murundus).

Depois da abertura das trilhas para a rede de cerco, suspensão da rede de cerco e instalação dos cabos de disparo do cerco, respeitamos um período de pelo menos meia hora, durante o qual os coletores esperavam em silêncio e à distância para fechar o cerco, com o disparo combinado por gestos. O objetivo desse procedimento era deixar o ambiente em repouso para permitir o retorno de peixes afugentados durante a instalação do cerco.

Após fechar o cerco a nossa prioridade era confirmar o contato da rede com o substrato nos lados da parcela. Enterramos a parte inferior da rede de cerco no substrato do interior da parcela. Como resultado, a rede de cerco ficava estendida desde o substrato, passando pela coluna de água (0,5m) até pelo menos 0,7 metros acima da superfície (Figura 4.4).

Arrancamos pela raiz toda a vegetação não arbórea do interior das parcelas, lavando-a vigorosamente dentro do cerco, a fim de extrair os animais associados. Depois de retirada a vegetação, realizamos dez arrastos em cada parcela para capturar os peixes, com rede seis metros de extensão, 1,5 metro de altura e malha com 3mm de entrenós. O material composto por serrapilheira e outros restos orgânicos revolvidos do substrato durante o arrasto e retidos na rede foi cuidadosamente vasculhado à procura de pequenos peixes, antes de ser descartado. Os peixes capturados foram fixados em solução com 4% de formol e acondicionados em sacos plásticos com etiqueta identificando a parcela de origem.

Desenvolvemos esta metodologia de cerco com disparo-remoto com o objetivo de aumentar o esforço amostral, com área maior em relação à metodologia de throw trap, mas mantendo a possibilidade de estimar biomassa e densidades como ocorre com esta última (Jordan, 1993).



Figura 4.4. Parcela algodoal 1, após cerco e retirada da vegetação.

Para obter dados sobre a disponibilidade das classes de formas de cobertura vegetal submersa utilizamos o método fitossociológico de Amostragem por Ponto Quadrado descrito por Slingsby & Cook (1986). Este método, destinado a quantificar cobertura vegetal de formas arbustivas e herbáceas, consiste em posicionar verticalmente um arame reto com poucos milímetros de espessura e com 1,83m de extensão em distâncias pré-determinadas ao longo de 100 pontos em um transecto. As formas de cobertura que estiverem em contato com o bastão são classificadas e contadas. Um índice é calculado para cada classe de formas de cobertura e para a soma das formas de cobertura, segundo a equação:

$$C_i (\%) = \frac{n_i}{NT} \times 100$$

onde “ni” é o número de contatos com o arame e NT é o número de pontos no transecto.

Esse índice é uma estimativa de quantas estruturas ocorrem em uma linha vertical em cada ponto do transecto (Slingsby & Cook, 1986). Neste estudo, utilizamos o índice de cobertura exclusivamente para estruturas vegetais submersas, aproveitando a transparência total da água para fazer as observações.

Os transectos consistiam em isolíneas topográficas (mesma profundidade das parcelas) com 20 metros de extensão, passando paralelamente a cinco metros de distância de um dos lados de cada parcela e demarcados pelo posicionamento de uma corda fina com 100 nós em intervalos de 20 cm. Ao lado de cada nó posicionamos verticalmente o arame e contamos quantos contatos com estruturas vegetais ocorriam na coluna de água.

Separamos as formas vegetais em seis classes não taxonômicas, mas considerando suas características estruturais, enquanto micro-habitats para peixes: (1) gramíneas (incluindo Poaceae e Cyperaceae), (2) herbáceas, propágulos de arbóreas e macrófitas fixas (até 50 cm de altura), (3) arbustivas (de 50 a 80 cm de altura), (4) troncos e ramos arbóreos, (5) cipós e, (6) troncos, galhos e folhas mortos flutuantes. Serrapilheira foi desconsiderada, devido à dificuldade de visualizar os toques no arame junto ao substrato de fundo.

O método de Pontos Quadrados permite quantificar coberturas com mais de 100% na coluna de água, caso as formas de estruturas vegetais toquem o arame mais de uma vez, em média, em cada um dos 100 pontos ao longo do transecto.

4.2. Procedimentos em laboratório

Após uma semana em solução com formol, os peixes foram transferidos para álcool 70%. Os peixes foram identificados, contados, pesados e foram tomadas medidas de comprimento padrão e total de cada indivíduo. Realizamos a identificação de formas jovens e adultas das espécies com base em Britsky *et al.* (2007), enquanto que para algumas formas pós-larvais e juvenis utilizamos a chave de Nascimento & Araújo Lima (2000). Utilizamos lupa estereoscópica, microscópio estereoscópico e corantes para auxiliar na identificação das espécies de pequeno porte.

A biomassa íctica foi estimada a partir do peso úmido dos indivíduos fixados. Inicialmente as amostras de cada parcela foram pesadas, contendo todos os indivíduos de todas as espécies que ali ocorreram. O objetivo desta pesagem foi evitar a influência do ressecamento que pode ocorrer durante a triagem e identificação das espécies.

4.3. Análise dos dados

Para comparar a riqueza de espécies entre as diferentes fitofisionomias utilizamos curvas de rarefação, com auxílio do programa computacional Estimates Win820 (Colwell, 2009). Para estimar a riqueza de espécies de toda a área utilizamos o estimador Chao 2 (Chao *et al.*, 2005; Colwell, 2009), com auxílio do programa computacional Estimates Win820. Escolhemos esses métodos como ferramentas apenas descritivas da comunidade íctica, não analíticas, de acordo com o apresentado no Capítulo I (exclusivamente descritivo).

Para ilustrar a distribuição da abundância e comparar a diversidade entre as diferentes fitofisionomias utilizamos diagramas de *ranks* de abundância das espécies segundo Whitaker (1965), tanto com abundância de indivíduos, quanto com biomassa das espécies nas parcelas.

Para estimar a equidade da abundância das espécies em cada parcela calculamos o índice de Shannon (Shannon, 1948) e o índice de Equidade de Pielou, segundo Magurran (1983). O índice de Shannon (H') foi calculado pela fórmula:

$$H' = - \sum p_i \times \ln p_i$$

onde $p_i = n_i/N$, sendo n_i = número de indivíduos da espécie i e N = número total de indivíduos da amostra, ou seja, p_i é proporção relativa cada espécie pelo total de indivíduos da amostra.

A equidade de Pielou (J) foi calculada pela fórmula:

$$J = \frac{H'}{H_{máx}}$$

onde H' é o índice de Shannon e $H_{máx} = \ln S$, ou logaritmo natural do número de espécies registradas.

Para ilustrar a similaridade entre as amostras (Capítulo I – puramente descritivo) segundo presença e ausência de espécies utilizamos uma matriz de índices de similaridade de Sorensen, considerando a presença ou ausência das espécies nas amostras, segundo a fórmula:

$$S = \frac{2a}{2a + b + c}$$

onde a é o número de espécies comuns a ambas as amostras comparadas, b é o número de espécies presentes somente na primeira amostra e c é o número de espécies presentes apenas na segunda amostra.

Com os valores de similaridade entre as amostras elaboramos um dendrograma de similaridade de Sorensen, utilizando o método de agrupamento *single linkage* no programa computacional Biodiversity Pro (McAleece, 1997).

Para estimar a diversidade β das amostras foram utilizados dois métodos, (1) média das dissimilaridades de Dice-Sorensen (distância de Bray-Curtis) entre as parcelas e (2) $\beta-1$ de Harrison *et al.* (1992), modificada de Whittaker (1972).

A dissimilaridade de Dice-Sorensen pode ser calculada pela fórmula:

$$D_{ij} = \sum \frac{2a}{S_i + S_j}$$

onde D_{ij} é a medida de dissimilaridade entre as amostras, a é o número de espécies em comum, S_i é a riqueza de espécies da primeira amostra e S_j é a riqueza de espécies da segunda amostra.

O índice β -1 de Harrison *et al.* (1992) é uma modificação para vários ambientes de índice de diversidade β de Whittaker (1972), destinado, originalmente, a pares de ambientes. O índice β -1 é calculado pela fórmula:

$$\beta - 1 = \frac{\frac{S}{\alpha_{\text{média}}} - 1}{N - 1}$$

onde S é a riqueza total de espécies nas amostras, $\alpha_{\text{médio}}$ é o número médio da riqueza de espécie de cada amostra e N é o número de amostras.

Para resumir os padrões de composição (presença e ausência) das espécies nas parcelas utilizamos uma análise multivariada de HMDS com auxílio do programa computacional R statistics (R Development Core Team, 2010). Ainda utilizando a matriz de similaridade de Sorensen (obtida com presença e ausência de espécies nas parcelas, utilizando o programa computacional Biodiversity Pro, McAleece, 1997), além de matriz de distâncias geográficas entre as parcelas (obtida com programa computacional SPRING, Camara *et al.*, 1996; INPE, 2003), realizamos um teste de Mantel para verificar se há influência da distância na composição das ictiocenoses amostradas. Para auxiliar na execução desta análises foi utilizado o *software* R (R Development Core Team, 2010, pacote Vegan de Oksanen *et al.*, 2011).

Para comparar os atributos da ictiofauna das diferentes fitofisionomias utilizamos testes não-paramétricos de Kruskal-Wallis (Capítulo 2) e comparação gráfica (Capítulo 3). Apesar do crescimento exponencial das críticas e do desuso de testes de hipóteses segundo a lógica Popperiana em ecologia/biologia da conservação (Johnson, 1999; Fidler *et al.*, 2006), optamos por apresentar as análises de Kruskal-Wallis, como forma de complementar a interpretação gráfica e curvas de rarefação, atendendo à cultura estatística Popperiana, dominante em ecologia (Magnusson & Mourão, 2003).

Para testar relações entre a riqueza de espécies e biomassa íctica com a disponibilidade de cobertura submersa total (índice de cobertura) e distância de corpos de água permanentes utilizamos Análises de Regressão Múltipla, considerando nível de significância menor que 0,05. As parciais das regressões múltiplas foram plotadas em gráficos para ilustrar as relações, e foram adicionadas linhas de tendência apenas nos casos de relações significativas. Estas parciais apresentam valores positivos e negativos nos gráficos resultantes, que representam apenas os resíduos (para mais e para menos) dos valores que não se encaixam no modelo (linha de tendência) gerado para o outro parâmetro (Magnusson & Mourão, 2003). Para auxiliar na execução destas análises foi utilizado o *software* R (R Development Core Team, 2010, pacote Vegan de Oksanen *et al.*, 2011).

5. RESULTADOS

5.1. Capítulo I - Ictiofauna registrada: descrição, valores e diversidade

Foram coletados 2866 indivíduos de 101 espécies de 20 famílias e cinco ordens de peixes nas 30 parcelas estudadas (Tabela 5.1.1). Em estudo semelhante, Fernandes (2007) registrou 49 espécies em áreas sazonalmente inundáveis do Pantanal de Mato Grosso (Programa PELD, Sítio 12). Em estudos com ictiofauna de lagoas e outros ambientes lênticos no Pantanal são registradas valores como 75 (Catella, 1992), 51 (Súarez *et al.*, 2001), 71 (Melo *et al.*, 2003), 83 espécies (Pacheco, 2005), 80 espécies (Florentino, 2007), 98 espécies (Baginski *et al.*, 2007), 59 espécies (Milani, 2009) e 122 espécies (Rocha, 2009). Marques & Resende (2004) registraram 94 espécies no rio Cuiabá, baías e corixos na Reserva do SESC Pantanal, que limita, ao sul, a área deste estudo e Willink *et al.* (2000) registraram 193 espécies em uma grande extensão do Pantanal Sul-Mato-Grossense.

A maior representatividade foi da Ordem Characiformes (54 espécies), a seguir de Siluriformes (29), Gymnotiformes (10), Perciformes (9), Cyprinodontiformes (5) e, por último, Symbranchiformes (uma espécie). Entre as famílias, Characidae apresentou a maior riqueza de espécies e várias das espécies mais abundantes nas amostras. Esta sequência de importância das ordens taxonômicas é diferente do encontrado em estudos anteriores em alagados do Pantanal (Fernandes, 2007; Fernandes *et al.* 2010), mas se aproxima do encontrado em ambientes dulcícolas perenes pantaneiros (e. g. Willink *et al.*, 2000; Súarez *et al.*, 2001) e do padrão para a ictiofauna dulcícola Neotropical (Lowe-McConnell, 1999).

Apesar da grande abundância de indivíduos, a biomassa total de peixes coletada foi de apenas 4,87 Kg (Tabela 5.1.2), em média 243,4 gramas por parcela e 1,7 grama por indivíduo, pois quase todos os indivíduos coletados eram peixes de pequeno porte ou jovens e juvenis de peixes de médio e grande porte. Isto representa também uma densidade média de 9,74g/m², que é um valor comparável às densidades registradas por Catella (1992) na baía da Onça, um ambiente perene (entre 2,16 g/m² em maio de 1989 e 48,2 g/m² em agosto de 1988).

As curvas de rarefação para todas as parcelas e para cada fitofisionomia não mostram tendência de estabilização de registro de espécies com o aumento de esforço amostral, indicando que mais espécies poderiam ser registradas com utilização de mais parcelas (Figura 5.1.1). As curvas também indicam diferenças na riqueza de espécies entre as diferentes fitofisionomias, especialmente entre campos de braquiárias e algodoais em relação a campos nativos e cambarazais. Cambarazais apresentam a menor curva de incremento de espécies por indivíduo coletado. O estimador Chao 2 (Chao *et al.*, 2005) indica que, com a intensificação das coletas poderiam ser registradas 117 espécies na área (Figura 5.1.2), ou seja, foram amostradas 86,3% do total estimado de espécies.

As curvas de importância das espécies, ou de rank-abundância (Whitaker, 1965) indicam diferenças de diversidade entre as fitofisionomias, tanto com abundância de indivíduos quanto com biomassa das espécies (Figura 5.1.3). As fitofisionomias com maior diversidade são algodoais e braquiárias, com distribuições que lembram os modelos série logarítmica e log-normal. Campos nativos apresentam diversidade intermediária e cambarazais apresentaram menor diversidade em relação às demais fitofisionomias, com curva de rank-abundância aproximando-se da série geométrica. Para a ictiofauna coletada em todas as parcelas, as curvas de distribuição de abundância e de biomassa registradas lembram o modelo log-normal.

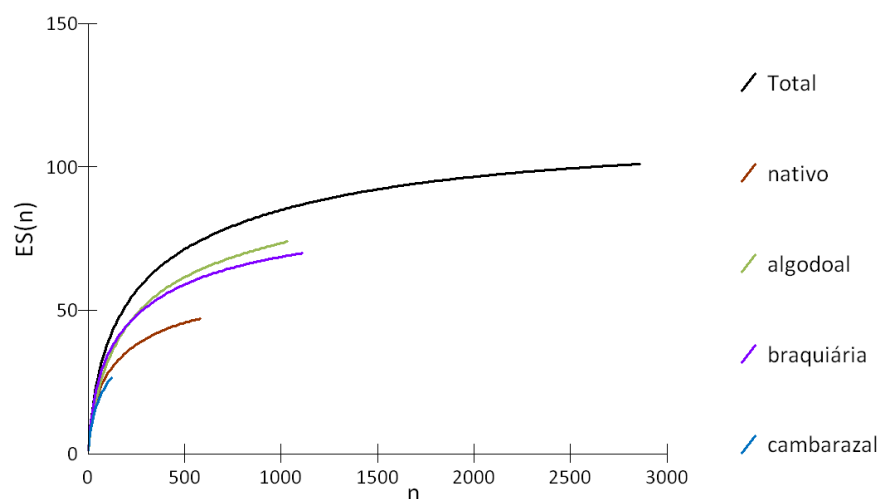


Figura 5.1.1. Curvas de rarefação com número cumulativo de espécies (eixo Y) por esforço amostral em indivíduos coletados (eixo X) em todas as parcelas e em cada tipo de fitofisionomia estudada.

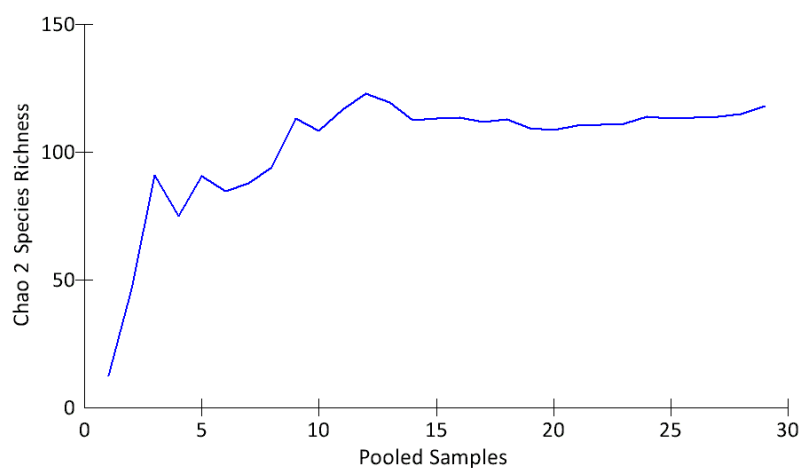


Figura 5.1.2. Estimativa de riqueza (Chao 2) com aleatorização das amostras obtidas.

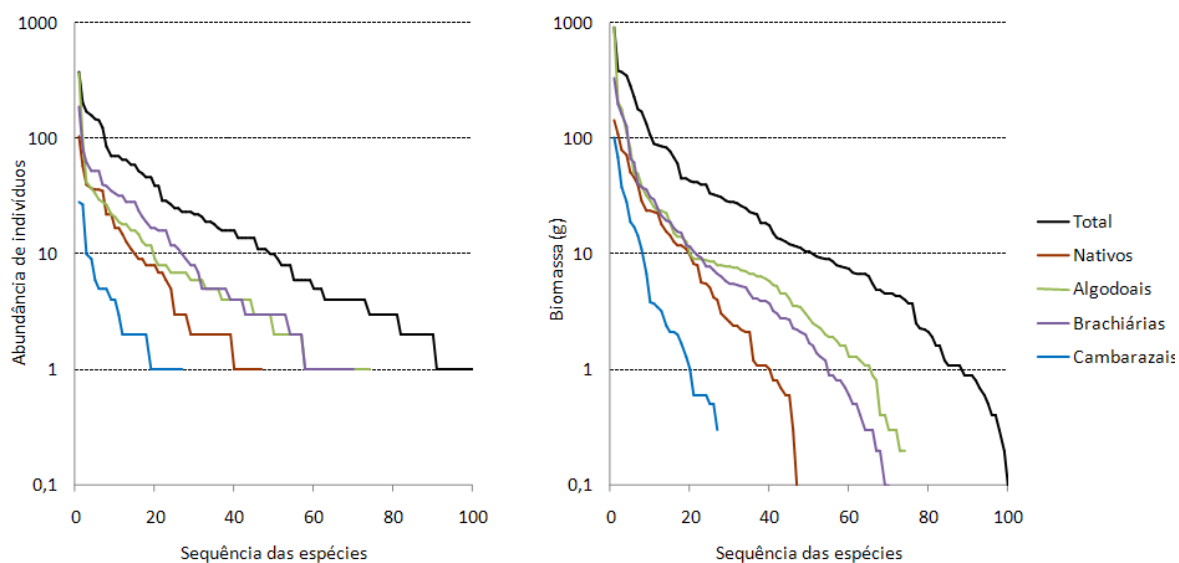


Figura 5.1.3. Curvas de importância das espécies (ou ranking-abundância) utilizando a número de indivíduos e a biomassa de cada espécie em todas as parcelas e em cada tipo de fitofisionomia estudada. Eixos Y estão em escala logarítmica.

As espécies mais abundantes foram *Crenicichla lepidota*, *Eigenmannia trilineata*, *Serrapinus kriegi*, *Astyanax asuncionensis*, *Corydoras hastatus*, *Odontostilbe pequirá*, *Aequidens plagiazonatus* e *Curimatella dorsalis*, pertencentes a três ordens e cinco famílias (Tabela 5.1.1). Nenhuma destas espécies esteve entre as sete espécies dominantes registradas por Fernandes (2007) e Fernandes *et al.* (2010). Além disso, enquanto no estudo de Fernandes (2007), as sete espécies mais abundantes reuniam 77,08% dos indivíduos, neste estudo correspondem a 49,8%, indicando em maior equidade na distribuição de abundância entre as espécies em ocasião de amostragens em escala mais ampla.

A Equidade de Pielou (J) foi relativamente alta para a ictiofauna registrada e para a maioria das parcelas, tanto considerando a abundância numérica ou biomassa (Tabela 5.1.3). Os maiores índices de Shannon (H') e de equidade não estiveram concentrados em nenhum tipo de fitofisionomia em específico. As maiores equidades estão correlacionadas negativamente com a abundância de indivíduos (coeficiente de Spearman de -0,619) e o mesmo ocorre considerando biomassa e equidade por biomassa (coeficiente de Spearman de -0,516). Ou seja, parcelas com maiores abundância de indivíduos e biomassa tendem a ter menor equidade.

Os valores de similaridade entre as parcelas foram baixos e medianos. No dendograma, não houve a formação de grupos com parcelas dos mesmos tipos de fitofisionomias (Figura 5.1.4), nem houve relação entre proximidade das parcelas e composição das ictiocenoses (ver capítulo 2). Isto indica forte substituição na composição de espécies nos diferentes locais, mesmo dentro de cada fitofisionomia, indicando que o componente β é importante para a diversidade regional. A média da dissimilaridade de Dice-Sorensen, utilizada como medida de diversidade β foi de 0,779 (numa escala de 0 a 1), enquanto que a diversidade β de Harrison *et al.* (1992), modificada de Whittaker (1972) foi de 1,32 (numa escala de 0 a 2).

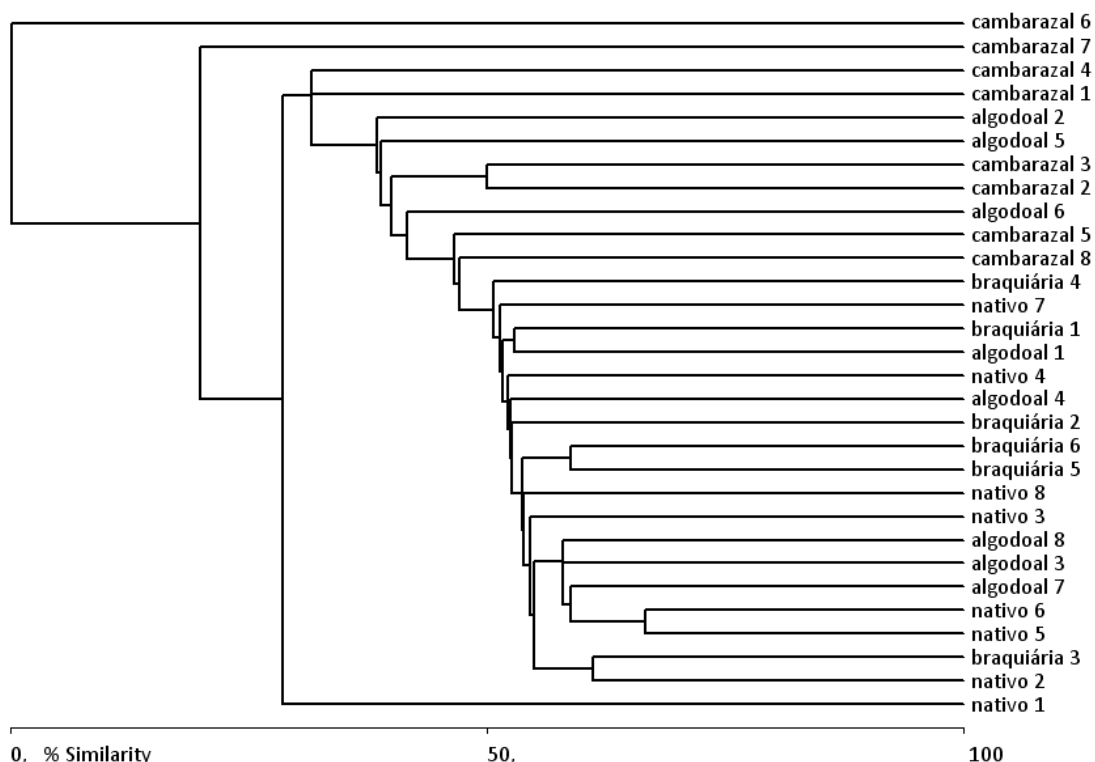


Figura 5.1.4. Dendrograma de agrupamento por similaridade de Sorensen (calculada a partir da dissimilaridade de Sorensen, single linkage) considerando presença e ausência das espécies nas amostras de cada parcela.

Os dados obtidos indicam que a ictiofauna que utiliza áreas temporariamente inundadas apresenta riqueza de espécies e biomassa comparáveis com ambientes aquáticos permanentes como lagoas e rios pantaneiros, ilustrando a adaptação das espécies de peixes do Pantanal ao uso de habitats inundados.

A composição variou muito entre as parcelas, inclusive nas mesmas fitofisionomias, com grande importância do componente β na biodiversidade regional. As variações apresentadas neste item na composição, riqueza e biomassa íctica entre as parcelas são explicados satisfatoriamente pelas variáveis ambientais disponibilidade de cobertura vegetal submersa e distância de corpos de água permanentes, como será abordado a seguir, no Item 5.2, sob a forma de artigo.

Tabela 5.1.1. Taxa registrados, abundância de indivíduos de cada espécie nas diferentes parcelas e abundâncias totais e relativas por espécie.

TAXA		nativo 1	nativo 2	nativo 3	nativo 4	nativo 5	nativo 6	nativo 7	nativo 8	algodoal 1	algodoal 2	algodoal 3	algodoal 4	algodoal 5	algodoal 6	algodoal 7	algodoal 8	braquiária 1	braquiária 2	braquiária 3	braquiária 4	braquiária 5	braquiária 6	cambarazal 1	cambarazal 2	cambarazal 3	cambarazal 4	cambarazal 5	cambarazal 6	cambarazal 7	cambarazal 8	TOTALS	abundância relativa	
ORDEM CHARACIFORMES																																		
Família Characidae																																		
1	<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> (Menezes, 1992)						1	2													1											4	0,0014	
2	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)									1																						1	0,0003	
3	<i>Aphyocharax anisitsi</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)							1	1							3			3				13								1	22	0,0077	
4	<i>Aphyocharax paraguayensis</i> (Eigenmann, 1915)							1											1													2	0,0007	
5	<i>Astyanax abramis</i> (Jenyns, 1842)	2												2																		4	0,0014	
6	<i>Astyanax asuncionensis</i> (Géry, 1972)		12	10	14	21	1			3	4	7	6		1	1		8		16		3	25		4	1	1	17			4	159	0,0555	
7	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1829)												4																			4	0,0014	
8	<i>Brachyhalcinus retrospina</i> (Boulenger, 1892)										1				1																	2	0,0007	
9	<i>Bryconamericus chapadae</i> (Fowler, 1906) syn. <i>Knodus chapadae</i>		3		5									6																		14	0,0049	
10	<i>Bryconops melanurus</i> (Bloch, 1794)																				1						1					2	0,0007	
11	<i>Cynopotamus argenteus</i> (Valenciennes, 1836)																				3											3	0,001	
12	<i>Galeocharax humeralis</i> (Valenciennes, 1834)																				1											1	0,0003	
13	<i>Gymnocorymbus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)		2			1	5			1		4			2	5		1		1								3				25	0,0087	
14	<i>Hemigrammus marginatus</i> (Ellis, 1911)													12									17									29	0,0101	
15	<i>Hemigrammus ulreyi</i> (Boulenger, 1895)										26			1																		27	0,0094	
16	<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)		2	2	9	1	2	1			2		34	1				1			1	1	1			2						60	0,0209	
17	<i>Markiana nigripinnis</i> (Perugia, 1891)			1		12	2			1		4		2			1															23	0,008	
18	<i>Metynnis mola</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)							36	4								2				4											46	0,0161	
19	<i>Mylossoma paraguayensis</i> (Norman, 1928)															5																5	0,0017	
20	<i>Moenkhausia dichroua</i> (Kner, 1858)										3		2		3	1												2				11	0,0038	
21	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)		3	14	2	18								11			5			1	4		11								1	70	0,0244	
22	Myleinae não identificado	1								3		4																				8	0,0028	
23	<i>Odontostilbe paraguayensis</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)																				4											4	0,0014	
24	<i>Odontostilbe pequirá</i> (Steindachner, 1882)		25	2	9					3	15	11	8	1		4		34		1	5			7	1			20				146	0,0509	
25	<i>Phenacogaster tegatus</i> (Eigenmann, 1911)										3		3								10											16	0,0056	
26	<i>Piabucus melanostoma</i> (Holmberg, 1891)																										1				3	4	0,0014	
27	<i>Poptella paraguayensis</i> (Eigenmann, 1907)								2		15										2										2	21	0,0073	
28	<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)					15	2			2			2		8	3	4	1	4				23									6	70	0,0244
29	<i>Serrapinnus calliurus</i> (Boulenger, 1900)	6	1					2		2		4	5			4	6	1			2	3	29										65	0,0227
30	<i>Serrapinnus kriegi</i> (Schindler, 1973)		1			1	87	12	4		3				9	5	13	1		1			37										174	0,0607
31	<i>Serrapinnus microdon</i> (Eigenmann, 1915)																		52													52	0,0181	
32	<i>Serrasalmus maculatus</i> (Kner, 1858)	2	2	1		1	2	1				2		1		1				4	3	2	3									25	0,0087	
33	<i>Serrasalmus marginatus</i> (Valenciennes, 1837)									2			1			2		3			2							1					11	0,0038
34	<i>Tetragonopterus argenteus</i> (Cuvier, 1816)		1		1								2	1		4			3		2							2			3	19	0,0066	
35	<i>Triportheus nematurus</i> (Kner, 1858)					1					3	1				1																5	11	0,0038
36	<i>Triportheus paranensis</i> (Günther, 1874)														1									1				8					10	0,0035
Família Crenuchidae																																		
37	<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> (Eigenmann, 1909)											2	2		4						7						1						16	0,0056
Família Prochilodontidae																																		
38	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)		7			1										1		1															10	0,0035

(Continua na próxima página)

Tabela 5.1.1. (Continuação)

Família Curimatidae																				
39	<i>Curimatella dorsalis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)									2	1		1			83		87	0,0304	
40	<i>Cyphocharax gillii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)					1						9		2		17		29	0,0101	
41	<i>Potamorhina squamoralevis</i> (Braga & Azpelicueta, 1983)					2										3		5	0,0017	
42	<i>Psectrogaster curviventris</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	2														1		6	0,0021	
43	<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)										1					3		6	0,0021	
44	<i>Steindachnerina conspersa</i> (Holmberg, 1891)										1					8		9	0,0031	
45	<i>Steindachnerina nigrotaenia</i> (Boulenger, 1902)														18			18	0,0063	
Família Anostomidae																				
46	<i>Abramites hypselonotus</i> (Günther, 1868)							2	1			1						4	0,0014	
47	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	5				2						1				3		14	0,0049	
48	<i>Leporinus lacustris</i> (Campos, 1945)									2			2			8		17	0,0059	
49	<i>Leporinus macrocephalus</i> (Garavello & Britski, 1988)												1			2		3	0,001	
50	<i>Leporinus striatus</i> (Kner, 1858)															3		3	0,001	
51	<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)	2									6	1				3	4	19	0,0066	
Família Lebiasinidae																				
52	<i>Pyrrhulina australis</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)					2								1		4		39	0,013	
Família Erythrinidae																				
53	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix, 1829)	2	1												2	1		6	16	0,0056
54	<i>Hoplias gr. malabaricus</i> (Bloch, 1794)		1				7	1	1	4			1		2		19	3	47	0,0164
ORDEM GYMNOTIFORMES																				
Família Rhamphichthyidae																				
55	<i>Rhamphichthys hahni</i> (Meinken, 1937)																	3	3	0,001
56	<i>Rhamphichthys</i> sp.											1						1	2	0,0007
Família Gymnotidae																				
57	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)																	16	16	0,0056
58	<i>Gymnotus paraguensis</i> (Albert & Crampton, 2003)												2					1	4	0,0014
Família Sternopygidae																				
59	<i>Eigenmannia trilineata</i> (López & Castelo, 1966)	1	2	6	2							3			1	3		146	207	0,0722
60	<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)																	5	5	0,0017
61	<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)				1				1									6	14	0,0049
Família Hypopomidae																				
62	<i>Brachyhypopomus</i> sp.A											1						5	6	0,0021
63	<i>Brachyhypopomus</i> sp.B														1				6	0,0021
64	<i>Brachyhypopomus</i> sp.C																		1	0,0003
Família Apterodontidae																				
65	<i>Apterodontus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)																	4	4	0,0014
ORDEM SILURIFORMES																				
Família Doradidae																				
66	<i>Anadoras weddellii</i> (Castelnau, 1855)							1						1					2	0,0007
67	<i>Merodoras nheco</i> (Higuchi, Birindelli, Souza & Britski, 2007)																1		1	0,0003
68	<i>Platydoras armatulus</i> (Valenciennes, 1840)																	1	1	0,0003
Família Auchenipteridae																				
69	<i>Parauchenipterus striatulus</i> (Steindachner, 1876)							2				2						3	23	0,008
70	<i>Trachelyopterus coriaceus</i> (Valenciennes, 1840)									1									1	0,0003
Família Pimelodidae																				
71	<i>Lucioplimesodus pati</i> (Valenciennes, 1840)																	1	1	0,0003
72	<i>Pimelodella gracillis</i> (Valenciennes, 1840)							1				3			1			21	66	0,023
73	<i>Pimelodella mucosa</i> (Eigenmann & Ward, 1907)												3						4	0,0014
74	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)																	3	3	0,001
75	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)																		3	0,001
76	<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)							1						1		1	1		4	0,0014

(Continua na próxima página)

Tabela 5.1.1. (Continuação)																																																
Família Callichthydae																																																
77	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	1																														1	0,0003															
78	<i>Corydoras aeneus</i> (Cill, 1858)																										5			1		6	0,0021															
79	<i>Corydoras areio</i> (Knaack, 2000)																															1	0,0003															
80	<i>Corydoras hastatus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)		9	2			11																				24		4			147	0,0513															
81	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)						1																								1	3	0,001															
82	<i>Lepthoplosternum pectorale</i> (Boulenger, 1895)		1	2			1	1	6	2		1	1																	1	4	2	28	50	0,0174													
83	<i>Megalechis personata</i> (Ranzani, 1841)										7																24	4	4			39	0,0136															
Família Loricariidae																																																
84	<i>Hypoptopoma inexpectatum</i> (Holmberh, 1893)																															2	0,0007															
85	<i>Liposarcus anisitsi</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)																															4	0,0014															
ORDEM CYPRINODONTIFORMES																																																
Família Rivulidae																																																
86	<i>Plesiolebias glaucopetrus</i> (Costa & Lacerda, 1988)						4	3																							2	4		1	14	0,0049												
87	<i>Pterolebias longipinnis</i> (Garman, 1895)						1																					19	2				22	0,0077														
88	<i>Pterolebias phasianus</i> (Costa, 1988)																															1	17	4	1	23	0,008											
89	<i>Rivulus punctatus</i> (Boulenger, 1895)						3	1		1																					1	3	2	1	2	14	0,0049											
90	<i>Trigonectes balzanii</i> (Perugia, 1891)						2	7	3		10																				1	3	1	7	1	1	1	1	6		15	59	0,0206					
ORDEM PERCIFORMES																																																
Família Cichlidae																																																
91	<i>Aequidens plagiozonatus</i> (Kullander, 1984)		2	5			3	12	11	2																					2	9	2	3	13	5			3	6	2	41		4	125	0,0436		
92	<i>Apistogramma borellii</i> (Regan, 1906)																																2				1						3	0,001				
93	<i>Apistogramma trifasciata</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)								2																																	2	0,0007					
94	<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel, 1840)																																									1	0,0003					
95	<i>Bujurquina vittata</i> (Heckel, 1840)		3				2	11	2	14	4																					1	5			7	3			2	15		1	70	0,0244			
96	<i>Chaetobranchopsis australis</i> (Eigenmann & Ward, 1907)							5		1																							2										8	0,0028				
97	<i>Crenicichla lepidota</i> (Heckel, 1840)																																	2	1									384	0,134			
98	<i>Crenicichla semifasciata</i> (Heckel, 1840)																																									1	7		2	3	2	0,0007
99	<i>Crenicichla vittata</i> (Heckel, 1840)																																											1	1	2	0,0007	
100	<i>Gymnogeophagus balzanii</i> (Perugia, 1891)																																	5										3	8	0,0028		
ORDEM SYMBRANCHIFORMES																																																
Família Synbranchidae																																																
101	<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)																																											1	1	0,0003		
TOTAIS		14	88	47	50	113	144	96	31	40	449	55	228	55	33	123	54	71	89	41	454	124	338	13	5	2	11	66	0	5	27	2866											1					

Tabela 5.1.2. Taxa registrados, biomassa (gramas) de cada espécie nas diferentes parcelas e biomassa total (gramas) por espécie e por parcela.

TAXA	nativo 1	nativo 2	nativo 3	nativo 4	nativo 5	nativo 6	nativo 7	nativo 8	algodoal 1	algodoal 2	algodoal 3	algodoal 4	algodoal 5	algodoal 6	algodoal 7	algodoal 8	braquiária 1	braquiária 2	braquiária 3	braquiária 4	braquiária 5	braquiária 6	cambarazal 1	cambarazal 2	cambarazal 3	cambarazal 4	cambarazal 5	cambarazal 6	cambarazal 7	cambarazal 8	TOTAIS
ORDEM CHARACIFORMES																															
Família Characidae																															
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> (Menezes, 1992)						0,4	0,2													0,5											1,1
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)									1,9																						1,9
<i>Aphyocharax anisitsi</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)							0,8	0,3							0,3			0,2				4,9								0,3	6,8
<i>Aphyocharax paraguayensis</i> (Eigenmann, 1915)							0,3											0,1													0,4
<i>Astyanax abramis</i> (Jenyns, 1842)	4,2												7,3																		11,5
<i>Astyanax asuncionensis</i> (Géry, 1972)		12,2	14,5	43,4	37,1	2,1			2	16,3	10,6	16		4,5	0,6		2,1		12,6		2,7	44,7		11,4	8,8	8,6	34,4			6,6	291,2
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1829)												7,9																			7,9
<i>Brachychalcinus retrospina</i> (Boulenger, 1892)										0,3				0,6																	0,9
<i>Bryconamericus chapadae</i> (Fowler, 1906) syn. <i>Knodus chapadae</i>		4		7,9									6,5																		18,4
<i>Bryconops melanurus</i> (Bloch, 1794)																				2,2						2,4					4,6
<i>Cynopotamus argenteus</i> (Valenciennes, 1836)																			0,3												0,3
<i>Galeocharax humeralis</i> (Valenciennes, 1834)																			0,9												0,9
<i>Gymnocorymbus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)		2,3			0,5	5,2			0,8		1,7			2,9	3,8		0,9		0,3								3,8				22,2
<i>Hemigrammus marginatus</i> (Ellis, 1911)													10									5,4									15,4
<i>Hemigrammus ulreyi</i> (Boulenger, 1895)										8			0,6																		8,6
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)		1,3	1,4	7,7	0,6	0,1	0,9			1,3		21,8	0,7				0,7			1,4	0,8	1,2				2,1					42
<i>Markiana nigripinnis</i> (Perugia, 1891)			6,9		33,2	6			5,5		6,4		18,2			2,3															78,5
<i>Metynnis mola</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)							4,5	1,2								0,2				4,1											10
<i>Mylossoma paraguayensis</i> (Normam, 1928)															6,4																6,4
<i>Moenkhausia dichroua</i> (Kner, 1858)										2,2		3,9		0,5	0,1												1,3				8
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)		2,1	7,5	1,9	6,6								5,6			2			0,3	2,1		5,4								0,6	34,1
Myleinae não identificado		1,2							2,1		5,9																				9,2
<i>Odontostilbe paraguayensis</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)																				2,1											2,1
<i>Odontostilbe pequirá</i> (Steindachner, 1882)		16,2	1,6	4,7					2,2	11,3	6	4,6	0,4		1,2		17		0,5	2,3		3,8	0,8			14,7					87,3
<i>Phenacogaster tegatus</i> (Eigenmann, 1911)										0,9		1,1								1,7											3,7
<i>Piabucus melanostoma</i> (Holmberg, 1891)																										0,2			0,4		0,6
<i>Poptella paraguayensis</i> (Eigenmann, 1907)								0,7		7,9										0,3									1,7		10,6
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)					7,2	1,1			2,6			1,3		5,6	2,3	2,4	1,3	2,7				14,9								3,7	45,1
<i>Serrapinnus calliurus</i> (Boulenger, 1900)	2,6	0,1					0,1		0,4		1,1	1,1			0,3	0,6	0,2			1	0,9	3,5									11,9
<i>Serrapinus kriegi</i> (Schindler, 1973)		0,1			0,1	8,4	2	0,6		0,4				1,3	1,4	2,2	0,1		0,3			6,1									23
<i>Serrapinnus microdon</i> (Eigenmann, 1915)																		3,7													3,7
<i>Serrasalmus maculatus</i> (Kner, 1858)	0,5	2,4	1,1		0,7	6,6	1,4				1,7		1,2		0,7				7	9,7	7,2	5,6									45,8
<i>Serrasalmus marginatus</i> (Valenciennes, 1837)									1,2			0,7			0,9		2,1			0,6							2				7,5
<i>Tetragonopterus argenteus</i> (Cuvier, 1816)		3,4		2,1								2,8	3,4		2,8			0,2		0,4						5,5				5,5	26,1
<i>Triportheus nematurus</i> (Kner, 1858)					0,1						1,8	0,2			2,1															14,4	18,6
<i>Triportheus paranensis</i> (Günther, 1874)														3,6								12				26					41,6
Família Crenuchidae																															
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> (Eigenmann, 1909)												0,9	0,6		1,6					0,8						1					4,9
Família Prochilodontidae																															
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)		41,4			9,7										6,1		3,9														61,1

(Continua na próxima página)

Tabela 5.1.2. (Continuação)

Família Curimatidae																
Curimatella dorsalis Eigenmann & Eigenmann, 1889)										12,9	4		1,5		68,1	86,5
Cyphocharax gillii (Eigenmann & Kennedy, 1903)					0,6			9,7		0,8			29			40,1
Potamorhina squamora					1,1								180			180,9
Psectrogaster curviventris(Eigenmann & Kennedy, 1903)	5,2												1,3		3,1	9,6
Steindachnerina brevipinna (Eigenmann & Eigenamann, 1889)										0,3					0,2	1,1
Steindachnerina conspersa (Holmberg, 1891)										1,1					11,9	13
Steindachnerina nigrotaenia (Boulenger, 1902)													22,6			22,6
Família Anostomidae																
Abramites hypselonotus(Günther, 1868)						0,4	0,4			0,3						1,1
Leporinus friderici (Bloch, 1794)	7,3				8,3				4,6				2,1		9,4	31,7
Leporinus lacustris (Campos, 1945)								4,3		1,1			4,2		1,1	28
Leporinus macrocephalus (Garavello & Britski, 1988)										29,3				3,9		33,2
Leporinus striatus (Kner, 1858)															1,6	1,6
Schizodon borellii (Boulenger, 1900)	39,7								14,7	0,4			1,5	5	326	388,1
															0,1	0,6
Família Lebiasinidae																
Pyrrhulina australis (Eigenmann & Kennedy, 1903)					1							0,2	1,1		1,1	12,2
															0,3	8,5
Família Erythrinidae																
Hoplerythrinus unitaeniatus (Spix, 1829)	1,1	1,3											1,3	1,5		101
Hoplias gr. malabaricus (Bloch, 1794)		9,4				13	0,2	0,6	9,4		0,5	2,9	28,4	1,3	11,8	84,3
																5,7
ORDEM GYMNOTIFORMES																
Família Rhamphichthyidae																
Rhamphichthys hahni (Meinken, 1937)															2,3	2,3
Rhamphichthys sp.										0,4					0,5	0,9
Família Gymnotidae																
Gymnotus inaequilabiatus (Valenciennes, 1839)															31,5	31,5
Gymnotus paraguensis (Albert & Crampton, 2003)										2,3					3	6,9
															1,6	
Família Sternopygidae																
Eigenmannia trilineata (López & Castelo, 1966)	0,7	5,8	13,1	4,1					4,1			4,7	1,1		147	230,8
Eigenmannia virescens(Valenciennes, 1842)															5,6	5,6
Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)				146			0,3								10,4	170,7
															14,4	
Família Hypopomidae																
Brachyhypopomus sp.A										0,8					5,9	6,7
Brachyhypopomus sp.B												1,9			5,3	9,1
Brachyhypopomus sp.C															0,8	0,8
Família Aptereronotidae																
Apteronotus albifrons (Linnaeus, 1766)															11,7	11,7
ORDEM SILURIFORMES																
Família Doradidae																
Anadoras weddellii (Castelnau, 1855)							2,1				0,4					2,5
Merodoras nheco (Higuchi, Birindelli, Souza & Britski, 2007)															0,1	0,1
Platydoras armatulus (Valenciennes, 1840)															0,2	0,2
Família Auchenipteridae																
Parauchenipterus striatulus (Steindachner, 1876)							0,8			8,6					0,8	25,2
Trachelyopterus coriaceus (Valenciennes, 1840)								1,1							1,7	1,1
															13,3	
Família Pimelodidae																
Lucioplimeslodus pati (Valenciennes, 1840)															0,4	0,4
Pimelodella gracillis (Valenciennes, 1840)							0,4			1,4		4			5,1	39,6
Pimelodella mucosa (Eigenmann & Ward, 1907)											2,4					4,5
Pseudoplatystoma corruscans(Spix & Agassiz, 1829)															0,7	0,7
Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)															6,6	10,6
Sorubim lima (Bloch & Schneider, 1801)							5,8					1,5	5,9	0,4		13,6

Família Callichthyidae																																													
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	4																													4															
<i>Corydoras aeneus</i> (Cill, 1858)																					1,4					3,5					4,9														
<i>Corydoras areio</i> (Knaack, 2000)																					0,2										0,2														
<i>Corydoras hastatus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	1,1		0,6				0,9						9,2				1,2					0,8					13,8																		
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)											29,1						8,9				5,2										43,2														
<i>Lepthoplosternum pectorale</i> (Boulenger, 1895)	0,3		1,6				1,4		0,9		3,3		2,2		0,5		0,8				1,2		5,7		2,6				6,9		27,4														
<i>Megalechis personata</i> (Ranzani, 1841)															7,1										16,3		3		2,4		28,8														
Família Loricariidae																																													
<i>Hypoptopoma inexpectatum</i> (Holmberh, 1893)																					1,6										1,6														
<i>Liposarcus anisitsi</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)																					933										932,5														
ORDEM CYPRINODONTIFORMES																																													
Família Rivulidae																																													
<i>Plesiolebias glaucopetrus</i> (Costa & Lacerda, 1988)											1,2		1,2												0,3		1,3							0,3	4,3										
<i>Pterolebias longipinnis</i> (Garman, 1895)											1,1																	15,5		1,2							17,8								
<i>Pterolebias phasianus</i> (Costa, 1988)															0,2		7,9												1,2		0,1							9,4							
<i>Rivulus punctatus</i> (Boulenger, 1895)											1,1		0,3		0,7				0,3		0,4		0,6		0,4		0,5							4,3											
<i>Trigonectes balzanii</i> (Perugia, 1891)											2,5		25,2		7,8		37		1,1		5,8		1,2		13,2		2,5		5,5		5,2		1,8		8,6		15,4		132,8						
ORDEM PERCIFORMES																																													
Família Cichlidae																																													
<i>Aequidens plagiazonatus</i> (Kullander, 1984)	8,8		10,3				17,8		12,4		17,9		12,5				1,4		63,6		1,5		0,9		22		24,1				3,3		37,2		8,5		79,6				28,4	350,2			
<i>Apistogramma borellii</i> (Regan, 1906)																					0,5					0,7										1,2									
<i>Apistogramma trifasciata</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)																					2,2																	2,2							
<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel, 1840)																					7,7															7,7									
<i>Bujurquina vittata</i> (Heckel, 1840)	1,2				2,6		5		0,7		2,6		2,6		1,2		41,7				5,4		2,1							0,3		2,9				0,5	68,8								
<i>Chaetobranchopsis australis</i> (Eigenmann & Ward, 1907)											22,5				1,2				4,5																	28,2									
<i>Crenicichla lepidota</i> (Heckel, 1840)											2,1		1				1		73,2		2,9				4,3							0,3		2,5				0,5	2,7	90,5					
<i>Crenicichla semifasciata</i> (Heckel, 1840)																					212															163					374,9				
<i>Crenicichla vittata</i> (Heckel, 1840)																																				0,2		0,3							0,5
<i>Gymnogeophagus balzanii</i> (Perugia, 1891)																					1,1		3,4																	4,5					
ORDEM SYMBRANCHIFORMES																																													
Família Synbranchidae																																													
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)																															6,7										6,7				
TOTAIS	13,2	173	61,1	225	226	69,8	50,8	57,5	51,8	142	84,5	233	314	953	323	52,9	45,5	46,7	46,3	955	152	248	21,5	12,2	9,6	32,4	126	0	2,3	140	4867,7														

	TOTAL	nativo 1	nativo 2	nativo 3	nativo 4	nativo 5	nativo 6	nativo 7	nativo 8	algodoal 1	algodoal 2	algodoal 3	algodoal 4	algodoal 5	algodoal 6	algodoal 7	algodoal 8	braquiária 1	braquiária 2	braquiária 3	braquiária 4	braquiária 5	braquiária 6	cambarazal 1	cambarazal 2	cambarazal 3	cambarazal 4	cambarazal 5	cambarazal 6	cambarazal 7	cambarazal 8
H máximo de Shannon	4,62	1,79	3,09	2,40	2,48	3,09	2,83	2,89	2,30	2,83	2,71	2,77	3,47	3,09	2,30	3,37	2,77	2,83	2,20	2,64	3,76	3,26	3,22	1,61	0,69	0,69	2,08	2,64	0,00	0,69	2,08
H' de Shannon	3,66	1,57	2,53	2,03	2,08	2,52	1,63	2,08	2,02	2,62	0,88	2,52	2,31	2,60	1,98	2,96	2,45	1,95	1,34	2,13	2,63	2,45	2,81	1,26	0,50	0,69	2,02	2,05	0,00	0,67	1,87
H' com biomassa	3,33	1,54	2,33	1,99	1,22	2,38	2,28	2,07	1,19	2,48	1,59	2,47	2,46	1,41	0,14	1,82	2,00	2,23	1,28	2,19	2,14	2,44	2,37	1,11	0,24	0,29	1,29	1,89	0,00	0,49	1,00
Equidade J de Pielou	0,79	0,88	0,82	0,85	0,84	0,82	0,57	0,72	0,88	0,93	0,32	0,91	0,67	0,84	0,86	0,88	0,89	0,69	0,61	0,81	0,70	0,75	0,87	0,79	0,72	1,00	0,97	0,78	0,00	0,97	0,90
Equidade J com biomassa	0,72	0,86	0,75	0,83	0,49	0,77	0,81	0,72	0,52	0,88	0,59	0,89	0,71	0,46	0,06	0,54	0,72	0,79	0,58	0,83	0,57	0,75	0,74	0,69	0,35	0,41	0,62	0,72	0,00	0,70	0,48

Tabela 5.1.4. Matriz similaridade de Sorensen (%), calculada a partir da dissimilaridade de Sorensen, considerando presença e ausência das espécies nas amostras.

	nativo 1	nativo 2	nativo 3	nativo 4	nativo 5	nativo 6	nativo 7	nativo 8	algodoal 1	algodoal 2	algodoal 3	algodoal 4	algodoal 5	algodoal 6	algodoal 7	algodoal 8	braquiária 1	braquiária 2	braquiária 3	braquiária 4	braquiária 5	braquiária 6	cambarazal 1	cambarazal 2	cambarazal 3	cambarazal 4	cambarazal 5	cambarazal 6	cambarazal 7	cambarazal 8
nativo 1	*	28,6	23,5	11,1	7,14	8,7	16,7	0	8,7	0	18,2	10,5	14,3	0	17,1	9,09	26,1	0	20	12,2	18,8	19,4	18,2	0	25	0	0	0	0	14,3
nativo 2	*	*	54,5	47,1	50	51,3	40	31,3	30,8	32,4	52,6	37	36,4	25	54,9	31,6	51,3	19,4	61,1	40	29,2	51,1	22,2	16,7	16,7	13,3	38,9	0	0	33,3
nativo 3	*	*	*	52,2	42,4	50	27,6	19	28,6	38,5	44,4	32,6	36,4	19	30	29,6	28,6	10	48	25,9	32,4	50	12,5	30,8	15,4	31,6	32	0	0	21,1
nativo 4	*	*	*	*	29,4	27,6	20	18,2	20,7	37	21,4	36,4	35,3	18,2	34,1	28,6	34,5	19	30,8	29,1	36,8	43,2	11,8	28,6	14,3	30	38,5	0	0	30
nativo 5	*	*	*	*	*	66,7	35	37,5	20,5	32,4	57,9	29,6	31,8	31,3	58,8	57,9	41	25,8	44,4	21,5	25	46,8	0	8,33	8,33	13,3	22,2	0	0	26,7
nativo 6	*	*	*	*	*	*	51,4	51,9	29,4	37,5	42,4	28,6	35,9	37	47,8	54,5	41,2	38,5	51,6	23,3	23,3	52,4	0	10,5	10,5	16	32,3	0	0	24
nativo 7	*	*	*	*	*	*	*	50	11,4	30,3	35,3	16	25	14,3	29,8	35,3	17,1	29,6	31,3	29,5	31,8	41,9	0	0	0	7,69	18,8	0	0	15,4
nativo 8	*	*	*	*	*	*	*	*	7,41	32	23,1	14,3	25	20	35,9	53,8	22,2	52,6	41,7	18,9	11,1	34,3	0	0	0	0	25	0	16,7	22,2
algodoal 1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	18,8	36,4	36,7	15,4	22,2	34,8	18,2	52,9	15,4	32,3	23,3	27,9	28,6	9,09	21,1	10,5	24	38,7	0	0	24
algodoal 2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	19,4	38,3	16,2	32	31,8	19,4	25	8,33	27,6	17,2	24,4	30	10	23,5	11,8	26,1	34,5	0	11,8	8,7
algodoal 3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	29,2	26,3	23,1	40	37,5	36,4	16	53,3	27,1	23,8	39	19	22,2	11,1	8,33	26,7	0	0	16,7
algodoal 4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	25,9	19	52,5	25	44,9	14,6	21,7	50,7	34,5	42,1	10,8	11,8	5,88	25	39,1	0	0	20
algodoal 5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	6,25	35,3	26,3	20,5	25,8	38,9	33,8	16,7	29,8	7,41	8,33	0	13,3	27,8	0	0	20
algodoal 6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	30,8	30,8	29,6	10,5	33,3	7,55	16,7	28,6	13,3	16,7	16,7	11,1	41,7	0	0	22,2
algodoal 7	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	35,6	47,8	31,6	37,2	36,1	25,5	44,4	5,88	12,9	6,45	16,2	46,5	0	0	32,4
algodoal 8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	30,3	32	33,3	20,3	23,8	53,7	0	0	0	0	13,3	0	0	16,7
braquiária 1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	23,1	51,6	30	27,9	42,9	27,3	21,1	21,1	24	25,8	0	0	24
braquiária 2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	26,1	11,5	0	23,5	0	0	0	0	17,4	0	0	47,1
braquiária 3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	28,1	15	41	31,6	25	25	9,09	35,7	0	0	36,4
braquiária 4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	34,8	38,2	8,33	4,44	0	11,8	21,1	0	4,44	11,8
braquiária 5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	58,8	6,45	7,14	7,14	23,5	20	0	0	5,88
braquiária 6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	6,67	7,41	7,41	18,2	20,5	0	0	24,2
cambarazal 1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	28,6	28,6	0	21,1	0	0	15,4
cambarazal 2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	50	20	25	0	0	20
cambarazal 3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	20	12,5	0	0	40
cambarazal 4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	27,3	0	20	12,5
cambarazal 5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0	0	27,3
cambarazal 6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0	0
cambarazal 7	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0
cambarazal 8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

5.2. Capítulo II (artigo) - Relações da ictiofauna de áreas inundáveis do Pantanal de Mato Grosso com abrigo e conectividade

Fábio Ricardo da Rosa
Emiko Kawakami de Resende

Resumo

O Pantanal é a maior planície inundável do mundo, mas apesar disso há poucos estudos sobre peixes de suas áreas temporariamente inundadas. Enfocamos as relações de algumas variáveis ambientais com a distribuição da ictiofauna em ambientes sazonalmente inundáveis no Pantanal Norte. Coletamos os peixes em parcelas de 25 m² cada, cercadas com redes de malha 3 mm e capturamos os peixes com redes de arrasto também com a mesma malha. Para cada habitat estudado, estimamos, dentre outros, a disponibilidade de abrigo (vegetação submersa) e a sua distância aos corpos de água permanentes. Utilizamos a análise multivariada HMDS para representar a estrutura da ictiocenose e análises de regressão múltiplas para testar o efeito das variáveis ambientais sobre riqueza de espécies, biomassa e estrutura da ictiocenose. Registramos relação positiva da ictiofauna com a disponibilidade de cobertura vegetal submersa e negativa com a distância de corpos de água permanentes. A riqueza de espécies apresentou forte relação com as variáveis ambientais, sobretudo com cobertura. A biomassa íctica também apresentou relação significativa com as variáveis ambientais, principalmente com a distância de corpos de água permanentes. Não houve relação entre a composição das ictiocenoses e a distância entre as parcelas, sequer a HMDs conseguiu resumir satisfatoriamente os padrões de presença e ausência entre as parcelas. Algumas espécies, contudo, apresentam distribuição mais restrita a ambientes próximos ou distantes de águas permanentes. Os resultados obtidos indicam que a dispersão pelas áreas temporariamente inundáveis do Pantanal diminui com a distância de corpos de água permanentes e há concentração em locais com densa cobertura vegetal, como as gramíneas nativas e as introduzidas.

Palavras-chave: peixes, bacia do Alto Rio Paraguai, ocupação de habitats, cobertura vegetal

Relationships of fishes with shelter and connectivity in floodable áreas in the Pantanal

Abstract

Pantanal is the world's biggest floodplain, with a lot of temporarily flooded environments. Despite this, there are few papers about fishes in these temporarily flooded habitats. We focus on the relationship between some measurable habitat characteristics and the distribution of the fishes in temporarily flooded habitats in the northern Pantanal. We collected fish using 30 plots with 25m² each surrounded by nets with mesh size of 3mm. Fishes inside were captured using the same mesh size net. For each plot we measured the shelter for fish provided by underwater vegetation cover and the distance of each plot to permanent water bodies. We used multivariate HMDS analyses to represent the fishes assembly structure and multiple linear regressions to verify the effect of habitat variables over fish richness, fishes biomass and fishes assembly structure. We found positive relationship between fishes and vegetation coverage and negative to the distance to the permanent water bodies. Fish richness shown strong relationship with habitat variables mainly with coverage. Similarly, fish's biomass was related with the habitat variables, principally with distance to the permanent water bodies. There was not relationship between fishes composition and distance of the plots, not even the HMDS got resume satisfactory the patterns of presence and absence between them. Some species, whatever showed distribution more restricted to environments next or distant to the permanent water bodies. These results show that fish dispersion in the Pantanal flooded areas is dependent on the distance to the permanent water bodies and concentrates in habitats with dense plant coverage, being native or exotic grasses.

Key words: fishes, Upper Paraguay basin, habitat occupation, plant cover

5.2.1. Introdução

A ictiofauna do Pantanal é bem conhecida em comparação a outras bacias da América do Sul (Willink *et al.*, 2000). Há estudos que abordam diversos aspectos da ictiofauna pantaneira, desde taxonomia (Britski *et al.*, 2007), alimentação (Resende, 2000; Resende *et al.*, 1997; 2000a; 2000b), história natural (Machado, 2003) e recursos pesqueiros (Resende, 1988; Catella, 2001; 2003; 2004; Penha, 2003). Contudo, como ocorre em outras planícies de inundação, os estudos são mais comuns em ambientes aquáticos permanentes que em temporários.

Estudos tratando da ictiofauna de planícies de inundação geralmente contemplam lagoas (Rodríguez e Lewis, 1997; Tejerina-Garro *et al.* 1998; Suárez *et al.* 2001, 2004; Granado Lorêncio *et al.* 2005), poças (Kodric-Brown & Brown, 1993; Baber *et al.* 2002; Pazin *et al.* 2006), canais secundários (Jepsen 1997) e nascentes (Hoeinghaus *et al.* 2003).

Ambientes sazonalmente inundáveis têm importância reconhecida para a ictiofauna como ambientes de alimentação, de crescimento, de obtenção de condicionamento reprodutivo, sítios de desova e refúgio de larvas, pós-larvas e juvenis de grande parte das espécies (Goulding, 1980; Agostinho & Zalewski, 1995; Agostinho *et al.* 2003; Resende, 2000, 2003, 2005; Junk *et al.* 2006).

Apesar da importância das áreas sazonalmente inundáveis para a ictiofauna do Pantanal, pouco se conhece sobre os fatores que afetam a distribuição e estrutura das ictiocenoses que ocupam esses ambientes temporários. A maioria dos estudos sobre peixes de alagados do Pantanal foi publicada recentemente (*e.g.* Fernandes *et al.*, 2010; Florentino & Penha, *in press*) ou ainda está na forma de manuscritos não publicados (*e.g.* Machado, 2003; Silva, 2009), assim são necessários maiores esforços para a compreensão do modo como peixes utilizam os recursos disponíveis nos alagados.

Estudos sobre utilização de habitats por peixes do Pantanal reincidentem na observação que peixes geralmente ocorrem associados a bancos de macrófitas (Suárez *et al.*, 2001; Melo *et al.*, 2003; Pacheco, 2005; Florentino, 2007; Milani, 2009; Rocha, 2009). Nesses casos, a cobertura por macrófitas é considerada sítio de forrageamento e/ou forma de abrigo.

A disponibilidade de abrigo é um atributo ambiental em micro-escala muito utilizado para explicar a estrutura de ictiocenoses (Chick & Mclvor, 1997), inclusive no Pantanal (*e.g.* Suárez *et al.*, 2001; 2004). Mais além, a ação dos predadores aquáticos e terrestres sobre a ictiofauna de alagados no Pantanal é considerada um dos principais fatores que regem o comportamento e escolha de habitats dos peixes (Machado, 2003), especialmente para formas larvais e juvenis de peixes que encontram, além de alimento, ambientes relativamente rasos com abundante cobertura vegetal que servem como abrigo contra predadores nas áreas inundadas do pantanal (Resende *et al.*, 1996; Peixer *et al.*, 2006).

Como quase não há rochas, depressões ou sulcos no substrato de fundo de alagados no Pantanal, por se tratar de uma planície com sedimentação recente, a disponibilidade de micro-habitats e abrigo para peixes é determinada pela a estrutura das fitofisionomias inundáveis, quer seja vegetação terrestre tolerante à inundação quer sejam macrófitas que se desenvolvem durante o período de cheia. Assim, dentre as abordagens deste trabalho está a

investigação da relação entre peixes e disponibilidade de cobertura vegetal em áreas temporariamente inundáveis.

Outro atributo ambiental considerado importante na estrutura de ictiocenoses de planícies de inundação é a conectividade com rios e outros corpos de água permanentes. A distância pode ser considerada uma medida (inversa) de conectividade entre ambientes aquáticos (Moilanen, 1988). Alguns estudos indicam relação entre ictiofauna de lagoas e poças com a distância aos rios (*e.g.* Suárez *et al.*, 2001; 2004; Granado-Lorêncio *et al.*, 2005; Baginski *et al.*, 2007), enquanto outros não registraram este efeito (*e.g.* Tejerina-Garro *et al.*, 1998). Assim esta abordagem também foi considerada no presente estudo, ao investigar o efeito da distância de corpos de água permanentes sobre a colonização das áreas temporariamente inundáveis.

A relação entre atributos da ictiofauna e a profundidade da coluna de água é reincidente em diferentes tipos de ambientes de planícies de inundação, como poças (Kodric-Brown & Brown, 1993; Pazin *et al.*, 2006), canais e lagoas marginais (Tejerina-Garro *et al.*, 1998; Cunico *et al.*, 2002; Petry *et al.*, 2003). No Pantanal a profundidade é reconhecida como uma das variáveis preditivas da ictiofauna de lagoas (Suárez, 2001; 2004) e também em áreas sazonalmente inundáveis, nas quais Fernandes *et al.* (2010) registraram incremento de espécies e do comprimento dos indivíduos com o aumento de profundidade.

A partir desses contextos, este estudo busca avançar na identificação das variáveis que definem as ictiocenoses de alagados do Pantanal. A metodologia de amostragem foi desenvolvida especialmente para inventariar as ictiocenoses de forma mais massiva e pontual e as hipóteses foram levantadas a partir de observações naturalísticas realizadas previamente.

A hipótese deste estudo é que, em condições de profundidade padronizada, as diferenças na riqueza de espécies e biomassa das ictiocenoses dos diferentes locais amostrados apresentam relação com a disponibilidade de abrigo (cobertura vegetal submersa) e/ou conectividade (distância de corpos de água permanentes).

5.2.2. Área de Estudos

A região do Pantanal é a maior planície inundável do mundo, com área de aproximadamente 140 mil Km² com relevo muito plano, altitudes entre 80 a 150m acima do nível do mar. O clima é marcado por duas estações bem definidas de chuva e seca. A pluviosidade média varia em torno de 800 a 1.200mm, o período de cheia na região ocorre geralmente de janeiro a abril e a temperatura média varia entre 27°C e 29°C em janeiro e 18° a 23° em julho (Dourojeanni, 2006).

A área de estudos está localizada no Pantanal de Mato Grosso, na drenagem do rio Cuiabá, nos municípios de Barão de Melgaço e Poconé. Além do rio Cuiabá, são importantes na hidrografia da região os rios São Lourenço, Mutum e Piraim (canal do Cuiabá), as baías Chacororé, Sinhá Mariana e do Coqueiro (Figura 5.2.1), além de muitos corixos, canais temporários por onde seguem as frentes de inundação.

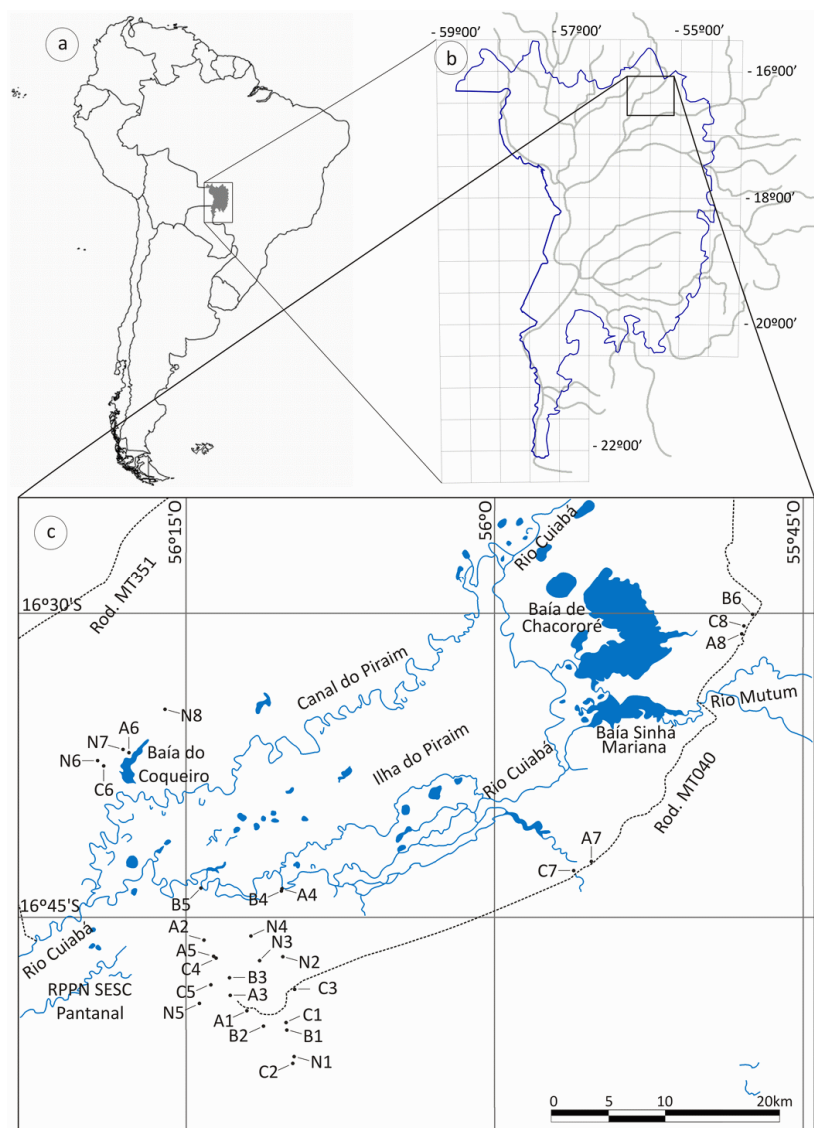


Figura 5.2.1. Localização do Pantanal na América do Sul (a), em “b”, localização da área de estudos em relação ao Pantanal, com contorno azul, e em “c” localização das parcelas de coleta de dados na área de estudos, especialmente em relação a corpos de água permanentes, que aparecem em azul. Fonte: desenhado a partir de cartas-imagem de Miranda & Coutinho (2004).

As áreas sazonalmente inundáveis da região são compostas por um mosaico de Florestas semi-decíduas, quatro tipos de Cerrado, matas inundáveis, campos com murundus e com capões, e matas inundáveis (Nunes da Cunha & Junk, 2001; 2009). Muitos dos campos inundáveis nativos da região, onde geralmente ocorriam capões e murundus, estão sendo substituídos por monoculturas de braquiárias e por pastagens invadidas por algodoads (Santos *et al.*, 2006) e cambarazais (Nascimento & Nunes da Cunha 1989).

Espécies do gênero *Brachiaria* foram introduzidas, a partir de pesquisas, como alternativa para melhorar a eficiência do uso de pastagens (Crispim & Branco, 2002). Recentemente, grandes áreas inundáveis com capim nativo foram substituídas por monoculturas, principalmente de *Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweick.

O algodoeiro, *Ipomoea carnea* subsp. *fistulosa* (Mart. ex Choisy), é uma espécie arbustiva invasora de pastagens, resistente à inundação, e cuja monodominância está associada ao manejo inadequado e ao “excesso de água” nas pastagens (Santos *et al.*, 2006).

Vochisia divergens Pohl (cambará), é uma espécie arbórea amazônica invasora de áreas de solos argilosos no Pantanal, ocupando áreas nos Pantaneais de Barão de Melgaço, Poconé e Paraguai (Silva *et al.*, 2000). Cambarazais podem apresentar várias espécies arbóreas, mas em geral são monodominantes (Nascimento & Nunes da Cunha, 1989; Arieira & Nunes da Cunha, 2006) e seu avanço sobre pastagens nativas e savanas inundáveis está relacionado com os ciclos plurianuais de seca e cheia no Pantanal nos últimos 30 anos (Nunes da Cunha & Junk, 2004).

5.2.3. Materiais e Métodos

As amostragens foram realizadas em dois períodos de cheia, entre 22 de fevereiro e 03 de março de 2008 e de primeiro a 14 de março de 2009. Trinta parcelas de amostragens (Tabela 5.2.1) foram distribuídas em uma área de aproximadamente 1.300 Km² (Figura 5.2.1), em campos nativos (parcelas N1 a N8), algodoais (A1 a A8) pastagens cultivadas com predomínio das gramíneas exóticas *Brachiaria* spp. (B1 a B6), e cambarazais (C1 a C8).

Tabela 5.2.1 . Localização das parcelas utilizadas neste estudo.

Parcelas	Abreviatura	Coordenadas geodésicas	Distância de corpos de
Nativo 1	N1	16°36'2,50"S 56° 09'47,0"O	13.346,7
Nativo 2	N2	16°32'38,4"S 56°10'41,7"O	6.360,4
Nativo 3	N3	16°32'18,8"S 56°11'56,1"O	5.614,1
Nativo 4	N4	16°30'53,0"S 56°11'57,8"O	3.057,9
Nativo 5	N5	16°33'53,5"S 56°13'57,2"O	8.598,3
Nativo 6	N6	16°22'23,6"S 56°19'19,4"O	2.126,1
Nativo 7	N7	16°21'52,4"S 56°17'59,4"O	748,7
Nativo 8	N8	16°19'58,2"S 56°16'17,1"O	3.073,4
Algodoal 1	A1	16°34'22,4"S 56°11'57,5"O	9.445,3
Algodoal 2	A2	16°31'26,5"S 56°14'14,1"O	4.697,6
Algodoal 3	A3	16°33'55,8"S 56°12'34,4"O	8.782,1
Algodoal 4	A4	16°28'38,0"S 56°10'21,7"O	110,7
Algodoal 5	A5	16°32'36,3"S 56°13'41,1"O	6.682,9
Algodoal 6	A6	16°21'58,4"S 56°17'48,8"O	396,9
Algodoal 7	A7	16°27'14,0"S 55°55'23,6"O	721,7
Algodoal 8	A8	16°16'13,9"S 55°47'56,8"O	3.737,6
Braquiária 1	B1	16°34'59,0"S 56°10'16,5"O	10.861,7
Braquiária 2	B2	16°34'57,1"S 56°11'04,2"O	10.544,8
Braquiária 3	B3	16°33'31,9"S 56°12'55,4"O	8.251,9
Braquiária 4	B4	16°28'35,7"S 56°10'21,8"O	39,9
Braquiária 5	B5	16°28'37,2"S 56°14'17,5"O	73,5
Braquiária 6	B6	16°15'07,9"S 55°47'20,1"O	4.382,6
Cambarazal 1	C1	16°34'45,4"S 56°10'18,1"O	10.444,7
Cambarazal 2	C2	16°36'24,3"S 56° 9'46,3"O	13.464,8
Cambarazal 3	C3	16°33'28,2"S 56° 9'60,0"O	8.285,2
Cambarazal 4	C4	16°32'51,2"S 56°13'28,0"O	7.127,8
Cambarazal 5	C5	16°33'46,2"S 56°13'25,1"O	8.829,5
Cambarazal 6	C6	16°22'34,0"S 56°19'07,0"O	1.731,0
Cambarazal 7	C7	16°27'40,4"S 55°56'02,5"O	743,9
Cambarazal 8	C8	16°15'50,9"S 55°47'52,9"O	3.781,1

Como critérios para a localização das parcelas foram observados: (1) conectividade com rios e lagoas durante a cheia, evitando-se assim as áreas inundadas apenas pela chuva; (2) altura padronizada da coluna de água das parcelas, com 0,50m em média de altura e variações entre 0,45m e 0,56m para evitar efeito de diferentes níveis de inundação; (3) pelo menos dois quilômetros de distância entre as parcelas de uma mesma fisionomia vegetal.

Foram obtidas coordenadas geodésicas das parcelas (*Dattum Córrego Alegre*), com as quais foram estimadas as distâncias em linha reta entre as parcelas e entre parcelas e corpos de água perenes, com auxílio do programa computacional SPRING 5.1 (Câmara *et al.*, 1996; INPE, 2003) e de cartas-imagem georeferenciadas obtidas de Miranda & Coutinho (2004).

As parcelas consistem em áreas quadradas com 25m² e cinco metros de lado. Nos lados de cada parcela foram abertas trilhas na vegetação para acomodar redes de cerco com 1,5m de altura e malha de 3 mm de entrenós. As trilhas eram abertas com ancinhos de mão, para reduzir a produção de barulho. Quatro estacas tubulares de aço galvanizado com 1,6m eram introduzidas no substrato (solo) nos cantos das parcelas para sustentar rede de cerco. Estas estacas são munidas de brocas na ponta inferior, o que permite atarraxar as estacas no solo, sem a necessidade de bater para introduzi-las. Os cuidados com a redução do barulho no processo de fixação da estrutura de cerco destinaram-se a diminuir o afugentamento de peixes da parcela e entorno.

A rede de cerco, contínua em todo o perímetro da parcela, era acoplada através de quatro tarugos de madeira nas hastes tubulares dos cantos das parcelas. Contudo, a rede não era estendida de imediato, mas mantida suspensa para fora da água por pinos atravessados em furos transversais nas hastes tubulares. Os pinos de suspensão da rede de cerco podem ser removidos facilmente, o que faz com que a rede de cerco, equipada com uma série extra de chumbadas afunde rapidamente até o substrato. Esse “disparo” do cerco foi feito sempre concomitantemente com os quatro pinos, por meio de cordas finas, após um período de pelo menos meia hora, durante o qual os coletores esperavam em silêncio e à distância de pelo menos 30 metros para fechar o cerco.

Após fechar o cerco, a borda inferior da rede de cerco era enterrada utilizando o próprio substrato do interior da parcela. Como resultado, a rede de cerco ficava estendida desde o substrato, passando pela coluna de água (0,5m) até pelo menos 0,7 metros acima da superfície. Toda a vegetação herbáceo-arbustiva do interior das parcelas era arrancada pela raiz e lavada vigorosamente dentro da própria parcela, a fim de extrair os animais associados. Consecutivamente foram realizados dez arrastos com rede seis metros de extensão, 1,5 metro de altura e malha com 3 mm de entrenós para capturar os peixes, vasculhando-se também a serrapilheira e restos orgânicos retidos na rede durante o arrasto. Os peixes capturados foram fixados em solução com 4% de formol.

O desenvolvimento desta metodologia de cerco com disparo-remoto teve como objetivo aumentar o esforço amostral, com área maior e em relação à metodologia de *throw trap*, mas mantendo a possibilidade de estimar biomassa e densidades como ocorre com esta última (Jordan, 1997).

A cobertura vegetal submersa é utilizada neste estudo como medida de disponibilidade de micro-habitats (abrigo) para peixes em áreas temporariamente alagadas. Para obter dados sobre a disponibilidade das classes de formas de cobertura vegetal submersa foi utilizado o método fitossociológico de Amostragem por Ponto Quadrado descrito por Slingsby & Cook (1986), destinado a quantificar cobertura vegetal de formas arbustivas e herbáceas, e que consiste em posicionar verticalmente um arame reto (1,83m de extensão) com poucos milímetros de espessura em posições pré-determinadas ao longo de 100 pontos em um transecto. As formas de cobertura que estiverem em contato com o arame são

classificadas e contadas. Um índice é calculado para cada classe de formas de cobertura e para a soma das formas de cobertura, segundo a equação:

$$C_i (\%) = \frac{n_i}{NT} \times 100$$

onde “ n_i ” é o número de contatos com o arame e NT é o número de pontos no transecto.

Esse índice é uma estimativa quantas estruturas ocorrem em uma linha vertical em cada ponto do transecto (Slingsby & Cook, 1986). Neste estudo, o índice de cobertura foi utilizado exclusivamente para estruturas vegetais submersas, aproveitando a elevada transparência da água para fazer as observações. Os transectos utilizados consistiam linhas retas passando paralelamente a cinco metros de distância de cada parcela, tinham com a mesma profundidade das parcelas e 20 metros de extensão. Os transectos eram demarcados pelo posicionamento de uma corda fina com 100 nós em intervalos de 20 cm. Ao lado de cada nó posicionava-se verticalmente o arame e eram contados quantos contatos com estruturas vegetais ocorriam na coluna de água.

Em laboratório os peixes foram transferidos para álcool 70%, pesados, identificados e contados. A identificação de formas jovens e adultas das espécies foi realizada com base em Britsky *et al.* (2007), enquanto que para algumas formas pós-larvais e juvenis foi utilizado Nascimento & Araújo Lima (2000). Material testemunho foi depositado na Coleção de Vertebrados da UFMS. A biomassa íctica de cada parcela foi estimada a partir do peso úmido das amostras fixadas. O número de espécies registradas em cada parcela foi utilizado diretamente como medida de riqueza de espécies para fins de análise. Para a riqueza de espécies de toda a área foi utilizado o estimador Chao 2 (Chao *et al.*, 2005; Colwell, 2009), com auxílio do programa computacional Estimates Win820 (Colwell, 2009)

Para testar relações entre a riqueza de espécies e biomassa íctica com a disponibilidade de cobertura submersa total (índice de cobertura) e distância de corpos de água permanentes foram utilizadas Análises de Regressão Múltipla, considerando nível de significância menor que 0,05.

Obtivemos uma matriz de similaridade de Sorensen entre as parcelas com auxílio do programa computacional Biodiversity Pro (McAleece, 1997). Analisamos a relação entre dissimilaridade de Sorensen (quanto à presença e ausência de espécies) e distância geográfica entre as parcelas com uso de teste de Mantel, com auxílio do programa R statistics (R Development Core Team, 2010, pacote Vegan, Oksanen *et al.*, 2010), com 1000 aleatorizações. Isto equivale a verificar se parcelas próximas espacialmente têm ictiocenoses mais similares em comparação às parcelas distantes.

Para resumir os padrões de composição (presença e ausência) das espécies nas parcelas utilizamos uma análise multivariada de HMDS com auxílio do programa computacional R statistics (R Development Core Team, 2010), pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2010). Para ilustrar a ocupação de habitats pelas espécies mais representativas ao longo de um gradiente de distância de águas permanentes utilizamos elaboramos um gráfico, com auxílio do programa computacional R statistics (R Development Core Team, 2010), pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2010), plotando a biomassa das espécies ao longo das parcelas, ordenando tanto as parcelas quanto as espécies em relação à distância de águas permanentes.

5.2.4. Resultados

As trinta parcelas amostradas apresentaram grandes diferenças tanto de disponibilidade de cobertura submersa (12% a 537%), quanto de distância em relação a corpos de água permanentes (entre 40 e 13465m, Tabela 5.2.2). Estas duas variáveis não foram auto-correlacionadas (coeficiente de correlação de Spearman de 0,27). As parcelas em cambarazais apresentaram os menores valores de cobertura submersa disponível em relação às demais.

Tabela 5.2.2. Variáveis ambientais e bióticas obtidas neste estudo.

Parcelas	Distância de corpos de água permanentes (m)	Cobertura submersa total disponível (%)	Riqueza de espécies	Abundância de indivíduos	Biomassa íctica (g)
Nativo 1	13346,7	169	6	14	13,2
Nativo 2	6360,4	241	22	88	172,2
Nativo 3	5614,1	240	11	47	61,1
Nativo 4	3057,9	291	12	50	225,3
Nativo 5	8598,3	266	22	113	225,6
Nativo 6	2126,1	387	17	144	69,8
Nativo 7	748,7	379	18	96	50,8
Nativo 8	3073,4	137	10	31	57,5
Algodoal 1	9445,3	396	17	40	51,8
Algodoal 2	4697,6	171	15	449	141,8
Algodoal 3	8782,1	157	16	55	84,5
Algodoal 4	110,7	174	32	228	233
Algodoal 5	6682,9	202	22	55	313,9
Algodoal 6	396,9	161	10	33	953,3
Algodoal 7	721,7	265	29	123	323,3
Algodoal 8	3737,6	237	16	54	52,9
Braquiária 1	10861,7	234	17	71	45,5
Braquiária 2	10544,8	181	9	89	46,7
Braquiária 3	8251,9	201	14	41	46,3
Braquiária 4	39,9	325	43	454	955,4
Braquiária 5	73,5	368	26	124	151,9
Braquiária 6	4382,6	537	25	338	247,5
Cambarazal 1	10444,7	17	5	13	21,5
Cambarazal 2	13464,8	30	2	5	12,2
Cambarazal 3	8285,2	39	2	2	9,6
Cambarazal 4	7127,8	45	8	11	32,4
Cambarazal 5	8829,5	77	14	66	126,1
Cambarazal 6	1731	18	0	0	0
Cambarazal 7	743,9	22	2	5	2,3
Cambarazal 8	3781,1	73	8	27	139,8
Totais			101	2866	4867,2

Foram coletados 2866 indivíduos de 101 espécies de 20 famílias e cinco ordens de peixes nas 30 parcelas estudadas (Tabela 5.2.3). A estimativa da riqueza de espécies para a área de estudos foi de 117 espécies, segundo o método Chao2, indicando sucesso de captura de 86,3% do estimado. Dados detalhados sobre abundância e biomassa das espécies de peixes nas parcelas podem ser encontrados em Rosa (2011) disponível em formato digital na Biblioteca Virtual da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

As ordens taxonômicas com maior representatividade foram Characiformes e Siluriformes, a seguir Gymnotiformes, Perciformes, Cyprinodontiformes e Symbranchiformes, o que é semelhante ao padrão para a ictiofauna dulcícola Neotropical (Lowe-McConnell, 1999). Characidae foi a família com maior riqueza de espécies. As espécies mais abundantes foram *Crenicichla lepidota*, *Eigenmannia trilineata*, *Serrapinus kriegi*, *Astyanax asuncionensis*, *Corydoras hastatus*, *Odontostilbe pequirá*, *Aequidens plagiozonatus* e *Curimatella dorsalis*, pertencentes a três ordens e cinco famílias.

Tabela 5.2.3. Taxa registrados neste estudo.

Ordem	Família	Espécies
CHARACIFORMES	Characidae	<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> (Menezes, 1992)
		<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)
		<i>Aphyocharax anisitsi</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)
		<i>Aphyocharax paraguayensis</i> (Eigenmann, 1915)
		<i>Astyanax abramis</i> (Jenyns, 1842)
		<i>Astyanax asuncionensis</i> (Géry, 1972)
		<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1829)
		<i>Brachygalcinus retrospina</i> (Boulenger, 1892)
		<i>Bryconamericus chapadae</i> (Fowler, 1906) syn. <i>Knodus chapadae</i>
		<i>Bryconops melanurus</i> (Bloch, 1794)
		<i>Cynopotamus argenteus</i> (Valenciennes, 1836)
		<i>Galeocharax humeralis</i> (Valenciennes, 1834)
		<i>Gymnocorymbus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)
		<i>Hemigrammus marginatus</i> (Ellis, 1911)
		<i>Hemigrammus ulreyi</i> (Boulenger, 1895)
		<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)
		<i>Markiana nigripinnis</i> (Perugia, 1891)
		<i>Metynnis mola</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)
		<i>Mylossoma paraguayensis</i> (Norman, 1928)
		<i>Moenkhausia dichrourea</i> (Kner, 1858)
		<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)
		Myleinae não identificado
		<i>Odontostilbe paraguayensis</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)
		<i>Odontostilbe pequirá</i> (Steindachner, 1882)
		<i>Phenacogaster tegatus</i> (Eigenmann, 1911)
		<i>Piabucus melanostoma</i> (Holmberg, 1891)
		<i>Poptella paraguayensis</i> (Eigenmann, 1907)
		<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)
		<i>Serrapinnus callurus</i> (Boulenger, 1900)
		<i>Serrapinnus kriegi</i> (Schindler, 1973)
		<i>Serrapinnus microdon</i> (Eigenmann, 1915)
		<i>Serrasalmus maculatus</i> (Kner, 1858)
		<i>Serrasalmus marginatus</i> (Valenciennes, 1837)
		<i>Tetragonopterus argenteus</i> (Cuvier, 1816)
		<i>Triportheus nematurus</i> (Kner, 1858)
		<i>Triportheus paranensis</i> (Günther, 1874)
	Crenuchidae	<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> (Eigenmann, 1909)
	Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)
	Curimatidae	<i>Curimatella dorsalis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)
		<i>Cyphocharax gillii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)
		<i>Potamorhina squamoralevis</i> (Braga & Azpelicueta, 1983)
		<i>Psectrogaster curviventris</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)
		<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)
	Anostomidae	<i>Steindachnerina conspersa</i> (Holmberg, 1891)
		<i>Steindachnerina nigrotaenia</i> (Boulenger, 1902)
		<i>Abramites hypselonotus</i> (Günther, 1868)
		<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)
		<i>Leporinus lacustris</i> (Campos, 1945)
		<i>Leporinus macrocephalus</i> (Garavito & Britski, 1988)
		<i>Leporinus striatus</i> (Kner, 1858)
		<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)

Tabela 5.2.3. (continuação)

Ordem	Família	Espécies
CHARACIFORMES	Lebiasinidae	<i>Pyrrhulina australis</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)
	Erythrinidae	<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> (Spix, 1829) <i>Hoplias</i> gr. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)
GYMNOTIFORMES	Rhamphichthyidae	<i>Rhamphichthys hahni</i> (Meinken, 1937) <i>Rhamphichthys</i> sp.
		<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839) <i>Gymnotus paraguensis</i> (Albert & Crampton, 2003)
	Sternopygidae	<i>Eigenmannia trilineata</i> (López & Castelo, 1966) <i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842) <i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)
	Hypopomidae	<i>Brachyhypopomus</i> sp.A <i>Brachyhypopomus</i> sp.B <i>Brachyhypopomus</i> sp.C
		<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)
		<i>Anadoras weddellii</i> (Castelnau, 1855)
SILURIFORMES	Doradidae	<i>Merodoras nheco</i> (Higuchi, Birindelli, Souza & Britski, 2007) <i>Platydoras armatulus</i> (Valenciennes, 1840)
		<i>Parauchenipterus striatulus</i> (Steindachner, 1876) <i>Trachelyopterus coriaceus</i> (Valenciennes, 1840)
	Auchenipteridae	<i>Lucioplimesodus pati</i> (Valenciennes, 1840)
		<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1840)
		<i>Pimelodella mucosa</i> (Eigenmann & Ward, 1907)
	Pimelodidae	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829) <i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824) <i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801) <i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758) <i>Corydoras aeneus</i> (Cill, 1858) <i>Corydoras areio</i> (Knaack, 2000) <i>Corydoras hastatus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888) <i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828) <i>Leptoplosternum pectorale</i> (Boulenger, 1895) <i>Megalechis personata</i> (Ranzani, 1841)
		<i>Hypoptopoma inexpectatum</i> (Holmbergh, 1893)
		<i>Liposarcus anisitsi</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)
		<i>Plesiolebias glaucopetrus</i> (Costa & Lacerda, 1988)
		<i>Pterolebias longipinnis</i> (Garman, 1895)
		<i>Pterolebias phasianus</i> (Costa, 1988)
		<i>Rivulus punctatus</i> (Boulenger, 1895)
		<i>Trigonectes balzanii</i> (Perugia, 1891)
		<i>Aequidens plagiozonatus</i> (Kullander, 1984)
		<i>Apistogramma borellii</i> (Regan, 1906)
		<i>Apistogramma trifasciata</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)
		<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel, 1840)
		<i>Bujurquina vittata</i> (Heckel, 1840)
		<i>Chaetobranchopsis australis</i> (Eigenmann & Ward, 1907)
		<i>Crenicichla lepidota</i> (Heckel, 1840)
		<i>Crenicichla semifasciata</i> (Heckel, 1840)
		<i>Crenicichla vittata</i> (Heckel, 1840)
	Callichthyidae	<i>Gymnogeophagus balzanii</i> (Perugia, 1891)
		<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)
CYPRINODONTIFORMES	Rivulidae	
PERCIFORMES	Cichlidae	
SYMBRANCHIFORMES	Synbranchidae	

A biomassa total de peixes foi de 4,87Kg (Tabela 5.2.2), em média 9,74g por m², valor comparável ao amostrado em lagoas do Pantanal (e.g. Catella, 1992). A biomassa média por indivíduo foi de apenas 1,7g, pois quase todos os peixes coletados eram de pequeno porte ou formas jovens e juvenis de peixes de médio e grande porte.

Devido à auto-correlação entre abundância e biomassa íctica (Coeficiente de correlação de Spearman de 0,71), optamos em utilizar somente a biomassa como medida de abundância das espécies, uma vez que os valores de abundância ou densidade de indivíduos podem ser influenciados pela grande diferença de tamanho observada entre indivíduos. Os valores de biomassa apresentados, ainda são facilmente convertidos em biomassa por metro

quadrado (g/m^2), dividindo-os por 25 (pois são 25m^2 de parcela), afinal também uma medida de densidade.

Padrões registrados

O modelo de regressão múltipla obtido explicou 50% da variação da riqueza de espécies de peixes como dependentes da disponibilidade de cobertura vegetal submersa e da distância de corpos de água perenes ($\text{Riqueza} = 0,045\text{Cobertura} - 0,001\text{Distância} + 9,117$, com $R^2 = 0,50$, $F = 13,505$ e $p < 0,001$, Figura 5.2.3). Individualmente, a riqueza de espécies teve relação positiva significativa com a disponibilidade de cobertura submersa ($p < 0,001$ e tolerância de 0,922), porém relação negativa não significativa com a distância de corpos de água permanentes ($p = 0,103$ e tolerância de 0,922).

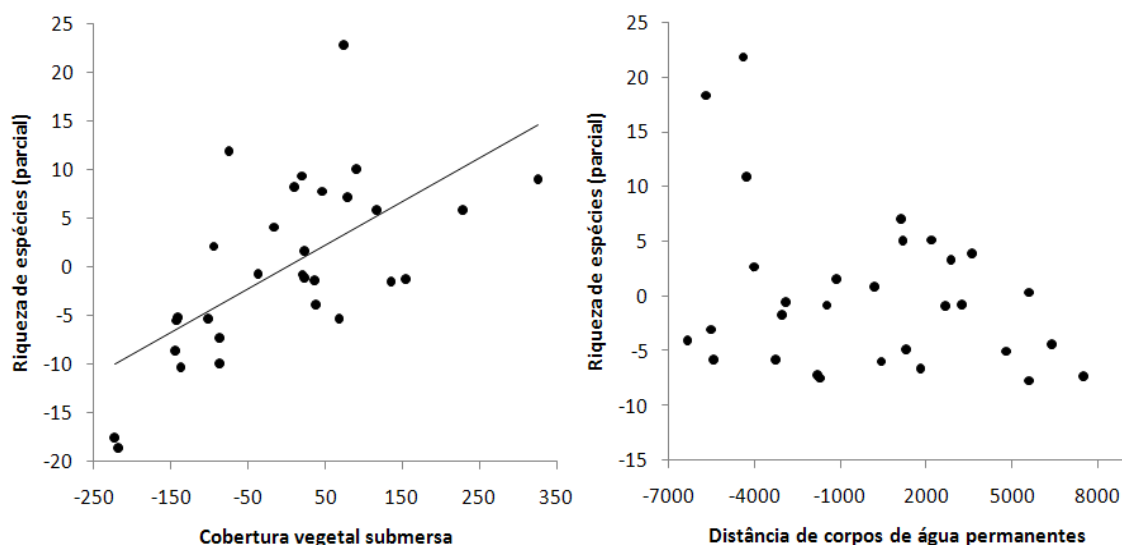


Figura 5.2.3. Parciais de análise de regressão múltipla mostrando o efeito da cobertura vegetal submersa e distância de corpos de água permanentes sobre a riqueza de espécies nas parcelas.

Quanto à biomassa íctica, o modelo múltiplo obtido ($\text{Biomassa} = 0,236\text{Cobertura} - 0,023\text{Distância} + 243,709$, com $R^2 = 0,218$, $F = 3,755$ e $p = 0,036$) foi significativo, mas explicou apenas 22% da variação da biomassa íctica em função da disponibilidade de cobertura vegetal submersa e da distância de corpos de água perenes (Figura 5.2.4). Individualmente, a biomassa íctica teve relação negativa significativa com a distância de corpos de água permanentes ($p = 0,028$ e tolerância de 0,922), porém relação não significativa com a disponibilidade de cobertura submersa ($p = 0,461$ e tolerância de 0,922).

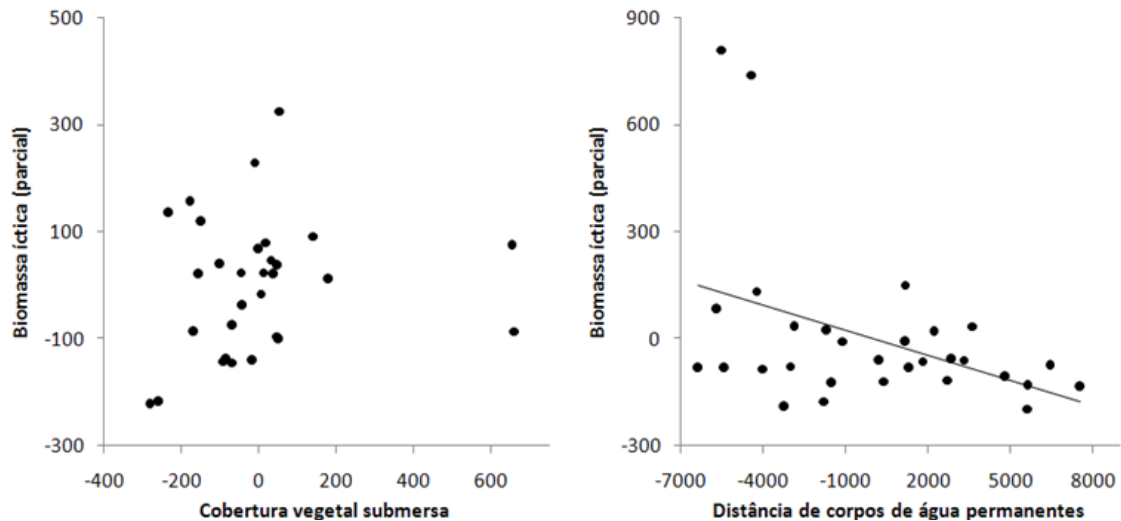


Figura 5.2.4. Parciais de análise de regressão múltipla mostrando o efeito da cobertura vegetal submersa e distância de corpos de água permanentes sobre a biomassa íctica nas parcelas.

A similaridade entre as ictiocenoses das parcelas não apresentou nenhuma relação com a distância geográfica entre as parcelas (teste de Mantel, $p=0.598$), indicando que a distância entre os meso-habitats não influencia a composição da ictiofauna em alagados. Também a análise de HMDs não resumiu adequadamente a composição da ictiocenose amostrada (stress de cerca de 20% com três eixos selecionados).

Quase todas as espécies mais representativas ocuparam todo o gradiente de distância entre as parcelas e os corpos de água permanentes (Figura 5.2.6), porém algumas foram registradas predominantemente em parcelas próximas de rios e lagoas (como *Potamorhina squamoralevis*, *Curimatella dorsalis*, *Poptella paraguayensis*, *Pterolebias longipinnis*, *Pterolebias phasianus* e *Liposarcus anisitsi*) e outras ocorreram principalmente em parcelas distantes (como *Triportheus paranensis*, *Leporinus lacustris*, *Sorubim lima*, *Hoplosternum littorale* e *Chaetobranchopsis australis*).

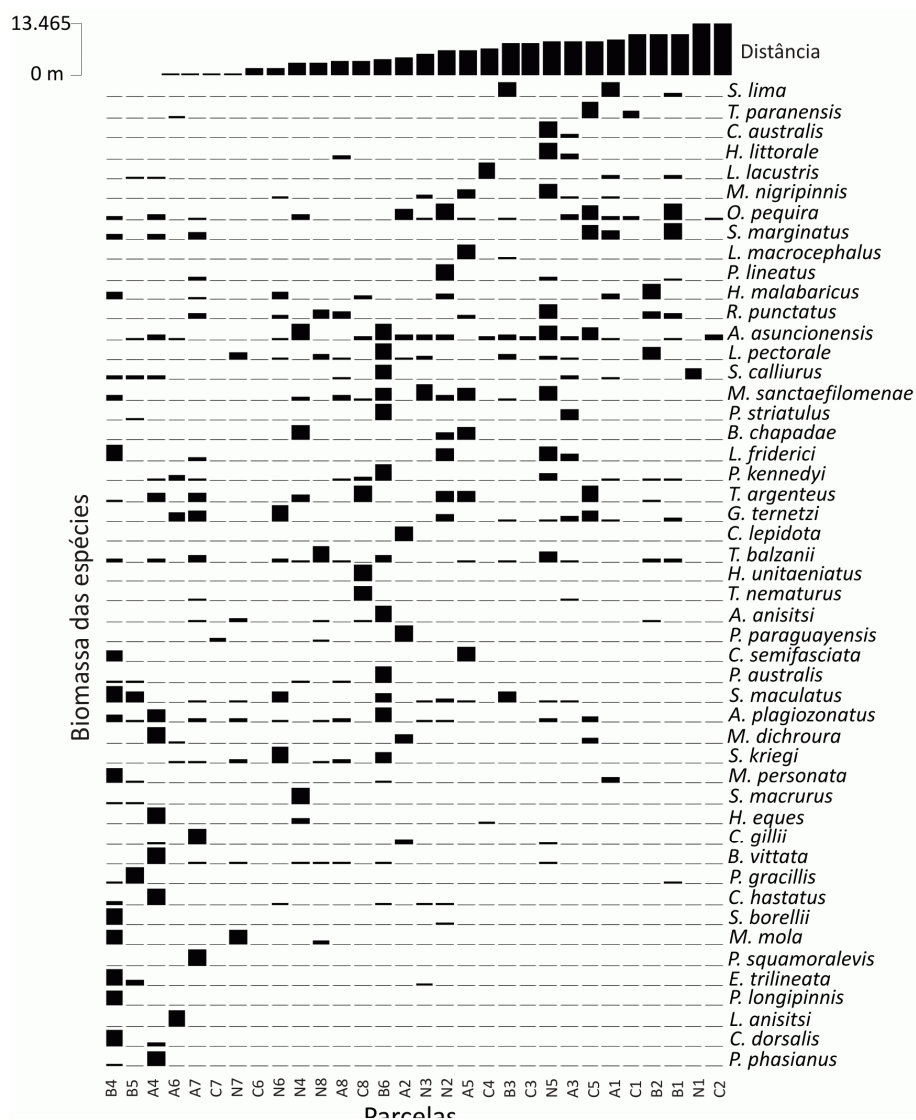


Figura 5.2.6. Distribuição da biomassa das espécies mais importantes sobre o gradiente formado pelas parcelas ordenadas em função da distância de corpos de água permanentes.

5.2.5. Discussão

Os valores de riqueza de espécies e biomassa íctica registrados neste estudo são comparáveis aos descritos em ambientes permanentes como rios e lagoas no Pantanal (Catella, 1992; Suárez *et al.*, 2001; Melo *et al.*, 2003; Marques & Resende, 2005).

As relações encontradas indicam que, sob as condições padronizadas de profundidade, os atributos riqueza e biomassa ícticas são influenciados principalmente pela cobertura vegetal submersa disponível, e distância de corpos de água permanentes, enquanto que a composição da ictiofauna não esteve relacionada a nenhuma das variáveis estudadas.

A diferença entre os 50% de variação de riqueza de espécies explicado pelo modelo multivariado deste estudo com os 85% da variação explicada na riqueza de espécies no modelo de Fernandes *et al.* (2010), o qual inclui a profundidade dos ambientes, indica que a profundidade de ambientes sazonalmente inundáveis influencia ainda mais a riqueza de espécies da ictiofauna em alagados do Pantanal que disponibilidade de cobertura vegetal submersa e conectividade.

De fato, a profundidade é citada como uma das principais variáveis a influenciar a ictiofauna em corpos de água permanentes do Pantanal (Suarez *et al.*, 2001) e em outras áreas inundáveis (Rodríguez & Lewis 1997; Tejerina-Garro *et al.*, 1998; Baber *et al.*, 2002; Petry *et al.*, 2003; Pazin *et al.*, 2006, Pelicice *et al.*, 2008). Fernandes (2007) e Fernandes *et al.* (2010) encontraram relações entre ictiofauna e profundidade e distância de corpos de água permanentes em alagados, mas não registraram relações com os tipos de vegetação, indicando que a disponibilidade de cobertura vegetal submersa pode ser o terceiro fator conhecido a influenciar a ictiofauna de alagados no Pantanal, em ordem de importância.

A relação entre conectividade (enquanto inverso da distância) com composição da ictiofauna e secundariamente com riqueza de espécies e biomassa era esperada, a julgar pelo estudo de Fernandes *et al.* (2010) em alagados, ou pelos estudos que demonstraram este efeito em lagoas do Pantanal (Súarez *et al.*, 2004) e em outras planícies de inundação (Baber *et al.*, 2002; Granado-Lorêncio *et al.*, 2005).

Algumas espécies parecem estar limitadas a parcelas mais próximas de ambientes aquáticos permanentes, outras estão distribuídas em diferentes distâncias, ou mesmo predominantemente em parcelas distantes. Este padrão é semelhante ao verificado no estudo de Granado-Lorêncio *et al.* (2005), no qual espécies sedentárias tiveram sua dispersão mais fortemente influenciada pela distância de lagoas ao rio Amazonas.

A influência da cobertura vegetal sobre riqueza de espécies em alagados era esperada, pois situação semelhante foi descrita em um reservatório na bacia do Alto Rio Paraná, onde Pelicice *et al.* (2008) registraram fortes relações entre a estrutura de micro-habitats em macrófitas submersas com a riqueza e a densidade de peixes. Estes autores consideram a biomassa e o volume de macrófitas submersas disponíveis como variáveis ambientais importantes para as ictiocenoses incluindo fonte alimentar, sítio reprodutivo e abrigo.

As relações com cobertura vegetal descritas neste estudo têm também um paralelo mais próximo, em rios e lagoas do Pantanal, nos quais há forte associação da maioria das espécies de peixes à macrófitas (Súarez *et al.*, 2001; 2004). Acreditamos que a vegetação gramíneo-arbustiva de alagados tem, durante a estação cheia, importância semelhante às macrófitas de corpos de água permanentes.

Uma vez que parcelas em cada fitofisionomia apresentaram, entre si, grandes diferenças de composição das ictiocenoses e muitas espécies foram comuns a todas as fitofisionomias, aparentemente a seleção de hábitat ocorre em micro-escala, não na escala fitofisionômica, o que está de acordo com o preconizado com estudos experimentais (Chick & McIvor, 1997; Pelicice *et al.*, 2008) e observações naturalísticas (Machado, 2003).

Em tempo, é preciso esclarecer que a metodologia utilizada neste estudo não permite obtenção de dados sobre hábitos alimentares com análise do conteúdo estomacal dos indivíduos coletados. Durante a remoção da vegetação na área cercada das parcelas, muitos itens alimentares associados às raízes no substrato, ou suspensos em ramos acima da água foram lançados na coluna de água e ingeridos pelos peixes, que, por sua vez, continuaram se alimentando, mesmo depois de cercados (observação pessoal). Isto gerou um artefato amostral que impede a utilização da metodologia para estudos de dieta da maioria das espécies de peixes registradas. Contudo, para os demais enfoques indicamos o uso dessa metodologia de cerco com disparo remoto, bem de outras metodologias, pois aguardamos estudos comparativos, antíteses ou complementações dos padrões aqui registrados.

5.3. Capítulo III (artigo) - Consequências da simplificação de campos nativos pela invasão de cambarazais, algodoais e pela monocultura de braquiárias sobre a ictiofauna de alagados no Pantanal de Mato Grosso

Fábio Ricardo da Rosa
Emiko Kawakami de Resende

Resumo

As áreas inundáveis do Pantanal são importantes ambientes de alimentação, crescimento e desova para a ictiofauna. A vegetação das áreas inundáveis passa por fortes mudanças, parte por causas climáticas, parte ocasionada pelo manejo humano da paisagem. São exemplos dessas mudanças climáticas ou antrópicas a substituição de campos nativos pela expansão de algodoais (*Ipomoea carnea*), cambarazais (*Vochysia divergens*) e pela introdução das forrageiras *Brachiaria* spp. Avaliamos as consequências dessas substituições sobre a ictiofauna em áreas alagáveis do Pantanal Norte. Comparamos riqueza de espécies, biomassa e abundância das ictiocenoses coletadas em 30 parcelas com 25 m². Registramos 101 espécies de peixes de variados grupos taxonômicos e funcionais, incluindo espécies reofílicas e de interesse à pesca. Cambarazais apresentaram os menores valores de riqueza de espécies, abundância e biomassa de peixes, o que indica baixa funcionalidade para peixes e efeito negativo da invasão desta fitofisionomia sobre campos nativos. Algodoads e braquiárias apresentaram os maiores valores de riqueza e biomassa, mas não foi possível inferir estatisticamente que estas fitofisionomias tenham influência positiva sobre a ictiofauna, em comparação a campos nativos. A disponibilidade de cobertura vegetal submersa nas parcelas (dentre outras variáveis) pode explicar esses padrões, pois algodoais e braquiárias apresentaram tanta ou mais cobertura quanto campos nativos, enquanto que cambarazais apresentaram os menores valores de cobertura.

Palavras-Chave: peixes, áreas inundáveis, impactos ambientais

Consequences of native fields simplification by cambarazais and algodoais invasion and *Braquiaria* pastures over fishes on flooded areas in northern Pantanal

Abstract

Pantanal flooded areas are important feeding, growth and spawn sites for fishes. Both climatic and human causes are changing the vegetation on these areas. For instance, native fields have being replaced by algodoais (*Ipomoea carnea*), cambarazais (*Vochysia divergens*) and exotic *Brachiaria* spp. pastures. We studied the consequences of these landscape replacements over fishes in northern Pantanal flooded areas. We compared species richness, fishes biomass and abundance in those four vegetation types using thirty 25 m² quadrants. We registered 101 species of several taxonomic and ecological groups, including migratory ones of interest to fisheries. Cambarazais showed the lowest values on species richness, fishes abundance and biomass, which indicates low functionality and negative effect of cambarazal vegetation over native fields. Algodoads and *Brachiaria* spp. pastures presented the highest richness and biomass values, however it was not possible to statistically determine that these vegetation types have positive influence over the fishes, in comparison to native fields. The flooded vegetation cover availability (between other variables) may explain these patterns, since algodoais and *Brachiaria* spp. pastures presented as much as cover or even more than native fields, while cambarazais showed the lowest cover values.

Key words: fishes, flooded areas, environmental impacts

5.3.1. Introdução

Este é um estudo independente, aplicado à investigação das conseqüências do cenário sócio-econômico-ambiental atual, envolvendo o manejo de áreas inundáveis, sobre a ictiofauna do Pantanal de Mato Grosso.

Alagados têm importância reconhecida para a ictiofauna como ambientes de alimentação e de crescimento de peixes adultos (obtenção de condicionamento reprodutivo, Resende, 2005), de larvas, pós-larvas e juvenis (conhecidos comercialmente como “alevinos”) e como locais de desova (Goulding, 1980; Agostinho & Zalewski, 1995; Agostinho *et al.* 2003; Resende, 2000, 2003).

No Pantanal, o uso das áreas inundáveis pelos peixes é mais intenso que em outras planícies de inundação, garantindo maior produtividade (Junk & Silva, 1999; Resende; Resende 2005; Junk *et al.* 2006). A abundância de peixes no Pantanal é dependente dos recursos alimentares da área inundável (Resende, 2005).

A maioria dos estudos sobre utilização de recursos ambientais por peixes do Pantanal foi realizada em ambientes aquáticos perenes, como lagoas e rios. Estes estudos comprovaram forte associação da maioria das espécies de peixes a bancos de macrófitas (Súarez *et al.*, 2001; Melo *et al.*, 2003; Pacheco, 2005; Florentino, 2007; Milani, 2009; Rocha, 2009), as quais são consideradas forma de abrigo e/ou local de forrageamento.

Porém, pouco se conhece sobre a utilização de recursos ambientais por peixes especificamente nos alagados temporários do Pantanal. Há algumas publicações recentes (Fernandes *et al.*, 2010a; 2010b), mas a maioria dos estudos ainda está na forma de manuscritos não publicados (*e.g.* Machado, 2003; Silva, 2009). O conhecimento sobre a associação dos peixes à vegetação, assunto bastante abordado em rios e lagoas permanentes, ainda é precário e pode ser considerado controverso quando se trata de áreas inundáveis do Pantanal, como apresentado a seguir.

Há observações indicando que algumas espécies ocorrem predominantemente associadas às árvores frutíferas nos alagados e também que outras espécies se concentram em locais com ampla cobertura vegetal, como estratégia de defesa contra predadores aquáticos e terrestres (Machado, 2003). Porém, Fernandes *et al.* (2010) não encontraram relações entre a ictiofauna e as formas de vegetação de alagados em Poconé (MT), nem mesmo quando comparadas amostras obtidas em monoculturas de pastagens exóticas com vegetação nativa campestre ou arbórea. Os autores sugeriram que devido à conectividade entre os ambientes alagados, as manchas de vegetação exótica podem ser facilmente colonizadas pelas espécies do entorno, de áreas inundáveis com fitofisionomias nativas.

Recentemente, encontramos relações entre biomassa e riqueza de espécies com a cobertura vegetal em diferentes áreas dos Pantanaís de Barão de Melgaço e Poconé (Rosa & Resende, em preparação). Naquele trabalho registramos influência positiva da disponibilidade de abrigo sobre diversidade e biomassa de peixes. Naquele enfoque, abordamos os ambientes em escala de micro-habitats, considerando a disponibilidade de estruturas físicas da vegetação submersa como indicador de complexidade ambiental.

Em nível de paisagem ou fitofisionômico, os mesmos dados permitiram ainda as comparações deste estudo, que considera campos nativos como tratamento-controle para avaliar as consequências da invasão de cambarazais, do algodoeiro e da introdução de braquiárias sobre a ictiofauna em áreas alagáveis do Pantanal.

Ocorre que as áreas utilizadas pelos peixes e demais grupos da biota aquática durante a inundação, também são utilizadas pela biota terrestre durante o período seco, e incluíam-se aqui os humanos, nossos cultivos e nosso gado.

Campos inundáveis têm sido utilizados como pastagem natural para bovinos e eqüinos por mais de duzentos anos, compelindo o ecossistema pantaneiro a um novo equilíbrio influenciado pela pecuária tradicional extensiva (Santos, 2001). Nesse longo período, pecuária extensiva tradicional foi uma atividade econômica sustentável, mesmo sem o desmatamento para implantação de pastagens exóticas (Padovani *et al.*, 2004).

Nas últimas décadas, contudo, a vegetação das áreas inundáveis tem passado por fortes mudanças, parte com causas climáticas (Nunes da Cunha & Junk, 2009; Santos *et al.*, 2006), parte ocasionada pelo manejo humano da paisagem (Harris *et al.*, 2005; 2006; Tomas *et al.*, 2009).

A partir de 1974 houve um período mais chuvoso na bacia Pantaneira, com maior nível e duração das inundações, que favoreceu a expansão de matas de cambarazais (*Vochisia divergens*) sobre campos nativos (Nunes da Cunha & Junk, 2004) e de outras plantas arbóreas e arbustivas consideradas “invasoras” de pastagens (Santos *et al.*, 2006). Esta expansão ocorre sobre campos nativos e Cerrados, principais áreas de pastejo do gado criado no Pantanal e também amplamente utilizadas por peixes.

Concomitantemente, e em consequência da invasão das pastagens nativas, ocorreram mudanças na forma de manejo pecuário. Produtores da sub-região de Poconé mobilizaram-se a solicitar medidas estratégicas para reduzir a perda de pastagem, resultando em estudos técnicos da EMBRAPA Pantanal e UFMT, que estabeleceram diretrizes prévias para a limpeza de pastagens (Santos *et al.*, 2006) e cultivos de forrageiras (Santos *et al.*, 2002; Crispim & Branco, 2002).

Nos anos 80 e 90, houve aumento do deflorestamento de áreas não inundáveis, como as “cordilheiras” e “capões” (Pott, 2000), e mais recentemente, a substituição de campos nativos e Cerrados de murundus inundáveis (Tomas *et al.*, 2009), com predomínio de gramíneas nativas “duras”, por monoculturas de braquiárias, principalmente de *Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweick. Manejar áreas inundáveis, com predomínio de gramíneas não palatáveis, foi considerada uma opção menos impactante e mais barata em relação a deflorestar áreas não inundáveis (Crispim & Branco, 2002).

Contudo, a intensidade dos impactos das braquiárias no Pantanal ainda não é adequadamente conhecido. Calheiros & Fonseca Júnior (1996), consideraram necessário “analisar os efeitos decorrentes da introdução de espécies exóticas e sua relação custo/benefício (Ex.: forrageiras)”. Para Harris *et al.* (2005; 2006) perda de habitats é uma das principais ameaças ao Pantanal, especificamente a conversão de seus ambientes naturais em monoculturas exóticas.

O esperado é que pastagens com braquiárias, com menor variedade de recursos ambientais (formas de alimento e abrigo), suportem menores densidades, menores abundâncias e menor riqueza de espécies de peixes. Além disso, é comum a presença de “murundus” e “capões” nas pastagens nativas, que ocorrem como ilhas de vegetação arbórea, um pouco mais elevadas topograficamente, as quais são retiradas nas pastagens manejadas (Tomas *et al.*, 2009), diminuindo ainda mais a complexidade dos habitats.

Evidentemente, a concessão de licença de supressão vegetal no Pantanal só é exercida pelos Órgãos Ambientais a partir da análise de Estudos de Impactos Ambientais, que devem fornecer dados suficientes para as análises prévias de custo/benefício dos empreendimentos. O principal intuito deste trabalho é contribuir com dados e discussões para tais análises, sempre tratando exclusivamente de impactos sobre peixes.

Tratando da funcionalidade para a ictiofauna, habitats inundáveis poderiam ser simplificados por outras formas de vegetação, além da braquiária, dentre elas os algodoais e cambarazais. Estes apresentam o estrato arbustivo e o dossel arbóreo, respectivamente, monodominantes, resultando em simplificação de habitat como ocorre na monocultura de braquiárias. Esperar-se-ia, pela maioria das teorias ecológicas vigentes, que todas as três fitofisionomias com menor complexidade estrutural, apresentassem menor funcionalidade para a ictiofauna em relação aos campos nativos.

O algodoeiro, *Ipomoea carnea* subsp. *fistulosa* (Mart. ex Choisy) é uma planta nativa, arbustiva, resistente à inundações e cuja monodominância também está associada ao manejo inadequado (Afonso & Pott, 2001; Santos *et al.* 2006), ao “excesso de água” e concentração excessiva de gado nas pastagens (Santos *et al.*, 2006). Não há estudos sobre a funcionalidade desse tipo de pastagem degradada para peixes durante a inundações.

O cambará, *Vochisia divergens* Pohl, é uma espécie arbórea originária da Amazônia que tolera bem inundações e é considerada invasora de áreas de solos argilosos no Pantanal (Silva *et al.*, 2000) e é monodominante (Ariera & Nunes da Cunha, 2006). Nunes da Cunha & Junk (2004) afirmam que seu avanço sobre pastagens nativas e áreas de savana nos últimos 30 anos está relacionado com os ciclos plurianuais de seca e cheia no Pantanal. Em função dessa invasão, já foram realizados alguns estudos sobre vertebrados (Argona, 2009) e invertebrados (Marques *et al.*, 2001) terrestres associados aos cambarazais, mas não há conhecimento sobre a funcionalidade desta fitofisionomia para peixes durante o período de inundações.

Este estudo tem o objetivo de verificar se os habitats alagáveis que têm sido modificados pela forma atual de manejo das pastagens ou pela invasão dos cambarazais continuam a cumprir satisfatoriamente suas funções ecológicas para as comunidades de peixes durante a cheia. Alterações na funcionalidade de alagados para a ictiofauna podem ocasionar mudanças na biomassa de peixes do Pantanal com consequências para toda a cadeia alimentar, que se estenderiam para águas permanentes e mesmo ambientes terrestres, por exemplo, via aves piscívoras (Alho, 2008). Esses impactos ambientais ocasionariam também impactos sócio-econômicos, por meio de alterações nos estoques pesqueiros e prejuízos ao potencial turístico de toda a região. Assim, comparando os atributos riqueza de espécies, abundância de indivíduos, biomassa e equidade entre as fitofisionomias, inferimos sobre a funcionalidade para a ictiofauna de cada forma de vegetação.

5.3.2. Materiais e Métodos

Área de estudos

A área de estudos está localizada nos municípios de Barão de Melgaço e Poconé, na drenagem do rio Cuiabá. Além do rio Cuiabá, corixos, canais e braços abandonados de rios e baías são importantes na hidrografia da região. O período de cheia na região ocorre geralmente de janeiro a abril (Dourojeanni, 2006), quando há acúmulo de águas de chuvas e inundação proveniente principalmente de corixos que interligam dos rios Cuiabá, São Lourenço, Mutum e Piraim (canal do Cuiabá) e baías como Chacororé, Sinhá Mariana e do Coqueiro (Figura 5.3.1).

Os alagados dessa região são compostos por um mosaico de Florestas semi-decíduas, quatro tipos de Cerrado, matas inundáveis, campos com murundus e com capões (Figura 5.3.2), e matas inundáveis (Nunes da Cunha & Junk, 2001; 2009). Há também áreas inundáveis manejadas, com braquiárias e “campos sujos”, pastagens abandonadas com sucessão de pioneiras oportunistas (Santos *et al.*, 2006). Campos nativos alagáveis estão ficando mais raros de se encontrar, substituídos em grandes áreas pelos cambarazais, algodoais e braquiárias (Figura 5.3.2).

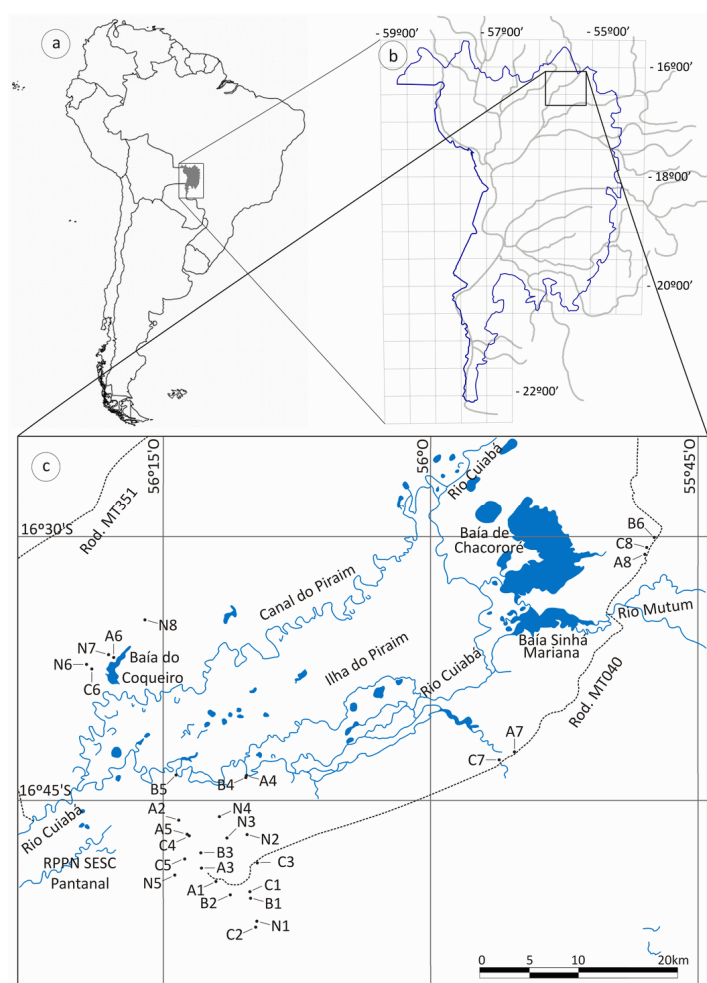


Figura 5.3.1. Localização do Pantanal na América do Sul (a), em “b”, localização da área de estudos no Pantanal, com contorno azul, e em “c” localização das parcelas. Corpos de água permanentes, que aparecem em azul. Fonte: desenhado a partir de cartas-imagem de Miranda & Coutinho (2004).



Figura 5.3.2. Tipos de vegetação comparadas neste estudo, acima, campo nativo com murundus (Distrito de Pirizal) e cambarazal (região da Pimenteira, junto ao SESC Pantanal), embaixo, campo invadido por algodão (Distrito de Mimoso) e pastagem com braquiária cultivada em área de antigo cambarazal (São Pedro de Joselândia).

Procedimentos

Realizamos as amostragens em dois períodos de cheia, um entre 22 de fevereiro e 03 de março de 2008 e outro entre primeiro a 14 de março de 2009. Utilizamos trinta parcelas de amostragens distribuídas em uma área de aproximadamente 1.300 Km² (Figura 2.1), sendo oito em campos nativos (parcelas N1 a N8), oito em algodão (A1 a A8) seis em pastagens com predomínio de *Brachiaria* spp. (B1 a B6), e oito em cambarazais (C1 a C8). Conseguimos amostrar em apenas seis parcelas em braquiárias devido à dificuldade de obter autorização dos proprietários para os estudos em pastagens cultivadas.

Registramos as coordenadas geodésicas da localização das parcelas com GPS e, como critérios para a localização das parcelas, observamos: (1) conectividade com rios e lagoas durante a cheia, evitando as áreas inundadas apenas pela chuva; (2) altura padronizada da coluna de água das parcelas, com 0,50m em média de altura e variações entre 0,45m e 0,56m para evitar efeito de diferentes níveis de inundação; (3) pelo menos dois quilômetros de distância entre as parcelas do mesmo tipo de vegetação.

Tabela 5.3.1 . Localização das parcelas (*Dattum Córrego Alegre*).

Parcelas	Abreviatura	Coordenadas geodésicas	Distância de corpos de água permanentes (m)
Nativo 1	N1	16°36'2,50"S 56° 09'47,0"O	13.346,7
Nativo 2	N2	16°32'38,4"S 56°10'41,7"O	6.360,4
Nativo 3	N3	16°32'18,8"S 56°11'56,1"O	5.614,1
Nativo 4	N4	16°30'53,0"S 56°11'57,8"O	3.057,9
Nativo 5	N5	16°33'53,5"S 56°13'57,2"O	8.598,3
Nativo 6	N6	16°22'23,6"S 56°19'19,4"O	2.126,1
Nativo 7	N7	16°21'52,4"S 56°17'59,4"O	748,7
Nativo 8	N8	16°19'58,2"S 56°16'17,1"O	3.073,4
Algodoal 1	A1	16°34'22,4"S 56°11'57,5"O	9.445,3
Algodoal 2	A2	16°31'26,5"S 56°14'14,1"O	4.697,6
Algodoal 3	A3	16°33'55,8"S 56°12'34,4"O	8.782,1
Algodoal 4	A4	16°28'38,0"S 56°10'21,7"O	110,7
Algodoal 5	A5	16°32'36,3"S 56°13'41,1"O	6.682,9
Algodoal 6	A6	16°21'58,4"S 56°17'48,8"O	396,9
Algodoal 7	A7	16°27'14,0"S 55°55'23,6"O	721,7
Algodoal 8	A8	16°16'13,9"S 55°47'56,8"O	3.737,6
Braquiária 1	B1	16°34'59,0"S 56°10'16,5"O	10.861,7
Braquiária 2	B2	16°34'57,1"S 56°11'04,2"O	10.544,8
Braquiária 3	B3	16°33'31,9"S 56°12'55,4"O	8.251,9
Braquiária 4	B4	16°28'35,7"S 56°10'21,8"O	39,9
Braquiária 5	B5	16°28'37,2"S 56°14'17,5"O	73,5
Braquiária 6	B6	16°15'07,9"S 55°47'20,1"O	4.382,6
Cambarazal 1	C1	16°34'45,4"S 56°10'18,1"O	10.444,7
Cambarazal 2	C2	16°36'24,3"S 56° 9'46,3"O	13.464,8
Cambarazal 3	C3	16°33'28,2"S 56° 9'60,0"O	8.285,2
Cambarazal 4	C4	16°32'51,2"S 56°13'28,0"O	7.127,8
Cambarazal 5	C5	16°33'46,2"S 56°13'25,1"O	8.829,5
Cambarazal 6	C6	16°22'34,0"S 56°19'07,0"O	1.731,0
Cambarazal 7	C7	16°27'40,4"S 55°56'02,5"O	743,9
Cambarazal 8	C8	16°15'50,9"S 55°47'52,9"O	3.781,1

As parcelas consistem em áreas quadradas com 25m², cercadas com rede de 3 mm entre nós, de onde foi retirada toda a vegetação, para coletar os peixes com redes de arrasto de seis metros, também com malha 3mm entre nós. Maior detalhamento dos procedimentos de captura pode ser encontrado em Rosa (2011) disponível em formato digital na Biblioteca Virtual da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Os peixes capturados foram fixados em solução com formol, depois transferidos para álcool 70%. Os peixes foram identificados, contados e pesados (resultando em dados de riqueza de espécies, abundância de indivíduos e biomassa íctica, respectivamente). Realizamos a identificação de formas jovens e adultas das espécies com base em Britsky *et al.* (2007), enquanto que para algumas formas pós-larvais e juvenis utilizamos a chave de Nascimento & Araújo Lima (2000).

Para comparar a ictiofauna das diferentes fitofisionomias inundáveis utilizamos quatro atributos das ictiocenoses registradas: riqueza de espécies, abundância de indivíduos, biomassa íctica e equidade. Estes atributos foram apresentados em gráficos de dispersão e as diferenças observadas entre as fitofisionomias foram, complementarmente, testadas pelo procedimento não-paramétrico de Kruskal-Wallis. Para auxiliar na execução dessas análises foi utilizado o *software* "R" (R Development Core Team, 2010).

O índice de Shannon (Shannon, 1948) foi bastante utilizado como estimativa de diversidade biológica (Magurran, 1983), apesar de ser influenciado concomitantemente pela

riqueza de espécies e equidade das abundâncias das espécies, o que torna sua interpretação difícil (Cousins, 1991; Rochet & Trenkel, 2003). Calculamos e apresentamos este índice pela facilidade de encontrar publicações que também o utilizaram, previamente, para comparação de diversidade entre áreas e, principalmente, por ser um dos valores utilizados no cálculo do índice de equidade de Pielou, como descrito abaixo.

O índice de Shannon (H') foi calculado pela fórmula, segundo Magurran (1983):

$$H' = - \sum p_i \times \ln p_i$$

Nessa fórmula “ p_i ” é a abundância relativa das espécies, ou ainda a proporção relativa cada espécie pelo total de indivíduos da amostra, ou seja, $p_i = n_i/N$.

“ $\sum p_i \times \ln p_i$ ” é a soma dos produtos da abundância relativa (p_i) de cada espécie multiplicada pelo seu logaritmo natural ($\ln p_i$).

A equidade de Pielou (J) é um índice de fácil interpretação. Indica o quanto a abundância relativa (p_i) das espécies é semelhante entre si, ou, ainda, representa o quanto a distribuição das abundâncias de indivíduos é homogênea entre as espécies.

A equidade de Pielou (J) pode ser calculada pela fórmula:

$$J = \frac{H'}{H_{\max}}$$

Nessa fórmula H' é o índice de Shannon e “ $H_{\max}$ ” representa o índice de Shannon de uma comunidade íctica hipotética onde todas as n espécies apresentariam a mesma abundância relativa. Nessa situação, o índice H seria máximo. Assim o índice de equidade J representa a relação entre o índice de Shannon observado (H') e o índice de Shannon máximo teórico, no qual todas as espécies têm a mesma abundância ($H_{\max}$). $H_{\max}$ é calculado simplesmente pelo logaritmo natural do número de espécies registradas (Magurran, 1983).

Para representar a similaridade entre as amostras segundo presença e ausência de espécies utilizamos uma matriz de índices de similaridade de Sorensen, considerando a presença ou ausência das espécies nas amostras, segundo a fórmula:

$$S = \frac{2a}{2a + b + c}$$

Onde a é o número de espécies comuns a ambas as amostras comparadas, b é o número de espécies presentes somente na primeira amostra e c é o número de espécies presentes apenas na segunda amostra.

Com os valores de similaridade entre as amostras elaboramos um dendrograma de similaridade de Sorensen, utilizando o método de agrupamento *single linkage* no programa computacional Biodiversity Pro (McAleece, 1997).

Para classificar e qualificar os possíveis impactos da substituição dos campos nativos pelas demais fitofisionomias, utilizamos os conceitos e terminologias estabelecidos pela NBR-ISO 14.004 (ABNT, 1996; 2007).

5.3.3. Resultados

Foram coletados 2866 indivíduos de 101 espécies nas parcelas estudadas (Tabela 5.3.2), representando uma biomassa íctica de 4,87 Kg de peixes no total (Tabela 5.3.3), equivalente 9,74g por metro quadrado e de apenas 1,7 g por indivíduo, pois quase todos os peixes coletados eram de pequeno porte ou eram formas jovens de peixes de médio e grande porte.

As ordens taxonômicas mais importantes foram Characiformes (maioria dos peixes de escamas) e Siluriformes (bagres e cascudos), a seguir Gymnotiformes (tuviras), Perciformes (carás e joaninhas), Cyprinodontiformes (guarus) e Symbranchiformes (mussum), que apareceram em proporções semelhantes ao esperado para a ictiofauna Sul-Americana (Lowe-McConnell, 1999).

As espécies mais abundantes foram de pequeno porte, como *Crenicichla lepidota* (joana-guenza), *Eigenmannia trilineata* (tuvira), *Serrapinus kriegi* (pequira), *Astyanax asuncionensis* (lambari), *Corydoras hastatus* (camboatzinho), *Odontostilbe pequirá* (pequirá), *Aequidens plagiozonatus* (cará) e *Curimatella dorsalis* (sairu). Dados detalhados sobre abundância e biomassa das espécies de peixes nas parcelas podem ser encontrados em Rosa (2011) disponível em formato digital na Biblioteca Virtual da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Entre as espécies de médio e grande porte registradas várias são de interesse à pesca (Figura 5.3.3) e migradoras de longa distância, o que ilustra a importância dos alagados para os estoques pesqueiros. As espécies migradoras (Resende, 2003) registradas ocupando alagados neste estudo foram os piaus *Leporinus friderici* (formas jovens), *Leporinus lacustris* (formas jovens), *Leporinus macrocephalus* (exemplar adulto), *Leporinus striatus* (formas jovens) e *Schizodon borellii* (formas jovens), o curimatá *Prochilodus lineatus* (formas jovens), o pintado *Pseudoplatystoma corruscans* (jovem) e o jurupensén *Sorubim lima* (jovem). Nenhuma das espécies registradas consta como ameaçada, segundo os critérios do MMA (2004).

As maiores riquezas de espécies foram registradas em parcelas de algodoais, braquiárias e campos nativos (Figura 5.3.4 a). Parcelas em cambarazais apresentaram, em geral, menores valores de riqueza de espécies em relação às demais parcelas e esta diferença foi estatisticamente significativa ($p = 0,002$). Biomassa íctica e abundância de indivíduos foram menores nos cambarazais em relação às demais fitofisionomias ($p = 0,015$ e $p = 0,002$, respectivamente, Figura 5.3.4 b e c).

Mesmo nas parcelas com baixa riqueza de espécies, os índices de equidade foram altos (Tabela 5.3.3, Figura 5.3.4 c), indicando que há coexistência de muitas espécies com abundâncias relativas semelhantes nos locais amostrados. Os valores altos de equidade entre as abundâncias das espécies influenciaram os valores de índice de Shannon das amostras, e ambos foram mais elevados que o registrado anteriormente para lagoas do Pantanal por Catella (1992).

Os altos valores de riqueza e equidade registrados indicam grande diversidade local, o componente α da biodiversidade íctica. As baixas similaridades na composição das amostras indicam grande importância do componente β (variação entre os locais) para a biodiversidade

regional. Ambos ilustram a importância dos alagados para a conservação da diversidade íctica do Pantanal.

A similaridade na composição em espécies das amostras variou de baixa (0%) a mediana (66%, Figura 5.3.5), mesmo comparando parcelas nas mesmas fitofisionomias. Com poucas exceções, as parcelas das mesmas fitofisionomias não foram agrupadas em função da similaridade, indicando que há baixa associação das espécies às fitofisionomias e que a composição das parcelas ocorre a partir da seleção de hábitat realizada pelos indivíduos de diferentes espécies.



Figura 5.3.3. Exemplos de algumas das espécies de interesse à pesca coletadas: 1 - *Prochilodus lineatus* (curimatá); 2 - *Psectrogaster curiventrís* (sairú); 3 - *Leporinus macrocephalus* (piauçú); 4 - *Schizodon borellii* (piava); 5 - *Pseudoplatystoma corruscans* (pintado); 6 - *Sorubín lima* (jurupensém, bico-de-pato)

Tabela 5.3.2. Ictiofauna registrada neste estudo.

Família	Espécies	Nome popular
CHARACIFORMES		
Characidae	<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> (Menezes, 1992)	Peixe-Cachorro
	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	Peixe-Cachorro
	<i>Aphyocharax anisitsi</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	Piquira
	<i>Aphyocharax paraguayensis</i> (Eigenmann, 1915)	Piquira
	<i>Astyanax abramis</i> (Jenyns, 1842)	Lambari
	<i>Astyanax asuncionensis</i> (Géry, 1972)	Lambari
	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1829)	Lambari
	<i>Brachychalcinus retrospina</i> (Boulenger, 1892)	
	<i>Bryconamericus chapadae</i> (Fowler, 1906)	Lambari
	<i>Bryconops melanurus</i> (Bloch, 1794)	
	<i>Cynopotamus argenteus</i> (Valenciennes, 1836)	Saicanga
	<i>Galeocharax humeralis</i> (Valenciennes, 1834)	
	<i>Gymnocorymbus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)	Tetra-Preto
	<i>Hemigrammus marginatus</i> (Ellis, 1911)	
	<i>Hemigrammus ulreyi</i> (Boulenger, 1895)	
	<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	Mato-Grosso
	<i>Markiana nigripinnis</i> (Perugia, 1891)	Lambari-Do-Campo
	<i>Metynnis mola</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	Pacu-peva
	<i>Mylossoma paraguayensis</i> (Norman, 1928)	Pacu-peva
	<i>Moenkhausia dichroua</i> (Kner, 1858)	Lambari
	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	Lambari
	Myleinae não identificado	
	<i>Odontostilbe paraguayensis</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	Piquira
	<i>Odontostilbe pequirá</i> (Steindachner, 1882)	Piquira
	<i>Phenacogaster tegatus</i> (Eigenmann, 1911)	
	<i>Piabucus melanostoma</i> (Holmberg, 1891)	
	<i>Poptella paraguayensis</i> (Eigenmann, 1907)	Saia-Branca
	<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	
	<i>Serrapinnus calliurus</i> (Boulenger, 1900)	
	<i>Serrapinnus kriegi</i> (Schindler, 1973)	
	<i>Serrapinnus microdon</i> (Eigenmann, 1915)	
	<i>Serrasalmus maculatus</i> (Kner, 1858)	Piranha
	<i>Serrasalmus marginatus</i> (Valenciennes, 1837)	Piranha
	<i>Tetragonopterus argenteus</i> (Cuvier, 1816)	Sauá
	<i>Triportheus nematurus</i> (Kner, 1858)	Sardinha
	<i>Triportheus paranensis</i> (Günther, 1874)	Sardinha
Crenuchidae	<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> (Eigenmann, 1909)	Piquira
Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	Curimbatá
Curimatidae	<i>Curimatella dorsalis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Curimbatazinho
	<i>Cyphocharax gillii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	Curimbatazinho
	<i>Potamorhina squamora</i> levis (Braga & Azpelicueta, 1983)	Sairú
	<i>Psectrogaster curviventris</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	Sairú
	<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	
	<i>Steindachnerina conspersa</i> (Holmberg, 1891)	
	<i>Steindachnerina nigrotaenia</i> (Boulenger, 1902)	
Anostomidae	<i>Abramites hypselonotus</i> (Günther, 1868)	
	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	Piau
	<i>Leporinus lacustris</i> (Campos, 1945)	Piau
	<i>Leporinus macrocephalus</i> (Garavello & Britski, 1988)	Piauçu
	<i>Leporinus striatus</i> (Kner, 1858)	Piava
	<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)	Piava
	<i>Pyrrhulina australis</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	
	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix, 1829)	Jejú
Lebiasinidae	<i>Hoplias</i> gr. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra

Tabela 5.3.2. (Continuação)

Família	Espécies	Nome popular
GYMNOTIFORMES		
Rhamphichthyidae	<i>Rhamphichthys hahni</i> (Meinken, 1937)	Tuvira
	<i>Rhamphichthys</i> sp.	Tuvira
Gymnotidae	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	Tuvira
	<i>Gymnotus paraguayensis</i> (Albert & Crampton, 2003)	Tuvira
Sternopygidae	<i>Eigenmannia trilineata</i> (López & Castelo, 1966)	Tuvira
	<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	Tuvira
	<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Tuvira
	<i>Brachyhypopomus</i> sp.A	Tuvira
Hypopomidae	<i>Brachyhypopomus</i> sp.B	Tuvira
	<i>Brachyhypopomus</i> sp.C	Tuvira
	<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	Tuvira
SILURIFORMES		
Doradidae	<i>Anadoras weddellii</i> (Castelnau, 1855)	
	<i>Merodoras nheco</i> (Higuchi, Birindelli, Souza & Britski, 2007)	
	<i>Platydoras armatulus</i> (Valenciennes, 1840)	Roque-roque
Auchenipteridae	<i>Parauchenipterus striatulus</i> (Steindachner, 1876)	Jauzinho
	<i>Trachelyopterus coriaceus</i> (Valenciennes, 1840)	
Pimelodidae	<i>Lucioplimes</i> <i>lodus pati</i> (Valenciennes, 1840)	Pati
	<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1840)	Chum-chum
	<i>Pimelodella mucosa</i> (Eigenmann & Ward, 1907)	Chum-chum
	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Pintado
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	
	<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Jurupensém
	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	Camboatá
	<i>Corydoras aeneus</i> (Cill, 1858)	Camboatazinho
Callichthyidae	<i>Corydoras areio</i> (Knaack, 2000)	Camboatazinho
	<i>Corydoras hastatus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	Camboatazinho
	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Camboatá
	<i>Leptoplosternum pectorale</i> (Boulenger, 1895)	Camboatá
	<i>Megalechis personata</i> (Ranzani, 1841)	Camboatá
	<i>Hypoptopoma inexpectatum</i> (Holmberh, 1893)	
	<i>Liposarcus anisitsi</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	Cascudo
CYPRINODONTIFORMES		
Rivulidae	<i>Plesiolebias glaucopetrus</i> (Costa & Lacerda, 1988)	
	<i>Pterolebias longipinnis</i> (Garman, 1895)	
	<i>Pterolebias phasianus</i> (Costa, 1988)	
	<i>Rivulus punctatus</i> (Boulenger, 1895)	Barrigudinho
	<i>Trigonectes balzanii</i> (Perugia, 1891)	
	<i>Aequidens plagiozonatus</i> (Kullander, 1984)	Cará
	<i>Apistogramma borellii</i> (Regan, 1906)	Cará
PERCIFORMES	<i>Apistogramma trifasciata</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	Cará
	<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel, 1840)	Cará-açu
	<i>Bujurquina vittata</i> (Heckel, 1840)	Cará
	<i>Chaetobranchopsis australis</i> (Eigenmann & Ward, 1907)	Cará
	<i>Crenicichla lepidota</i> (Heckel, 1840)	Joana-guenza
	<i>Crenicichla semifasciata</i> (Heckel, 1840)	Joana-guenza
	<i>Crenicichla vittata</i> (Heckel, 1840)	Joana-guenza
	<i>Gymnogeophagus balzanii</i> (Perugia, 1891)	Cará
SYMBRANCHIFORMES		
Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)	Mussum

Tabela 5.3.3. Atributos das ictiocenoses registradas e estimativa da cobertura vegetal disponível nas parcelas.

Parcelas	Riqueza de espécies	Abundância de indivíduos	Biomassa ictica (g)	Índice de Shannon	Equidade de Pielou	Cobertura submersa
Nativo 1	6	14	13,2	1,57	0,88	169
Nativo 2	22	88	172,2	2,53	0,82	241
Nativo 3	11	47	61,1	2,03	0,85	240
Nativo 4	12	50	225,3	2,08	0,84	291
Nativo 5	22	113	225,6	2,52	0,82	266
Nativo 6	17	144	69,8	1,63	0,57	387
Nativo 7	18	96	50,8	2,08	0,72	379
Nativo 8	10	31	57,5	2,02	0,88	137
Algodoal 1	17	40	51,8	2,62	0,93	396
Algodoal 2	15	449	141,8	0,88	0,32	171
Algodoal 3	16	55	84,5	2,52	0,91	157
Algodoal 4	32	228	233	2,31	0,67	174
Algodoal 5	22	55	313,9	2,60	0,84	202
Algodoal 6	10	33	953,3	1,98	0,86	161
Algodoal 7	29	123	323,3	2,96	0,88	265
Algodoal 8	16	54	52,9	2,45	0,89	237
Braquiária 1	17	71	45,5	1,95	0,69	234
Braquiária 2	9	89	46,7	1,34	0,61	181
Braquiária 3	14	41	46,3	2,13	0,81	201
Braquiária 4	43	454	955,4	2,63	0,70	325
Braquiária 5	26	124	151,9	2,45	0,75	368
Braquiária 6	25	338	247,5	2,81	0,87	537
Cambarazal 1	5	13	21,5	1,26	0,79	17
Cambarazal 2	2	5	12,2	0,50	0,72	30
Cambarazal 3	2	2	9,6	0,69	1,00	39
Cambarazal 4	8	11	32,4	2,02	0,97	45
Cambarazal 5	14	66	126,1	2,05	0,78	77
Cambarazal 6	0	0	0	0	0	18
Cambarazal 7	2	5	2,3	0,67	0,97	22
Cambarazal 8	8	27	139,8	1,87	0,90	73
Totais	101	2866	4867,2			

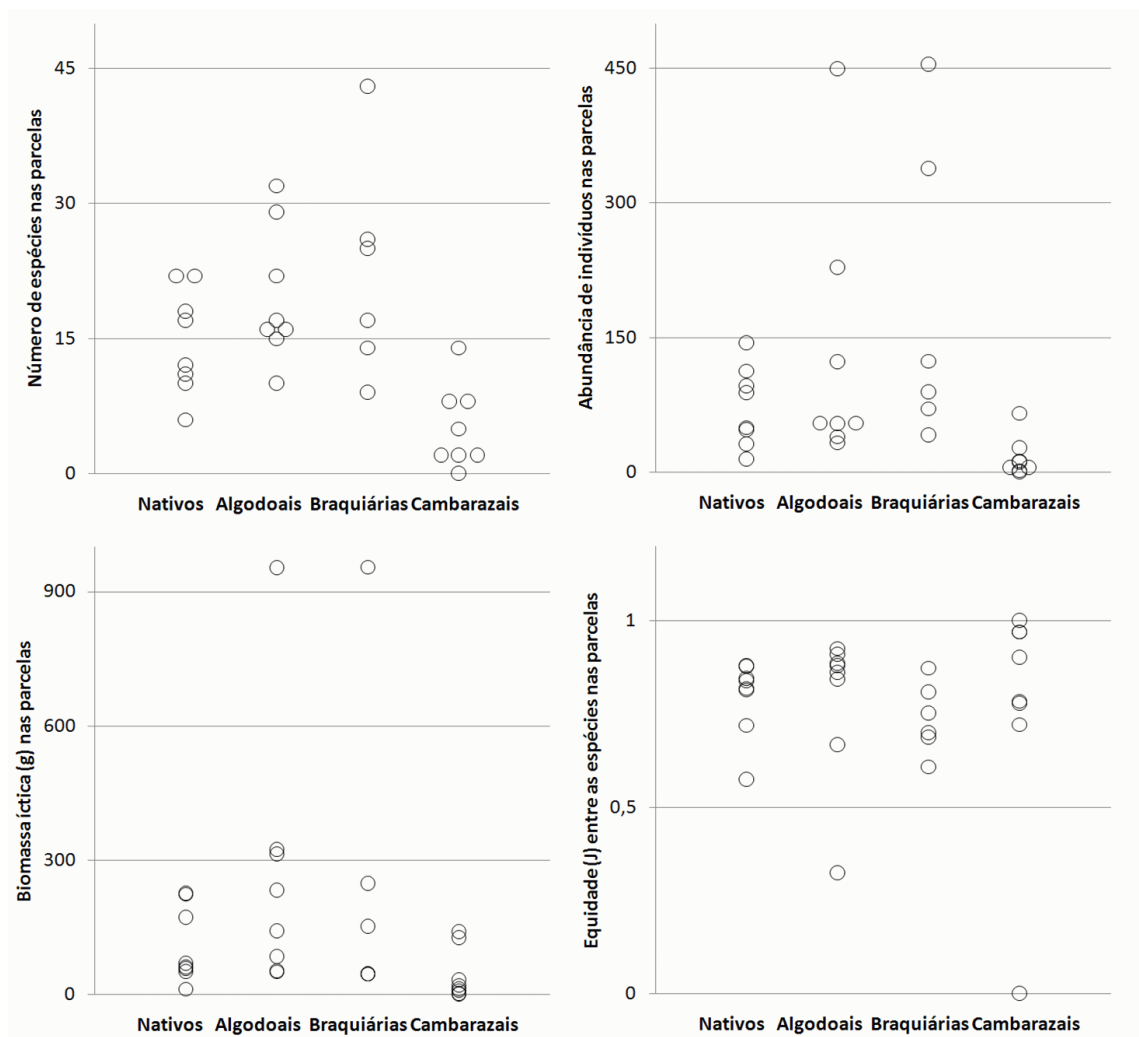


Figura 5.3.4. Representação gráfica da variação dos valores de riqueza de espécies, abundância de indivíduos, biomassa íctica e equidade de Pielou entre as parcelas das fitofisionomias estudadas.

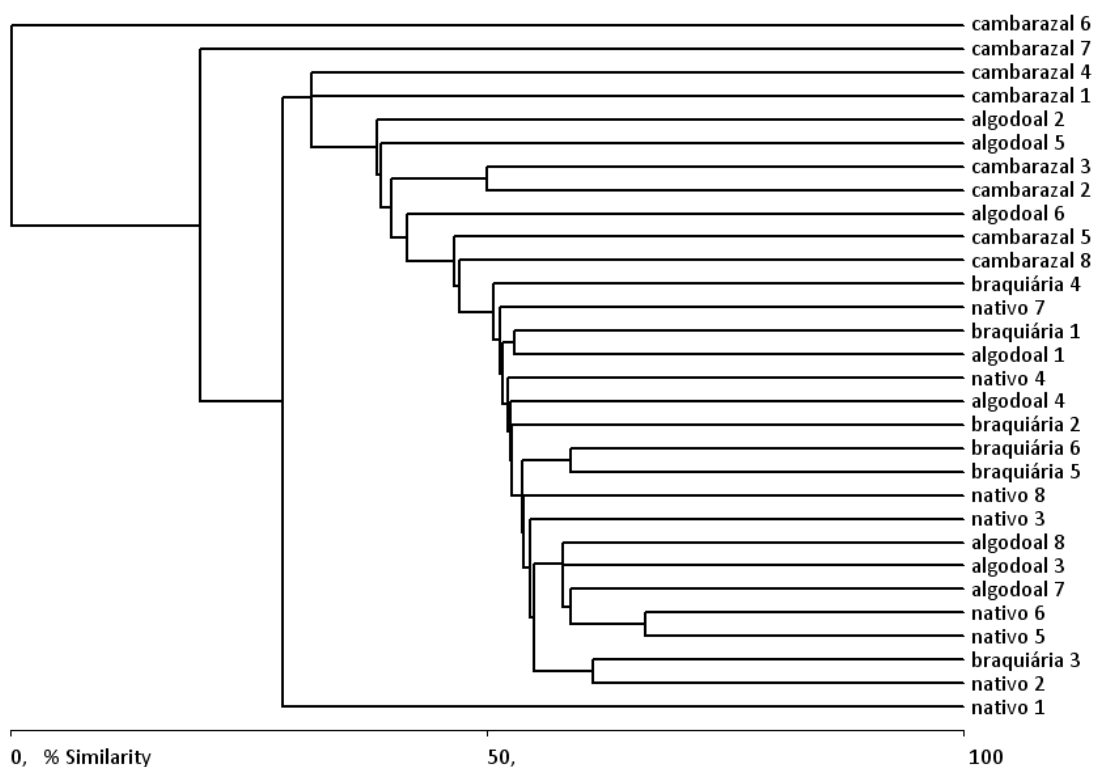


Figura 5.3.5. Agrupamento das amostras por similaridade (Sorensen) considerando presença e ausência das espécies.

5.3.4. Discussão

Campos nativos, algodoais e braquiárias apresentaram semelhantes indicadores para a ictiofauna. Os maiores valores de riqueza e biomassa ocorreram em parcelas em algodoais e braquiárias, mas não foi possível inferir estatisticamente, a partir dos dados obtidos, que estas fitofisionomias têm influência positiva sobre a ictiofauna. A equivalência entre ictiofauna de ambientes nativos e pastagens com braquiárias não é inédita, pois foi registrada recentemente por Fernandes *et al.* (2010a) em alagados do Pantanal de Poconé.

Cambarazais, contudo, apresentaram os menores valores nos atributos riqueza de espécies abundância e biomassa de peixes, indicando efeito negativo da invasão desta fitofisionomia sobre campos nativos.

As diferenças entre os atributos da ictiofauna de algodoais e de cambarazais surpreendem, considerando que ambos são invasores de campos inundáveis (Arieira & Nunes da Cunha, 2006; Santos *et al.*, 2006) e que ambos formam estratos monodominantes, o primeiro arbustivo (Figura 5.3.2), o segundo arbóreo.

O mecanismo ecológico que pode explicar estas diferenças entre a ictiofauna dos cambarazais em relação às demais formas de vegetação foi apresentado em Rosa & Resende (em preparação) e consiste, resumidamente, na influencia positiva da disponibilidade de cobertura submersa nas parcelas (dentre outras variáveis) sobre os atributos da ictiofauna. A cobertura vegetal submersa representa abrigo para a ictiofauna em alagados tal qual macrófitas em outros ambientes do Pantanal (Rosa & Resende, em preparação).

Nesse contexto, algodoais e braquiárias não influenciam negativamente a ictiofauna (quanto à riqueza de espécies, biomassa e abundância de peixes), pois estas formas de vegetação apresentam tanta ou mais cobertura vegetal submersa disponível que campos nativos, enquanto que cambarazais apresentaram os menores valores de disponibilidade de cobertura submersa, como pode ser verificado na Tabela 5.3.3.

Matas inundáveis são consideradas importantes recursos ambientais para peixes (e. g. Goulding, 1980; Barella *et al.*, 2001), porém cambarazais, dentre as formas de vegetação abordadas neste estudo, representam a modificação mais radical na estrutura e disponibilidade de micro-habitats para peixes. Cambarazais têm diversidades de espécies em inventários florísticos arbóreos (Arieira & Nunes da Cunha, 2006) semelhantes a outras paisagens arbóreas monodominantes inundáveis do Pantanal, como os paratudais, porém estes apresentam estrato herbáceo com abundância e diversidade de gramíneas e ervas (Soarez & Oliveira, 2009), enquanto nos cambarazais os estratos arbustivo e herbáceo são pobres (Figura 5.3.2). Isto repercute em baixa disponibilidade de abrigo para peixes durante a inundação. A riqueza de espécies e abundância de indivíduos nos cambarazais também foi menor que as de outras matas nativas inundáveis do Pantanal, como nos landis (Silva, 2009).

Se os atributos estudados representam adequadamente a funcionalidade das fitofisionomias para peixes, a invasão de cambarazais sobre outras formas de vegeta  o pode causar impactos negativos e de alta magnitude sobre a ictiofauna, pois têm abrangência regional e são relevantes quanto ao potencial de verifica  o e influência na qualidade ambiental, apesar de reversíveis. Esses impactos ocorreriam em médio prazo, influenciando continuamente a ictiofauna caso a altera  o (expansão dos cambarazais) seja mantida, mas seriam temporários, transit  rios e reversíveis caso a altera  o seja removida (segundo cr  terios da ABNT, 1996; 2007).

Quanto    introdu  o de braquiárias e    degrada  o de pastagens pela invasão de algodoeiros não há evidência clara de impactos, mas os dados indicam que se ocorressem, seriam de baixa magnitude, positivos, pontuais e apenas moderadamente relevantes quanto ao potencial de verifica  o e influência na qualidade ambiental (segundo cr  terios da ABNT, 1996; 2007).

Seguindo o paradigma conservacionista atual, era esperado que ambientes antropizados, como as pastagens com braquiárias ou as degradadas pelo algodoeiro, tendessem a perder diversidade e funcionalidade em compara  o a ambientes que passam por dinâmicas naturais, como campos nativos e cambarazais. Mesmo os campos nativos da região são antropizados, pois há presença de gado e ocorre limpeza de pastagens. Porém, foi postulado que a antiga presença de humanos, bovinos e eqüinos levou ao estabelecimento de um novo equilíbrio do ecossistema Pantaneiro (Santos, 2001). Neste caso, a ictiofauna poderia estar adaptada    presença do gado e ao manejo das pastagens, mas ainda não aos cambarazais. Cambarazais constituem uma fitofisionomia mais recente em compara  o    pastagens manejadas e degradadas, para a qual poucas espécies de peixes teriam adapta  es e preferência na sele  o de hábitat.

5.3.5. Conclusões

Campos nativos, algodoads e braquiárias tiveram ictiofaunas com riqueza de espécies, abundância de indivíduos e biomassa de peixes semelhantes entre si e superiores a cambarazais.

A julgar pelos dados obtidos, e exclusivamente em se tratando de ictiofauna, as solicitações de alguns proprietários rurais de aproveitamento lenhoso dos cambarazais (Santos *et al.*, 2006), sob forma de abertura de clareiras, é viável e eventualmente traria impactos positivos para os recursos pesqueiros no Pantanal de Barão de Melgaço e Poconé.

Evidentemente que estudos mais aprofundados, ou reunindo dados de uma área maior, ou amostrando em todo o gradiente de profundidade de coluna de água, podem constituir uma antítese aos padrões registrados neste estudo. Assim, convidamos francamente os pesquisadores a replicar a metodologia utilizada neste estudo, ou mesmo criar e utilizar outras metodologias, com finalidade de obter dados comparativos e melhorar a compreensão de como o uso da paisagem influencia a ictiofauna em áreas temporariamente inundáveis do Pantanal.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste trabalho tivemos alguns sucessos e alguns problemas. Tivemos sucesso ao registrar alguns padrões esperados para a ictiofauna do Pantanal, porém consagrados apenas em outros ambientes. Optamos por um delineamento experimental radical, mas sempre fundamentado no conhecimento publicado anteriormente e em experiências anteriores.

Enfocamos diferentes escalas para investigar ocupação de habitats e seu efeito sobre atributos da ictiofauna. Na primeira escala, a de micro-habitat, registramos influência positiva da disponibilidade de cobertura vegetal submersa (abrigo) sobre a riqueza de espécies e abundância (biomassa) de peixes em alagados. Em escala maior (biogeográfica, por envolver dispersão das espécies) registramos influência da conectividade (distância de corpos de água permanentes) sobre a composição e efeitos mais fracos sobre a riqueza de espécies e biomassa de peixes das ictiocenoses registradas.

Na escala de paisagens, classificamos deliberadamente o gradiente que ocorre entre paisagem campestre, passando por Cerrado, até matas inundáveis, e selecionamos apenas quatro fitofisionomias relacionadas ao nosso alvo de estudo. Campos nativos, algodoais, pastagens com braquiárias e cambarazais foram bastante interessantes de se abordar individualmente, para caracterizar e entender o que ocorre com a ictiofauna com a expansão ou a redução dessas paisagens. Em nível de paisagem, campos nativos, algodoais e braquiárias tiveram capacidades de suporte (quanto à riqueza de espécies, abundância de indivíduos e biomassa de peixes) semelhantes entre si e superiores a cambarazais.

Outros descritores da ictiofauna e abordagens estavam previstas, como o uso de número de guildas e redundância funcional como indicadores da diversidade de peixes nas parcelas. Faziam parte das metas originais deste projeto:

- *Caracterizar a dieta das espécies de peixes e agrupá-las em guildas tróficas;*
- *Estimar a redundância funcional (medida em número de espécies) nas guildas tróficas de peixes coletados;*
- *Comparar a funcionalidade das fitofisionomias estudadas para peixes, através da comparação entre os indicadores: riqueza de espécies, biomassa e a redundância funcional nas guildas tróficas de peixes;*

Porém registramos problemas nesse enfoque que podem servir como contribuições (apenas não almejadas) ao conhecimento. Durante o cerco os peixes não pararam de se alimentar, a julgar pela abundância de alguns itens incomuns nos conteúdos estomacais analisados. Formigueiros suspensos em ramos ou oligoquetos associados às raízes foram lançados na coluna de água e foram os itens alimentares mais importantes (IA) para quase todas as espécies em algumas parcelas. Este artefato amostral ilustra o elevado grau de oportunismo da maioria das espécies de peixes do Pantanal, mas também inviabilizou a classificação em guildas que tínhamos em mente. Assim, a metodologia desenvolvida deste estudo é ineficaz para se obter dados de hábitos alimentares.

Por outro lado, a metodologia de cerco com disparo remoto foi mais eficiente que a amostragem com *throw trap* no inventariamento da ictiofauna em alagados do Pantanal, mesmo quando esta é complementada com o uso de redes de espera.

Recomendamos e estimulamos o uso dessa metodologia de cerco com disparo remoto em estudos comparativos, antíteses ou complementações dos padrões que apresentamos.

7. BIBLIOGRAFIA GERAL

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. 1996. **NBR ISO 14.004 - Avaliação ambiental inicial**. Rio de Janeiro. 32 pp.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2007. **NBR ISO 14.004 - Sistemas de gestão ambiental - Diretrizes gerais sobre princípios, sistemas e técnicas de apoio**. Rio de Janeiro. 53 pp.
- AFONSO, E. & POTT, A. 2001. **Plantas no pantanal tóxicas para bovinos**. Embrapa Informação Tecnológica. 51 p.
- AGOSTINHO, A. A. & M. ZALEWSKI. 1995. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Paraná River, Brasil. **Hydrobiologia** **303**. pp. 141-148.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I. & JÚLIO JR, H. F. 2003. Migratory Fishes of the Upper Paraná River Basin, Brasil. In Carolsfeld, J.; Harvey, B.; Ross, C. & Baer, A. (Eds.) **Migratory Fishes of South América – Biology Fisheries and Conservation Status**. International Development Research Centes (Canadá). World Bank, World Fisheries Trust. pp. 19-98.
- ALHO, C. J. R. 2008. Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal fooding regime and to environmental degradation. *Braz. J. Biol.*, 68(4.). pp. 957-966.
- ALHO, C. J. R., STRÜSSMANN, C. & VASCONCELLOS L. A. S. 2000. Indicadores da magnitude da diversidade e abundância de vertebrados silvestres do pantanal num mosaico de habitats sazonais. **III Simpósio Sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal – Os Desafios do Novo Milênio**. Corumbá, MS.
- ARAGONA, M. & MARINHO-FILHO, J. 2009. História natural e biologia reprodutiva de marsupiais no Pantanal, Mato Grosso, Brasil. *Zoologia (Curitiba, Impr.)* vol.26 (2). Pp. 220-230.
- ARIEIRA, J. & NUNES DA CUNHA, C. 2006. Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil. **Acta bot. bras.** **20**(3). pp. 569-580.
- BABER, J. M., CHILDERS, D. L., BABBITT, K. J. & ANDERSON, D. H. 2002. Controls on fish distribution and abundance in temporary wetlands. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 59, 1441–1450.
- BAGINSKI, L. J. 2007. **Estrutura das Assembléias de Peixes ao Longo de Gradientes Ambientais em Zonas Litorâneas Vegetadas de Lagoas Marginais da Planície de Inundação do Rio Cuiabá, Pantanal Norte, Brasil**. Universidade Federal de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. Dissertação de Mestrado (Manuscrito Inédito).
- BARRELLA, W.; PETRERE Jr., M.; SMITH, W. S. & MONTAG, L. F. A. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: Rodrigues, R. R. & Leitão Filho, H. F. **Matas ciliares, conservação e recuperação**. 2ª edição. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, FAPESP. 2001. pp. 187-207.
- BRITSKI, H. A., K. Z. S. SILIMON & B. S. LOPES. 2007. **Peixes do Pantanal**: manual de identificação. Brasília, EMBRAPA, 227p.
- CALHEIROS, D. F. Influência do pulso de inundação na composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{14}\text{C}$) nas fontes primárias de energia na planície de inundação do rio Paraguai (Pantanal – MS). Piracicaba, SP. 2003. 186p. Tese de Doutorado.
- CALHEIROS, D. F. e FONSECA JÚNIOR, W. C. (org.). 1996. Perspectivas de Estudos Ecológicos Sobre o Pantanal. Corumbá, MS: **EMBRAPA-CPAP Documentos**, **18**. pp. 26.
- CAMARA G, SOUZA R. C. M., FREITAS, U. M., GARRIDO J. 1996. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modeling. **Computers & Graphics**, **20**: (3) pp. 395-403. Disponível em <http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/index.html>
- CATELLA, A. C. 1992. **Estrutura da comunidade e alimentação dos peixes da Baía da Onça, uma Lagoa do Pantanal do Rio Aquidauana - MS**. 215p. (Dissertação de Mestrado) – Campinas, UNICAMP, São Paulo.
- CATELLA, A. C. 2001. **Pesca no Pantanal de Mato Grosso do Sul, Brasil: descrição, nível de exploração e manejo (1994 – 1999)**. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas pelo Instituto nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA / Universidade do Amazonas – UA, Manaus. 351p.
- CATELLA, A. C. 2003. A pesca no Pantanal Sul: situação atual e perspectivas. **Embrapa Pantanal.Documentos**, **48**. Corumbá: Embrapa Pantanal. 43p.

- CATELLA, A. C. 2004. Situação atual e perspectivas para o uso dos recursos pesqueiros do Pantanal. Anais do IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal.
- CHAO, A., R. L. CHAZDON, R. K. COLWELL & SHEN, T. J. 2005. A new statistical approach for assessing compositional similarity based on incidence and abundance data. **Ecology Letters** 8. Pp. 148-159.
- CHICK J. H. & MCIVOR C. C. 1997 Habitat selection by three littoral zone fishes: effects of predation pressure, plant density and macrophyte type. **Ecology of Freshwater Fish** : 6. pp. 27-35.
- COLWELL, R. K. 2009. EstimateS: **Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 8.2. User's Guide and application, disponível em <http://purl.oclc.org/estimates>
- COMASTRI FILHO, J. A.; POTT, A. 1993. Introdução e avaliação de forrageiras no Pantanal mato-grossense V em “cordilheira” e “campo cerrado” na parte leste da sub-região dos Paiguás. In: **Anais da Reunião Anual Da Sociedade Brasileira De Zootecnia**, 30. Niterói: Sociedade Brasileira de Zootecnia, p. 46.
- COUSINS, S. H. 1991. Species diversity measurement: choosing the right index. **Trends in Ecology & Evolution** 6(6). PP. 190-193.
- COUTO, J. A. Predominância de formas de vida de plantas em função do gradiente ambiental no Pantanal de Poconé, MT (Brasil). In.: Callil, C. T. & Penha, J. M. F. (org.). **Curso de Ecologia de Campo PPGECEB – IB – UFMT, 2004**. Cuiabá, MT: s. ed. 2004. 147 p. il. Disponível em http://www.ufmt.br/ib/ppgecb/download/ecologiadecampo/Ecologia_de_campo_2004.pdf
- CRISPIM, S. M. A & BRANCO, O. R. 2002. Aspectos gerais das braquiárias e suas características na Sub-Região da Nhecolândia, Pantanal, MS. **Embrapa Pantanal - Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento** 33. Corumbá, MS. 25 p.
- CUNICO, A. M.; GRAÇA, W. J., 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 v. 24, n. 2**, Maringá, PR. pp. 383-389.
- DOUROJEANNI, M. J. 2006. **Construindo o Futuro do Pantanal**. SESC, Departamento Nacional, Rio de Janeiro, 273 pp.
- FERNANDES, I. M. 2007. **Efeito da cobertura e biomassa vegetal, da profundidade da coluna da água e da distância de corpos de água permanentes sobre a estrutura das comunidades de peixes da planície de inundação sazonal do rio Cuiabá, Pantanal Mato-Grossense**. Universidade Federal de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. Dissertação de Mestrado (Manuscrito Inédito).
- FERNANDES, I. M., MACHADO, F. A. & PENHA, J. M. 2010. Spatial pattern of a fish assemblage in a seasonal tropical wetland: effects of habitat, herbaceous plant biomass, water depth, and distance from species sources. **Neotropical Ichthyology**, 8(2). pp. 289-298.
- FERNANDES, I. M., ZUANON, J. & PENHA, J. M. 2010. **Peixes**. In: FERNANDES, I. M., SIGNOR, C. A. & PENHA, J. M. Biodiversidade no Pantanal de Poconé. Cuiabá, Centro de Pesquisas do Pantanal. pp. 103 - 117.
- FIDLER, F.; BURGMAN, M. A.; CUMMING, G.; BUTTROSE, R. & THOMASON, N. 2006. Impact of criticism of null-hypothesis significance testing on statistical reporting practices in conservation biology. **Conservation Biology Volume 20, No. 5**, pp. 1539–1544.
- FLORENTINO, A. C. 2007. **Diversidade Beta em Diferentes Escalas Espaciais: Comunidades de Peixes em Zonas Litorâneas Vegetadas de Lagoas Marginais de Áreas de Reserva e Uso Comum no Rio Cuiabá, Pantanal Norte**. Universidade Federal de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. Dissertação de Mestrado (Manuscrito Inédito).
- FLORENTINO, A. C. & PENHA, J. M. 2007. High Beta Diversity of Fish in Vegetated Littoral Zones of Floodplain Lakes in the Cuiabá River Basin, Northern Pantanal, Brazil. **Hidrobiologia, In press**.
- GRANADO-LORENCIO, C.; ARAUJO LIMA, C. R. M. & LOBÓN-CERVIÁ, J. 2005. Abundance - distribution relationships in fish assembly of the Amazonas floodplain lakes. **Ecography** 28. Pp. 515-520.
- GOULDING, M. **The Fishes and the Forest, Explorations in Amazonian Natural History**. Los Angeles, California, USA: University of California Press. 1980. 280 p.
- HABITAT INVENTORY COMMITTEE. 1986. **Aquatic habitat inventory - Glossary and standart methods**. Western Division American Fisheries Society. Bethesda. 134 p.

- HANSKI, I. & GILPI, M. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. **Biological Journal of the Linnean Society**, **42**. pp. 3-16.
- HARRIS, M. B.; TOMAS, W. M.; MOURÃO, G.; DA SILVA, C. J.; GUIMARÃES, E.; SONODA, F. & FACHIM, E. 2005. Desafios para proteger o Pantanal brasileiro: ameaças e iniciativas em conservação. **Megadiversidade**, **1**(1). pp. 156-164.
- HARRIS, M. B.; ARCANGELO, C.; PINTO, E. C. T.; CAMARGO, G.; RAMOS NETO, M. B. & SILVA, S. M. 2006. Estimativa da perda de cobertura vegetal original na Bacia do Alto Paraguai e Pantanal brasileiro: ameaças e perspectivas. **Natureza & Conservação**, vol. **4**, nº2. pp. 50-66.
- HARRISON, S.; ROSS, S. J. & LAWTON, J. H. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. **Journal of Animal Ecology**, **61**. pp. 151-158.
- HOEINGHAUS, D. J., LAYMAN, C. A., ARRINGTON, D. A. & WINEMILLER, K. O. 2003. Spatiotemporal variation in fish assemblage structure in tropical floodplain creeks. **Environmental Biology of Fishes** **67**. pp. 379 - 387.
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2003. **Sistema de Processamento de Informações Georeferenciadas (SPRING) versão 5.1**. São José dos Campos. Disponível em <http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/index.html>
- JEPSEN, D. B. 1997. Fish species diversity in sand bank habitats of a neotropical river. **Environmental Biology of Fishes**, **49**. pp. 449-460.
- JOHNSON, D. H. 1999. The Insignificance of Statistical Significance Testing. **The Journal of Wildlife Management**, Vol. **63**, No. **3**. pp. 763-772.
- JORDAN, F. 1997. Sampling fishes in vegetated habitats: effects of habitat structure on sampling characteristics of the 1m² throw trap. **Transactions of the American Fisheries Society** **126**. pp. 1012-1020.
- JUNK, W. J. 2001. The flood pulse concept of large rivers: learning from the tropics. **Verhandlungen Internationalen Vereinte Limnology**, v. **27**. pp. 3950-3953.
- JUNK, W. J. & SILVA, C. J. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. In: **Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos**, Manejo e Conservação 2, Corumbá. Anais. Brasília-SPI. p.17-28.
- JUNK, W. J.; BROWN, M.; CAMPBELL, I. C.; FINLAYSON, M.; GOPAL, B.; RAMBERG, L. & WARNER, B. G. 2006. The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis. **Aquatic Sciences**. **68**. pp. 400-414.
- KODRIC-BROWN, A. & BROWN, J. H. 1993. Highly structured fish communities in Australian Desert Springs. **Ecology**, **74**(06). pp.1847-1855.
- LEVINS, R. 1969. Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control. **Bulletin of the ESA**, Volume **15**, N. **3**, pp. 237-240.
- LEVINS, R. 1970. Extinction. In: Gerstenhaber, M. (Ed.), **Some mathematical problems in biology**. American Mathematical Society. pp. 77-107.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. 1999. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 388p.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON E. O. 1967. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press, New Jersey. 68p.
- MACHADO, F. A. 2003. História Natural de Peixes do Pantanal: Com destaque em Hábitos Alimentares e Defesa Contra Predadores / Francisco de Arruda Machado. – Campinas, SP: [s.n.], 99 p.
- MAGNUSSON, W. E. & MOURÃO, G. M. 2003. **Estatística [sem] matemática**. Editora Planta (E. Rodrigues) Londrina. 126p.
- MAGURRAN, A. E. Ecological diversity and its measurement. London, Chapman & Hall. 1983. 180 p.
- MARQUES, D. K. S. & RESENDE, E. K. 2005. **Comunidades de Peixes da RPPN SESC Pantanal**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 25 p.
- MARQUES, M. I.; J. ADIS; C. NUNES DA CUNHA & G. B. SANTOS. 2001. Arthropod biodiversity in the canopy of *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), a forest dominant in the Brazilian Pantanal. **Studies on Neotropical Fauna and Environment** **36**(3):205-210.

- MATTHEWS, W. J. & ROBISON, H. W. 1998. Influence of Drainage Connectivity, Drainage Area and Regional Species Richness on Fishes of the Interior Highlands in Arkansas. **American Midland Naturalist**, **139**. pp.1–19.
- MCALLEECE, N. 1997. BioDiversity Professional. The Natural History Museum and The Scottish Association For Marine Science.
- MELO, C. E., LIMA, J. D. & PINTO-SILVA, V. 2003. Diversidade e distribuição da ictiofauna associada à macrófitas aquáticas na Baía dos Coqueiros - Pantanal de Mato Grosso. In: VI CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, Fortaleza. VI CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL. Fortaleza : Editora da Universidade Federal do Ceará.
- MILANI, V. 2009. Título: **Assembléias de Peixes Associados à Macrófitas em Ambientes Alagáveis do Pantanal de Poconé, MT**. Universidade Federal de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. Dissertação de Mestrado (Manuscrito Inédito).
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2004. **Instrução Normativa Nº 5**, de 21 de maio de 2004.
- MIRANDA, E. E. de; COUTINHO, A. C. (Coord.). 2004. **Brasil Visto do Espaço**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, Cartas Mato Grosso SE-21-X-A-II-1 até SE-21-X-A-VI-2. Disponível em: <<http://www.cdbrazil.cnpm.embrapa.br>>. Último acesso em 22 junho de 2010.
- MOILANEN, A., SMITH, A. & HANSKI, I. 1988. Long-term dynamics in a metapopulation of the America pika. **American Naturalist** **152**. Pp. 530-542.
- MORAES, A. S.; RESENDE, E. K.; RODRIGUES, C. A. G.; MAURO, R. A.; GALDINO, S.; OLIVEIRA, M. D.; CRISPIM, S. M.; VIEIRA, L. M.; SORIANO, B. M.; ABREU, U. G. P & MOURÃO, G. A. 2000. Embrapa Pantanal: 25 anos de pesquisas em prol da conservação do Pantanal. **Anais do III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal - os desafios do terceiro milênio**. Corumbá, MS.
- NASCIMENTO, M. T. & NUNES DA CUNHA, C. 1989. Estrutura e composição florística de um cambarazal no Pantanal de Poconé - MT. **Acta Botanica Brasilica** **3**(1). pp. 3-11.
- NASCIMENTO, F. L. & ARAÚJO LIMA, C. A. R. M. 2000. **Descrição das larvas das principais espécies de peixes utilizadas pela pesca no Pantanal**. Boletim de Pesquisa Nº 19, EMBRAPA-Pantanal, Corumbá, MS. INSS 1517-1981. 26p.
- NUNES DA CUNHA, C. & JUNK, W. J. 2001. Distribution of Wood Plant Communities along the Flood Gradient in the Pantanal of Poconé, Mato Grosso, Brazil. **International Journal of Ecology and Environmental** **27**. Pp. 63-70.
- NUNES DA CUNHA, C. & JUNK, W. J. 2004. Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands. **Applied Vegetation Science**, v. 7, pp. 103-110.
- NUNES DA CUNHA, C. & JUNK, W. J. 2009. **A preliminary classification of habitats of the Pantanal of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, and its relation to national and international wetland classification systems**. In: Junk, W. J., Da Silva, C. J., Nunes da Cunha, C., Wantzen, K. M. (Eds) The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland, Pensoft Publishers, Sofia–Moscow. pp. 127-141. Disponível em <http://www.pensoft.net/authors/junkwjdasilvacjuncunhacnwantzenkm.stm>
- OKSANEN, F. J.; BLANCHET, G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P. M. STEVENS, H. H. & WAGNER, H. (2010). Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-9. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- PACHECO, E. B. 2005. **Peixes Associados a Macrófitas Aquáticas no Sistema de Baías Chacororé-Sinhá Mariana e Rio Mutum, Pantanal de Mato Grosso**. Universidade Federal de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. Dissertação de Mestrado (Manuscrito Inédito).
- PADOVANI, C. R.; CRUZ, M. L. L. & PADOVANI, S. L. A. G. 2004. Desmatamento do Pantanal brasileiro para o ano 2000. in IV Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal, Embrapa Pantanal, Corumbá, Brasil. Pp. 1-7. Disponível em <http://www.cpap.embrapa.br/agencia/simpan/sumario/artigos/aspectos/bioticos.htm> (último acesso em julho de 2005).
- PAZIN, V. F. V.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. & MENDONÇA, F. P. 2006. Fish assemblages in temporary ponds adjacent to 'terra-firme' streams in Central Amazonia. **Freshwater Biology** **51**. pp. 1025 - 1037.

- PELICICE, F. M.; THOMAZ, S. M. & AGOSTINHO, A. A. 2008. Simple relationships to predict attributes of fish assemblages in patches of submerged macrophytes. **Neotropical Ichthyology**, 6(4). PP. 543-550.
- PENHA, J. M. F. 2003. **Estrutura e estado de exploração dos estoques pesqueiros do jurupoca, *Hemisorubim platyrhynchos*, e do jurupensém, *Sorubim cf. lima*, na Bacia do rio Cuiabá, Pantanal Mato-Grossense**. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 117p.
- PEIXER, J.; MATEUS, L. A. F. & RESENDE, E. K. 2006. First gonadal maturation of *Pirirampus pirinampu* (siluriformes: Pimelodidae) in the Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. **Braz. J. Biol.**, 66(1B). pp. 317-323.
- PETRY, A. C., AGOSTINHO, A. A. & GOMES, L. C. 2003. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. **Neotropical Ichthyology**, 1(2). pp. 111-119.
- POTT, A. 2000. Dinâmica da vegetação do Pantanal. In: Cavalcanti, T.C., Walter, B.M.T. (org.) **Tópicos atuais em Botânica**. Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia/Sociedade Botânica do Brasil. p. 172-182.
- POTT, A.; NUNES DA CUNHA, C.; POTT, V. J.; SILVEIRA, E. A. & SARTORI, A. L. B. 2001. Avaliação ecológica Rápida - Parque Nacional do Pantanal e RPPNs do Entorno.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2010. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em <http://www.r-project.org/>
- REBELLATO, L. & NUNES DA CUNHA, C. 2005. Efeito do “fluxo sazonal mínimo da inundação” sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. **Acta bot. bras.** 19(4). pp. 789-799.
- RESENDE, E. K. 1988. Recursos Pesqueiros do Pantanal: Diagnóstico e Propostas de Pesquisa.. **Embrapa Pantanal.Documentos**, n. 8, 51p.
- 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**, São Carlos, SP, v. 60, n. 3, p. 389-403.
- RESENDE, E. K. 2003. **Migratory fishes of the Paraguay–Paraná basin, excluding the Upper Paraná basin**. Pp. 99–156. In: Carolsfeld J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer (Eds). **Migratory fishes of South America: biology, social importance and conservation status**. Victoria, World Fisheries Trust, The World Bank and The International Development Research Centre. 372 p.
- RESENDE, E. K. 2005. **Os pulsos de inundação e a produção pesqueira na bacia do rio Taquari**. In: Sérgio Galdino; Luiz Marques Vieira; Luiz Alberto Pellegrin. (Org.). **Impactos ambientais e sócio-econômicos na bacia do rio Taquari - Pantanal**. 1ª ed. Campo Grande: Gráfica Mundial, v. único, pp. 253-260.
- RESENDE, E. K. & PALMEIRA, S. S. 1999. Estrutura e dinâmica das comunidades de peixes da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal**. Corumbá; Embrapa Pantanal; pp. 249-282
- RESENDE, E. K.; PEREIRA, R. A. C.; ALMEIDA, V. L. L. & SILVA, A. G. 1996. Alimentação de peixes carnívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Boletim de Pesquisa. Embrapa Pantanal**, n. 3. 36 p.
- RESENDE, E. K.; PEREIRA, R.; ALMEIDA, V. L. 1997. Peixes herbívoros da planície inundável do rio Miranda, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Boletim de Pesquisa. Embrapa Pantanal**, n. 10, Corumbá, MS. 21 p.
- RESENDE, E. K.; PEREIRA, R.; ALMEIDA, V. L. & SILVA, A. G. 2000. Peixes onívoros da planície inundável do rio Miranda, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Boletim de Pesquisa. Embrapa Pantanal**, n. 16, Corumbá, MS. 60 p.
- RESENDE, E. K.; PEREIRA, R.; ALMEIDA, V. L. & SILVA, A. G. 2000. Peixes insetívoros e zooplancófagos da planície inundável do rio Miranda, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Boletim de Pesquisa. Embrapa Pantanal**, n. 17. Corumbá, MS, 42 p.
- RINCÓN, P. A. Uso de Habitat em Peixes de Riachos: Métodos e Perspectivas, In: Caramaschi, E. P., Mazzoni, R., Bizerril, C. R. S. F. & Peres-Neto, P. R. (Eds.) **Ecologia de Peixes de Riachos**. Oecologia Brasiliensis, vol. VI, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, UFRJ, Rio de Janeiro. 1999. 260 p.

- ROCHA, N. M. 2009. **A Variação Espaço-Temporal da Estrutura da Comunidade de Peixes em Zonas Litorâneas Vegetadas de Lagoas da Planície de Inundação do Rio Cuiabá, Pantanal Matogrossense, Brasil**. Universidade Federal de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. Dissertação de Mestrado (Manuscrito Inédito).
- ROCHET, M. J. & TRENKEL, V. M. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** **60**(1). pp. 86 - 99.
- RODRÍGUEZ, M. A. & LEWIS, W. M. 1997. Structure of fishes assemblages along environmental gradients on floodplain lakes of the Orinoco River. **Ecological monographs**, **67**(1), Ecological Society of America. pp. 109-128.
- SAND-JENSEN, K. 2007. How to write consistently boring scientific literature. **Oikos** **116**. pp. 723-727.
- SANTOS, S. A. 2001. **Caracterização dos recursos forrageiros nativos da sub-região da Nhecolândia, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil**. Botucatu, SP, 190p. Tese (Doutorado em Nutrição e Produção Animal) – Universidade Estadual Paulista.
- SANTOS, S. A.; PELLEGRIN, A. O.; MORAES, A. S.; BARROS, A. T. M.; COMASTRI FILHO, J. A.; SERENO, J. R. B.; SILVA, R. A. M. S. & ABREU, U. G. P. 2002. **Sistema de produção de gado de corte do Pantanal**. Embrapa Pantanal, Corumbá. 82pp. Recurso eletrônico disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/ficha.php?topicobusca=LIV&titulo=LIV++Livros+%28impresso+ou+eletr+F4nico%29> (último acesso em 29 de junho 2010).
- SANTOS, S. A., NUNES DA CUNHA, C., TOMÁS, W., ABREU, U. G. P., ARIEIRA, J. 2006. Plantas invasoras no Pantanal: como entender o problema e soluções de manejo por meio de diagnóstico participativo. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento** **66**. EMBRAPA Pantanal. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Corumbá, MS.
- SHANNON, C. E. 1948. A mathematical theory of communication. **Bell System Technical Journal** **27**: pp. 379-423/ 623-656.
- SILVA, V. C. F. 2009. **Comparação da ictiofauna de áreas alagáveis em duas fitofisionomias do Pantanal de Poconé, Mato Grosso**. Universidade Federal de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. Dissertação de Mestrado (Manuscrito Inédito).
- SILVA, M. P.; MAURO, R. A.; MOURÃO, G. M.; COUTINHO, M. 2000. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. **Revista Brasileira de Botânica**, v.23, n.2.
- SLINGSBY, D. & COOK, C. 1986. **Practical Ecology**. MacMillian Education Ltd., London, England, 213 pp.
- SOARES, J. J. & OLIVEIRA, A. K. M. 2009. O paratidal do Pantanal de Miranda, Corumbá-MS, Brasil. **Revista Árvore - Journal of Brazilian Forest Science**, vol.33, n.2, pp. 339-347.
- SUAREZ, Y. R.; PETRERE JR, M. & CATELLA, A. C. 2001. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). **Fisheries Management and Ecology**, **8**, p. 173–186.
- SUAREZ, Y. R.; PETRERE JR, M. & CATELLA, A. C. 2004. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, **11**. Pp. 45–50.
- TEJERINA-GARRO, F. L.; FORTIN, R. & RODRÍGUEZ, M. A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. **Environmental Biology of Fishes** **51**. Pp. 399 - 410.
- TOMAS, W. M.; MOURÃO, G.; CAMPOS, Z.; SALIS, S. M. & SANTOS, S. A. 2009. **Intervenções humanas na paisagem e nos habitats do Pantanal**. Embrapa Pantanal, Corumbá. 58 p. Recurso eletrônico disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/ficha.php?topicobusca=LIV&titulo=LIV++Livros+%28impresso+ou+eletr+F4nico%29> (último acesso em 29 de junho 2010).
- WHITTAKER, R. H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities. **Science**, v.147. pp. 250-260.
- WHITTAKER, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. **Táxon**, v.21, pp. 213-251.
- WILLINK, P. W., O. FROELICH, A. MACHADO-ALLISON, N. MENEZES, O. OYAKAWA, A. CATELLA, B. CHERNOFF, F. LIMA, M. TOLEDO-PIZA, H. ORTEGA, A. M. ZANATA, R. BARRIGA. 2000. **Fishes of the rios Negro, Negrinho, Taboco, Taquari and Miranda, Pantanal, Brasil: diversity, distribution, critical habitats, and value**. In: Willink, P. W., Chernoff B., Alonso, L. E., Montambault, J. R., & Lourival, R. (eds.). A biological assessment of the aquatic ecosystems of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. Pp. 63-81 Bulletin of Biological Assessment 18, Conservation International, Washington, D.C.