

# capítulo I

---

Complexo do Pantanal



## Desenvolvimento sustentável no Mato Grosso do Sul: uma análise dos planos regionais

*Alessandra Ribeiro de Moraes<sup>a</sup>; Claudenice Faxina Zuca & Marilene da Silva Souza*

*Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS – Naviraí)  
<sup>a</sup>armoraes@uems.br*

### 1. Introdução

A busca para a construção de um estado mais rico, mais justo e ambientalmente sustentável foi motivo para uma série de atividades inovadoras no Mato Grosso do Sul. O estado que dispõe de 25% de sua área ocupada pelo Pantanal, um Patrimônio Ecológico da Humanidade reconhecido pela ONU, tem apenas 26 anos e uma população estimada em dois milhões de habitantes, distribuídos em 77 municípios.

A riqueza de biodiversidade, a exuberância dos recursos hídricos e os aspectos únicos da cultura regional, fazem do estado um importante destino ecoturístico, que recebe anualmente a visita de quase um milhão de turistas, sendo 200 mil vindos de outros países. A maior área alagada do mundo, o Complexo do Pantanal, abriga mais de 260 espécies de peixes, 95 de mamíferos, 167 de répteis, 35 espécies de anfíbios e 650 de aves. O regime hidrológico dos principais corpos d'água do Mato Grosso do Sul está conectado a dinâmica de importantes bacias hidrográficas do país. Entretanto, todo este patrimônio está ameaçado pelo crescimento econômico do estado, refletido principalmente, na expansão da atividade agropecuária e industrial. Desta forma, a necessidade por um desenvolvimento sustentável, ou seja, o equilíbrio entre conservação ambiental, equidade social e eficiência econômica, se faz urgente para o estado, através da neutralização dos fatores negativos e do fortalecimento e capitalização dos fatores positivos.

Em 2000 foi concluído o “Plano de estratégias de longo prazo para Mato Grosso do Sul – MS 2020”. Este plano foi construído com representantes de instituições públicas e privadas e organizações não governamentais das mais variadas áreas para planejar estrategicamente em direção ao desenvolvimento. Foram identificados quatro possíveis cenários, sendo os mesmos associados a elementos típicos da fauna sul-matogrossense: 1) Desenvolvimento e Integração - Vóo do Tuiuiú; 2) Desenvolvimento com Inclusão Social – Piracema; 3) Crescimento Excludente - Rapto do Predador, 4) Instabilidade e Crise - Estouro da Boiada. O processo para elaboração deste documento revelou, entretanto, a necessidade de uma caracterização regional visto que o estado apresenta particularidades e, portanto, deveria ser realizada uma análise diferenciada. Através de parcerias entre a Secretaria de Planejamento e as universidades do estado, foram elaborados os Planos Regionais de Desenvolvimento Sustentável, um trabalho que resultou na definição de Carteira de Projetos Regionais, na composição de um Conselho Regional de Desenvolvimento (COREDES), mas sobretudo, que proporcionou a sociedade sul-matogrossense a oportunidade de se conhecer e discutir o rumo desejado para os próximos anos.

### 2. Métodos

O presente trabalho foi realizado durante as atividades de monitoria da disciplina Ecologia Geral, sendo feita a leitura e análise dos Planos Regionais de Desenvolvimento já concluídos. A divisão política do estado reconhece 8 regiões: 1) Alto Pantanal, 2) Sudoeste, 3) Norte, 4) Central, 5) Bolsão, 6) Grande Dourados, 7) Leste e 8) Sul Fronteira. Os planos foram desenvolvidos com a mesma metodologia, embora empregados por diferentes equipes. Inicialmente, foram feitas reuniões com os representantes municipais para a definição do cronograma de atividades. Em seguida, houve a sensibilização junto aos diversos segmentos da sociedade para o planejamento participativo nas oficinas municipais que aconteceram em dois dias nos finais de semana em cada município.

Através do processo de planejamento participativo (processo

técnico e político de decisão compartilhada sobre as ações necessárias ao desenvolvimento local, que assegura o envolvimento dos diversos atores sociais na apreensão da realidade, na definição das prioridades e no acompanhamento e execução das ações) traduzido pela metodologia de análise de matriz de relevância, pode-se perceber o grau de eficiência na sistematização do conhecimento disperso destes atores e da técnica que permitiu estabelecer os problemas e as potencialidades que deverão ser prioritariamente tratados pela sociedade.

Em cada oficina, após a apresentação do projeto, os participantes se dirigiam voluntariamente para os grupos de debates divididos nas seguintes dimensões: Ambiental, Econômica, Político-Institucional e Sócio-Cultural para identificar os problemas e potencialidades. O resultado inicial era então submetido à plenária geral para apreciação e, em seguida, a proposta de ações para o desenvolvimento regional, bem como a visão de futuro. As decisões tomadas analisavam as macro-tendências, ou fatores exógenos como ameaças e oportunidades às quais estão expostos os problemas e potencialidades regionais. As oficinas geraram os relatórios municipais e serviram também na escolha dos representantes para a oficina regional. Esta foi realizada após a sistematização, organização e hierarquização das informações, para a definição, num contexto regional, da definição de opções estratégicas. Além disso, a oficina regional elegeu os representantes para a composição do COREDES e aprovou a carteira de projetos prioritários.

### 3. Resultados e Discussão

A análise dos planos evidencia aspectos, sejam positivos ou negativos, frequentes no estado e algumas características que são específicas por região. Embora nos planos a apresentação dos resultados não considere as dimensões isoladamente, serão discutidos apenas os que se referem diretamente à questão ambiental.

Sérios problemas ambientais foram identificados em todas as regiões, porém com frequência diferenciada. O manejo inadequado de recursos naturais é apontado como um problema que traz várias conseqüências, assim como: queimadas, desmatamento, tráficos de animais silvestres, utilização desordenada do solo pela ocupação excessiva da pecuária, uso incorreto de agrotóxicos com destinação imprópria das embalagens, assoreamento, saneamento básico precário e a ineficiência na fiscalização pelos órgãos competentes, também identificados como problemas.

O estudo dos problemas ambientais não pode ignorar questões econômicas e sociais, pois uma está interligada a outra, (premissa de desenvolvimento sustentável). No decorrer deste trabalho, foram identificados problemas sociais e econômicos que causam impactos ambientais, citando os mais frequentes, como a alta concentração fundiária, a pouca diversificação na produção agropecuária e os baixos incentivos ao pequeno produtor, levando-o a desistir do campo, além disso deve ser destacado o emprego da monocultura que traz sérias alterações ao equilíbrio do ecossistema. Os problemas sociais mais frequentes são o desemprego, analfabetismo e a desestruturação familiar, fazendo com que as pessoas vivam em condições impróprias, o que também resulta em sérias conseqüências para o ambiente. Outro problema social considerável, embora que discutido apenas na região da Grande Dourados é a questão da falta de política para as áreas indígenas, provocando o êxodo indígena para a área urbana, havendo assim a desvalorização da sua cultura e dos seus hábitos.

Em relação às potencialidades, pode ser verificado em todas as regiões a riqueza de recursos hídricos, inclusive no subsolo, e seu vasto aproveitamento econômico para usos múltiplos, tais como a piscicultura, irrigação, turismo e pesca. A fauna e a flora são muito diversificadas possibilitando diversas formas de utilização. A ervamate, que muito contribuiu para o desenvolvimento inicial no estado, destaca-se ainda hoje para o beneficiamento. Deve ser ressaltado que o patrimônio genético é praticamente desconhecido, favorecendo pesquisas biotecnológicas no estado. De aplicação

diversificada, recursos minerais abundantes, como a argila são fatores que colaboram com a riqueza natural destas regiões. Observa-se que a vasta produção agropecuária está instalada em todas as regiões, sendo, a presença desses grandes rebanhos bovinos de corte e leite um dos principais pilares da economia. Devido a grande riqueza e beleza natural, o ecoturismo, principalmente na região Sudoeste, é visto como de grande importância para a economia; as fazendas ecoturísticas, trilhas, lagoas e grutas são atrativos fundamentais nesta região. Na questão social, a presença de áreas disponíveis para reforma agrária, principalmente na região da Grande Dourados vem diminuindo o êxodo rural e garantindo a formação de vários assentamentos, com isso tem sido observado um aumento na formação de núcleos de produtores familiares e conseqüentemente a diversificação na produção agrícola.

Quando se analisa as opções estratégicas definidas para cada região observa-se o destaque para os programas de valorização ambiental através do manejo e preservação dos recursos naturais, o que resultou na definição de projetos essenciais a médio e longo prazo.

#### 4. Conclusões

A questão ambiental revela-se de fundamental importância no delineamento de ações para o desenvolvimento sustentável do estado. Envolver a sociedade no planejamento cria, além do reconhecimento de se sentirem importantes durante todo o processo, uma análise mais verdadeira da realidade, uma vez que o espaço para participação é democrático.

Embora o Mato Grosso do Sul seja um estado ainda jovem, vários pontos negativos concernentes ao aspecto ambiental devem ser equacionados e a potencialidade das riquezas naturais aprimorada. Trata-se de um processo lento porém com vistas a uma maior qualidade de vida para seus habitantes.

#### 5. Referências Bibliográficas

- Buarque, S.C. (1999). *Metodologia de Planejamento do Desenvolvimento Local e Municipal Sustentável*. 2ª ed. IICA, Brasília
- Diegues, A.C. (1992). *Desenvolvimento sustentável ou sociedades sustentáveis: da crítica dos modelos aos novos paradigmas*. In: São Paulo em Perspectiva (6)1-2: 22-30, jan/junho
- IPLAN (2000). *Cenários e Estratégias de Longo Prazo para Mato Grosso do Sul*. Campo Grande.
- IPLAN (2001). *Fundação Instituto de Estudos e Planejamento de MS. Banco de dados do estado de MS*, Campo Grande
- Perfil do MS Disponível em <http://www.ms.gov.br>. Acessado em 23/07/03 às 21:00.

### O comportamento predatório de aves no pantanal: aposematismo garante a sobrevivência de cobras coral?

Ana Hermínia Bello Soares – Departamento de Zoologia – Pós-Graduação em Biologia Animal - UnB  
[anabello@unb.br](mailto:anabello@unb.br)

#### 1. Introdução

O comportamento social, predatório e anti-predatório é fortemente influenciado pelos padrões cromáticos dos animais. A coloração possibilita à presa evitar o predador, seja diminuindo a sua detecção (coloração críptica) ou aumentando-a (coloração aposemática). Os trabalhos pioneiros sobre coloração animal (Darwin, 1871, Bates, 1862) questionavam como poderiam animais vistosos, que chamam a atenção de seus predadores, se manter abundantes e presentes na natureza. O trabalho de Bates (1862), sugeriu que estes animais poderiam estar sinalizando aos predadores as suas propriedades indesejáveis: o perigo potencial de sua toxicidade. Hoje, estes animais que anunciam a sua impalatabilidade através da coloração de advertência são chamados de aposemáticos (Del-Claro e Vasconcelos, 1992). O aposematismo é conhecido para vários grupos animais que incluem besouros, borboletas, ves-

pas, abelhas, anfíbios e serpentes.

Das interações entre os organismos, a predação é a que envolve um contato muito rápido entre os indivíduos, por isso os encontros entre predadores e presas são raramente observados na natureza (Brodie, 1993). A vulnerabilidade dos répteis, frente aos predadores, varia com o tamanho da presa e com o tipo de predador. Geralmente espécies pequenas de répteis são vulneráveis à pequenos predadores vertebrados, como aves. (Pough, 1998).

As relações entre predadores e presas apresentam nuances. Enquanto predadores enriquecem seus arsenais de ataque, desenvolvendo olfato apurado, dentes afiados, bicos cortantes, boa visão, garras, e até disfarces que atraíam vítimas, as presas respondem de forma similar, desenvolvendo adaptações fisiológicas, anatômicas e comportamentais, na tentativa de bloquear, ou minimizar a detecção por parte do predador, o ataque, a captura e o consumo (Alcock, 1998).

Uma das formas de fazer a detecção do predador menos provável é apresentando um comportamento críptico, o que se resume em parecer-se com o substrato, de forma que o predador tenha dificuldade em distinguir a presa do ambiente na qual ela se encontra. Já animais que optam por chamar a atenção dos predadores – os aposemáticos – apresentam morfologia colorida de advertência, e se comportam de modo a permitir que sua conspícua aparência se faça ainda mais visível, talvez para lembrar o predador de uma possível experiência gastronômica desagradável no passado. Subseqüentemente, este indivíduo passa a evitar qualquer padrão aposemático semelhante (Pough, 1998). Aproveitando-se desta situação, muitas outras espécies desenvolveram coloração de advertência, sem contudo, apresentar substâncias tóxicas capazes de repelir o predador. Este fenômeno é chamado de mimetismo batesiano.

As espécies de serpentes do gênero *Micrurus* apresentam defesas químicas contra predadores e exibem colorações de advertência aposemáticas. (Pough, 1998) Algumas espécies da família Colubridae mimetizam a aparência destes elapídeos, sem contudo, apresentar nenhum sinal de toxicidade. Morrel (1970) mostrou não existir evidências diretas de que o padrão de serpentes coral funcionasse aposemáticamente e que fosse, de fato, evitado por predadores. Entretanto Broddie III (1993) mostrou que o padrão aposemático era evitado por predadores orientados visualmente. Sword *et al* (2000) ressaltam que a orientação visual é importante na evitação de presas tóxicas. Estudos anteriores mostravam que algumas lagartas (*Schistocerca gregaria*) apesar de apresentarem colorações de advertência eram aparentemente palatáveis e eram consumidas por lagartos (*Acanthodactylus dumerilii*). A exploração desta situação levou os autores (Sword *et al*, 2000) a concluir que quando as lagartas aposemáticas estavam em agregamentos muito densos, a coloração aposemática ficava ainda mais aparente e, nesta situação, a colônia era evitada por lagartos orientados visualmente. Além disso, eles mostraram que a toxicidade presente apenas em algumas lagartas era resultado da utilização diferenciada de plantas hospedeiras que apresentam alcalóides neurotóxicos.

O objetivo deste trabalho é testar se a coloração apresentada por alguns elapídeos e colubrídeos funciona aposemáticamente contra predadores orientados visualmente.

#### 2. Métodos

Em agosto de 2002, construí 200 réplicas de serpentes (100 aposemáticos do padrão coral: vermelho e preto e 100 crípticos: marrom claro) utilizando massinhas pré-coloridas não-tóxicas (Acrilex).

Para investigar os efeitos do padrão de coloração de serpentes contra aves predadoras, comparei a taxa de predação de aves em moldes de serpentes aposemáticos e crípticos, em duas áreas diferentes: uma área de mata e uma área aberta (estrada).

As réplicas foram colocadas intercaladas em intervalos de 15 m ao longo de transectos dentro da mata e na borda da mata (estrada)

no Pantanal - MS, para determinar se as aves atacavam mais frequentemente o padrão críptico do que o aposemático.

O experimento durou quatro dias. Os moldes desaparecidos ou predados eram substituídos diariamente por moldes novos. As marcas deixadas por aves predadoras eram facilmente identificadas e o local de cada bicada era anotado numa planilha, para determinar se os predadores apresentavam alguma preferência pelo local de ataque (Cabeça/ Abdômen/ Cauda).

A cada dia todas as réplicas eram inspecionadas e cada marca era registrada, com o intuito de determinar se, com o passar dos dias, a taxa de predação aumentaria, devido ao maior tempo de exposição da presa potencial.

O teste do Qui-quadrado foi utilizado para determinar se houve diferença significativa entre a taxa de predação dos moldes crípticos e aposemáticos, para examinar se houve diferenças significativas nas frequências de predação em diferentes partes do corpo, e finalmente, para verificar se houve diferença significativa entre as taxas de predação com o passar dos dias dentro do grupo de serpentes crípticas e dentro do grupo de serpentes aposemáticas.

Durante o experimento, as marcas deixadas em consequência de ataques de aves podiam ser facilmente reconhecidas em forma de "V" ou forma de "U". Algumas réplicas apresentavam mais de uma marca em diferentes partes do corpo e cada uma delas foi tratada como um ataque diferente.

### 3. Resultados

Das 140 réplicas consideradas como amostras tanto na mata quanto na estrada (70 crípticas e 70 aposemáticas), 76 aposemáticas foram atacadas contra 87 crípticas, entretanto a diferença entre as categorias não foi significativa ( $X^2 = 0,41$ ;  $GL = 1$ ;  $P > 0,05$ ).

A parte do corpo mais predada, tanto em réplicas crípticas quanto aposemáticas, foi o abdômen (55 e 41 respectivamente), mas novamente não houve diferença significativa da taxa de predação em diferentes partes do corpo ( $X^2 = 1,28$ ;  $GL = 2$ ;  $P > 0,05$ ).

Finalmente, comparei a variação nas taxas de predação nas serpentes crípticas durante os quatro dias de experimento, e verifiquei que houve variação significativa tanto para serpentes crípticas ( $X^2 = 11,64695$ ;  $GL = 3$ ;  $P < 0,05$ ) quanto para as aposemáticas ( $X^2 = 11,19983$ ;  $GL = 3$ ;  $P < 0,05$ ).

### 4. Discussão

A natureza e a frequência das marcas deixadas pelas aves sugerem que as réplicas eram manuseadas como presas, e que foram eficazes em se parecer com serpentes. Algumas bicadas deixavam uma marca forte no molde, indicando que a ave teve, de fato, a intenção de atacar e consumir a presa, enquanto que algumas marcas se pareciam com toques de bico muito leves, como se a ave estivesse experimentando a presa.

As serpentes aposemáticas foram menos predadas que as réplicas crípticas, mas a diferença não foi significativa. Isso mostra que os predadores orientados visualmente no Pantanal não distinguem os moldes aposemáticos. Uma explicação para o resultado encontrado neste experimento é que a baixa frequência de encontros entre aves e estes ofídios tóxicos não permitiu que os predadores aprendessem a rejeitar o padrão cromático contrastante apresentado por alguns elapídeos. Independente do comportamento de rejeição das aves ser aprendido ou inato (imprinting), é imprescindível que haja um sinal ambiental para que tal comportamento ocorra (releaser). Assim, a baixa densidade de serpentes do gênero *Micrurus* associada a seu hábito fossorial justifica a ausência de rejeição deste padrão cromático por predadores orientados visualmente.

Houve uma variação muito grande nas marcas deixadas pelas aves em diferentes partes do corpo do molde. Como muitos lagartos e algumas serpentes utilizam-se da autotomia caudal para escapar do predador, talvez fosse esperado encontrar uma maior taxa de predação na cauda das réplicas do que em outras partes do corpo. Mas, diferentemente, o abdômen obteve maior taxa de predação.

Durante a duração total do experimento houve um decréscimo

significativo nas taxas de predação tanto de serpentes aposemáticas quanto crípticas, sugerindo uma possível habituação dos predadores à oferta de presas: no primeiro dia, por exemplo, 35 serpentes crípticas foram predadas; no segundo dia, 23; no terceiro dia, 21; e no último dia, apenas 9. O experimento pareceu alterar o comportamento das aves predadoras. Talvez as aves tenham aprendido a reconhecer aqueles modelos imóveis, como tais e assim, passaram a ignorá-los. A presença desta tendência sugere que as aves foram capazes de distinguir as réplicas de itens alimentares potenciais. Répteis, em geral usam táticas defensivas para evitar a predação mesmo depois de já terem sido detectados pelo predador. Uma dessas táticas, muito comuns em serpentes coral, *Micrurus* sp., é uma série de movimentos aleatórios e imprevisíveis que confunde o predador (Martins, 1994). Como as réplicas eram imóveis e permaneciam neste estado mesmo após perturbações por parte do predador, parece sensato supor que a frequência de ataques durante o experimento foi bem diferente daquela observada na natureza, até mesmo por que alguns predadores utilizam o movimento das presas para detectá-las.

### 5. Referências Bibliográficas

- ALCOCK J. Animal Behavior. An evolutionary approach. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, Inc. Publishers, 1998.
- BATES, H. W. 1862. Contributions to an insect fauna of the Amazon Valley. Lepidoptera: Heliconiae. Trans. Linneus Society of London. 23: 495-566
- BRODIE III, E. D. 1993. *Differential avoidance of coral snake banded patterns by free ranging avian predators in costa rica*. Evolution. 47 (1) 227-235.
- DARWIN, C. 1871 The descent of man, and selection in relation to sex. John Murray, London
- GOODALE, M. A. and SNEDDON, I. 1977. *The effect of distastefulness of the model on the predation of artificial batesian mimics*. Animal Behavior 25, 660-665.
- MORREL, G. M. and TURNER, J. R. G. 1970 *Experimentos on mimicry: The response of wild birds to artificial prey*. Behavior 36, 116-130.
- POUGH, F.H., ANDREWS R. M., CADLE J.E., CRUMP M. L., SAVITZKY A.H., WELLS K.D. Herpetology. New Jersey: Prentice Hall, 1998.
- SWORD, G. A.; SIMPSON S. J.; EL HADI O.M.; WILPS, H. 2000. Density-dependent aposematism in the desert locust. Proc R. Soc. Lond 267, 63-68
- POUGH, F.H. 1988. *Mimicry of vertebrates. Are the rules different?* American Naturalist 131, S67 – S102.

### Avifauna aquática dos rios Cuiabá e Mutum, Pantanal de Barão de Melgaço - MT

Augusto Cesar da Costa <sup>Castilho</sup> 1; Patrícia Rassolin 1; Márcia M. Volpe 2 & Carolina Joana da Silva 3

<sup>1</sup>Mestrando em Ecologia e Conservação da Biodiversidade UFMT, <sup>2</sup>Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, <sup>3</sup>Professora Drª. do PPG em Ecologia e Conservação da Biodiversidade UFMT (estalante@universiabrasil.net)

### 1. Introdução

O Pantanal compreende uma notável diversidade de habitats aquáticos e segundo SICK (1997) é a mais rica região do continente em aves paludícolas. Diversas estimativas foram feitas para espécies da região e áreas adjacentes, listando cerca de 730 espécies, incluindo migrantes, visitantes acidentais e espécies introduzidas. No entanto, alguns pesquisadores estimam haver mais de 500 espécies de aves para a região do Pantanal, propriamente dito, incluindo migrantes e visitantes acidentais. Dessas espécies, cerca de 80 são aquáticas (DA SILVA *et al.*, 2001).

Corredores ecológicos ou de conservação são áreas que podem exercer a função de habitat, conduto, barreira, filtro, fonte e escondimento de componentes bióticos e abióticos, o que os configura como promotores de fluxo gênico entre populações e da recolonização de áreas biologicamente reduzidas, entre outras funções (HESS & FISCHER, 2001).

BROWN JR. (1986) chamou a atenção para a função exercida pelo Pantanal como corredor de dispersão assim como de criadouro para muitos animais. A conectividade longitudinal e lateral desta planície inundável foi argumentada por JUNK & DA SILVA (1999). Assim, um enfoque sobre a avifauna aquática assume importância diante deste contexto.

Em virtude da crescente preocupação com a conservação do Pantanal Matogrossense e a escassez de estudos desta natureza na região, o presente trabalho objetivou avaliar a composição de espécies de aves aquáticas nos rios Cuiabá e Mutum, no sistema de baias Chacororé - Sinhá Mariana, no intuito de contribuir para a discussão da implantação de corredores ecológicos no Pantanal Mato-grossense.

### 2. Metodologia

Para analisar a composição de espécies e a abundância das aves aquáticas presentes, foi realizado censo passivo em 2 transectos, sendo um ao longo do rio Cuiabá, trecho Barão de Melgaço/Boca do Leme, e outro do rio Mutum trecho da ponte do rio Mutum/Baía Sinhá Mariana. Os transectos foram realizados com barco a motor, tendo duração de 2 horas com velocidade média de 5km/h e utilizando-se binóculos com aumento de 40 x 8 e 25 x 10, e guias de identificação de aves. As análises estatísticas foram feitas segundo MAGURRAN (1988), sendo calculados os índices de diversidade e equitabilidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), juntamente com o índice de similaridade de Sorensen modificado em 1957 ( $C_n$ ). Os censos foram realizados no período da vazante, em maio de 2003.

### 3. Resultados e discussão

O censo resultou no registro de 677 indivíduos pertencentes a 24 espécies, que foram agrupadas de acordo com suas respectivas guildas tróficas, sendo 321 indivíduos em 16 espécies no rio Cuiabá e 356 indivíduos em 19 espécies no rio Mutum.

No rio Cuiabá, *Phaetusa simplex* (105 indivíduos) e *Sterna superciliaris* (67 indivíduos) foram as espécies mais abundantes, o que pode ser consequência destas ocorrerem em bandos. Além disso, o período da vazante favorece a formação de praias propícias para a nidificação dessas espécies (SICK, 1997).

No rio Mutum, *Phalacrocorax brasilianus* (151 indivíduos) e *Casmerodius albus* (80 indivíduos) foram as espécies mais abundantes. No caso de *Phalacrocorax brasilianus*, seus indivíduos apresentaram tática de forrageamento que favorece sua ocorrência em águas profundas e transparentes, condições encontradas no rio Mutum. Já a grande abundância de *Casmerodius albus* provavelmente está relacionado à disponibilidade de habitats para forrageamento, como margens de rios e baias com pouca profundidade e pontos de pouso em árvores para pernoite.

No que se refere às guildas tróficas, pode-se observar que tanto no rio Cuiabá, quanto no rio Mutum houve predomínio de espécies piscívoras, em ambos com mais de 50% das espécies. A flutuação sazonal e a diversidade de habitats encontradas no Pantanal, propiciam a abundância destas espécies. No rio Cuiabá também foram encontrados espécies malacófagas. No rio Mutum, a presença de uma espécie herbívora e a abundância de aves insetívoras (21%) pode estar associada à maior quantidade de macrófitas aquáticas e uma provável entomofauna associada a estas plantas, em contraste com o rio Cuiabá, onde os bancos destas plantas não são extensos como nas baias.

Os índices de diversidade calculados demonstraram padrões semelhantes, sendo o rio Cuiabá com  $H' = 2,743$  e o rio Mutum  $H' = 2,835$ . Estes índices foram maiores que os encontrados no cerrado por MOTTA JÚNIOR (1990) e por LINS (1994). No entanto, diferenças metodológicas referentes ao período de monitoramento

devem ser levadas em consideração, não podendo se afirmar que a área deste estudo seja mais diversa que as do cerrado pesquisadas nestes estudos. A equitabilidade calculada para as amostras denota uma relativa uniformidade em ambas as áreas sendo 0,685 para o rio Cuiabá e 0,667 para o Mutum. A similaridade ( $C_n = 0,3604$ ), evidenciou uma relevante diferença entre as comunidades de aves nos dois pontos amostrados, indicando importantes diferenças na estrutura das comunidades de aves aquáticas.

### 4. Conclusão

Apesar da rápida avaliação da diversidade neste estudo, os dados permitem inferir que a heterogeneidade de habitats entre os rios Cuiabá e Mutum, ambos formadores do sistema de baias Sinhá Mariana e Chacororé, favorece o estabelecimento de comunidades de aves aquáticas distintas e, portanto, no que se refere a este grupo de organismos, estudos mais detalhados são necessários para avaliar a funcionalidade destes habitats como parte de um corredor ecológico no Pantanal Mato-grossense. Este enfoque de conservação pode assegurar a conexão entre o sistema de rios e das baias estudadas, assim como, com as cabeceiras do Rio Cuiabá, e locais de terras mais baixas no Pantanal, de modo que o fluxo gênico seja mantido. Esta posição do sistema de baias Chacororé - Sinhá Mariana, favoreceu a sua inclusão como área prioritária para conservação do Pantanal (BRASIL, 1999).

### 5. Referências bibliográficas

BRASIL (1999) Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Pantanal. MMA, FUNATURA, Conservation International, Fund. Biodiversitas Universidade de Brasília. 26 p.

BROWN JR, K. S. 1986. Zoogeografia da região do Pantanal Mato-grossense pp. 137-178. *In: Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal*, 1. Anais..., Corumbá, MS. 265 p.

DA SILVA, C. J.; WANTZEN, K. M.; NUNES DA CUNHA, C. & MACHADO, F. A.. 2001. Biodiversity in the Pantanal Wetland, Brazil. *In: Gopal, B.; Junk, W. J. e Davis, J. A. (ed.) Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. v.2, Leiden: Backhuys Publ., p.187-215.*

HESS, G. R. & FISCHER, R. A. 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning* 55. pp. 195-208.

JUNK, W. J. & DA SILVA, C. J. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. pp. 17-28. *In: Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal*, 2. Anais..., Corumbá, MS. 535p.

LINS, L.V. 1994. O papel da mata ciliar na estruturação de uma comunidade de aves do Cerrado (DF) Dissertação para obtenção do título de mestre em ecologia, conservação e manejo da vida silvestre, UFMG, Belo Horizonte.

MAGURRAM, A. E. 1988 *Ecological Diversity and its Measurement*. New Jersey: Princeton University Press. 179p.

MOTTA JÚNIOR, J.C. 1990. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central de estado de São Paulo. *Ararajuba* 1: 65-71

SICK, H. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira. 1997. 912 p.

(Órgãos financiadores: CNPq / CAPES / UFMT/IB - Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade e Projeto Ecologia do Gran Pantanal/ FAPEMAT - Projeto "Bases para o Monitoramento da Biodiversidade no entorno da Estação Ecológica de Taianã e do Sistema de Baias Chacororé - Sinhá Mariana, no Pantanal Mato-Grossense")

## A densidade e heterogeneidade de árvores determinam a riqueza de espécies de formigas arbóricolas?

Carla R. Ribas<sup>a</sup> & José H. Schoeder<sup>b</sup>

<sup>a</sup>Programa de Pós-Graduação em Entomologia; Departamento de Biologia Animal; Universidade Federal de Viçosa; Viçosa – MG; Brasil. Telefone: (31) 3899.2548; E-mail: ribasr@insecta.ufv.br

<sup>b</sup>Departamento de Biologia Geral; Universidade Federal de Viçosa; Viçosa – MG; Brasil. Telefone: (31) 3899.1668; E-mail: jschoere@ufv.br

### 1. Introdução

A riqueza de espécies pode ser influenciada por diversos fatores que agem em escalas espaciais diferentes, como por exemplo, a escala local e a regional. A escala local deve ser considerada como aquela onde todos os organismos têm a capacidade de se encontrar e interagir (Srivastava, 1999). Nessa escala os processos que determinam a riqueza de espécies mais importantes são: interações interespecíficas (Ricklefs e Schluter, 1993), quantidade de recursos (Alonso, 1998) e heterogeneidade de recursos e/ou condições ambientais (Perfecto e Vandermeer, 1996).

As interações competitivas são tidas como importantes estruturadoras das comunidades de formigas (Deslippe e Savolainen, 1995). Por outro lado, a quantidade de recursos e a heterogeneidade de recursos e das condições ambientais podem ser responsáveis pela diminuição do efeito da competição interespecífica. Para a comunidade de formigas arbóricolas a quantidade e variedade de árvores podem representar o recurso, tanto alimentar como de nidificação, e influenciar quais as espécies que podem estar naquele ambiente. A quantidade de recursos e a heterogeneidade ambiental têm sido relatadas como importantes na determinação da riqueza de espécies (Ribas et al., 2003).

A heterogeneidade ambiental pode influenciar a riqueza de espécies de duas maneiras: (i) através da maior variedade de recursos (heterogeneidade de recursos) e (ii) através da maior variedade de ambientes físicos (heterogeneidade ou complexidade estrutural) (Raizer e Amaral, 2001). Uma maior variedade e quantidade de recursos determinam uma maior riqueza de espécies através dos seguintes processos: (i) aumento da variedade de recursos e consequentemente do número de especialistas; (ii) aumento da quantidade de recursos tanto para especialistas quanto para generalistas; (iii) mudança das condições e das hierarquias de dominância associadas e (iv) aumento da área causando um padrão espécie-área.

O objetivo desse trabalho foi testar as hipóteses que (i) a densidade de árvores e (ii) a heterogeneidade estrutural influenciam positivamente a riqueza de espécies de formigas arbóricolas.

### 2. Métodos

#### Local de estudo

As coletas foram realizadas em uma área no Pantanal do estado do Mato Grosso do Sul, sub-região de Miranda (19°22'-19°35'S; 57°0'-57°3'W). O Pantanal é uma planície aluvial localizada principalmente no Brasil, do sudoeste do Mato Grosso até o noroeste do Mato Grosso do Sul. É uma planície inundada periodicamente em consequência do transbordamento dos afluentes e do próprio rio Paraguai por causa das chuvas de verão.

Todas as coletas foram realizadas entre os dias 27 de outubro e 1 de novembro na estação seca, em um trecho de mata ciliar do rio Miranda.

#### Coleta das formigas e variáveis ambientais

As formigas foram coletadas através de 27 armadilhas do tipo pitfall com iscas de sardinha e mel, deixadas amarradas nas árvores por 48 horas. As armadilhas foram colocadas em um transecto de mata ciliar de 1.130m (19°34'34,4"-19°34'57,3"S; 57°00'45,6"-57°01'0,56"W), sendo que a distância entre cada uma delas foi de aproximadamente 10m. Os espécimes de formigas foram identificados até gênero com a ajuda de chaves de identificação, e posteri-

ormente foram comparados com a coleção do Laboratório de Ecologia de Comunidades/UFV para a identificação das espécies.

A distância média das árvores mais próximas à armadilha foi utilizada como medida de densidade de árvores. Ao redor de cada árvore amostrada um quadrante foi arbitrariamente jogado quatro vezes e a cada vez anotava-se a distância da árvore (com circunferência à 30 cm do solo maior ou igual à 5 cm) mais próxima por quadrante. Calculou-se então uma distância média de árvores para cada árvore amostrada, o que dá origem à densidade de árvores em torno de cada árvore amostrada.

O coeficiente de variação (CV) da densidade de árvores foi utilizado como uma estimativa da heterogeneidade estrutural (Krebs, 1989). O CV foi calculado como o desvio padrão das distâncias descritas acima dividido pela sua média.

#### Análises estatísticas

A relação entre a riqueza de espécies de formigas (variável resposta) e a densidade de árvores e heterogeneidade estrutural (variáveis explicativas) foi testada através de regressão linear, usando erros Poisson. Primeiramente foi verificada a significância do modelo completo e depois foi feita a simplificação do modelo. Foi realizada a análise de resíduos para verificar a adequação do modelo e da distribuição de erros (Crawley, 2002).

#### 3. Resultados e Discussão

Foram coletadas 35 espécies de formigas pertencentes a cinco sub-famílias. O número de espécies encontradas em cada armadilha variou de um a seis.

O modelo completo não foi significativo ( $F_{2,24} = 2.80$ ;  $p = 0.061$ ), uma vez que a densidade de árvores não influenciou a riqueza de espécies de formigas ( $F_{1,24} = 0.41$ ;  $p = 0.521$ ). Quando o modelo foi simplificado pela retirada da densidade de árvores, a heterogeneidade estrutural foi significativa, tendo influenciado positivamente a riqueza de espécies ( $F_{1,25} = 12.85$ ;  $p = 0.023$ ;  $r^2 = 0.712$ ). A análise de resíduos demonstrou que tanto a distribuição de erros utilizada quanto o modelo foram adequados.

A maioria das formigas coletadas pertence a gêneros tipicamente arbóricolas, com exceção de *Solenopsis*, *Ectatomma brunneum* e *Pseudomyrmex termitarius* que nidificam no solo. Poderia ser argumentado que a coleta em árvores seria a responsável por esse alto número de espécies exclusivamente arbóricolas, mas outros estudos já revelaram a presença de um grande número de espécies que não nidificam em árvores coletadas através da mesma metodologia (Ribas et al., 2003). A comunidade de formigas do pantanal, independentemente do ambiente em questão, é provavelmente regulada pelas enchentes anuais (Berto Júnior, 1999). O ambiente onde foram realizadas as coletas nesse estudo, a Mata Ciliar, fica boa parte do tempo inundado, dessa forma podem existir menos espécies que nidificam no solo em comparação com o número de formigas arbóricolas. Várias espécies coletadas nesse estudo são comuns a trabalhos já realizados em outros ecossistemas como o cerrado (Ribas et al., 2003) e floresta secundária estacional semidecidual (Soares et al., 2001; Sobrinho et al., 2003), assim como em estudos realizados em diferentes tipos de ambiente no Pantanal (Corrêa, 2002).

A densidade de árvores demonstrou não ser um fator importante para a riqueza de espécies de formigas. Essa variável ambiental pode ser uma medida da abundância de recursos, condições ambientais e da área para o forrageamento das espécies de formigas. Dessa forma, esses mecanismos não seriam determinantes do número de espécies de formigas para o Pantanal. É importante observar que as condições ambientais, como, por exemplo, a menor luminosidade resultante de uma maior densidade de árvores, podem ser importantes na composição de espécies. A densidade de árvores, como uma medida da quantidade de luminosidade e consequentemente da temperatura e umidade encontrada em cada ponto amostrado, apesar de não estar interferindo no número de espécies coletadas, pode estar influenciando quais as espécies estão presentes, como observado em cerrado (Ribas & Schoeder, em preparação).

A heterogeneidade estrutural, ou seja, a variação na quantidade e distanciamento de árvores pode ter influenciado a riqueza de espécies através do aumento da variedade de ambientes, criados por essas diferenças nos distanciamentos das árvores. Esses ambientes podem ser proporcionados, por exemplo, pela diferenciação das condições ambientais determinadas pelas árvores. Uma maior quantidade de árvores pode significar uma menor incidência luminosa que por sua vez causa uma menor temperatura e maior umidade. A diferenciação nas condições ambientais causada por uma variação na quantidade de árvores pode permitir que diferentes espécies, que sejam especialistas nessas condições, permaneçam em cada um desses ambientes. Dessa forma, quanto maior a heterogeneidade estrutural de um ponto, tanto maior o mosaico de condições ambientais em volta desse ponto. Se as espécies forem especialistas em cada um dessas condições, esperamos encontrar manchas de diferentes densidades de árvores ocupadas por diferentes espécies de formigas. Conseqüentemente, quanto maior o número de manchas, ou seja, quanto maior a heterogeneidade estrutural em torno de um ponto, maior o número de espécies que pode estar presente nesse ponto (Ribas et al., 2003).

#### 4. Conclusões

É importante ressaltar que nos dois casos, densidade de árvores e heterogeneidade estrutural, o mecanismo que deve estar relacionado com a riqueza de espécies é o mesmo, a influência das condições ambientais. Como nesse trabalho não testamos a variação da composição de espécies com as condições, não pudemos observar se a densidade de árvores está relacionada com as possíveis espécies presentes. No entanto, observamos que uma maior variedade de heterogeneidade estrutural em volta da árvore onde foram coletadas as espécies de formigas, permite que um maior número de espécies forrageiem nessa árvore. Processos agindo em escala espacial local parecem ser importantes na determinação da riqueza de espécies de formigas no Pantanal e futuros trabalhos devem testar a importância da densidade de árvores na composição da comunidade de formigas.

(Ao Prof. Wedson D. Fernandes e a toda a turma da Entomologia de Campo pelas semanas de aprendizado e em especial ao João Cezar do Nascimento, Jairo C. Gaona, Anna K. Brizola e Michelli C. N. F. Bendasoli pela ajuda na coleta. Josué Raizer ajudou nas idéias iniciais. CAPES/CNPq/FAPEMIG financiaram esse trabalho)

#### 5. Referências Bibliográficas

- Alonso, L.E. (1998). Spatial and temporal variation in the ant occupants of a facultative ant-plant. *Biotropica* 30:201-213.
- Berto Júnior, V. (1999). *Interações entre formigas e "Inga vera" Willd.sp. "affinis"(D.C.) Pennington (Mimosoideae: Leguminosae): ausência de benefício em uma planta com nectários extraflorais no Pantanal Sul-mato-grossense*. Dissertação de Mestrado. FUFMS, Dourados 43 p.
- Corrêa, M.M. (2002). *Diversidade de formigas em capões no Pantanal da Nhecolândia: um teste da hipótese de biogeografia de ilhas*. Dissertação de Mestrado. UFMS. 43 p.
- Crawley, M.J. (2002) *Statistical computing – An introduction to data analysis using S-plus* John Wiley & Sons, England, 761 p.
- Deslippe, R.J.; Savolainen, R. (1995) Mechanisms of competition in a guild of formicine ants. *Oikos* 72:67-73.
- Krebs, C.J. (1989) *Ecological methodology*. Harper & Row, New York.
- Perfecto, I.; Vandermeer, J. (1996) Microclimatic changes and the indirect loss of ant diversity in a tropical agroecosystem. *Oecologia* 108:577-582
- Raizer, J.; Amaral, M.E.C. (2001) Does the structural complexity of aquatic macrophytes explain the diversity of associated spider assemblages? *Journal of Arachnology* 29:227-237.
- Ribas, C.R.; Schoederer, J.H. (em preparação). Determining factors

of arboreal ant mosaics in Cerrado vegetation.

- Ribas, C.R.; Schoederer, J.H.; Pic, M.; Soares, S.M. (2003). Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating ant species richness. *Austral Ecology* 28:305-314
- Ricklefs, R.E.; Schluter, D. (1993) Species diversity: regional and historical influences. Em: *Species diversity in ecological communities* (eds. R. E. Ricklefs & D. Schluter) p. 350-363. The University of Chicago Press, Chicago, 654p.
- Soares, S.M.; Schoederer, J.H.; DeSouza, O. (2001). Processes involved in species saturation of ground-dwelling ant communities (Hymenoptera, Formicidae). *Austral Ecology* 26:187-192.
- Sobrinho, T.G.; Schoederer, J.H.; Sperber, C.F.; Madureira, M.S. (2003). Does fragmentation alter species composition in ant communities (Hymenoptera: Formicidae)? *Sociobiology* 42.
- Srivastava D.S. (1999) Using local-regional richness plots to test for species saturation: pitfalls and potentials. *Journal of Animal Ecology* 68:1-16.

#### Resposta de *Gomphrena elegans* Mart.

(Amaranthaceae) à perturbação: subsídio para manejo no Rio Sucuri, Bonito, MS<sup>1</sup>.

Carolina Moraes Lino<sup>2</sup>, Marcel O. Tanaka<sup>3</sup> & Edna Scremin-Dias<sup>3</sup>  
<sup>2</sup>Bolsista AT/CNPq (carolinalino@yahoo.com.br), <sup>3</sup>CCBS/DBI/UFMS

#### 1. Introdução

*Gomphrena elegans* Mart. é uma espécie perene da Família Amaranthaceae que forma densas populações flutuantes, ocorrendo na vegetação ciliar e nos leitos de rios (Scremin-Dias et al.1999). Diversos gêneros de Amaranthaceae são considerados invasores e suas estratégias de ocupação do espaço são bem conhecidas (Lorenzi 2000). Entretanto, em rios de Bonito esta espécie vem aumentando sua cobertura de modo indesejável, chegando a cobrir até 90% da superfície em alguns locais (Pott & Pott 2000a).

A pesquisa sobre a biologia de macrófitas aquáticas vem sendo estimulada pela necessidade de controlar espécies-praga, pois a remoção de macrófitas aquáticas, sem um manejo adequado, causa impacto ambiental (Nichols 1991). Este trabalho teve como objetivo acompanhar o processo de ocupação espacial por macrófitas de clareiras abertas em meio ao banco de *Gomphrena elegans*, verificar o efeito de borda na colonização destas clareiras e comparar o crescimento das espécies colonizadoras.

#### 2. Métodos

O trabalho foi realizado no rio Sucuri (21° 15' S e 56° 33' W) município de Bonito, MS. O rio Sucuri possui cerca de 1800m de extensão, com 12 a 40 m de largura e deságua no rio Formoso. A vegetação ao longo do seu percurso apresenta alta diversidade, com bancos emergentes de plantas aquáticas quase impenetráveis e plantas submersas no fundo (Pott & Pott 2000a).

Foram selecionadas três áreas ao longo do rio Sucuri, com distância de ao menos 100m entre elas. Em cada uma destas áreas, foram demarcadas aleatoriamente duas parcelas de 2x2m a uma distância de pelo menos 10m entre si. Cada parcela foi subdividida formando quatro subparcelas de 1m<sup>2</sup>. Em cada uma das subparcelas foi determinada a porcentagem de cobertura das espécies de macrófitas aquáticas. Posteriormente, cada parcela recebeu um de dois tratamentos, remoção total de *Gomphrena elegans* ou sem intervenção (controle). Para determinar o efeito de borda, foi feita a remoção adicional de uma área de 1m de largura ao redor das parcelas submetidas à remoção total de *G. elegans*, resultando numa parcela de 4x4m.

O processo de ocupação de outras macrófitas e de *G. elegans* foi acompanhado num período de seis meses (setembro/2002 a janeiro/2003). Para cada parcela, estimamos a cobertura de dife-



rentes espécies e acompanhamos o crescimento das plantas marcando todos os novos indivíduos.

As comparações entre os diferentes tratamentos foram feitas com ANOVA de medidas repetidas, com dois tratamentos num fator fixo. Comparações entre as comunidades em cada parcela foram realizadas com análise de escalonamento multidimensional (MDS), baseada na matriz de similaridade de Bray-Curtis. Deste modo, tendências temporais no desenvolvimento das comunidades puderam ser visualmente detectadas.

### 3. Resultados e Discussão

Nos três primeiros meses houve uma distinta separação entre as parcelas controle e as parcelas com remoção total, assim como entre a borda e centro da parcela. As parcelas controle tiveram pouca variação em sua composição, com forte dominância de *G. elegans*. Nas parcelas com remoção total, a estrutura da comunidade presente na borda após três meses de experimento, demonstrou tendência a se igualar aos controles, provavelmente devido ao rápido crescimento de *G. elegans* em direção ao interior das parcelas. Segundo Barrat-Segretain & Bornette (2000), a recolonização de macrófitas aquáticas em clareiras abertas ocorre rapidamente a partir das bordas com vegetação intacta. As parcelas de remoção foram colonizadas por diferentes macrófitas aquáticas como *Echinodorus grandiflorus*, *Ludwigia peruviana* e *Bacopa australis*, com a composição em espécies inicialmente muito variável, mas posteriormente aproximando-se da composição dos controles após seis meses, devido à colonização de *G. elegans*. Não houve diferenças de crescimento entre plantas no centro e borda das parcelas, indicando não haver limitação por sombreamento. Entretanto, ao final do experimento a maioria das diferentes espécies de macrófitas foram recobertas por *G. elegans*.

*G. elegans* é uma espécie oportunista que recoloniza rapidamente clareiras abertas ou locais perturbados por enchentes, como já observado para outras macrófitas aquáticas (Barrat-Segretain & Amoros 1996). Entretanto, sua remoção possibilita a colonização por outras macrófitas oportunistas, tais como *Echinodorus* e *L. peruviana*. Estas espécies também são anfíbias (Pott & Pott 2000b), e podem se aproveitar do grande banco de sedimentos formado sob as áreas colonizadas por *G. elegans*, mas sua permanência parece ser possível apenas através da retirada completa de *G. elegans*. Portanto, para um manejo efetivo desta espécie é necessária sua remoção em grandes áreas, para impedir sua recolonização a partir do crescimento vegetativo de seus ramos.

### 4. Conclusões

Os primeiros resultados mostraram que a recolonização de clareiras abertas por macrófitas aquáticas é rápida, mesmo que o período de acompanhamento tenha sido curto, resultados encontrados também por Barrat-Segretain e Amoros (1996).

*Echinodorus* e *Ludwigia* são espécies oportunistas que colonizam espaços abertos em meio à vegetação, mas dificilmente virão a dominar as parcelas, devido ao rápido crescimento de *G. elegans* por expansão lateral de seus ramos. Os resultados deste trabalho indicam a necessidade de estudos piloto para a elaboração de estratégias efetivas de manejo de macrófitas.

### 5. Referências Bibliográficas

BARRAT-SEGRETAIN, M. H & AMOROS, C. 1996. Recolonization of cleared riverine macrophyte patches importance of the border effect. *Journal of Vegetation Science* 7: 769-776.  
 BARRAT-SEGRETAIN, M. H. & BORNETTE, G. 2000. Regeneration and colonization abilities of aquatic plant fragments: effect of disturbance seasonality. *Hydrobiologia* 421: 31-39.  
 LORENZI, H. 2000. Plantas daninhas do Brasil terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. Nova Odessa: Instituto Plantarum. p608.  
 NICHOLS, A. S. 1991. The interaction between biology and the management of aquatic macrophytes. *Aquatic Botany* 41: 225-252.  
 POTT, V.S. & POTT, A. 2000a. Subsídio à conservação da vege-

tação aquática dos rios de Bonito, MS – Caso do rio Sucuri. *III* Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômico do Pantanal. Corumbá, MS. Recursos Corumbá, p279.

POTT, V.S. & POTT, A. 2000b. Plantas aquáticas do Pantanal. *Embrapa. Centro de pesquisa agropecuária do Pantanal (Corumbá)* p404.

SCRENIN-DIAS, E., POTT, V.J. HORA, R.C. & SOUZA, P. R. 1999. Nos jardins submersos da Bodoquena. *Guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região*.

(Projeto financiado pelo FNMA/PROBIO/CNPq, Convênio nº 013900/02).

## Diversidade e distribuição da ictiofauna associada à macrófitas aquáticas na Baía dos Coqueiros - Pantanal de Mato Grosso.

Cesar Enrique de Melo<sup>1</sup>; Jane Dilvana Lima<sup>1</sup>; Waldo P. Troy<sup>2</sup> & Vângil Pinto-Silva<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Laboratório de Ictiologia e Limnologia, Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina-MT (meleco@yahoo.com). <sup>2</sup>Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, IB/UFMT; <sup>3</sup>Projeto Gran-Pantanal, IB/UFMT.

### 1.Introdução

Uma das principais características do Pantanal Matogrossense é a ocorrência de extensas áreas de transição entre ecossistemas aquáticos e terrestres (Junk, 1993). Estas zonas de contato entre água e solo, altamente variáveis ao longo do ano representam importantes ecótonos onde ocorre inúmeras espécies de peixes, anfíbios, répteis, aves e mamíferos além de invertebrados, muitos destes, característicos apenas desta área (Esteves, 1998). O ecótono pode ser definido como uma zona de transição entre ecossistemas adjacentes com características definidas por escalas espacial e temporal e pela intensidade das interações entre estes sistemas (Holland, 1988).

No Pantanal Matogrossense os bancos de macrófitas que se estendem ao longo das margens dos corpos d'água representam estes ecótonos entre a terra e a água aberta dos lagos, lagoas e rios. O espaço ocupado por estes bancos de vegetação nas porções mais rasas dos ambientes aquáticos pode variar intensamente em função do período do ano (Da Silva & Pinto-Silva, 1989), determinando, em consequência, variação nos grupos de organismos que os ocupam, nas escalas espacial e temporal. Além de representar importante ambiente físico para a vida aquática, as macrófitas atuam decisivamente nos processos de ciclagem de nutrientes e representam a base de cadeias alimentares complexas (Pott & Pott, 2000).

Vários trabalhos têm enfatizado a importância das macrófitas aquáticas na manutenção da integridade dos ecossistemas aquáticos do Pantanal (Esteves, 1988; Pedralli & Teixeira, 2003). No entanto, a função desta vegetação como ecótono responsável pela manutenção de uma comunidade de peixes complexa, ainda está pouco esclarecida no Pantanal de Mato Grosso. Neste trabalho são discutidos a diversidade de espécies, densidade e tamanho dos peixes associados a estes bancos de macrófitas, considerando a zonação longitudinal, no sentido terra-água.

### 2.Métodos

Os trabalhos de amostragem foram conduzidos entre os dias 01 e 03/08/2002, na Baía dos Coqueiros, município de Barão de Melgaço, no Pantanal de Mato Grosso. Na época de amostragem, período de seca no Pantanal, a profundidade da água no banco de macrófitas variava entre zero junto à terra e 120 cm no final da vegetação. Toda a área é coberta por densa vegetação de macrófitas aquáticas com predomínio de *Eichornia crassipes*, *E. azurea* e *Pontederia* sp. A circulação entre os bancos de macrófitas para amostragem da ictiofauna foi realizada aproveitando os caminhos abertos nesta vegetação por pescadores, para dar passagem para canoas. As coletas dos peixes foram realizadas com auxílio de puçá

com 60 cm de diâmetro e malha 0,2 cm; redinha de 3m de comprimento, 1,5m de altura e malha de 0,2 cm e tarrafas com malhas 1,5 cm e 2,5 cm entre nós opostos.

No total foram amostrados 60 m<sup>2</sup> com redinha; 11,2 m<sup>2</sup> com puçá; 171,6 m<sup>2</sup> com tarrafa malha 2,5cm e 85,8 m<sup>2</sup> com tarrafa malha 1,5cm. Puçá, e redinha foram utilizados diretamente entre as macrófitas. Tarrafas foram utilizadas nas proximidades destas, em água aberta. Também foram coletados todos os peixes presentes em uma ilha flutuante de macrófitas de 45 m<sup>2</sup>, utilizando apenas redinha. Todos os equipamentos exceto tarrafas, eram colocados sob a vegetação e então erguidos com as macrófitas no interior, na tentativa de se evitar ao máximo a fuga de peixes. As coletas foram realizadas nas regiões proximal, intermediária e distal do ecótono, no intuito de se verificar a ocorrência de um gradiente de distribuição da ictiofauna, no sentido terra-água. A diversidade de espécies foi calculada pelo índice de Shannon-Wiener, em bits por indivíduo, incluindo as amostras dos bancos fixos (ecótono) e ilha flutuante.

### 3. Discussão e Resultados

Foram capturados 1244 peixes, distribuídos em 6 ordens e 71 espécies. A ordem Characiformes foi amplamente dominante com 39 espécies e 1026 indivíduos o que representou 82,47% do total coletado. A segunda ordem mais abundante foi Siluriformes com 18 espécies e 116 indivíduos, o que representou 9,32% do total. Na ordem Perciformes foram incluídas 11 espécies e 65 indivíduos representando 5,22%. A espécie mais abundante, *Holoshstes pequirá*, representou 25,4% do total capturado, seguida por *Odontostilbe kriegi* que representou 14,78%. As 10 espécies mais abundantes representaram 75,07% dos peixes coletados. A diversidade de espécies foi muito elevada, com  $H' = 4,281$  e uniformidade 0,696.

Um dos principais fatores abióticos que influenciam a diversidade biológica é a estrutura do habitat (Gorman & Karr, 1978; Ricklefs & Schluter, 1993). A complexidade ambiental propiciada pelos bancos de macrófitas aquáticas oferece alimento e refúgio para peixes, reduzem as taxas de predação e em consequência atraem grande quantidade de peixes presas, principalmente aqueles de pequeno porte, aumentando consideravelmente a diversidade nestes ambientes (Dibble et al., 1996; Esteves, 1998). O valor de diversidade encontrado neste ambiente está de acordo com o previsto na maioria dos modelos para ecótonos de ecossistemas de alta produtividade. No arquipélago de Anavilhanas, um dos ecossistemas de água doce mais complexos do mundo, fortemente influenciado por interfaces entre terra e água, Goulding et al. (1988) estimou a diversidade da ictiofauna em  $H' = 4,37$ . Outros corpos d'água associados ao rio Negro, estudado pelos mesmos autores, apresentaram riquezas entre 31 e 108 espécies de peixes. Na bacia Tocantins-Araguaia, vários lagos associados às áreas de inundação do rio Araguaia, apresentaram riquezas variando entre 30 e 79 espécies e diversidades entre  $H' = 3,19$  e  $H' = 4,63$  (Tejerina-Garro et al., 1998; Lima, 2003). Desta forma, tanto a riqueza de espécies como a diversidade encontradas na área amostrada, sugerem que os ecótonos formado por bancos de macrófitas no Pantanal de Mato Grosso podem ser consideradas áreas de alta complexidade, comparáveis aos ambientes de maiores riqueza e diversidade de peixes da região Neotropical. Além do mais, as 71 espécies identificadas neste estudo representam aproximadamente 27% das espécies de peixes descritas até o momento para todo o Pantanal, incluindo Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (Britski et al., 1999).

A análise longitudinal do ecótono, no sentido terra-água, passando pelo banco de macrófitas, demonstra um claro gradiente de tamanho e densidade de peixes. Na primeira porção do banco de macrófitas, mais rasa, o tamanho médio dos peixes capturados foi de 18,7 mm, com coeficiente de variação (cv) de 75,88%. Na porção intermediária entre a terra e a água, centro do banco, o tamanho médio foi de 22,45 mm e cv = 74,91%. Na porção externa, nas proximidades do banco de macrófitas o tamanho médio dos

peixes foi de 111,42 mm e cv = 47,56%. Os peixes coletados na ilha flutuante de macrófitas apresentaram tamanho médio de 46,54mm e cv = 59,13%. Em relação a densidade, nas porções mais rasas, entre 30 e 60 cm, foi de 60,71 indivíduos por m<sup>2</sup>. Na região intermediária foi de 11,27 indiv./m<sup>2</sup>. Na região de borda das macrófitas, foram obtidos 0,19 indiv./m<sup>2</sup> e na ilha flutuante 2,73 indiv/m<sup>2</sup>.

Tanto o tamanho dos indivíduos quanto a densidade de peixes na ilha flutuante corroboram a idéia de gradiente de densidade, já que estas ilhas representam a zona de interface vegetação-água e em consequência era de se esperar, como ocorreu, uma densidade intermediária entre o interior do banco e as águas abertas. A distribuição das espécies em gradientes longitudinais nos ecossistemas é amplamente relatada na literatura, tanto para peixes como para outros organismos (Vannote et al., 1980; Schlosser, 1982). No caso do ecótono formado pelas macrófitas, um dos principais gradientes estruturais é a variação na altura da vegetação, que segundo Henry (2003) é determinante no processo de ocupação do espaço pelos organismos. No caso das macrófitas aquáticas, esta altura reflete-se em maior disponibilidade de habitats, representada pelas raízes ao longo de uma coluna d'água mais profunda. Este aumento considerável no volume do habitat pode abrigar peixes de maior porte, inclusive predadores, que obrigam peixes de menor porte a migrarem para as regiões marginais, mais rasas e protegidas, aumentando a densidade nas margens e diminuindo-a nas bordas macrófitas-água. Esta relação pode ser um dos fatores que explicam não só o gradiente decrescente de densidade da margem para o centro como o gradiente crescente de tamanho no mesmo sentido. Outros fatores, como disponibilidade de alimento para juvenis, associados a maiores teores de nutrientes nas áreas mais rasas, também podem estar determinando o gradiente a longo do ecótono.

Desta forma, os bancos de macrófitas aquáticas demonstram que estes ecótonos representam uma zona extremamente importante para a conservação da biodiversidade de peixes no Pantanal, atuando não só como fonte de alimentos, mas também como estrutura do habitat. A estrutura e organização das comunidades de peixes nestes locais ainda são pouco conhecidas e provavelmente envolvem altas complexidade e interdependência ecológica.

### 4. Conclusões

Os resultados obtidos pelo índice de diversidade neste estudo demonstram que os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos no Pantanal representam ecossistemas com diversidade de peixes tão elevadas como aquelas mais importantes da região Neotropical.

O estudo mais efetivo destes ambientes pode aumentar consideravelmente o número de espécies de peixes descritas para o Pantanal até o momento.

A zona de ecótono, representada pelos bancos de macrófitas aquáticas nas margens dos corpos d'água, apresenta um gradiente longitudinal na distribuição da ictiofauna, no sentido terra-água, influenciado pela estrutura espacial do ecótono.

### 5. Referências Bibliográficas

- Britski, H. A., Silimon, K. Z. S & Lopes, B. S. (1999) *Peixes do Pantanal: manual de identificação*. Embrapa, Brasília, 184 p.
- Da Silva, C. J & Pinto-Silva, V. (1989) *Macrófitas aquáticas e as condições físicas e químicas dos alagados, corixos e rios, ao longo da rodovia transpantaneira, Pantanal Matogrossense (Poconé-MT)*. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, 49:691-697.
- Dibble, E. D., Killgore, K. J. & Harrel, S. L. (1996) *Assesment of fish-plant interactions*. *American Fisheries Society Symposium*, 16:357-372.
- Esteves, F. A. (1998). *Fundamentos de Limnologia*. 2ª Ed. Interciência, Rio de Janeiro, 1998. 602 p.
- Gorman, M.L. & Karr, J.R. (1978). *Habitat structure and stream fish communities*. *Ecology*, 59:507-515.

- Goulding, M.; Carvalho, M.L. & Ferreira, E. G. (1988) *Rio Negro, rich life in poor water*. SPB Academic Publishing, Netherlands, 200 p.
- Henry, R. (2003). Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: conceitos, tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao rio Paranapanema, na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim. *In: Henry, R. (org.) Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. Rima, São Carlos, 1-28.
- Holland, M. M. (1988). SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries: report of a SCOPE/MAB workshop on ecótonos. *Biology international*, Special Issue, 17: 47-106.
- Junk, W. J. (1993) Wetlands of tropical South America. *In: Whigham, D. F.; Dyrigova, D.; Hejny, S., (eds). Wetlands of the world: inventory ecology and management*. Kluwer Academic, Dordrech: pp 679-739.
- Lima, J. D. (2003). *Diversidade, estrutura trófica da ictiofauna e condições limnológicas em um lago na planície inundável do rio das Mortes-MT*. UFMT, Cuiabá, 110 p. (Dissertação).
- Pedralli, G. & Teixeira, M. C. B. (2003). Macrófitas aquáticas como agentes filtradores de materiais particulados, sedimentos e nutrientes. *In: Henry, R. (org.) Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. Rima, São Carlos, 177-194.
- Pott, V. J. & Pott, A. (2000). *Plantas aquáticas do Pantanal*. Embrapa, Brasília, 404 p.
- Ricklefs, R. E. & Schluter, D. (1993) Species diversity: regional and historical influences. *In: Ricklefs, R. E. & Schluter, D. (eds). Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. The University of Chicago Press, Chicago, 350-363.
- Schlösser, I. J. (1982). Fish community structure along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecol. Monogr.*, 52: 395-414.
- 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: 399-410.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C.E. (1980) The river continuum concept. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 37: 130-137.

## Distribuição de macrófitas aquáticas num gradiente de profundidade em lagoas e campos alagados no Pantanal do Abobral, MS.

Edna Scremin-Dias<sup>1,2</sup>, Vali J. Pott<sup>3</sup>, Marcel O. Tanaka<sup>2</sup>, Carolina M. Lino<sup>2</sup>, Joelma S. Garcia<sup>2</sup>, Licleia C. Rodrigues<sup>4</sup>, Marcel Rodrigo Cavallaro<sup>4</sup>, Seloi Rodrigues<sup>2</sup>. <sup>1</sup>scremin@nin.ufms.br <sup>1,2</sup>Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. <sup>3</sup>EMBRAPA/Gado de Corte/MS. <sup>4</sup>Pós-Graduação Ecologia Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

### 1. Introdução

A sub-região do Abobral, mapeada por Adámoli (1982), é uma área de transição entre o Pantanal argiloso ao sul e o arenoso ao norte, sendo formada por uma planície baixa, inundável pelos rios Negro, Abobral e Paraguai, além da chuva local. A paisagem geral é composta basicamente por lagoas, brejos, campos alagados e capões com mata semidecídua e ciliar. A vegetação do Pantanal apresenta forte variação temporal, sobretudo por causa do ciclo de cheia e seca (Pott *et al.* 1992). Entretanto, são escassas as informações sobre a distribuição de plantas em lagoas e áreas alagadas do Pantanal (Pott & Pott 1997).

Este trabalho teve como objetivo determinar se existem diferenças na composição de espécies entre lagoas e campos alagados no Pantanal do Abobral, e se existem padrões na distribuição de espécies em diferentes profundidades nestes corpos d'água.

### 2. Métodos

O trabalho foi realizado em duas fazendas situadas ao longo da

Estrada MS-184, sub-região do Abobral, Pantanal Mato-Grossense (coordenadas aproximadas 19°22'S e 57°02'W). Em cada fazenda foram analisados dois ambientes diferentes, lagoa e campo alagado. Na Fazenda Boa Sorte situam-se a Lagoa 1 (profundidade máxima de 150cm) e o Campo 1 (profundidade média =18,1cm). Na Fazenda São João amostramos a Lagoa 2 (profundidade máxima = 90cm) e o Campo 2 (profundidade média =20,1cm).

Para obtenção dos resultados nas Baías estabelecemos quatro transectos de 50 m, partindo da borda para o centro, sendo os 6m iniciais em local seco-úmido. Nos campos alagados os transectos de 50m foram selecionados aleatoriamente. A cada 20 cm de cada transecção, anotamos a profundidade e espécie ocorrente no substrato. Os pontos amostrados nestes ambientes foram agrupados a cada dois metros ao longo de um gradiente de profundidade, totalizando 25 pontos.

A partir dos dados coletados analisamos se havia substituição das espécies mais abundantes (>5% de cobertura) ao longo do gradiente de profundidade. Para todos os ambientes, foi avaliada a relação entre a profundidade e riqueza, abundância e diversidade (índice Shannon).

Os dados de cada local foram ordenados através da análise de escalonamento multidimensional (MDS) ao longo do transecto, independente da profundidade. As formas de vida foram classificadas de acordo com a porcentagem de ocorrência ao longo do transecto.

Para caracterização do ambiente, foram também coletadas e identificadas as espécies ocorrentes fora dos transectos.

### 3. Resultados e discussão

Nos quatro locais foram coletadas 76 espécies, sendo encontradas 43 nos transectos. Em cada ambiente, as formas de vida se distribuem de acordo com a profundidade, sendo que a borda seca-úmida apresenta mais espécies anfíbias e emergentes como encontrado por Pott *et al.* (1989), enquanto locais mais profundos são dominados tanto por espécies submersas como emergentes, estas ocorrendo junto a aglomerados flutuantes denominados regionalmente de baceiros.

Na Lagoa 1 as principais espécies ocorrentes, em ordem crescente de profundidade, foram *Pontederia subovata*, *Salvinia auriculata*, *Limnobium laevigatum*, *Nymphaea amazonum*, *Utricularia gibba*, *Cabomba furcata*; na Lagoa 2, foram *P. subovata*, *Panicum laxum*, *Nymphaea gardneriana*, *Echinodorus paniculatus*, *C. furcata* e *N. amazonum*. Os campos apresentaram menor relação com a profundidade, mas pudemos observar a seguinte seqüência: no Campo 1, *P. subovata*, *Caperonia castaneifolia*, *P. laxum*, *Pontederia parviflora*, *C. furcata*, *U. gibba* e *N. amazonum*; no Campo 2, *Echinodorus tenelus*, *Egeria najas*, *Hydrocleys parviflora*, *P. laxum*, *P. parviflora*, *C. furcata*, *P. subovata*, *N. amazonum*, *U. gibba*, *Eleocharis minima* e *N. gardneriana*.

Cada ambiente estudado possui uma comunidade característica, sendo as diferenças entre os locais significativas (ANOSIM:  $p < 0,001$ ). A composição e abundância de espécies encontradas nos cinco primeiros pontos (borda) da Lagoa 2 foram mais semelhantes com as do Campo 2, possivelmente pela baixa profundidade e perturbação bovina como encontrado por Pott *et al.* (1989). Não houve um padrão entre ambientes para os padrões de diversidade medidos pelo índice de Shannon, com valores semelhantes entre a Lagoa 1 (3,11) e Campo 2 (3,38) e valores menores para a Lagoa 2 (1,93) e Campo 1 (1,97). Portanto, há variação entre ambientes similares na estrutura das comunidades de macrófitas. No Pantanal, diversos fatores podem contribuir para esta heterogeneidade, incluindo diferenças na época de formação das lagoas, pastejo pelo gado, ou mesmo variação ao acaso na composição do banco de sementes (Pott & Pott 2000).

A riqueza de espécies diminui com o aumento da profundidade, tanto na Lagoa 1 ( $r^2 = 0,45$ ,  $p < 0,001$ ) quanto na Lagoa 2 ( $r^2 = 0,64$ ,  $p < 0,001$ ). Entretanto, não houve relação entre a riqueza

e profundidade nos campos 1 ( $r^2 = 0,02$ ,  $p > 0,45$ ) e 2 ( $r^2 = 0,04$ ,  $p > 0,30$ ). Estas diferenças provavelmente estão relacionadas com a menor variação da profundidade nos campos em relação às lagoas. Houve uma relação significativa entre o índice de diversidade de Shannon e a profundidade em todos os ambientes, apesar da relação ser geralmente fraca. A relação foi positiva apenas no Campo 1 ( $r^2 = 0,17$ ,  $p = 0,038$ ), enquanto nos demais ambientes a relação foi negativa, como no Campo 2 ( $r^2 = 0,28$ ,  $p = 0,007$ ), Lagoa 1 ( $r^2 = 0,27$ ,  $p = 0,008$ ) e Lagoa 2 ( $r^2 = 0,64$ ,  $p < 0,001$ ).

Com o aumento da profundidade, menos espécies são capazes de se manter, possibilitando maior dominância de poucas espécies em locais mais profundos. Uma explicação alternativa é que nas regiões mais rasas ocorre maior perturbação pelo gado, impedindo a dominância por poucas espécies (Pott et al. 1996). Os maiores valores de riqueza e diversidade nas regiões mais rasas dos ambientes estudados indicam que tanto as espécies características de locais mais rasos quanto aquelas de locais mais fundos ocorrem juntas, enquanto nas regiões mais profundas apenas algumas espécies conseguem se manter, dominando o substrato.

#### 4. Conclusões

Houve um gradiente de profundidade na distribuição das macrófitas aquáticas nas lagoas, mas nos campos este gradiente foi menos visível, talvez devido à menor variação de profundidade. Além disso, detectamos grande variação na estrutura da comunidade e na influência da profundidade entre ambientes similares, indicando a necessidade de mais estudos, principalmente em relação à sucessão das espécies da estação seca para a cheia.

#### 5. Referências Bibliográficas

ADÁMOLI, J. 1982. O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados. *Discussão, sobre o conceito "Complexo do Pantanal"*. In: Anais do 32º Congresso Nacional de Botânica (Universidade do Piauí, ed), SBB, Teresina. p. 109-119.

POTT, V.J.; CERVI, A. C.; BUENO, N. C.; POTT, A. 1999. Dinâmica da vegetação aquática de uma lagoa permanente da Fazenda Nhumirim, Pantanal da Nhecolândia-MS. In: *Simposio sobre recursos naturais e socio econômicos do Pantanal 2., 1996, Manejo e Conservação, Corumbá, MS. Anais... Corumbá: Embrapa Pantanal. P. 227-235*

POTT, V.J. & POTT, A. 1997. Checklist das macrófitas aquáticas do Pantanal, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 11(2): 215-227.

POTT, V.J. & POTT, A. 2000. Plantas aquáticas do Pantanal. Brasília: Embrapa-SPI, 404p.

POTT, V.J., BUENO, C. & SILVA, M.P. 1992. Levantamento florístico e fitossociológico de macrófitas aquáticas em lagoas da Fazenda do Leque, Pantanal, MS. Anais 8ª Congr. SBSP: 91-92.

SCULTHORPE, C. D. 1967. The biology of aquatic vascular plants. Edward Arnold Publ. London.

Macrófitas aquáticas como habitat para peixes no sistema de baías Chacororé-Sinhá Mariana, Pantanal Mato Grossense, Barão De Melgaço, MT.

Érica Baleroni Pacheco<sup>a</sup>, Cláudio de Oliveira Neves<sup>a</sup>, Mirian F. M. Queiroz<sup>a</sup>, Iolanda Antônia Silva<sup>b</sup> & Carolina Joana da Silva<sup>a</sup>.

<sup>a</sup>Pós Graduação Ecologia e Conservação da Biodiversidade/UFMT (ebaleroni@terra.com.br); <sup>b</sup>Profª. MsC/Instituto de Biociências – UFMT; <sup>c</sup>Profª. Dra. PPG/IB Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade – UFMT

#### 1. Introdução

O Pantanal mato-grossense é uma planície alagável com mais de 17 milhões de hectares que, além da grande área no território brasileiro, atinge também pequenas áreas na Bolívia e no Paraguai. A porção mato-grossense desta planície está situada na região Centro-Oeste do país, entre os paralelos 16º e 22º de latitude Sul e os

meridianos 55º e 58º de longitude Oeste, sendo sua altitude média inferior a 200 m (Pinto-Silva, 1980; Allem & Valls, 1987), apresentando cerca de 263 espécies de peixes (Britski et al. 1999).

De acordo com Junk et al. (1989) estas planícies alagáveis são regiões que sofrem inundações periódicas, denominadas "pulso de inundação", que ocorrem pelo transbordamento das águas de rios e lagos, pela precipitação direta e/ou pela água subterrânea, resultando num ambiente que leva a biota a responder com adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas e/ou etológicas.

O rio Cuiabá, um dos principais corpos d'água deste sistema, tem em sua margem esquerda as baías de Chacororé e Sinhá Mariana que estão interligadas no período da cheia, através da planície alagável, mas são independentes na estiagem. A região litorânea destas baías apresenta-se coberta por macrófitas aquáticas, predominantemente *Eichornia azurea* e *E. crassipes*, responsáveis por alta produtividade local (da Silva & Figueiredo, 1999).

A heterogeneidade de habitats proporcionada pela presença de macrófitas resulta na grande diversidade de animais aquáticos, semi-aquáticos e terrestres ali presentes. No que diz respeito a ictiofauna, o Pantanal conta com 109 espécies de Characiformes, 105 de Siluriformes, 12 de Gymnotiformes, 16 de Cichlidae, 11 de Cyprinodontiformes e 11 espécies pertencentes a outros grupos (Britski et al. 1999). Neste contexto, o presente trabalho propõe avaliar a composição ictiofaunística associada aos bancos de macrófitas aquáticas localizados no rio Mutum e nas baías Chacororé e Sinhá Mariana, no período de estiagem.

#### 2. Métodos

Para a realização deste trabalho, os peixes foram coletados utilizando barco a motor e rede de arrasto de 25 x 5m e 5mm de entrenós opostos, nos bancos de *Eichornia crassipes* Mart, na baía Chacororé, baía Sinhá Mariana (nos sítios amostrais de confluência desta com a Baía Chacororé e com o rio Mutum) e *Eichornia azurea* Swartz na baía Sinhá Mariana (nos sítios amostrais de confluência desta com a Baía Chacororé e o rio Mutum) e rio Mutum, totalizando seis pontos amostrais. As seguintes variáveis limnológicas foram medidas sob o banco das macrófitas, no momento em que antecedia a coleta: pH (pHmetro), condutividade (condutivímetro) turbidez, (turbidímetro), profundidade e transparência (disco de Secchi).

Ainda em campo, o material foi triado e os peixes identificados em menor nível taxonômico possível, posteriormente fixados em formol a 10% e transportados para o Laboratório de Apoio da Universidade Federal de Mato Grosso-UFMT, onde estão conservados em álcool a 70%.

Para análise dos dados, foram calculadas a riqueza, abundância, diversidade (Shannon-Wiener) e similaridade (Sorensen 1948, modificado por Bray & Curtis 1957) conforme Magurran (1988), sendo:

Similaridade :  $C_n = 2C/A+B$ , sendo A o número total de indivíduos do ponto A; B indivíduos do ponto B e C a somatória das menores abundâncias dos dois pontos;

Diversidade:  $H' = - \sum P_i \cdot \log P_i$ , sendo  $P_i$  a centésima parte das abundâncias relativas a cada espécie encontrada.

#### 3. Resultados e Discussão

No total, foram capturados 2168 indivíduos, distribuídos em cinco ordens, sendo Gymnotiformes a mais representativa, com 48,09% (5 famílias, 6 gêneros e 7 espécies), seguida de Characiformes com 35,83% (6 famílias, 32 gêneros e 34 espécies), Perciformes com 14,85% (2 famílias, 10 gêneros e 6 espécies), Siluriformes com 0,87% (5 famílias, 14 gêneros e 15 espécies) e Synbranchiformes com 0,36% (1 família, 1 gênero e 1 espécie).

As espécies mais abundantes nas amostras coletadas no banco de *Eichornia crassipes* foram: *Eigenmannia trilineata* (Gymnotiformes) na Baía Chacororé e na Baía Sinhá Mariana confluência com Rio Mutum e *Moenkhausia* sp. (Characiformes) na confluência entre Sinhá Mariana e Baía Chacororé. Com relação às

espécies coletadas no banco de *Eichornia azurea*, *Eigenmannia trilineata* foi a espécie mais abundante na confluência entre Sinhá Mariana e Baía Chacororé; *Hemigrammus ulreyi*, na confluência entre Sinhá Mariana e Rio Mutum e *Laetacara dorsigera*, no rio Mutum.

Ainda que a grande massa de peixes da América do Sul esteja representada pelos Characiformes (Britski *et al.* 1999), a ordem Gymnotiformes foi a que se mostrou dominante entre os bancos de macrófitas aquáticas estudados no sistema de baías Chacororé-Sinhá Mariana, podendo este resultado refletir a preferência por este habitat pelas espécies deste grupo, visto que *Eigenmannia trilineata* (Gymnotiformes) foi a espécie encontrada em maior quantidade na metade dos sítios amostrais.

A baía de Chacororé apresentou o maior número de indivíduos (809), distribuídos em 19 espécies e  $H' = 2,192$ ; no rio Mutum foram capturadas 105 exemplares de 14 espécies, e  $H' = 2,56$ . Em Sinhá Mariana, no sítio amostral de confluência com rio Mutum (SM/RM) sob banco de *Eichornia crassipes*, o número de espécies foi 14, o de indivíduos 99 e  $H' = 3,07$ , ao passo que sob *E. azurea*, foram encontrados 18 espécies, 148 indivíduos e  $H' = 3,654$ . No sítio amostral de confluência da baía Sinhá Mariana com Chacororé (SM/CH), sob o banco de *E. crassipes*, ocorreram 21 espécies, 397 espécimes e  $H' = 2,495$  e sob *E. azurea*, 384 indivíduos distribuídos em 34 espécies e  $H' = 3,74$ .

As variáveis limnológicas que mostraram maior variação espacial foram condutividade elétrica ( $19,0 \text{ mScm}^{-1}$  no rio Mutum e  $50,0 \text{ mScm}^{-1}$  em Chacororé) e transparência (1,8m no rio Mutum e 0,40m em Chacororé).

Os resultados obtidos com relação às variáveis limnológicas corroboram os estudos já realizados neste sistema de baías por da Silva & Figueiredo (1999) e Pinto *et al.* (1999) que evidenciaram diferenças significativas entre as baías e valores mais elevados de condutividade elétrica na Baía Chacororé. As diferentes abundâncias encontradas entre os pontos amostrais podem ser atribuídas a condutividade elétrica, uma vez que seu valor máximo ( $50,0 \text{ mScm}^{-1}$ ) foi encontrado na Baía Chacororé, que apresenta a maior abundância de peixes coletados em banco de *Eichornia crassipes*. Enquanto a menor abundância ocorreu sob bancos de *E. azurea*, no sítio localizado no rio Mutum, que apresentou o menor valor de condutividade ( $19,0 \text{ mScm}^{-1}$ ).

#### 4. Conclusões

\* No sistema de baías Chacororé-Sinhá Mariana, espécies de Gymnotiformes habitam abundantemente as macrófitas;

\* A espécie de macrófita (*Eichornia crassipes* ou *Eichornia azurea*) parece não ser determinante na seleção do habitat por peixes;

\* A variação da abundância, e talvez diversidade, encontrada sob os bancos de macrófitas parece ocorrer em função da condutividade elétrica da água nos sítios amostrados no Sistema de baías Chacororé – Sinhá Mariana.

#### 5. Referências Bibliográficas

- Allem, A.C. & Valls, J.F.M. (1987). Recursos forrageiras nativos do Pantanal. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Brasília.
- Britski, H. A., Silimon, K. Z. S. & Lopez, B. S. (1999). Peixes do Pantanal. Manual de Identificação. Embrapa. Brasília.
- Crampton, W.G.R. (1996). Gymnotiform fish: an important component of Amazonian floodplain fish communities. *Journal of Fish Biology*. 298-301.
- da Silva, C.J., Figueiredo, D.M. (1999): Caracterização limnológica do sistema de baías Chacororé-Sinhá Mariana.- *Rev. Mato Grossense de Geografia* ANO 3 : 57-75.
- Esteves, F. A. (1988). Fundamentos de limnologia. 2ª ed. Interciência. 602p.
- Junk, W. F. *et al.* (1989). The flood pulse concept in river

floodplains. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* v. 106. p. 110-127.

Magurran, A. E. (1988). *Diversidad Ecológica y su Medición*. Vedral. 1º ed. España, Barcelona. 200p.

Pinto-Silva, V. (1980). Variações diurnas de fatores ecológicos em quatro lagos naturais do "Pantanal Matogrossense" e seu estudo comparativo com dois lagos da Amzônia Central e um lago artificial da Represa do Lobo ("Broa" São Carlos, SP). São Carlos. (Dissertação de Mestrado) Universidade Federal de São Carlos. p. 281.

Pinto, A. A., Da Silva, C.J., Girard, P., Nogueira, F. M. (1999). The flood pulse and the limnological of the Sinhá Mariana baía in the Mato grosso pantanal, *Brazil Rev. Bol. de Ecol.* 6: 19-26

(Órgãos financiadores: CNPq / CAPES / UFMT/ IB – Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade e Projeto Ecologia do Gran Pantanal/ FAPEMAT – Projeto "Bases para o Monitoramento da Biodiversidade no entorno da Estação Ecológica de Taíamã e do Sistema de Baías Chacororé - Sinhá Mariana, no Pantanal Mato Grossense").

**Germinabilidade de sementes de *Cecropia pachystachya* Trec. (Cecropiaceae) associadas à fauna de aves e estágio de maturação das infrutescências**  
Etenaldo Felipe Santiago<sup>a</sup> (felipe@uem.br); Zildamara dos Reis Holsback Menegucci<sup>b</sup> (zildamara@zipmail.com) & Sáuria Lúcia Rocha de Castro<sup>c</sup> (sauria@uem.br)

<sup>a,c</sup> Laboratório de Ecologia/GASLAB/UEMS, <sup>b</sup>Graduanda Ciências Biológicas UEMS

#### 1. Introdução

Estudos acerca da germinabilidade de sementes de espécies nativas são de fundamental importância para se compreender aspectos funcionais em ecossistemas. Plantas pioneiras como *Cecropia pachystachya* merecem especial atenção, dentre outros fatores, devido a sua grande importância como espécie chave na regeneração de ambientes.

No Pantanal, planície sedimentar de baixa declividade (Adámoli 1982, Silva *et al.* 2000), são comuns ambientes característicos, cujo fluxo sazonal das águas determina diversos padrões comportamentais e fenológicos de complexa relação, sendo importantes as pesquisas que contribuam para a interpretação dos mesmos.

Espécies com longo período de frutificação, como *C. pachystachya* (Válio & Scarpa 2000) possuem um papel fundamental na alimentação da fauna silvestre. O tempo de duração da safra, associado à heterogeneidade de fases de amadurecimento dos frutos, pode determinar a eficiência da espécie para resistir à pressão de predação (Pereira & Mantovani 2001).

As interações entre animais e plantas têm recebido atenção especial nos últimos 20 anos, sendo que muitas teorias sobre frugivoria e dispersão de sementes foram baseadas em estudos com aves (Silva e Galetti, 2002). Os resultados desses estudos são de interesse especial para conservação e manejo de áreas degradadas, uma vez que as aves podem ter um papel importante como dispersoras de sementes (Galetti & Pizo, 1996).

As informações que associam aspectos da fisiologia de sementes e o papel funcional da fauna permitem a geração de dados que podem resultar em maior eficiência na colheita de sementes com fins de emprego na produção de mudas.

*Cecropia pachystachya* (Cecropiaceae), é uma pioneira nativa, perenifolia, heliófita, seletiva, característica em solos úmidos, em bordas de mata e clareiras, de ampla distribuição no território nacional (Lorenzi, 1998), de larga ocorrência nos solos do Pantanal, tanto nos capões quanto nas áreas inundáveis, merece especial atenção devido ao seu largo emprego em projetos que propõem a reabilitação de ambientes degradados.

Este trabalho tem como objetivo investigar a germinabilidade de sementes de uma espécie arbórea pioneira (*C. pachystachya*), em

função da passagem da semente pelo trato digestivo de aves bem como a diferentes graus de maturação dos frutos.

### 2. Material e Métodos

O material para pesquisa foi coletado no solo imediatamente abaixo dos indivíduos de *C. pachystachya*, como resultado do forrageamento da avifauna ocorrente próxima à Base experimental Da UFMS no Passo do Lontra, Pantanal, na margem direita do rio, com coordenadas 22°01'31.5"S e 54°47'40.6W. As infrutescências coletadas estavam sobre solo em diferentes estádios de maturação, bem como foram coletadas sementes diretamente das fezes das aves que estavam nas árvores alimentando-se dos frutos.

As aves foram observadas no período da manhã (nos horários de maior atividade da avifauna), empregando-se um esforço amostral de 2 horas e 40 min. As observações foram feitas com binóculos Nikon 8x23.

O lote F é composto de sementes retiradas das fezes das aves, o lote M1 (maturação 1) possui sementes de infrutescências não maduras, o lote M2 provém de infrutescências maduras e o lote M3 de infrutescência encontrada com alto grau de maturação.

As infrutescências foram trazidas para o laboratório e colocadas para secar sob papel de jornal por cerca de 20 dias para que estas pudessem iniciar sua decomposição e facilitar os demais passos. As sementes foram submetidas a um processo de maceração a seco e depois usou-se peneira de análise granovolumétrica para separar as sementes da polpa seca.

Posteriormente as sementes foram separadas em lotes de 100 por placa de Petri, e colocadas sobre duas folhas de papel filtro e molhadas com cerca de 3 ml a cada 5 ou 6 dias e mantidas em germinadora a temperatura de 25° Celsius + ou - 1°.

Lotes F, M1, M2 e M3, cada um com 5 repetições de 100 sementes por tratamento. Foram submetidos a dois tratamentos diferentes, num total de 4000 sementes. Os lotes que foram sujeitos a tratamento com luz, contendo 2000 sementes, foram colocados na germinadora exposto à luz constante (por 24 horas/dia), eram feitas diariamente a contagem de sementes germinadas. As placas contendo as sementes do lote de tratamento sem luz foram colocadas dentro de uma caixa e empacotadas com plástico de cor escura para que este não permitisse a passagem de luz, as observações foram feitas diariamente durante o período da noite com todas as luzes do laboratório apagadas e com auxílio de uma luz verde de segurança.

### 3. Resultados

Os lotes de sementes de *C. pachystachya* submetidas à luz branca fluorescente contínua apresentaram respectivamente os seguintes valores percentuais de germinação: lote F 80,6%, lote M3 65,3%, lote M2 47,4% e lote M1 17%. Quanto ao tempo médio total de germinação?: lote F 9,57; lote M3 10; lote M2 8,92 e lote M1 9,44 e a velocidade média de germinação: lote F 0,1; lote M3 0,1; lote M2 0,11 e lote M1 0,1. Para os lotes mantidos no escuro, os valores percentuais de germinação foram: lote F 3,6%, lote M3 0,4%, lote M2 0,4% e lote M1 0,6%. Quanto ao tempo médio total de germinação?: lote F 12,11; lote M3 10; lote M2 12 e lote M1 15,6 e a velocidade média de germinação: lote F 0,08; lote M3 0,1; lote M2 0,08 e lote M1 0,06. No claro, em geral todos os lotes apresentaram regularidade na germinação, no lote F, a germinação iniciou-se ligeiramente mais cedo, a partir do quinto dia pós embebição, por volta do décimo dia todos os lotes já apresentavam entre 25 a 30% das sementes germinadas, atingindo o máximo germinativo, para cada lote, em torno da segunda semana de experimentação. Já no escuro, em geral a germinação foi baixa, lenta e irregular, nestas condições, embora o lote F tenha apresentado os melhores resultados germinativos, a frequência relativa de germinação manteve-se bastante irregular iniciando-se por volta do oitavo dia sendo distribuída ao longo de três semanas. Verificou-se que a avifauna associada à frutificação de *C. pachystachya* foi representada por sete espécies (Passeriformes e Não-passeriformes) pertencen-

tes a quatro famílias das quais Psittacidae apresentou o maior número de espécies: *Myiopsitta monachus* (caturritas), *Nandayus nenday* (príncipe-negro) e *Amazona aestiva* (papagaio-verdadeiro). Em geral, as aves consumiam as infrutescências em diferentes estádios de maturação, derrubando-as ao solo ao que, prontamente, eram tomadas por formigas de diferentes espécies, dentre elas as cortadeiras (*Atta* sp.). Além disso, algumas caturritas chegaram a levar pedaços das infrutescências a poleiros distantes das plantas-mãe.

### 4. Discussão

Ficou evidente que os lotes cujas sementes foram submetidas à escarificação natural pela avifauna obtiveram maior porcentagem de germinação embora a diferença entre tempo médio e velocidade média de germinação não tenha sido significativa entre os mesmos. O intenso forrageamento observado para *C. pachystachya* corrobora a afirmação de diversos autores (Mikich & Silva 2001, Galetti & Pizo, 1996) sobre a importância desta espécie na produção de alimento para a avifauna. Por outro lado, ficou evidente a influência das aves na dispersão de *C. pachystachya* através dos dados germinativos. A significativa diferença nos percentuais germinativos dos lotes de sementes provenientes das fezes das aves, indica o papel da avifauna na otimização da germinação. Quanto às infrutescências derrubadas ainda verdes, não representaram, para as plantas, perda total ou predação, uma vez que mantiveram um percentual germinativo de 17%.

Segundo Mikich & Silva (2001), o grande forrageamento para algumas espécies vegetais não é simples reflexo de suas abundâncias, mas também a influência que os dispersores de sementes exercem na composição florística dos ambientes. A grande ocorrência de *C. pachystachya* também está associada a outros fatores, dentre eles sua capacidade de desenvolvimento em áreas sujeitas ao alagamento periódico.

Ficou evidente o efeito do estágio de maturação das infrutescências sobre os percentuais germinativos. Nascimento *et al* (2001) verificaram aumentos na germinação de sementes de *Garcinia mangostana* após fermentação da polpa dos frutos. Para as sementes de *C. pachystachya* testadas, é provável que, além dos efeitos fermentativos promovidos pela decomposição natural das infrutescências no solo, seja significativa a maior maturidade fisiológica das sementes deste lote.

Comparando-se os resultados obtidos entre os tratamentos no claro e no escuro, verificou-se que, além da escarificação natural, a luz foi o principal fator restritivo para a germinação das sementes. O comportamento fotoblástico positivo das espécies pioneiras está bem fundamentado na literatura (Budowski, 1965, Brokaw 1987, Vazquez-Yanes & Orozco-Segovia 1987). Válio & Scarpa (2001) citando outros autores, argumentaram que os efeitos da luz sobre a germinação das sementes de pioneiras é dependente da interação entre os fatores ambientais e genotípicos. Verificaram que a germinação de *C. pachystachya* é fortemente reduzida sob baixas razões de vermelho:vermelho extremo, condições que prevalecem sob dossel.

A forte inibição no escuro, mesmo para as sementes escarificadas pelo trato digestivo das aves, deixa claro o papel de *C. Pachystachya* como especialista em áreas de alta irradiância.

Mikich & Silva (2001) defenderam que espécies com sementes pequenas normalmente estão associadas a ambientes sucessionais, nos quais os principais dispersores são aves generalistas de pequeno porte. Para o material transportado por formigas, Pijil (1972) apontou a possibilidade de incorporação das sementes ao banco de sementes do solo, após posterior fermentação da polpa. Pereira & Mantovani (2001), também observaram a presença de formigas associadas às sementes de *Miconia cinnamomifolia*. A mirmeocoria é muito evidente em sementes carunculadas comum, por exemplo, em Euphorbiaceae. O reduzido tamanho das sementes de *C. Pachystachya* permitem que as mesmas sejam levadas com a polpa e partes do eixo da infrutescência. No entanto, na área de

estudo, o ritmo das águas emprega uma dinâmica peculiar aos insetos sociais no solo, cabendo maiores investigações acerca do destino das sementes por eles transportadas.

### 5. Conclusões

- Durante o período de observação no Pantanal do Miranda, ficou evidente a forte relação zoocórica entre a avifauna e *C. Pachystachya* uma vez que, mesmo as infrutescências aparentemente imaturas mantiveram uma taxa germinativa de 17%.

- A escarificação natural pela passagem das sementes pelo trato digestivo das aves, afetou significativamente o percentual germinativo, sendo maior que todos os demais estádios de maturação das infrutescências.

- A luz limitou drasticamente a germinação em todos os lotes de sementes.

### 6. Bibliografia

ADÁMOLI, J. (1982) *Fitogeografia do Pantanal*. In *anais do I Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal*. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal, Corumbá, MS, p 90-106.

BROKAW, N. V. L. (1985) *Gap-phase regeneration of treefall gap and its effect on measures of forest*. *Journal of Ecology*. 75 p.9-19.

Budowski, G. (1965) *Distribution of Tropical American Rain Forest Species in the Light of successional Processes*. Turrialba. V. 15 N.01 p.40-42.

LORENZI, H. (1998) *Árvores Brasileiras-Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil*. Plantarum Ltda. Vol 1 e 2. Nova Odessa - SP.

Mikich, S. B. & Silva, S. M. (2001) *Composição florística e fenológica das espécies zoocóricas de remanescentes de floresta estacional semidecidual no Centro-oeste do Paraná, Brasil*. *Acta bot. Brás.* 15(1): 89-113.

NASCIMENTO, W. M. O; TOMÉ, A. T.; CARVALHO, J. E. U. & MÜLLER, C. H. (2001) *Comportamento fisiológico de sementes de Mangostão (*Garcinia mangostana L.*) submetida a diferentes períodos de fermentação da polpa*. *Ver. Bras. Frutic.* V.23 n.3 Jaboticabal.

PEREIRA, T. S. & MANTOVANI, V. (2001) *Maturação e dispersão de *Miconia cinnamomifolia* (D.C.) naud. Na reserva biológica de Poços das antas, Município de Silva Jardim, RJ, Brasil*. *Acta bot. Brás.* Volume 15, nº3, pg.335-348.

PIJL, L. VAN DER. (1972) *Principles of dispersal in higher plants*. 2ª ed. Berlim. Springer-Verlag. 16p.

PIZO, M. A., GALETTI, M. (1996) *Fruit eating birds in a Forest fragment in southeastern Brazil*. *Ararajuba* 4(2): 71-79.

SILVA, M.; MAURO, R.; MOURÃO, G e COUTINHO, M. (2000) *Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo*. *Revista Brasileira de botânica*, V.23, nº2, p.143-152. São Paulo.

SILVA, W., GALETTI, M. (2002). *Prefácio*. *Ararajuba* 10(2): 173-173.

VALIO, I. F. M. & SCARPA, F. M. (2001) *Germination of seeds tropical pioneer species under controlled and natural conditions*. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 24, n.1, p.79-84. São Paulo.

VAZQUEZ-YANES, C. & OROZCO-SEGOVIA, A. (1987). *Light dap detection by photoblastic seeds of *Cecropia obtusifolia* and *Piper auritum*, tow rain forest trees*. *Biologia Plantarum* 29:234-236.

## Avaliação da avifauna de mata inundável no sistema de baías Chacororé – Sinhá Mariana, Pantanal Mato-grossense

Fernando F. Xavier<sup>1</sup>, Fábio B. Fernandes<sup>1</sup>, Solange Santos<sup>1</sup>, Márcia M. Volpe<sup>2</sup> & Carolina Joana da Silva<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Mestrandos em Ecologia e Conservação da Biodiversidade UFMT – MT; <sup>2</sup>Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade,

<sup>3</sup>Professora Dr. do PPG em Ecologia e Conservação da Biodiversidade na UFMT – MT (ecopanta@terra.com.br)<sup>3</sup>

### 1. Introdução:

Estudos sobre a avifauna do Pantanal Mato-grossense ainda são incipientes. Diversas estimativas foram feitas abrangendo espécies da região e de áreas adjacentes, englobando desde o sul da Amazônia até o Chaco e o Cerrado, listando cerca de 730 espécies, incluindo migrantes, visitantes acidentais e espécies introduzidas (DA SILVA *et al.*2001).

A região pantaneira é formada por uma grande quantidade de diferentes paisagens, que abrigam diversas espécies de animais. As matas ciliares, um componente desta diversidade paisagística, podem abrigar uma grande quantidade de espécies de aves provenientes dos habitats do entorno. A grande dificuldade em analisar a composição da avifauna de mata ciliar em termos biogeográficos vem do fato dela ser extremamente heterogênea. A mata ciliar atrai numerosas espécies florestais e, eventualmente, oferece condições ambientais suficientes para seu estabelecimento. São espécies de distribuição geográfica ampla e espectro ecológico largo (SILVA, W. R. & VIELLIARD, J., 2001).

No Pantanal Mato-grossense, durante as enchentes, vastas áreas são acopladas aos canais principais dos rios, constituindo o chamado pulso de inundação, correspondente a um ciclo anual, no qual os organismos se adaptam à sazonalidade hídrica para beneficiar o desenvolvimento de suas populações, sendo que a época de reprodução de várias espécies é influenciada pelo ciclo de enchentes e secas (JUNK & DA SILVA, 1999). O pulso induz também a uma maior concentração de animais silvestres nos lagos e canais restantes durante o período das secas (JUNK & DA SILVA, 1999), o que pode ocasionar maior diversidade de espécies nestes locais durante estes períodos.

Este estudo objetivou avaliar a composição de aves de uma mata inundável, como parte de um projeto de pesquisa que engloba a avaliação do sistema de Baías Chacororé – Sinhá Mariana. Além das aves, a pesquisa aborda outros grupos taxonômicos como macrófitas aquáticas, comunidades arbóreas e peixes, buscando contribuir com a base de dados sobre a estrutura e funcionamento de um corredor ecológico no Pantanal Mato-grossense.

### 2. Métodos

Foram realizadas capturas com rede de neblina em um trecho de mata inundável, localizado na margem da Baía Sinhá Mariana (16°20'11"S ; 53°53'52"W), nos períodos de estiagem (agosto/2001) e da vazante (maio/2003). Foram realizadas 2 coletas, sendo uma em cada período referido, com 10 redes de 12m x 3m, totalizando 120m x 3m (360 m<sup>2</sup>) e 80 horas/rede em cada período amostrado. Os resultados obtidos na época da vazante, foram comparados com os da estiagem. A ordenação sistemática das aves está de acordo com SICK (1997). Para determinação das guildas tróficas foi considerado o hábito alimentar principal descrito por SICK (1997). O tratamento dos dados foi baseado em MAGURRAN (1988), sendo calculados os índices de diversidade e equitabilidade de Shannon-Wiener (H'), juntamente com o índice de similaridade de Sorensen, modificado em 1957 (C<sub>s</sub>).

### 3. Resultados e Discussão

No período da vazante foram capturados 80 indivíduos pertencentes a 27 espécies, 8 famílias e 2 ordens (Coraciiformes e Passeriformes). A espécie mais abundante foi *Cranioleuca vulpina* (10 ind.). Duas espécies de alcedínídeos (*Chloroceryle inda* e *C.*

*aenea*) foram capturadas, o que provavelmente evidencia a importante conexão do ambiente florestal com os corpos d'água adjacentes, já que estas espécies apresentam hábito alimentar piscívoro.

Na estiagem foram capturados 77 indivíduos pertencentes a 21 espécies de 8 famílias da ordem Passeriformes, sendo que a espécie mais abundante foi *Paroaria capitata* (26 ind.). Segundo Sick (1997), a ocorrência de bandos destes embrezeiros é comum na região, o que deve ter influenciado o grande número de capturas.

A avaliação das guildas tróficas mostrou uma predominância de insetívoros em ambos os períodos de amostragem. Porém, para a época da vazante, constatou-se a presença de espécies piscívoras e frugívoras que não ocorreram na seca. A ocorrência exclusiva destas guildas no período da vazante pode estar relacionada a uma maior disponibilidade de recursos nesta época.

O índice de Shannon-Wiener ( $H' = 4,406$ ) e a equitabilidade ( $E = 0,926$ ) para a vazante indicam uma alta diversidade e considerável uniformidade para este período, quando comparados com os valores encontrados na estiagem ( $H' = 3,324$ ;  $E = 0,756$ ). Apesar da pequena quantidade de dados, o teste *t* para os índices, de acordo com Hutcheson (1970) *apud* Zar (1999), mostrou significativa diferença entre os dois períodos de coleta ( $t = 4,746$ ,  $v = 110$ ,  $p < 0,001$ ). O índice de Sorensen ( $C_n = 0,42$ ) foi considerado baixo, o que, aliado aos valores de diversidade, indica que existe uma diferença na estrutura da comunidade nesta mata inundável entre os períodos de estiagem e vazante.

Os resultados mostram uma heterogeneidade temporal nestas áreas, favorecendo a ocorrência de comunidades de aves diferenciadas sazonalmente. Dessa forma, pode ser verificado que o pulso de inundação influenciou mudanças na estrutura da comunidade de aves nos períodos amostrados.

#### 4. Conclusões

Apesar da discreta quantidade de tempo em que se coletaram os dados, os resultados demonstram que a região de mata inundável do entorno das baías Sinhá Mariana e Chacororé, no Pantanal Mato-grossense, possuem uma alta diversidade de espécies de aves, abrigando distintas comunidades em diferentes períodos sazonais. Este fato supõe o papel da vegetação adjacente aos corpos d'água, neste sistema de baías, como importante fonte de recursos para as aves.

Sérias discussões têm sido levantadas, atualmente, sobre a rápida perda da diversidade biológica, principalmente em países tropicais como o Brasil e, de maneira inversa, a lenta produção de conhecimento sobre a biodiversidade tropical. Neste sentido, o presente estudo contribui, como uma rápida avaliação da diversidade da avifauna de mata deste sistema de baías, a fim de que estas informações possam delinear novas pesquisas, levantando novas problemáticas a serem investigadas.

#### 5. Bibliografia

BROWN, JÚNIOR, K. S. 1986. Zoogeografia da Região do Pantanal Matogrossense. Pp.137-178. *In: Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal*, 1. Anais... Embrapa/CPAP. 265p.

DA SILVA, C. J.; WANTZEN, K. M.; NUNES DA CUNHA, C. & MACHADO, F. A. 2001. *Biodiversity in the Pantanal Wetland, Brazil*. Pp.187-215. *In: Gopal, B.; Junk, W. J. e Davis, J. A. (Ed.) Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. v.2, Leiden: Backhuys Publ.

JUNK, W. & DA SILVA, C. J. 1999. O conceito de pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. Pp.117-28. *In: Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação*, 2. Anais... Corumbá. Embrapa/CPAP. 535p.

MAGURRAM, A. E. 1988. Ecological Diversity and its Measurement. New Jersey: Princeton University Press. 179p.

SICK, H. Ornitologia Brasileira. 1997. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira. 912 p.

SILVA, W. R. & VIELLIARD, J. 2001. Avifauna de Mata Ciliar. Pp.169-185. *In: Matas Ciliares: conservação e recuperação*. RODRIGUES, R. R. & LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). São Paulo. EDUSP/FAPESP. 320 p.

ZAR, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. New Jersey. Simon & Schuster. 4th. Ed. 663p.

(Órgãos financiadores: CNPq / CAPES / UFMT/IB - Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade e Projeto Ecologia do Gran Pantanal/ FAPEMAT - Projeto "Bases para o Monitoramento da Biodiversidade no entorno da Estação Ecológica de Taianã e do Sistema de Baías Chacororé - Sinhá Mariana, no Pantanal Mato-grossense")

#### Caracterização climática da Reserva Particular de Proteção Natural SESC Pantanal

Gabriel S. Hofmann, José Luis P. Cordeiro & Heinrich Hasenack  
UFRRGS, Centro de Ecologia, Laboratório de Geoprocessamento  
gabriel@ecologia.ufrgs.br

#### 1. Introdução

O Centro Oeste brasileiro tem clima caracterizado por invernos secos e verões chuvosos. O tempo seco no inverno tem sua origem na estabilidade gerada pela influência do anticiclone subtropical do Atlântico Sul e de pequenas dorsais que se formam sobre o continente (NIMER, 1989). O período de chuva está associado ao deslocamento para Sul da Zona de Convergência Intertropical (CIT), acompanhando a marcha aparente do Sol em direção ao Trópico de Capricórnio. Sobre a porção central da América do Sul a CIT avança mais para sul do que nas regiões costeiras gerando instabilidade em todo o Brasil central nos meses de verão. Em função da influência da massa de ar tropical marítima e equatorial, as temperaturas são elevadas durante todo o ano. No inverno, quando a CIT está deslocada para norte, a região apresenta baixa ou nenhuma precipitação. Este clima tropical com estação seca recebe a denominação de "Aw" (KÖPPEN, 1948).

A RPPN SESC Pantanal é uma Unidade de Conservação particular de responsabilidade do Serviço Social do Comércio com aproximadamente 107.000 hectares. Localizada no município de Barão de Melgaço, Mato Grosso.

#### 2. Materiais e Métodos

Para caracterizar o macroclima foram utilizados dados normais das estações no Pantanal e entorno, juntamente com a interpretação dos mapas climáticos de Antunes (1986).

Na caracterização do clima local da RPPN SESC Pantanal (mesoclima) foram utilizados dois métodos baseados na temperatura e a umidade relativa do ar:

##### 1. Análise de imagens termais.

Visando estabelecer um gradiente de escala entre o macroclima e o clima local, optou-se por uma análise em escala intermediária, baseada na banda termal do satélite Landsat 7 ETM+.

A temperatura registrada pelo satélite corresponde, porém, à temperatura de um corpo negro ou seja, temperatura radiante. Para transformar-se esta temperatura radiante em temperatura sensível, é necessário estimar a emissividade de cada tipo de cobertura. Existem valores teóricos na literatura, embora geralmente associados a cultivos homogêneos e tipos de vegetação de latitudes mais elevadas. Como o interesse deste trabalho é a comparação relativa entre os diferentes ambientes da RPPN, optou-se por trabalhar com os valores de temperatura radiante. Foram utilizadas as imagens de órbita/ponto 226/071 e 226/072, obtidas em 11 de agosto de 2002, entre 10h e 10h15min. A área total corresponde a 63.931 km<sup>2</sup> e contém a RPPN.

##### 2. Medidas móveis de temperatura e umidade.

O outro método utilizado para medir a temperatura e a umidade do ar em diferentes ambientes, foi o método de medidas



móveis. No Brasil este método foi introduzido por Hasenack *et al.* (1982) para estudos do clima urbano. No presente trabalho buscou-se adaptar esta metodologia buscando detalhar a distribuição da temperatura em uma área natural. A metodologia consiste na observação da temperatura em diferentes locais num período curto de tempo. A não simultaneidade nas observações é compensada por uma correção temporal da temperatura observada em diferentes pontos. Um termômetro, marca Lambrecht, instalado em um ponto fixo na área registra a temperatura ao longo do período das observações móveis. Ao mesmo tempo, um veículo com termistor (marca Hanna, modelo HI 93640) a bordo registra a temperatura e a hora da observação em pontos pré-definidos ao longo de uma rota.

Após realizadas as observações verifica-se a variação horária da temperatura de cada ponto em relação àquela da estação fixa, registrando-se a diferença relativa da temperatura. Este valor é então adicionado à temperatura registrada na estação fixa na metade do período de observações. Para que possam ser efetuadas, é necessário que o tempo meteorológico durante o período de medições apresente ventos fracos (até  $2\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) e sem nebulosidade. Sob estas condições as diferenças térmicas entre locais com cobertura do solo distintas se acentuam.

Para caracterizar a distribuição da temperatura na RPPN foram definidas duas rotas, ao longo das quais foram estabelecidos 50 pontos de observação. Esta metodologia geralmente é aplicada no período noturno, período no qual a temperatura medida reflete exclusivamente a perda de radiação da superfície. No caso da RPPN, optou-se por medir também no período diurno, pois este é o período de maior estresse térmico, em especial nas áreas abertas. Tendo por objetivo associar parâmetros meteorológicos às características ambientais, buscou-se distribuir os pontos de modo a representar as diferentes paisagens presentes na RPPN. As medições foram efetuadas em 16/09/2002 (diurna e noturna).

O produto final são diferenças relativas de temperatura e de umidade do ar de cada ponto de observação em relação à estação fixa onde está o termômetro. Para facilitar a leitura, toma-se o valor da temperatura e da umidade do ar registrada na metade do período de medição e a ele adiciona-se as diferenças relativas. Assim é possível ter uma idéia da temperatura e da umidade observadas nos diferentes ambientes da RPPN.

### 3. Resultados e Discussão

#### *Macroclima*

As temperaturas na região do Pantanal oscilam no verão entre  $26^{\circ}\text{C}$  nas porções mais elevadas e  $29^{\circ}\text{C}$  nas porções mais baixas, ao centro e no extremo sul do Pantanal. No inverno, as temperaturas variam entre  $20^{\circ}\text{C}$  na borda leste e sul e  $23^{\circ}\text{C}$  no centro e no norte. O sul do Pantanal apresenta amplitude térmica superior ao norte do Pantanal ( $8^{\circ}\text{C}$  e  $5^{\circ}\text{C}$ , respectivamente), provavelmente devido à latitude mais elevada. A precipitação total média anual apresenta um gradiente do oeste do Pantanal em direção nordeste, leste e sudeste. No oeste a precipitação é inferior a 1000 mm e a máxima é de cerca de 1300 mm. No leste este gradiente é mais suave chegando a 1600 mm no limite da bacia do Alto Paraguai. Já ao norte da bacia, estes valores ultrapassam os 2000 mm. Também a concentração da precipitação durante os meses mais chuvosos ocorre no leste e, principalmente, no norte da bacia do Alto Paraguai. Já o déficit hídrico está relacionado à precipitação menor no Pantanal do que nos seus arredores e às elevadas temperaturas registradas em especial no verão na porção mais central, de menor altitude. Deve-se ressaltar que esta é uma medida teórica baseada em dados de evaporação medidos em tanque de evaporação e associados à temperatura e à precipitação. Mesmo sendo o déficit maior nas porções mais baixas do Pantanal, a água antes deixará de estar disponível nas porções mais elevadas do Pantanal, pois será drenada para as porções mais baixas, compensando, de certa forma, este déficit hídrico. Dados coletados ao longo de 30 anos (período

normal segundo a Organização Mundial de Meteorologia) em diferentes estações meteorológicas em torno do Pantanal apresentam esta característica de inverno seco e verão chuvoso. O mesmo também ocorre no sul do Pantanal, na estação de Nhumirim, embora o período de observações seja menor 23 anos. Tendo em vista o observado em estações meteorológicas no entorno pode-se afirmar que o clima na RPPN também é Aw. (Clima tropical úmido com inverno seco).

Embora o clima no Pantanal e arredores caracteriza-se pela sucessão de invernos secos e verões chuvosos, parece haver um gradiente de norte para sul. Ao norte do Pantanal, em Cuiabá e Cáceres, por exemplo, o período chuvoso é mais curto e a seca, no inverno, mais severa. Já ao sul do Pantanal, o período chuvoso tem sua precipitação distribuída ao longo de um período maior que no norte, com volume de precipitação total similar (Corumbá, e Aquidauana), evidenciando uma transição em direção sul para os climas sem estação seca. As temperaturas médias diminuem pouco com o aumento da latitude. Em Cuiabá a temperatura média anual é de  $25,6^{\circ}\text{C}$  enquanto em Aquidauana o valor é de  $24^{\circ}\text{C}$ . A ocorrência de período chuvoso no verão também é responsável pelas temperaturas médias menos elevadas do que elas seriam sem o volume de umidade, responsável pelo consumo de parte do calor no processo de evaporação da água. Outra característica interessante que pode ser constatada a partir dos dados mensais de Nhumirim do período de 1978 e 2001 é a relação inversa entre a precipitação total média e o coeficiente de variação da precipitação. Conforme Strahler (1977), as regiões mais secas do globo estão associadas a uma maior variabilidade da precipitação. O mesmo se observa no Pantanal e arredores com a precipitação mensal. Os meses mais secos são os que apresentam maior variabilidade na precipitação enquanto os meses chuvosos têm menor variabilidade.

#### *Mesoclima, o clima local na RPPN*

Do ponto de vista do macroclima, a RPPN possui características muito semelhantes ao que é observado regionalmente. A Reserva, no entanto, não é climaticamente homogênea, razão pela qual buscou-se outros métodos para avaliar o comportamento de alguns elementos climáticos de modo mais detalhado.

Na análise das informações da banda termal do satélite Landsat 7 ETM+, percebe-se uma oscilação da temperatura entre  $20^{\circ}\text{C}$  e  $36^{\circ}\text{C}$ . Na RPPN as temperaturas oscilam entre  $22^{\circ}\text{C}$  e  $32^{\circ}\text{C}$ . Do ponto de vista da comparação relativa, é interessante observar a grande associação da temperatura à cobertura vegetal. Nesta hora do dia, entre 10h e 10h15min, as áreas com cobertura predominantemente herbácea já se encontram mais aquecidas do que aquelas com cobertura arbórea, diferença esta que tende a aumentar até o meio da tarde. Ao relacionarmos as classes de cobertura do solo resultantes da classificação da imagem de satélite com a imagem termal, observa-se que as áreas mais quentes estão associadas aos postos de fiscalização da Reserva. Nelas as temperaturas já estão em torno de  $30^{\circ}\text{C}$ . As áreas mais frescas, em torno de  $21^{\circ}\text{C}$ , estão associadas as Matas Densas. Assim, pode-se afirmar que quanto mais densa a vegetação arbórea, maior o efeito de atenuação da temperatura.

Com relação às medidas móveis feitas durante o dia, entre 14h e 16h30min, o resultado obtido reflete um gradiente similar ao obtido pela imagem termal. As áreas abertas, mais quentes e áreas com fisionomia de mata, mais frescas. As áreas com cobertura arbórea mais densa amenizam a temperatura em cerca de  $8^{\circ}\text{C}$  em relação à temperatura em áreas com vegetação herbácea baixa, cobertura padrão das estações meteorológicas oficiais. Já a umidade relativa do ar apresenta característica inversa. Os ambientes mais quentes são também os ambientes mais secos e as áreas com cobertura arbórea apresentam umidade maior, devido à amenização térmica causada pelo dossel da mata. As matas mais densas apresentam umidade relativa superior a 70 %. Nas áreas abertas, neste período de estação seca, a

umidade atinge, no meio da tarde, valores de até 30 %.

Durante o dia a camada de ar entre a superfície e a copa das árvores (dossel) aquece mais lentamente do que a camada de ar sobre os campos. À noite ocorre o inverso, a mata "aprisiona" este ar mais aquecido por mais tempo, resfriando-se mais lentamente do que o ar no campo aberto. Em consequência, as temperaturas noturnas são mais elevadas no interior da mata (acima dos 21 °C) do que fora dela (19 °C no campo). Fica evidente também que o gradiente térmico mata-campo durante o dia é significativamente maior (10 °C de diferença mata-campo) do que à noite (2°C). Além disso, a amplitude térmica ao longo do dia, no interior da mata é de 9°C enquanto nas áreas abertas pode atingir até 21°C. Já a umidade elevada tanto no interior da mata quanto nas áreas abertas, não permite diferenciação deste elemento climático à noite.

#### 4. Referências Bibliográficas

- ANTUNES, M.P. 1986. Diagnóstico da área de estudo – resumo. In: Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal, 1. *Anais* Corumbá, 28nov – 4 dez 1984. Brasília, EMBRAPA. p 207-227.
- HASENACK, H.; SCHMIDT J.; BECKE, V.L. 1982. Distribuição noturna da temperatura em Porto Alegre. Encontro Nacional de Geógrafos, 5., *Anais* p.438. Porto Alegre 17 a 23 de julho de 1982.
- KÖPPEN, W. 1948. *Climatología*. Buenos Aires, Fondo de Cultura. p. 152-192.
- NIMER, E. 1989. Clima. In.: IBGE. 1989. *Geografia do Brasil – Região Centro-Oeste*. Rio de Janeiro, IBGE. v. 1, p. 23-34.
- STRAHLER, A.N. 1977. *Geografia física*. Barcelona, Omega. 767 p. Fonte dos dados meteorológicos
- EMBRAPA-UEPAE. 1984. *Boletim agrometeorológico 1977-1981 (Fazenda Nhimirim)*. Corumbá, EMBRAPA-UEPAE. 52 p. (Boletim Agrometeorológico n. 1)
- EMBRAPA-CPAP. 1995. *Boletim agrometeorológico 1982-1985 (Fazenda Nhimirim) e 1982-1987 (Fazenda Santana)*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP. 97 p. (Boletim Agrometeorológico n. 2)
- EMBRAPA-CPAP. 1977. *Boletim agrometeorológico 1986-1996 (Fazenda Nhimirim)*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP. 81 p. (Boletim Agrometeorológico n. 3)
- EMBRAPA-CPAP. 2000. *Boletim agrometeorológico 1997 (Fazenda Nhimirim)*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP. 21 p. (Boletim Agrometeorológico n. 4)
- EMBRAPA-CPAP. 2000. *Boletim agrometeorológico 1998 (Fazenda Nhimirim)*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP. 21 p. (Boletim Agrometeorológico n. 5)
- INMET. 1992. *Normais climatológicas (1961-1990)*. Brasília, INMET. 84 p.
- RUDLOFF, 1981. *World climates*. Stuttgart, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft. 632 p.
- STRAHLER, A.N. 1977. *Geografia física*. Barcelona, Omega. 767 p.

### Ecomorfologia em morcegos do Pantanal: caracteres morfológicos do voo predizem os hábitos alimentares de cada espécie?

Gabriela A. Fernandes, Allan F. Eriksson, Amanda Boaretto, Camila Vidotto, Cristiane Zorzatto, Samuel Boff & George Camargo  
Departamento de Biologia, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 79070-340, Campo Grande, Mato Grosso do Sul  
(gecam@nin.ufms.br)

#### 1. Introdução

Morcegos (Mammalia: Chiroptera) compreendem o táxon de mamíferos mais rico em espécies em diversos ambientes tropicais (Taddei 1983, Emmons 1990, Findley 1993). A capacidade de voo

aliada ao sistema de ecolocalização permitiu a ocupação de diferentes nichos alimentares e a consequente radiação adaptativa das espécies de morcegos (Arita & Fenton 1997). Apesar da maioria dos morcegos ser basicamente insetívora, eles apresentam uma impressionante diversidade de hábitos alimentares, incluindo frugivoria, nectarivoria, carnivorina e hematofagia (Arita & Fenton 1997, Pedro & Taddei 1997). A utilização e a posterior especialização em determinados itens alimentares conduziram os morcegos a adaptações morfológicas e no comportamento, visando otimizar a obtenção do recurso e evitar fortes pressões competitivas (Begon *et al.* 1996).

Nas relações ecomorfológicas, semelhanças ou sobreposições ecológicas entre espécies podem acontecer através da semelhança ou sobreposição morfológica (Findley 1993, Arita & Fenton 1997, Rhodes 2002). A abordagem ecomorfológica assume que os organismos são moldados pelos efeitos atuais de seus requerimentos ecológicos e de suas experiências evolucionárias (Arita e Fenton 1997). Essa abordagem tem sido aplicada com sucesso em morcegos, pois são exemplos óbvios dessa modelagem, tal como o focinho alongado dos morcegos nectarívoros e a reduzida dentição pós-canina dos vampiros (Arita e Fenton 1997). O tipo do voo e o hábito de forrageamento dos morcegos correspondem intimamente ao tamanho e forma dos elementos da asa (Norberg & Rayner 1987). Por exemplo, os morcegos de cauda livre (Molossidae), que são voadores rápidos e forrageiam em áreas abertas, têm asas relativamente estreitas (alta carga alar) e longas (alta taxa de aspecto). Reciprocamente, morcegos que capturam insetos ou pequenos vertebrados que são capturados sobre uma superfície (*gleaners*) possuem asas que são largas (baixa carga alar) e relativamente curtas (baixa taxa de aspecto). A carga alar de um animal voador é a medida da força por unidade de área que a asa deve suportar durante o voo e é calculada através da divisão do peso (em gramas) do animal pela área das asas (cm<sup>2</sup>). A taxa de aspecto indica a forma da asa através do comprimento relativo da mesma (i.e. comprimento dividido pela largura). Apenas na família Phyllostomidae podem ser encontrados morcegos com diferentes hábitos alimentares: hematófagos (*D. rotundus*), nectarívoros (*G. soricina*), frugívoros de pequeno porte (*P. lineatus*, *S. lilium*), de médio porte (*A. jamaicensis*) e de grande porte (*A. lituratus*), o que justifica a utilização e estudo do conjunto de espécies desta família como indicadores de qualidade de habitat (Fenton et al. 1992, Schulze et al. 2000).

Contudo, o objetivo deste estudo foi investigar se caracteres morfológicos do voo, como tamanho (área da asa) e forma da asa (comprimento e largura), de diferentes espécies de morcegos, associadas à massa (tamanho) de seus indivíduos são *per se* capazes de predizerem os hábitos alimentares desses animais. A carga alar e a taxa de aspecto foram informações auxiliares na interpretação das análises.

#### 2. Métodos

A captura de morcegos ocorreu de setembro de 2002 a maio de 2003 e foram realizadas na Fazenda Rio Negro (56°10'-56°15'S e 19°30'-19°35'O; [www.fazendarionegro.com.br](http://www.fazendarionegro.com.br)), situada a 135 km ao norte do município de Aquidauana, Mato Grosso do Sul.

Morcegos foram capturados através de redes-neblinas distribuídas por todos os ambientes florestais encontrados na fazenda, de modo a acessar a maior diversidade de espécies possível. Para cada exemplar capturado foram tomadas as seguintes medidas: peso (g), comprimento do antebraço (mm), maior comprimento da asa aberta (cm), largura da asa (cm) e área de uma das asas (cm<sup>2</sup>; através do traçado da asa aberta desenhado em papel milimetrado). Exemplares duvidosos foram mortos para posterior confirmação de um especialista e uma parte deles está depositada na coleção zoológica da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul e outra no Laboratório Chiroptera, Universidade para o Desenvolvimento da Região do Pantanal, Campo Grande, MS.

As relações entre as variáveis foram plotadas numa matriz de correlação (Pearson). Em seguida, procedeu a análise de componentes principais (PCA) com o mesmo conjunto de dados.

### 3. Resultados e Discussão

Foram amostrados 68 indivíduos, dentre fêmeas e machos, jovens e adultos, pertencentes a dez espécies: *Artibeus jamaicensis* (n=18), *Platyrrhinus lineatus* (n=11), *Sturnira lilium* (n=10), *Desmodus rotundus* (n=6), *Glossophaga soricina* (n=5), *Noctilio albiventris* (n=5), *Molossus molossus* (n=4), *Artibeus lituratus* (n=3), *Carollia perspicillata* (n=3) e *Myotis nigricans* (n=3).

Todas as variáveis estiveram alta e positivamente correlacionadas entre si e os maiores valores encontrados foram entre área e largura da asa ( $r=0,950$ ), área e comprimento da asa ( $r=0,934$ ) e os menores valores foram obtidos entre comprimento e largura da asa ( $r=0,841$ ) e entre comprimento do antebraço e largura da asa ( $r=0,809$ ). Em média, o peso apresentou 87% de correlação com as outras variáveis.

Pela análise de componentes principais houve certa distinção entre indivíduos da mesma espécie. O eixo principal (y) explica 93,72% da variação e apresenta de maneira crescente ao longo do eixo: os insetívoros de pequeno porte (*Molossus molossus*, *Myotis nigricans* e *Noctilio albiventris*), seguidos pela espécie nectarívora *Glossophaga soricina*, frugívoros de pequeno porte (*Sturnira lilium* e *Platyrrhinus lineatus*), a espécie frugívora de médio porte *Artibeus jamaicensis* e no ápice do eixo e bem distinguível *Artibeus lituratus*, espécie frugívora de grande porte. As características que tiveram mais peso na análise foram: a área da asa (87,10%), o peso (34,20%) e a medida a do antebraço (33,00%). Indivíduos das espécies *Desmodus rotundus* (hematófago) e *Carollia perspicillata* (frugívoro de pequeno porte) não apareceram agrupados na análise.

Houve grande sobreposição de carga alar entre todas as espécies de morcegos independente da família. As cargas alares não diferiram significativamente entre os indivíduos e apresentou baixa amplitude de variação para todas as espécies. As espécies de maior massa corporal apresentaram cargas alares ligeiramente maiores que as espécies de menor massa. Entretanto, as médias de taxa de aspecto de morcegos filostomídeos foram menores que as médias de morcegos das famílias Molossidae, Vespertilionidae e Noctilionidae. Morcegos destas últimas três famílias são portadores dos maiores valores da taxa de aspecto. A espécie *M. molossus* (Molossidae) não apresentou sobreposição com as espécies da família Phyllostomidae, porém sobrepôs-se com *N. albiventris* e *M. nigricans*. O representante da família Noctilionidae teve sua taxa de aspecto sobreposta com todas as espécies da família Phyllostomidae, exceto com *S. lilium*. Houve sobreposição da amplitude de variação da taxa de aspecto de *M. nigricans* apenas com *D. rotundus*.

### 4. Conclusões

Apesar da abordagem ecomorfológica ter sido aplicada com sucesso em outros trabalhos com morcegos (e.g. Fenton 1972, Findley 1973, 1976, Willig & Moulton 1989), as relações aqui encontradas não foram elucidativas. Em estudo semelhante, Norberg e Fenton (1988) encontraram resultados mais evidentes, separando claramente morcegos carnívoros de outros morcegos. Findley (1973), realizou um trabalho com a comunidade do gênero *Myotis*, obtendo resultados satisfatórios quanto às dissimilaridades morfológicas ao comparar indivíduos de cinco regiões diferentes. A ecolocalização foi um fator chave na adaptação e diferenciação morfológica em morcegos (Arita & Fenton 1997) e a ausência de dados desta característica foi um dos elementos que impediram a clareza nas dissimilaridades ecomorfológicas neste. A inclusão de alta variabilidade nos dados ao considerar indistintamente machos e fêmeas, jovens e adultos, que a princípio parecia pertinente, também pode ter contribuído inversamente na nitidez dos resultados. Stevens & Willig (2000) conseguiram encontrar padrões determinísticos entre a riqueza de espécies e guildas alimentares ao

restringirem as análises comparativas a medidas morfológicas de quatro fêmeas e de quatro machos adultos de cada espécie. Em 21 espécies de morcegos da Austrália, Rhodes (2002) encontrou a taxa de aspecto variando de 4,98 a 8,25, e a carga alar de 4,32 a 15,9 N/m<sup>2</sup>. Esses valores são muito maiores dos encontrados no presente estudo (taxa de aspecto: 2,283 a 3,715 e carga alar: 0,058 a 0,241 g/cm<sup>2</sup>). A maioria dos morcegos australianos pertence à família Pteropodidae, da sub-ordem Megachiroptera, animais que apresentam pelo menos uma ordem de grandeza maior que os microquirópteros neotropicais (Arita & Fenton 1997). Nos neotrópicos a família Phyllostomidae contém o maior número de espécies (Emmons, 1990) e tanto em outros ecossistemas brasileiros quanto no Pantanal essa família responde por cerca de 80% de todas as espécies (Camargo 2002). A alta diversidade de espécies e consequentemente de hábitos alimentares dentro de Phyllostomidae, aliada à relativa baixa massa corporal desses animais nos neotrópicos merecem especial atenção. A adequada abordagem ecomorfológica de Phyllostomidae pode resultar em modelos capazes de predizerem se as espécies estão de fato partilhando os recursos e/ou a amplitude do hábitat.

### 5. Referências Bibliográficas

- Arita HT & Fenton MB. 1997. Flight and echolocation in the ecology and evolution of bats. *Trends in Ecology and Evolution*, 12(2): 53-58.
- Begon M, Harper JL & Townsend CR. 1996. *Ecology: individuals, populations and communities* 3ª Ed. Blackwell Sciences, Oxford, UK.
- Camargo G. 2002. *Riqueza e diversidade de morcegos no Pantanal Miranda-Abobral, Mato Grosso do Sul*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS. 49p.
- Emmons LH. 1990. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. The university of Chicago Press, Chicago.
- Fenton MB, Acharya L, Audet D, Hickey MBC, Merriman C, Obrist MK, Syme DM & Adkins B. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the neotropics. *Biotropica*, 78(1): 1-14.
- Findley JS. 1993. *Bats: a community perspective*. Cambridge University Press, 167p.
- Norberg UM & Rayner JMV. 1987. Echological morphology and flight in bats (Mammalia: Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. *Philos. Trans. R. Soc. London Ser. B*, 316: 335-427.
- Norberg UM & Fenton MB. 1988. Carnivorous bats? *Biol. J. Linnean Soc.*, 33: 383-394.
- Pedro WA & Taddei VA. 1997. Taxonomic assemblage of bats from Panga Reserve, southeastern Brazil: abundance patterns and trophic relations in the Phyllostomidae (Chiroptera). *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão*, 6: 3-21.
- Rhodes MP. 2002. Assessment of sources of variance and patterns of overlap in microchiropteran wing morphology in southeast Queensland, Australia. *Canadian Journal of Zoology*, 80(3): 450-460.
- Schulze MD, Seavy NE & Whitacre DF. 2000. A comparison of the Phyllostomid bat assemblages in undisturbed neotropical Forest and in Forest fragments of a slash-and-burn farming mosaic in Petén, Guatemala. *Biotropica*, 32(1): 174-184.
- Stevens RD & Willig MR. 2000. Density compensation in New World bat communities. *Oikos*, 89: 367-377.
- Taddei VA. 1983. Morcegos. Algumas considerações sistemáticas e biológicas. *Boletim Técnico do CATI*, 172: 1-31.
- Tirira DS. 1999. *Mamíferos del Ecuador*. Publicación especial 2, Museo de Zoología, Centro de Biodiversidad y Ambiente, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito, Ecuador, 392p.

Willig MR & Moulton MP. 1989. The role of stochastic and deterministic processes in structuring Neotropical bat communities. *Journal of Mammalogy* 70: 323-329.

## Riqueza e diversidade de morcegos na Fazenda Rio Negro, Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul

George Camargo & Erich Fischer

Departamento de Biologia, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 79070-900, Mato Grosso do Sul (gecam@nin.ufms.br)

### 1. Introdução

Os morcegos compreendem o maior grupo de mamíferos em número de espécies nos neotrópicos, com 986 espécies descritas em todo o mundo (Nowak 1994). No Brasil ocorrem nove famílias, 56 gêneros e 138 espécies de morcegos, o que representa aproximadamente um terço de toda fauna brasileira de mamíferos terrestres (Marinho-Filho 1996a). Os fatores que afetam a distribuição e a abundância de espécies de morcegos têm sido estudados principalmente na América Central (Willig & Moulton 1989, Handley *et al.* 1991). No Cerrado brasileiro são conhecidas cerca de 80 espécies (Pedro & Taddei 1997, Marinho-Filho 1996b) e na Mata Atlântica mais de 90 espécies estão descritas (Fazzolari-Corrêa 1995, Pedro *et al.* 1995, Marinho-Filho 1996b, Taddei & Pedro 1998). A maior parte desses ecossistemas brasileiros circunda a grande planície do Pantanal, onde não há estudos de comunidades de morcegos (mas veja Marinho-Filho 1992, Leite *et al.* 1998). Estudos sobre a diversidade de morcegos mostram que a heterogeneidade, o tamanho e a complexidade do hábitat podem afetar diretamente a riqueza de espécies de morcegos (Ricklefs & Lovette 1999). O principal objetivo deste estudo foi conhecer a riqueza e diversidade de morcegos nos diferentes hábitats encontrados na Fazenda Rio Negro, Pantanal da Nhecolândia: matas ciliares, capões de mata e cordilheiras.

### 2. Métodos

A captura de morcegos ocorreu de julho de 2002 a junho de 2003 e foram realizadas na Fazenda Rio Negro (56°10' -56°15' S e 19°30' -19°35' O; [www.fazendarionegro.com.br](http://www.fazendarionegro.com.br)), situada a 135 km ao norte do município de Aquidauana, Mato Grosso do Sul. O clima da região é tropical quente, com inverno seco. A pluviosidade média em 2002 foi de 600 mm, abaixo da média para a região (1100 mm), com chuvas concentradas de novembro a março (Adámoli 1986). A principal característica da região é a cheia anual, causada pelo regime de chuvas que ocorrem nas regiões circunvizinhas ao Pantanal. A baixa declividade dificulta o escoamento das águas e, em combinação com mesorelevo, origina o aparecimento de ambientes característicos, associados à vegetação em mosaico, como as "cordilheiras" (antigos diques fluviais), com vegetação arbórea mais densa e "capões" que são ilhas (0,5 a 5 ha) de vegetação arbórea em meio ao campo ou pastagens alagáveis. A vegetação incorpora também elementos das províncias fitogeográficas adjacentes, como o Cerrado do Brasil Central, as florestas semidecíduas da floresta Amazônica e a floresta chaquenha seca originária da Bolívia e Paraguai (Adámoli 1982).

Para determinar a ocorrência e abundância de espécies de morcegos foram montadas redes-neblina (dez redes de 12,0 x 3,0; 36 mm de malha), uma noite por mês em cada habitat: cordilheiras, capões e matas ciliares do Rio Negro. As redes foram abertas ao anoitecer e fechadas à meia-noite. Os morcegos capturados passaram por uma rotina que incluiu: medida do peso, comprimento do antebraço, determinação do sexo, da condição reprodutiva e da espécie (cf. Pedro & Taddei 1997). Para todos os hábitats juntos, bem como separadamente, foram estimados os índices de dominância, de uniformidade de Hurlbert e de diversidade de Shannon (Gotelli & Entsminger 2001). O índice de dominância é a fração da coleção que é representada pela espécie mais comum.

O índice de Hurlbert calcula a probabilidade de um encontro interespecífico, i.e., a probabilidade de dois indivíduos coletados aleatoriamente de uma comunidade serem de espécies diferentes (Gotelli & Entsminger 2001). Curvas cumulativas de número de espécies de cada hábitat e do total foram randomizadas para comparação das assintotas (Gotelli & Entsminger 2001). A similaridade entre os habitats foi calculada através do índice de Morisita.

### 3. Resultados e discussão

Em 26 noites de captura foram obtidos 476 exemplares pertencentes a 25 espécies e cinco famílias de morcegos. Nas matas ciliares, nove noites de coleta resultaram na captura de 153 indivíduos pertencentes a 13 espécies e três famílias. Nas nove noites de coleta nas cordilheiras foram registrados 138 morcegos de 15 espécies e quatro famílias e em oito noites de coleta nos capões foram capturados 185 indivíduos pertencentes a 16 espécies e três famílias. As curvas cumulativas de espécies mostraram que a comunidade de morcegos local ainda não atingiu um patamar estável. A assintota relativa à comunidade total (todos os hábitats somados) ainda apresenta comportamento crescente, mais ainda que as curvas relativas a cada hábitat particular. A curva cumulativa do número de espécies para as matas ciliares foi a que apresentou a maior tendência à estabilização (em 13 espécies). A espécie *Artibeus jamaicensis* foi a mais abundante tanto na comunidade total, onde responde por mais de 50% das capturas, quanto na comunidade de cada hábitat (52,3% nas matas ciliares, 48,1% nos capões e 50,7% nas cordilheiras). Em ordem decrescente de abundância seguem as espécies *Sturnira lilium*, *Platyrrhinus lineatus*, *Glossophaga soricina*, *Desmodus rotundus* e *Artibeus lituratus* que ocorreram em todos os hábitats. Algumas espécies foram registradas em apenas um tipo de hábitat; as espécies *Molossus molossus*, *Molossus rufus*, *Molossus* sp., *Nyctinomops laticaudatus*, *Myotis albescens*, *Mimon crenulatum* e uma espécie ainda não identificada foram capturadas apenas nas cordilheiras. *Myotis riparius*, *Myotis* sp. e *Phyllostomus discolor* foram registradas apenas em capões e as espécies *Rhinonycteris naso* e *Diaemus youngi* foram registradas apenas nas matas ciliares. A comunidade de morcegos local apresentou índice de diversidade igual a 1,876, dominância de 50,2% e uniformidade de 71,6%. Dentre os hábitats estudados, os capões apresentaram maior diversidade (1,766), a menor dominância dentre os hábitats (48,1%) e conseqüentemente a maior uniformidade (72,3%). As cordilheiras apresentaram diversidade intermediária (1,751), dominância de 50,7% e uniformidade de 71,1%. As cordilheiras apresentaram dominância e uniformidade similares à comunidade total. As matas ciliares apresentaram o menor índice de diversidade (1,695), maior dominância (52,3%) e conseqüentemente menor uniformidade (69,6%). Contudo, os hábitats são muito similares entre si e com relação à comunidade total. A similaridade entre os hábitats e a comunidade total é, em qualquer caso, maior que 98%. Entre hábitats a menor similaridade foi encontrada entre os capões e as matas ciliares (94,7%).

### 4. Conclusão

As 25 espécies de morcegos registradas no Pantanal da Nhecolândia representam mais de 18% das espécies de morcegos brasileiros e 41% da quiropterofauna pantaneira (veja Marinho-Filho & Sazima 1998). *Artibeus jamaicensis* domina fortemente a região de estudo e também as regiões do Pantanal do Miranda-Abobral (Camargo 2002) e de Aquidauana (Leite *et al.* 1998). A dominância de *A. jamaicensis* na Nhecolândia é menor que no Pantanal Miranda-Abobral, onde sua dominância é, em média 70% (Camargo 2002). Em contraste com a região do Pantanal Sul, *A. jamaicensis* é pouco freqüente nos cerrados do leste paraguaio (Willig *et al.* 2000), nos cerrados do Brasil central (Coimbra Jr. *et al.* 1982), nas florestas da Guiana Francesa (Cosson *et al.* 1999) e parece não ocorrer no sudoeste e sudeste de Minas Gerais (Pedro & Taddei 1997). Entretanto, é uma espécie abundante na floresta semidecidual no Pontal do Paranapanema, São Paulo. A forte dominância local

desta espécie pressupõe um sobre-aproveitamento dos recursos alimentares disponíveis no Pantanal. *A. jamaicensis* pode ser considerada uma espécie generalista por ser encontrada abundantemente em diferentes habitats e consumir diferentes itens alimentares (Gardner *et al.* 1991). Essa característica de *A. jamaicensis* favorece a tolerância às condições extremas, como o regime de cheias e o déficit hídrico no período seco do Pantanal.

### 5. Referências bibliográficas

ADÁMOLI JA. 1982. O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os Cerrados: discussão sobre o conceito de complexo do Pantanal. In: Anais do 32º Congresso Nacional da Sociedade Botânica do Brasil. Universidade Federal do Piauí, Teresina, Piauí, p. 109-119.

ADÁMOLI JA. 1986. A dinâmica de inundações no Pantanal. In: Brook A. (ed.) *Anais do I Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal*, pp. 51-62. EMBRAPA-CPAP, Documento 5, Corumbá, MS.

CAMARGO G. 2002. *Riqueza e diversidade de morcegos do Pantanal Miranda-Abobral, Mato Grosso do Sul*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, 49 p.

COIMBRA JR. CEA, BORGES MM, GUERRA DQ & MELLO DA. 1982. Contribuição à zoogeografia e ecologia de morcegos em regiões de cerrado no Brasil central. *Bol. Tec. Rev. Brasil Florestal*, IBDF 7: 34-38.

COSSON JF, PONS JM & MASSON D. 1999. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 15: 515-534.

FAZZOLARI-CORRÊA S. 1995. *Aspectos sistemáticos, ecológicos e reprodutivos de morcegos na Mata Atlântica*. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

GARDNER AL, HANDLEY Jr CO & WILSON DE. 1991. Survival and relative abundance. In: CO Handley Jr, DE Wilson & AL Gardner (eds). *Demography and natural history of the common fruit bat Artibeus jamaicensis on Barro Colorado Island, Panama*. Smithsonian Contributions to Zoology 511:1-173. Pp. 53-76.

GOTELLI NJ & ENTSMINGER GL. 2001. *EcoSim: Null models software for ecology*. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Keesey-Bear. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>

HANDLEY Jr CO. 1991. Food habits. In: CO Handley Jr, DE Wilson & AL Gardner (eds). *Demography and natural history of the common fruit bat Artibeus jamaicensis on Barro Colorado Island, Panama*. Smithsonian Contributions to Zoology 511:1-173. Pp. 147-150.

LEITE AP, MENEGHELLI M & TADDEI VA. 1998. Morcegos (Chiroptera: Mammalia) dos Pantanaís de Aquidauana e da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. I. Diversidade de espécies. *Ensaio e ci., Campo Grande-MS*, 2(2): 141-148.

NOWAK RM. 1994. *Walker's bats of the world*. The Johns Hopkins University Press, London.

MARINHO-FILHO J. 1992. *Ecologia e história natural das interações entre palmeiras, epífitas e frugívoros na região do Pantanal Matogrossense*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

MARINHO-FILHO J. 1996a. Distribution of bat diversity in the southern and southeastern Brazilian Atlantic Forest. *Chiroptera Neotropical* 2(2): 1-6.

MARINHO-FILHO J. 1996b. The Brazilian cerrado bat fauna and its conservation. *Chiroptera Neotropical* 2(1): 37-39.

MARINHO-FILHO J & SAZIMA I. 1998. Brazilian bats and conservation. In: TH Kunz & P Racey (eds). *Bat biology and conservation*. Smithsonian Institutional Press.

PEDRO WA, GERALDES MP, LOPEZ GG & ALHO CJR.

1995. Fragmentação de habitat e a estrutura de uma taxocenose de morcegos em São Paulo (Brasil). *Chiroptera Neotropical* 1(1): 4-6.

PEDRO WA & TADDEI VA. 1997. Taxonomic assemblage of bats from Panga Reserve, southeastern Brazil: abundance patterns and trophic relations in the Phyllostomidae (Chiroptera). *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão* (N. Sér.) 6: 3-21.

RICKLEFS RE & LOVETTE IJ. 1999. The roles of island area *per se* and habitat diversity in the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *Journal of Animal Ecology* 68(6): 1142-1160.

TADDEI VA & PEDRO WA. 1998. Morcegos (Chiroptera, Mammalia) do Vale do Ribeira, estado de São Paulo: diversidade de espécies. *Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia*. Vol III: 911-919.

TRAJANO E. 1985. Ecologia de populações de morcegos cavernícolas em uma região cárstica do sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 2(5): 255-320.

WILLIG MR & MOULTON MP. 1989. The role of stochastic and deterministic processes in structuring neotropical bat communities. *Journal of Mammalogy* 70: 323-329.

WILLIG MR, PRESLEY SJ, OWEN RD & LÓPEZ-GONZÁLES C. 2000. Composition and structure of bat assemblages in Paraguay: a subtropical-temperate interface. *Journal of Mammalogy* 81(2):386-401.

### Chuva de sementes em fragmentos florestais do Pantanal do Abobral

Gisseli Ramalho Giraldelelli, Andréa Lúcia Teixeira de Souza e Érica de Souza Módena,  
Departamento de Biologia, CCBS, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul  
Email: [altsouza@nin.ufms.br](mailto:altsouza@nin.ufms.br)  
Apoio: CNPq e Rede de Sementes do Pantanal / Fundo Nacional do Meio Ambiente

#### 1. Introdução

A primeira fase no arranjo espacial de novas plantas inicia-se com as taxas de remoção dos frutos e o deslocamento das sementes influenciando fortemente a dinâmica populacional e a estrutura de comunidades vegetais (Harper 1977, Loiselle et al. 1995). A grande maioria dos estudos sobre a ecologia de dispersão de sementes enfoca a identificação de seus principais agentes dispersores ou quantifica os padrões de consumo de frutos. A abundância e composição em espécies de sementes que são incorporadas ao banco de sementes no solo podem ser provenientes de plantas próximas, mas grandes quantidades de sementes de plantas mais distantes podem ser incorporadas ao banco de sementes no solo, através de frutos dispersos por dispersores primários ou da dispersão secundária ou transporte horizontal (Lyaru 1999, Pereira e Mantovani 2001). Populações de espécies arbóreas podem então ser limitadas pelo baixo ou incerto suprimento de sementes ocasionado pela falta de árvores reprodutoras combinado a uma dispersão restrita. Os estudos que descrevem as variações em relação à disponibilidade de sementes de espécies arbóreas podem contribuir para esclarecer questões sobre as variações nas comunidades vegetais e os processos envolvidos nos estágios iniciais de sucessão em áreas degradadas. No entanto, as informações disponíveis sobre os padrões da denominada "chuva de sementes" (fluxo de sementes a partir de plantas reprodutivas, veja Nathan e Muller-Landau 2000), a distribuição das sementes no tempo e no espaço e a influência de agentes dispersores no transporte de sementes são ainda bastante escassas (Herrera et al. 1994).

As sub-regiões Abobral e Miranda (sensu Adámoli 1982) do Pantanal Sul-Matogrossense, localizadas entre 19° 34' S e 57° 00' W, são caracterizadas por fatores edáficos, climáticos e

hidrológicos, sazonais, com períodos anuais de enchentes e vazantes. As formações florestais mais comuns da região são os capões, cordilheiras e matas ciliares, sendo grande parte da área coberta também por campos que são sazonalmente inundáveis.

O objetivo deste estudo foi quantificar a chuva de sementes de espécies arbóreas em capões do Pantanal do Abobral entre centro e borda de capões e avaliar se existe uma relação entre peso de semente e sua abundância em espécies dispersas por animais (zoocóricas) e não-zoocóricas (anemocóricas e autocóricas).

### 2. Metodologia

Este estudo foi conduzido em quatro capões da Fazenda Santa Clara a 20 Km da Base de Estudos do Pantanal da UFMS, entre os meses de fevereiro e outubro de 2002 a intervalos que variaram entre 15 e 30 dias, totalizando 11 coletas de campo. Os capões são de forma circular com um centro composto de floresta mais diversificada e uma borda caracterizada por uma faixa que contorna os capões dominada por acurís *Scheelea phalerata* (Mart. ex Spreng.) Burret (Palmae), com a presença de alguns indivíduos de *Ficus dendroica* Kunth (Moraceae) e *Pterogyne nitens* Tul. (Caesalpinaceae).

A chuva de sementes foi monitorada através de seis coletores de sementes (100x60x5cm) dispostos no centro e seis na borda de cada capão, totalizando 48 coletores. Estes coletores foram feitos de armação de madeira com a parte basal de tela de nylon com abertura de malha = 1mm, para evitar o acúmulo de água de chuva sem perda de sementes. Em cada visita ao campo, os coletores eram vistoriados e todo o material presente era recolhido e acondicionado em sacos plásticos. No laboratório, este material era transportado para sacos de papel e colocado na estufa para secagem por 24 horas. Após este período, as sementes eram separadas, identificadas até espécie, pesadas em balança com precisão de 0,001 g e contadas. As espécies de plantas, identificadas através das sementes, foram categorizadas em espécies não zoocóricas (anemocóricas as autocóricas) e espécies dispersas por animais (zoocóricas).

### 3. Resultados e discussão

Entre os meses de fevereiro e outubro foram coletadas 17681 sementes distribuídas em 25 espécies e 14 famílias ao longo do período do estudo. Nos coletores posicionados no interior dos capões foram registradas 25 espécies em 11667 sementes e na borda dos capões 6014 sementes pertencentes a 18 espécies. O número total de sementes não diferiu entre os fragmentos amostrados (ANOVA,  $F = 0,629$ ,  $p = 0,612$ ) nem entre os dois tipos de habitat (ANOVA,  $F = 3,216$ ,  $p = 0,100$ ). A riqueza em espécies arbóreas também não diferiu entre os capões (ANOVA,  $F = 0,706$ ,  $p = 0,568$ ), mas diferiu entre centro e borda dos capões (ANOVA,  $F = 6,249$ ,  $p = 0,030$ ). A riqueza em espécies foi mais alta nos centros dos capões do que nas bordas. A maior proximidade das plantas pertencentes a várias espécies dos coletores de centro provavelmente constitui a maior causa.

No entanto, quando as espécies zoocóricas e as não dispersas por animais são avaliadas separadamente, o número de sementes não zoocóricas (anemocóricas e autocóricas) diferiu entre os habitats (ANOVA,  $F = 10,304$ ,  $p < 0,01$ ), sendo ( $200,4 \pm 70,01$ ) (média  $\pm$  erro padrão) no centro dos capões e ( $29,0 \pm 4,84$ ) nas bordas, enquanto que o número total de sementes zoocóricas não diferiu entre os habitats (ANOVA,  $F = 2,604$ ,  $p = 0,135$ ). O fato de o número de sementes não zoocóricas que chegam ao solo ser maior no centro dos capões do que na borda sugere que a maior movimentação de frugívoros entre os dois tipos de habitat deve facilitar o transporte de sementes para as bordas do capão a partir do centro ou de outros fragmentos. Por outro lado, as sementes anemocóricas e autocóricas podem necessitar de outros fatores ambientais que podem restringir o transporte em direção às bordas como ventos e dispersores secundários (besouros e formigas). Na faixa de acurís, em que a cobertura vegetal é composta por árvores

de altura superior a cinco metros e de dossel fechado, o solo continha uma camada de serapilheira muito pequena ou inexistente o que pode influenciar fortemente as comunidades de dispersores secundários neste tipo de habitat. A dispersão secundária, especialmente por besouros scarabeídeos, é freqüente em regiões tropicais e sub-tropicais e pode prevenir a predação de sementes, exercendo uma importante influência na dinâmica de florestas (Shepherd e Chapman 1998, Vulinec 2000). No entanto, estudos que enfocam as proporções de sementes que são removidas por dispersores secundários versus predadores de sementes são necessários para esclarecer estas questões. Além disto, o dossel fechado composto de grandes folhas dos acurís pode reter grande parte das sementes anemocóricas transportadas pelo vento. Greene e Johnson (1996) mostraram, através das curvas de densidade relativa de sementes versus a distância em direção a áreas abertas, que a probabilidade de alcance de sementes aladas de espécies anemocóricas diminui em média 70% com relação à borda de florestas.

A abundância das sementes de espécies arbóreas zoocóricas diminuiu com o aumento do peso individual das sementes ( $y = 2,96 + 0,546 \exp(-x/3,59)$ ,  $c^2 = 2,078$ ,  $R^2 = 0,68$ ). Alguns autores mostraram que o tamanho das sementes é inversamente proporcional à sua produção, uma vez que a alocação de recursos necessários para produzir grandes sementes é maior do que para pequenas sementes (Harper et al. 1977, Jakobsson e Eriksson 2000). Além disso, a quantidade de sementes ingeridas pelos animais dispersores provavelmente é maior em sementes pequenas do que em grandes. No entanto, não foi detectada nenhuma relação entre o número total de sementes não-dispersas por animais e o peso das sementes. Não foram registradas sementes não zoocóricas com peso inferior a 10 mg nem sementes com peso superior a 1g como foi registrada para as espécies zoocóricas. A maioria das espécies não dispersas por animais, amostradas neste estudo, era anemocórica (85,7%) e, normalmente, estas sementes possuem uma grande área superficial em relação ao seu peso, o que facilita a dispersão pelo vento. A pequena variação do peso das sementes para esta categoria pode ter obscurecido este padrão. No entanto, mais estudos enfocando as relações abundância versus peso das sementes são necessários para esclarecer estas questões.

As sementes das espécies arbóreas zoocóricas, que eram apenas observadas no interior dos capões e coletadas na faixa de acurís, eram relativamente menores do que as coletadas no centro dos capões (Teste G,  $G = 414,3$  gl = 4,  $p < 0,001$ ), enquanto a distribuição de pesos das sementes não zoocóricas não diferiu entre os dois tipos de habitat (Teste G,  $G = 3,024$  gl = 2,  $p = 0,220$ ). Isto sugere as sementes zoocóricas com menor peso podem percorrer maiores distâncias do que sementes com maior peso, alcançando as bordas dos fragmentos. Este fato deve-se ao fato de que um maior número de animais consegue carregar sementes pequenas em relação a sementes maiores, uma vez que dispersores de maior porte podem ingerir sementes de maior variação de tamanhos, mas os animais de menor porte conseguem transportar apenas as sementes menores. As espécies pioneiras geralmente possuem sementes menores quando comparadas com outras categorias de plantas na sucessão, normalmente este padrão é explicado pelo fato de que as espécies pioneiras são as que têm maior probabilidade de se desenvolverem em áreas abertas e bordas de mata (Swaine e Whitmore 1988).

### 4. Conclusão

Este estudo mostrou que as espécies zoocóricas têm uma maior probabilidade de colonizar as bordas dos fragmentos florestais do Pantanal do Abobral do que as espécies não dispersas por animais. Além disso, a abundância foi inversamente proporcional ao peso das sementes zoocóricas, mas nenhuma relação foi detectada para as espécies não dispersas por animais. Espécies com sementes menores e zoocóricas são mais prováveis de colonizar as bordas dos fragmentos. Um estudo relacionando as distâncias a partir do centro dos capões e a composição em espécies arbóreas pode esclare-

cer questões acerca da formação e da dinâmica da estrutura das comunidades vegetais destes fragmentos no Pantanal. Os resultados obtidos através da quantificação e identificação da chuva de sementes e da descrição das espécies que podem alcançar as bordas de fragmentos podem fornecer subsídios para o estudo da biologia de espécies arbóreas potenciais para o uso na recuperação de áreas degradadas e auxiliar a identificação de seus agentes dispersores.

## 5. Referências Bibliográficas

Adámoli J. 1982. *O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados: discussão sobre o conceito de complexo do Pantanal*. In Anais do 32º Congresso nacional da Sociedade Botânica do Brasil, Teresina, Universidade Federal do Piauí. p.109119.

Aide T.M. e Cavelier J. 1994. *Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia*. Restoration Ecology 2:219-229.

Greene D.F. e Johnson E.A. 1996. *Wind dispersal of seeds from a forest into a clearing*. Ecology 77:595-609.

Hardwick K., Healey J., Elliot S., Garwood N. e Anusarnunthorn V. 1997. *Understanding and assisting natural regeneration processes in degraded seasonal evergreen forests in northern Thailand*. Forest Ecology and Management 99:203-214.

Harper JL. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London.

Herrera CM, Jordano P, López-Soria L & Amat JA. 1994. *Recruitment of mast-fruited bird-disseminated tree: bridging frugivore activity and seedling establishment*. Ecol Monogr 64: 315-344.

Holl K.D. 1999. *Factors limiting tropical moist forest regeneration in agricultural land: soil, microclimate, vegetation and seed rain*. Biotropica 31:229-242.

Holl KD & Lulow ME. 1997. *Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rainforest*. Biotropica 29: 459-468.

Holl KD, Loik ME, Lin EHV & Samuels IA. 2000. *Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment*. Restor Ecol 8: 339-349.

Jakobsson, A. e Eriksson, O. 2000. *A comparative study of seed number, seed size, seedling size and recruitment in grassland plants*. Oikos. 88: 494-502.

Jansen D.H. 1986. *Mice, big mammals, and seeds: it matters who defecates what where*. In Estrada A and Fleming T.H. (Eds). *Frugivores and seed dispersal*, PP 251-272. Dr W. Junk, Boston, Massachusetts.

Loiselle BA, Sork VL & Graham C. 1995. *Comparison of genetic variation in bird-dispersed shrubs of a tropical wet forest*. Biotropica 27: 487-494.

Lyaruu, H. V. M., 1999. *Seed rain and its role in the recolonization of degraded hill slopes in semi-arid central Tanzania*. African Journal Ecology, 37, p. 137-148.

Nathan R & Muller-Landau HC. 2000. *Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment*. Tr Ecol Evol 15: 278-285.

Nepstad, D.C., Uhl C., Pereira C.A. e Cardoso da Silva J.M. 1996. *A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazônia*. Oikos 76:25-39.

Pereira, T. S. e Mantovani, W., 2001. *Maturação e Dispersão de Miconia cinnamomifolia (D.C.) NAUD. Na Reserva Biológica de Poço das Antas, Município de Silva Jardim, RJ, Brasil*. Acta Botânica Brasileira. 15(3): 335-348.

Shepherd, V.E. e Chapman C.A. 1998. *Dung beetles as secondary seed dispersers: impact on seed predation and germination*. Journal of Tropical Ecology 14:199-215.

Swaine, M. D. e T. C. Whitmore. 1988. *On the definition of ecological*

*species groups in tropical rain forests*. Vegetatio 75: 81-86.

Vulinec K. 2000. *Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae), monkeys and conservation in Amazonia*. Fla. Entomology 83:229-241.

Vulinec K. 2002. *Dung beetle communities and seed dispersal in primary forest and disturbed land in Amazonia*. Biotropica 34:297-309.

Zimmerman J. Pascarella J. e Aide M. 2000. *Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico*. Restoration Ecology 8:328-338.

Identificação e caracterização ecológica e social de habitats por uma comunidade ribeirinha a jusante da Represa Manso, MT.

Jane Simoni<sup>a</sup>; Carolina Joana Da Silva<sup>b</sup>

*a* - Mestranda em Ecologia e Conservação da Biodiversidade UFMT. (janesimoni@terra.com.br)

*b* - Professora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade UFMT

## 1. Introdução

Comunidades ribeirinhas do rio Cuiabá vivem em um ambiente que é moldado pelo movimento de suas águas. Cada fase deste movimento possui características próprias e trás para aqueles que as observam e vivem dentro, um modo de pensar, de sentir, de olhar e de agir único e que, portanto, deve ser considerado quando políticas de manejo e conservação deste sistema são propostas. A dependência que essas comunidades possuem da dinâmica do sistema reforça a necessidade do conhecimento da percepção e uso do rio por esta comunidade. A valorização do registro deste conhecimento aumenta em face as mudanças que o sistema hídrico do rio Cuiabá vem sofrendo. A principal mudança antrópica que esta comunidade vivência é causada pela barragem do rio Manso, principal afluente do rio Cuiabá, inaugurada em 1998 para a geração de eletricidade, controle de enchentes e irrigação. Esta barragem, denominada pela Eletronorte de APM (Área de Aproveitamento Múltiplo) trata-se da primeira usina hidrelétrica que controla a inundação no Pantanal em grande escala.

O conhecimento da estrutura e o funcionamento do sistema hídrico, representado aqui pela identificação e caracterização de habitats aquáticos, constitui parte da pesquisa sobre a percepção das mudanças naturais e antrópicas, como suporte na gestão integrada do sistema hídrico do Rio Cuiabá.

## 2. Métodos

### Área de estudo

A bacia do Alto Paraguai compreende um largo sistema hidrológico dos rios Paraguai, Paraná e Prata, sistema o qual a bacia do Rio Cuiabá está inserida. Esta bacia está situada entre as coordenadas geográficas 14°18' e 17°00'S e 54°40' e 56°55'W (Da Silva, 1998). Suas nascentes estão localizadas no município de Rosário Oeste, nas encostas da Serra Azul, divisa natural entre as águas das Bacias Amazônia e Platina (Figueiredo, 1996). A bacia do Rio Cuiabá drena aproximadamente uma área de 28.732 Km<sup>2</sup> antes de adentrar no Pantanal Mato Grossoense (Cavinatto et al, 1995). Estes autores subdividem a bacia do Rio Cuiabá em Alta, Média e região do Pantanal como a mais Baixa. O próprio rio Cuiabá é um dos principais afluentes do alto rio Paraguai, sendo um dos principais rios que alimentam a planície pantaneira (Figueiredo, 1996) a qual forma uma das maiores áreas alagáveis do mundo. Este trabalho se concentrará nas partes Altas e Médias do Rio Cuiabá, onde está concentrada a região do Rio Manso.

O rio Cuiabá passa a ter este nome na confluência do Rio Manso com o Rio Cuiabazinho S14° 41' 75" e W56° 14' 60". O sítio Santa Rita está localizado nesta área de encontro hídrico, caracterizando assim sua singularidade pela interação dinâmica com que utiliza recursos do Rio Manso, Rio Cuiabazinho e Rio Cuiabá. Geo-politicamente esta comunidade pertence ao municí-

pio de Nobres, região esta inserida no bioma Cerrado, característica do Planalto central do Brasil, representando a segunda maior formação vegetal brasileira e ocupando 22% do território nacional (Alho et al, 2000).

### 3. Metodologia

A comunidade do sítio Santa Rita, como referida por seus moradores, está localizada à 10 km noroeste da cidade de Nobres. Esta comunidade ribeirinha foi selecionada para este estudo por estar localizada a jusante da barragem do rio Manso, na confluência do mesmo com o rio Cuiabazinho, onde o rio passa a ser denominado Cuiabá, município de Nobres - MT. Neste estudo, os pescadores profissionais locais foram os principais informantes dado o alto nível de dependência que estes tem do funcionamento e estrutura do sistema hídrico. Abordagens ecológicas e etnológicas foram utilizadas neste estudo.

Observação participante, completa e parcial (Malinowski, 1922; Spradley, 1997; Bernard, 1994; Brandão, 1984) foi utilizada neste para verificar a percepção do sistema hídrico, sua estrutura e função. Dentro da etnociência a etnoecologia é a abordagem específica deste trabalho. Esta utiliza conceitos cognitivos e lingüísticos para investigar a percepção humana de como ocorrem os processos naturais e antrópicos de ecossistemas e paisagens (Berlin, 1995; Posey, 1984; Gómez-Pompa, 1992), abordagens da antropologia ecológica (Neves, 1996) e antropologia estruturalista (Lévi-Strauss, 1989). Entrevistas estruturadas e semi-estruturadas e métodos em pesquisa qualitativa também foram utilizados como ferramentas para a discussão deste estudo (Amorozo et al, 2002).

Para identificação dos habitats foi utilizada uma imagem de satélite 1:250000. Esta foi apresentada a comunidade que reconheceu pontos relevantes, características ecológicas, uso e função. Esses pontos foram geo-referenciados com GPS - Garmit III e caracterizados *in loco* pelos informantes e por meio de medidas de algumas variáveis limnológicas. O oxigênio, pH, condutividade, turbidez, temperatura do ar e da água foram medidos respectivamente com potenciômetros, turbidímetro, termômetro e termistor.

### 4. Discussão e Resultados

A identificação e caracterização ecológica e cultural dos habitats mostra 52 tipos, dentre estes 38 estão diretamente relacionados ao rio: 4 cachoeira, 4 corredeira, 3 pedreira, 7 foz de córregos, 7 rios, 2 praia, 7 poço, 2 baixio, 2 forquilha. Esses habitats estão distribuídos em três rios: Rio Cuiabazinho, Rio Manso e o Rio Cuiabá (resultado da confluência do Cuiabazinho no Manso). As principais diferenças limnológicas entre os rios é a condutividade elétrica. O Rio Cuiabazinho apresenta os valores mais altos 392µs/cm de condutividade elétrica e 138ntu para a turbidez, o rio Manso os valores mais baixos 39,4µs/cm e 9,6ntu e o Rio Cuiabá os 54,5 µs/cm e 41,5ntu valores intermediários. As variáveis limnológicas modificam em função do pulso de inundação valores distintos para as estações da seca e da cheia foram registrados para a condutividade, turbidez e oxigênio. No uso desses habitats houve uma predominância para a atividade de pesca. Os habitats mais utilizados são os poços, foz de córregos para pesca de iscas, corredeiras e cachoeiras. As principais espécies de peixes pescadas nestes habitats são: pintado *Brycon microlepis*, piaú *Leporinus friderici*, corimbata *Prochilodus lineatus*, dourado *Salminus maxillosus*, cachara *Pseudoplatystoma fasciatum*, pacu *Piaractus mesopotamicus*, peraputanga *Brycon microlepis*, jaú *Paulicea luetkeni*, jurupensém *Sorubim* cf. *lima* para fins comerciais e lambari *Moenkhausia* sp. e traira *Hoplias malabaricus* para iscas. A comunidade identificou a relação dos habitats com diferentes espécies de peixes: peixes de corredeira e ou cachoeira, peixes de poço fundo, peixes de foz de córregos, do baixio e de pedreira.

Com a identificação e caracterização dos diferentes habitats é possível avaliar algumas mudanças no uso da água e da biodiversidade associada ao sistema hídrico. Habitats que antes

possuíam a função de banho e coleta de água para consumo foram modificados pelo represamento do rio Manso fazendo com que a comunidade ficasse limitada nestes recursos para atender suas demandas. Espécies de peixes, especialmente migradores, foram afetadas na sua movimentação. Habitats aquáticos especiais foram modificados quando expostos à seca alterando a comunidade biótica ali existente.

Esta caracterização também trouxe à luz a dinâmica territorial, o que permite um melhor entendimento do espaço ocupado e utilizado pela comunidade, revelando assim estruturas de organização social existentes associadas à estrutura e funcionamento dos ecossistemas do Rio Cuiabá.

### 5. Conclusão

A comunidade ribeirinha Sítio Santa Rita identificou e caracterizou habitats importantes, os quais demonstram um conhecimento do sistema hidrológico que sustenta estratégias de vida que possibilitam a continuidade de sua unicidade tanto social quanto ecológica.

### 6. Referência Bibliográfica

Alho, C.J.R. et al. (2000). *Fauna Silvestre da Região do Rio Manso – MT*. Edições IBAMA, Brasília. 267 p.

Amorozo, M.C..M. et al. (2002). *Métodos de Coleta e Análise de Dados em Etnobiologia, Etnoecologia e Disciplinas Correlatas*. UNESP/SBEE/CNPq, Rio Claro. 204 p.

Bernard, R (1994). *Research Methods in Anthropology: Qualitative and Quantitative Approaches*. Almira Press, New York.

Brandão, C. (1984). *Repensando a Pesquisa Participante*. Brasiliense, São Paulo.

Cavinato, V. et al. (1995). *Caracterização Hidrográfica do Estado de Mato Grosso*. PRODEAGRO/SEPLAN/FEMA-MT, Cuiabá.

Cavinato, V. et al. (1995). *Caracterização Hidrográfica do Estado de Mato Grosso*. PRODEAGRO/SEPLAN/FEMA-MT, Cuiabá.

Da Silva, C. J. (1998). *Planície de Inundação da Bacia do Alto Paraguai: O Pantanal Mato Grossense*. Anais IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros, pp 258-272.

Figueredo, D. (1996). *A influência dos fatores climáticos e geológicos e da ação antrópica sobre as principais variáveis físicas e químicas do Rio Cuiabá, Estado de Mato Grosso*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, Brasil.

Gómez-Pompa, K.A.(1992). *Taming the Wilderness Myth*. *Biscience*, 42,4.

Lévi-Strauss, C. (1989) [1962]. *O Pensamento Selvagem*. Papirus, Campinas. 323 p.

Malinowski, B (1961) [1922]. *Argonauts of Western Pacific*. Waveland Press, Illinois. 527 p.

Neves, W. (1996). *Antropologia Ecológica: Um Olhar Materialista sobre as Sociedades Humanas*. Cortez, São Paulo. 87 p.

Posey, D. (1984). *Ethnoecology as Applied Anthropology in Amazonian Development*. *Human Organization*, 43, 21, pp 95-107.

Spradley, J. (1997). *Participant Observation: The Development Research Sequence*. International Thompson Publishing, New York.

### 7. Agradecimentos

Este trabalho foi possível pelo apoio financeiro do CNPq, através do Programa CT-HIDRO e o Programa Norte de Pós-Graduação da Universidade Federal de Mato Grosso. Nossos sinceros agradecimentos à comunidade do Sítio Santa Rita.



## Diversidade de macrófitas aquáticas numa área inundável do sistema de Baías Chacororé – Sinhá Mariana, Pantanal de Barão de Melgaço – Mato Grosso

José Julio de Toledo<sup>a</sup>; Monica Elisa Bleich<sup>b</sup>; Julia Arieira Couto<sup>c</sup>; Mara S. A. Abdo<sup>b</sup> & Carolina Joana da Silva<sup>d</sup>

<sup>a</sup>Mestrando (a) em Ecologia e Conservação da Biodiversidade – UFMT (jtoledobr@yahoo.com.br); <sup>b</sup>MSc. em Ecologia e Conservação da Biodiversidade – UFMT; <sup>c</sup>Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> PPG/IB Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade – UFMT

### 1. Introdução

As planícies de inundação são áreas periodicamente alagadas pelo sobrefluxo lateral de rios, lagos, por precipitação ou água subterrânea, produzindo um ambiente físico e químico que leva a biota a responder com adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas, fenológicas e/ou etológicas ao pulso de inundação (Junk *et al.*, 1989).

No Pantanal Mato Grossense, a variação do nível da água representada pelo pulso da inundação provoca alterações nas características limnológicas dos habitats alagáveis, na diversidade e abundância das espécies (Da Silva *et al.*, 2001). Nesses ambientes, existe uma alta dinâmica da vegetação aquática, ocorrendo variação da abundância de determinadas espécies, anualmente influenciada pelas condições de seca e cheia, e as mudanças em função do processo de sucessão natural (Prado *et al.*, 1994; Pott & Pott, 2000). As macrófitas aquáticas também exibem variação na produção de biomassa, crescimento em função do pulso de inundação (Da Silva & Esteves, 1993; Penha *et al.*, 1998a). A adaptação às condições extremas (seca e chuva) é fundamental para sobrevivência nas áreas periodicamente inundadas, sendo característico de algumas espécies a plasticidade fenotípica, crescimento rápido, reprodução precoce e dormência (Penha *et al.*, 1998ab).

O objetivo desse trabalho foi avaliar a composição florística e a diversidade de espécies de macrófitas aquáticas numa área inundável no período da vazante.

### 2. Métodos

O trabalho foi realizado numa área sazonalmente inundável pela Baía Sinhá Mariana, chamada de Baía dos Sonhos (16° 20' 36" S e 55° 53' 39" W). Durante os meses de janeiro a junho ou julho, a Baía dos Sonhos mantém-se na sua fase aquática e coberta pelas macrófitas aquáticas, e nos meses de agosto a dezembro, fica completamente seca. As características limnológicas do sistema de baías Chacororé - Sinhá Mariana foram descritas por Da Silva & Figueiredo (1999), Pinto *et al.* (1999), Morini Lopes (1999) e Oliveira (1999).

As amostragens foram realizadas no período da vazante (maio de 2003). Calculou-se a cobertura das espécies pelo método de Braun Blanquet (1979), com um quadrado de 0,25 m<sup>2</sup> em 26 pontos alocados aleatoriamente na região limnética, e em um transecto de 6 m de extensão em intervalos de 0,5 m entre pontos. A área total amostrada foi 8 m<sup>2</sup>. Calculou-se a frequência absoluta (FA %), frequência relativa (FR %), valor de cobertura (VC %) e cobertura relativa (CR %) das espécies. Analizou-se a diversidade através da riqueza de espécies e índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (Magurran, 1988).

Em 8 pontos na baía, durante o período da manhã, foram determinadas as seguintes variáveis limnológicas: profundidade (m), com bastão graduado; transparência da água (m), com disco de Secchi; turbidez (UNT), com turbidímetro; condutividade elétrica (mS.cm<sup>-1</sup>), com condutivímetro; pH e temperatura da água (°C), através de pHmetro com termistor acoplado.

### 3. Discussão e Resultados

A profundidade e transparência da Baía dos Sonhos foram relativamente baixas (0,79 ± 0,27 m e 0,53 ± 0,17 m, respectivamente), os valores de condutividade elétrica apresentaram média

de 21,13 ± 0,99 mS.cm<sup>-1</sup>. A média dos valores de pH foi 6,10 ± 0,21 e da turbidez 22,43 ± 7,28 UNT. A temperatura da água apresentou média de 26,96 ± 0,25 °C. Da Silva & Esteves (1995), estudando baías próximas, registraram maiores valores de condutividade durante o período de enchente, cheia e vazante, como consequência do aporte da carga iônica representada pelo material introduzido pelo rio, área alagável e Morraria. Na Baía dos Sonhos, verificou-se a presença de matéria orgânica no fundo, o que pode ter elevado os valores de condutividade. Além disso, a diminuição do volume da água, tendo em vista que a amostragem foi realizada na vazante, levando à concentração de material orgânico e inorgânico nos alagados, contribuem para um aumento dos valores de condutividade elétrica e turbidez, pois num sistema adjacente, Bleich *et al.* (2003) registraram valores bem inferiores no mesmo tipo de água. Já os valores de pH estão dentro da faixa de variação no Pantanal (Da Silva & Pinto-Silva, 1989; Da Silva & Esteves, 1995).

Foram encontradas 20 espécies, 17 gêneros e 15 famílias de macrófitas aquáticas. As famílias com maior número de espécies foram Onagraceae e Pontederiaceae (ambas com 3). As formas de vida predominantes foram flutuantes livres (5 espécies), flutuantes fixas (4 espécies) e submersas fixas (3 espécies).

As espécies mais frequentes foram *Pontederia rotundifolia* (FA: 78,12 % e FR: 19,68 %), *Ludwigia inclinata* (FA: 59,37 % e FR: 14,96 %) e *Eichhornia crassipes* (FA: 37,50 % e FR: 9,49 %). As mesmas espécies também apresentaram os maiores valores de cobertura e cobertura relativa, *Pontederia rotundifolia* (VC: 17,53 % e CR: 43,32 %), *Eichhornia crassipes* (VC: 12,44 % e CR: 30,73 %) e *Ludwigia inclinata* (VC: 6,90 % e CR: 17,04 %).

Da Silva & Pinto-Silva (1989), observaram que a cobertura de macrófitas aquáticas, as quais ocupavam quase toda a extensão de alagados ao longo da estrada Transpantaneira no período chuvoso, foi reduzida no período da seca, quando se acentuou a decomposição das plantas. Da Silva & Esteves (1993), verificaram que as espécies *Eichhornia crassipes*, *Eichhornia azurea* e *Ludwigia natans* apresentaram biomassa maior no período da cheia, ao passo que durante a seca houve redução devido à queda nos valores de temperatura e arraste de *Eichhornia crassipes* durante a vazante.

A ocorrência de 4 espécies flutuantes fixas e 3 submersas fixas, bem como a alta frequência e cobertura de *Pontederia rotundifolia* (flutuante fixa) e *Ludwigia inclinata* (submersa fixa), estão relacionados à baixa profundidade, que permite com que essas espécies se estabeleçam com sucesso. Entretanto, os significativos valores de cobertura de *Eichhornia crassipes* (flutuante livre) podem estar relacionados à diferença do padrão de amostragem do restante da baía, *i.e.*, na delimitação de um único transecto próximo à região litorânea, na qual encontrava-se uma mata inundável. Em vários trabalhos foi constatado que a vegetação aquática do Pantanal é influenciada pela variação do nível da água (*e.g.*, Da Silva & Pinto-Silva *et al.*, 1989; Da Silva, 1993; Prado *et al.*, 1994; Heckman, 1997; Penha *et al.*, 1998ab), havendo uma zonação de plantas aquáticas de acordo com a profundidade durante a cheia, e processando-se um ecótono dinâmico (Heckman, 1997) unicamente durante a enchente e vazante. Essa dinâmica atua na sucessão de espécies nas áreas inundáveis envolvendo plantas terrestres, aquáticas, anuais que aparecem apenas durante a transição entre ambientes aquáticos e terrestres, e espécies perenes que exibem dormência durante estiagens extremas (Prado *et al.*, 1994).

Penha *et al.* (1998b), sugeriram que as populações de *Pontederia cordata* que habitam áreas alagáveis do Pantanal dependem da variação do nível da água para manterem sua diversidade genética (regeneração por sementes), e Penha *et al.* (1998a), verificaram que certas características exibidas por *Pontederia lanceolata*, como crescimento rápido, reprodução precoce e plasticidade fenotípica em tamanho, sejam estratégias adaptativas para sobreviverem em áreas alagáveis sob influência do pulso de inundação (Junk *et al.*, 1989;

Junk & Da Silva, 1999). Assim, os alagados podem ser considerados de suma importância para garantir a variabilidade e conservação de espécies que dependem do ecótono dinâmico.

O valor de  $H'$  na Baía dos Sonhos foi 1,99 ( $E'$ : 0,45), sendo que 6 espécies encontradas nessa área, *Aeschynomene fluminensis*, *Cabomba furcata*, *Caperonia castaneifolia*, *Hymenachne amplexicaulis*, *Ludwigia inclinata* e *Sagittaria guayanensis*, não foram observadas por Bleich *et al.* (2003) num sistema adjacente (Rio Mutum – Baía Sinhá Mariana – Corixo Tarumã) com uma área amostrada muito maior (35 m<sup>2</sup>). Já foi verificado que em alagados ocorre maior número de espécies, atribuindo-se isso ao fato desses tipos de ambientes serem rasos e transparentes, proporcionando condições para a colonização de diferentes formas de vida (Da Silva & Pinto-Silva, 1989).

#### 4. Conclusões

A Baía dos Sonhos possui alta riqueza de espécies em relação a sistemas adjacentes maiores. A baixa profundidade, a falta de correnteza e a proteção contra ventos desta área inundável pode ter favorecido o estabelecimento de diferentes formas de vida, pois produz outro tipo de habitat no mesmo sistema, facilitando a ocorrência de espécies que não tem condições de colonizar habitats de profundidade mais elevada. Dessa maneira, as áreas inundáveis, como a Baía dos Sonhos, são importantes para a manutenção da diversidade de macrófitas aquáticas do sistema de baías Chacororé – Sinhá Mariana.

#### 5. Referências Bibliográficas

Bleich, M.E.; Toledo, J.J.; Couto, J.A.; Laturner, N.; Santos, M.C.V.; Da Silva, C.J. & Abdo, M.S.A. (2003). Macrófitas aquáticas do Sistema Rio Mutum – Baía Sinhá Mariana - Corixo Tarumã, Pantanal de Barão de Melgaço – Mato Grosso. *In: Congresso de Ecologia do Brasil*, 6. Fortaleza, CE.

Braun Blanquet, J. (1979). Fitossociologia: base para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blumes ediciones, Madrid. 820 p.

Da Silva, C.J. & Esteves, F.A. (1993). Biomass of three macrophytes in the Pantanal of the Mato grosso, Brazil. *Int. J. Ecol. Environ. Sci.* 19: 11-23.

Da Silva, C.J. & Esteves, F.A. (1995). Dinâmica das características limnológicas das baías Porto de Fora e Acurizal (Pantanal de Mato Grosso) em função da variação do nível da água. *In: Esteves, F.A. (ed.). Estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas brasileiros. Oecologia Brasiliensis* 1: 47-60.

Da Silva, C.J. & Pinto-Silva, V. (1989). Macrófitas aquáticas e as condições físicas e químicas dos “alagados”, “corixos” e rios, ao longo da rodovia Transpantaneira – Pantanal Matogrossense (Poconé – MT). *Rev. Brasil. Biol.* 49 (3): 691-697.

Da Silva, C.J., Figueiredo, D.M. (1999). Caracterização limnológica do sistema de baías Chacororé-Sinhá Mariana. *Rev. Mato Grossense de Geografia* 3: 57-75.

Da Silva, C.J.; Wantzen, K.M.; Nunes da Cunha, C. & Machado, F.A. (2001). Biodiversity in the Pantanal Wetland, Brazil. p.187-215. *In: Gopal, B.; Junk, W.J. & Davis, J.A. (eds.). Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. 2. Backhuys Publisher, Leiden.*

Heckman, C.H. (1997). Description of a dynamic ecotone in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Ecotropica* 3 (1): 1-7.

Junk, W.J. & Da Silva, C.J. (1999). O “conceito do pulso de inundação” e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. p. 17-28. *In: Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal: Manejo e Conservação, 2. Anais... EMBRAPA, Corumbá.*

Junk, W.J.; Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *In: Dodge, D.P. (ed.). Proceeding of the International Large River Symposium. Can.*

*Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106: 110-127.

Magurram, E.E. (1988). Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Vedral, Barcelona. 200 p.

Morini Lopes, A.A.E.T. (1999). Condições limnológicas e composição zooplânctônica da Baía Sinhá Mariana, Barão de Melgaço – Pantanal Mato-Grossense. *Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.* 98 p.

Oliveira, S.M.L. (1999). Variáveis limnológicas e análise temporal da comunidade fitoplânctônica da baía Sá Mariana, Pantanal de Barão de Melgaço – MT. *Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.* 84 p.

Penha, J.M.F.; Da Silva, C.J. & Júnior, I.B. (1998a). Análise do crescimento da macrófita aquática *Pontederia lanceolata* em área alagável do Pantanal Mato-Grossense, Brasil. *Rev. Brasil. Biol.* 58 (2): 287-300.

Penha, J.M.F.; Da Silva, C.J. & Júnior, I.B. (1998b). Impacto da variação do nível da água no ciclo de vida da macrófita aquática *Pontederia cordata* var. *ovalis* (Mart.) Solms, em área alagável do Pantanal Mato-Grossense, Brasil. *Brazilian Journal of Ecology* 2: 30-35.

Pinto, A.A.; Da Silva C.J.; Girard, P.; Souza, M. & Nogueira, F. (1999). The flood pulse and the limnological of the Sinhá Mariana baía in the Mato Grosso Pantanal, Brazil. *Rev. Bol. de Ecol.* 6: 19-26.

Pott, V.J. & Pott, A. (2000). Plantas aquáticas do Pantanal. EMBRAPA, Brasília. 404 p.

Prado, A.L.; Heckman, C.W. & Martins, F.R. (1994). The seasonal succession of biotic communities in wetlands of the tropical wet-and-dry climatic zone: II. The aquatic macrophyte vegetation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 79 (4): 569-589.

(Órgãos financiadores: CNPq/CAPES/UFMT/IB – Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade e Projeto Ecologia do Gran Pantanal/FAPEMAT – Projeto “Bases para o Monitoramento da Biodiversidade no entorno da Estação Ecológica de Taianã e do Sistema de Baías Chacororé - Sinhá Mariana, no Pantanal Mato - Grossense”)

#### Frugivoria e abundância de tucano (*Ramphastos toco*) durante a estação seca no Pantanal sul.

Leonardo Fernandes França<sup>a</sup>, Luciana Vieira de Paiva<sup>a</sup> e Jose Ragusa-Netto<sup>b</sup>

<sup>a</sup>Departamento de ecologia, UFMS, Campo Grande – MS (franca\_lf@yahoo.com); <sup>b</sup>Departamento de Ciências Naturais, UFMS, Três Lagoas.

#### 1. Introdução

A presença e distribuição de consumidores primários no ambiente está, em grande parte, relacionada aos padrões de abundância dos recursos (Solórzano *et al.*, 2000; Kinnaird *et al.*, 1996; Peres, 1994; Garber, 1993; Levey, 1988; Terborgh, 1986; Wheelwright, 1983). Algumas espécies de aves, devido a sua natureza filogenética (Loiselle & Blake, 1990) usam frutos como principal fonte de alimento, podendo utilizar pouco ou nenhum recurso animal como complemento alimentar em épocas de escassez de frutos (Galetti *et al.*, 2000; Solórzano *et al.*, 2000; Kinnaird *et al.*, 1996; Wheelwright, 1983; Skutch, 1971). No entanto, é possível que devido a maior capacidade de dispersão das aves, a movimentação entre manchas de recursos seja uma estratégia mais comum que a mudança de hábito alimentar (e.g. Chesser & Levey, 1998). Estes padrões de exploração do ambiente sugerem que o estudo de espécies zoocóricas, quanto à produção espaço temporal de seus frutos, pode explicar padrões de distribuição e abundância de uma espécie frugívora no ambiente (e.g. Solórzano *et al.*, 2000; Kannan & James,

1999; Kinnaird *et al.*, 1996; Loiselle & Blake, 1993; Levey, 1988; Terborgh, 1986; Wheelwright *et al.*, 1984; Wheelwright, 1983).

No Pantanal se destacam grupos de espécies vegetais distribuídos em manchas (Ab'Sáber, 1988), sendo a produção de frutos fortemente sazonal. Dentre os componentes da paisagem vegetal estão os capões e as matas ciliares, áreas com formações arbóreas que se distinguem entre si, dentre outros fatores, pela grande diferença na abundância de algumas espécies de plantas zoocóricas (Ragusa-Netto, comunicação pessoal). Dentre as espécies de aves presentes em ambas fitofisionomias do Pantanal, está o tucano toco (*Ramphastos toco*), uma espécie pouco estudada quanto aos padrões de abundância e hábito alimentar. Um estudo no Pantanal sobre consumo de frutos por tucano, associado à avaliação de produção de frutos e distribuição das plantas zoocóricas durante o período de maior escassez de frutos (período de seca), permitiria identificar fatores que contribuem para persistência desse grande frugívoro em algumas fisionomias do Pantanal.

## 2. Métodos

Realizamos o estudo nos nove primeiros dias de cada mês, no período de abril a novembro de 2002 (Estação Seca). Desenvolvemos o trabalho em três grupos de capões e três trechos de mata ciliar. Utilizamos o método do quadrante centrado (Müller-Dombois & Ellemberg 1974), para avaliar a importância das espécies arbóreas nas duas fisionomias, coletando dados em 20 pontos. Para determinar a importância de cada espécie vegetal em cada ambiente do estudo utilizamos o Índice de Valor de Importância (IVI).

Para avaliar a oferta de recursos para frugívoros marcamos indivíduos de espécies arbóreas que produziram frutos zoocóricos nas áreas, durante a estação seca (Ragusa-Netto J, em preparação). Para avaliar a abundância de frutos, em cada árvore, atribuímos escores que variaram de zero a quatro, sendo zero a ausência de frutos, um correspondendo de 1 a 25% da copa ocupada com frutos, dois de 26 a 50% e assim progressivamente (Fournier 1974). Em capões, marcamos indivíduos de *Cecropia pachystachya* (N = 13), *Ficus calyptrochera* (4), *Ficus luschnathiana* (20), *Ficus pertusa* (23), *Inga vera* (7), *Sterculia apetala* (10) e *Dilodendron bipinnatum* (6). Em mata ciliar, indivíduos de *Cecropia pachystachya* (16), *Genipa americana* (13), *Copernicia alba* (17), *Inga vera* (13) e *Ficus luschnathiana* (2).

Para amostrar o uso de recursos alimentares por tucano, percorremos trilhas fazendo observação direta de consumo, nos dois ambientes, percorrendo 5855 min de trilhas em capões e 4357 min de trilhas e rio, com barco, em mata ciliar. Os tucanos avistados foram registrados apenas uma vez durante uma dada amostragem ao longo das trilhas. Avaliamos a abundância mensal de tucanos através da técnica de censo por pontos. Este método foi escolhido por se adequar a estudos de abundância de grandes aves frugívoras de dossel, em ambientes fechados (Marsden, 1999). Para a amostragem usamos 15 pontos em capões e 15 em mata ciliar, permanecendo 10 minutos em cada ponto.

## 3. Resultados

Durante o estudo sete espécies frutificaram em capões, e cinco em mata ciliar. Em capões, a presença de três espécies de *Ficus*, cuja frutificação foi assíncrona, proporcionou disponibilidade constante de frutos nesse ambiente, enquanto em mata ciliar, frutos zoocóricos estiveram praticamente ausentes no final da estação seca. As espécies de plantas estudadas se diferenciaram quanto ao Índice de valor de importância. Considerando apenas os valores registrados para as espécies potencialmente consumidas por tucano, encontramos em capões que *C. pachystachya* e o gênero *Ficus* apresentaram maior representatividade na amostragem. Enquanto, *G. americana* foi a menos representativa e *C. alba* não foi registrada em capões. Durante este estudo, o IVI total das espécies que frutificaram correspondeu cerca de 19% do total de espécies presentes em capões. Para mata ciliar, *C. pachystachya* foi a espécie mais importante. *Ficus* e *S. apetala* não ocorreram na amostra.

Durante o estudo, o IVI das espécies que frutificaram corresponderam cerca de 11% do total de espécies presentes em mata ciliar.

O número total de tucanos avistados foi 153 em capões e 56 em mata ciliar, desse total 61 tucanos estiveram consumindo frutos maduros em capões e 17 em mata ciliar. Das espécies que frutificaram, apenas três tiveram seus frutos ingeridos por tucanos. Frutos de *Ficus* foram ingeridos inteiros, enquanto os de *C. pachystachya* e *G. americana* foram ingeridos em pedaços, porém para todos os tipos de frutos sempre eram ingeridas as sementes e polpa. Os frutos de *C. pachystachya* foram, no mínimo, quatro vezes mais consumidos que os das demais espécies, tanto em capões quanto em mata ciliar. Registramos pelo menos duas vezes mais consumo de frutos de *C. pachystachya*, *Ficus* e *G. americana* em capões do que em mata ciliar. O número de registros de consumo em capões foi maior nos meses em que pelo menos duas espécies frutificavam simultaneamente, e seus frutos eram explorados pelos tucanos, enquanto que em mata ciliar, foi maior nos meses em que os registros de consumo se restringiram a frutos de *C. pachystachya* em ambas vegetações. O consumo de frutos em capões e mata ciliar foi mais freqüente em meados da estação seca. A abundância de tucanos em capões, mensalmente, foi sempre maior que a abundância em mata ciliar. A ave esteve presente em capões durante todo o estudo, sendo abundante nos meses mais secos do ano (junho a setembro). Em mata ciliar, junho foi o mês com maior número de registros de tucanos, enquanto, nos três últimos meses do estudo, os tucanos foram ausentes nos registros tomados nessa vegetação.

## 4. Conclusão

Para o estudo em questão, as espécies zoocóricas que frutificam no período seco devem ser de grande importância para os frugívoros locais, visto que neste período, o número de espécies arbóreas que produziram frutos zoocóricos maduros foi menor que o observado em outros ambientes neotropicais no mesmo período (e.g. Peres, 1994; Garber, 1993; Levey, 1988; Wheelwright *et al.*, 1984). Neste estudo, o padrão de frutificação em *Ficus* garantiu maior constância na presença de frutos em capões do que em mata ciliar. A alta densidade de indivíduos desse gênero, bem como a relevância do gênero segundo o índice de produtividade de frutos, associadas à baixa ocorrência de outros frutos zoocóricos durante a seca, sugerem que o gênero seja produtor de recursos importantes para as espécies frugívoras em capões. Por frutificar no período de escassez de outros frutos zoocóricos, espécies do gênero *Ficus* têm sido consideradas chave para persistência de frugívoros, (Kannan & James, 1999; Kinnaird *et al.*, 1996; Terborgh, 1986; Wheelwright *et al.*, 1984).

As observações de consumo de frutos por tucano sugerem que a dieta da espécie, no período seco, é quase que completamente baseada na ingestão de polpa de frutos e sementes com arilos, como o observado para outros *Ramphastos* (Galetti *et al.*, 2000). A espécie mais consumida por tucano durante as observações de campo foi *C. pachystachya*, porém nos meses em que ocorreram registros de mais de um tipo de fruto, o número total de consumos foi normalmente maior que nos meses que ocorreram apenas consumo de frutos de *C. pachystachya*. Assim o número de tipos de frutos disponíveis deve influenciar na presença de tucanos. Segundo nossos registros, tucanos foram mais abundantes em capões e foram freqüentes em mata ciliar, nos meses em que consumiram mais de um tipo de fruto. O número de tipos de frutos disponíveis em capões e que eram consumidos por tucanos foi sempre maior que o observado em mata ciliar, sendo capões a fisionomia com maior abundância de tucanos. Possivelmente, esta maior abundância esteja relacionada à combinação dos recursos alimentares lá disponíveis, com *Ficus* sendo diferencial para a presença desta ave. O tucano se mostrou altamente frugívoro e pertence a um grupo de espécies que utilizam amplas áreas percorrendo rotas de alimen-

tação (Terborgh *et al.*, 1990), ao longo das quais se encontram árvores frutificando. Como nessa região do Pantanal, durante a estação seca, o tucano mantém relações ecológicas com poucas espécies arbóreas, estudos mais prolongados sobre esta ave, podem encontrar relações ainda mais estreitas entre sua abundância em distintas fisionomias e a disponibilidade dos frutos explorados.

#### 5. Bibliografia

Ab'Sáber AN (1988): O Pantanal mato-grossense e a teoria dos refúgios. *R. Brasileira de Geografia* 50: 9-57.

Chesser RT, Levey DJ (1998): Austral migrants and the evolution of migration in new world birds: diet, habitat, and migration revisited. *The american naturalist* 152(2): 311-319.

Fournier LA (1974): Un metodo cuantitativo para la medición de características fenológicas em arboles. Turrialba (II CA). 24: 422-423.

Galetti M, Laps R, Pizo MA (2000): Frugivory by toucans (Ramphastidae) at two altitudes in the Atlantic forest of Brazil. *Biotropica* 32(4B): 842-850.

Garber PA (1993): Seasonal patterns of diet and ranging in two species of tamarin monkeys: stability versus variability. *International J. of Primatology* 14(1):145-166.

Kannan R, James DA (1999): Fruiting phenology and conservation of the Great Pied hornbill (*Buceros bicornis*) in the western ghats of southern India. *Biotropica* 31(1): 167-177.

Kinnaird MF, O'brien, Suryadi S (1996): Population fluctuation in sulawesi red-knobbed hornbills: tracking figs in space and time. *The auk* 113(2) 431-440.

Levey DJ (1988): Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating birds abundance. *Ecological monographs*58(4) 251-269.

Loiselle BA, Blake JG (1993): Spacial distribution of understory fruit-eating bird and fruiting plants in a neotropical lowland wet forest. In: *Fleming TH, Estrada A, eds, Frugivory and seed dispersal: Ecological and Evolutionary aspects*, Belgium, Kluwer Academic Publishers, pp. 177-189.

Loiselle BA, Blake JG (1990): Diets of understory fruit-eating birds in Costa Rica: seasonality and resource abundance. *Studies in Avian Biology*13: 91-103.

Marsden SJ (1999): Estimator of parrot and hornbill densities using a point count distance sampling method. *Ibis*141(3): 377-390.

Müller – Dombois D. & Ellenberg H. 1974. *Aims and methods for vegetation ecology*. New York. John Wiley.

Peres CA (1994): Primate rponses to phenological changes in an amazonian terra firme forest. *Biotropica* 26(1): 98-112.

Ragusa-Netto J (em preparação): Abundance and fruits exploited by toco toucan (*Ramphastos toco*) at a gallery Forest in Pantanal (Brazil)

Ragusa-Netto J (2002): Fruiting phenology and consumption by birds in *Ficus calyptroceras*(Miq.) Miq. (Moraceae). *Brazilian J. Biology*62(2): 339-346.

Skutch AF (1971): Life history of the keel-billed toucan. *The auk* 88: 381-424.

Solórzano S, Castillo S, Valverde T, Ávila L (2000): Quetzal abundance in relation of fruit availability in a cloud forest in southeastern Mexico. *Biotropica* 32(3): 523-532.

Terborgh J (1986): Keystone plant resources in the tropical forest. In: Soulé ME, ed, *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, Sunderland, Sinauer Associates, pp.33-44.

Terborgh J, Robinson SK, Parker III TA, Munn C, Pierpoint N (1990): Structure and organization of an amazonian forest bird community. *Ecological monographs*60: 213-238.

Wheelwright NT (1983): Fruits and the ecology of resplendent

quetzals. *The auk* 100: 286-301.

Wheelwright NT, Haber WA, Murray KG, Guindon C (1984): Tropical Fruit-eating birds and their food plants: A survey of a Costa Rican lower montane forest. *Biotropica* 16(3): 173-192.

#### Riqueza e abundância de Carabidae (Coleoptera) em capões do Pantanal, sub-regiões do Miranda e Abobral

Letícia Maria Vieira<sup>a</sup>, Frederico Santos Lopes<sup>b</sup>, & Josué Raizer<sup>c</sup>

<sup>a</sup>Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (leticia@nin.ufms.br)

<sup>b</sup>Universidade Federal de Mato Grosso do Sul & Pós-graduação em Ecologia, Universidade Estadual de Campinas

#### 1. Introdução

Carabidae (Coleoptera) é uma das mais numerosas famílias de besouros, representada por 40.000 espécies (Lovei e Suderland, 1996). Os carabídeos são encontrados, com exceção da Antártida, em todos os continentes e grandes ilhas, sendo que a região neotropical possui a maior diversidade de espécies (Lovei e Suderland, 1996). Quanto ao hábito alimentar, podem ser onívoros ou predadores de sementes (Booth et al., 1990) e de frutos caídos (Paarmann et al. 2001). Entretanto, a maioria são predadores de várias espécies de invertebrados (Lovei e Suderland, 1996), sendo que as larvas e os adultos são benéficos para a agricultura (Booth et al., 1990).

Estes besouros mostram claramente associações com parâmetros ambientais, tais como tipo de solo e cobertura vegetal (Ings e Hartley, 1999; Molnár et al., 2001), podendo utilizar diferentes ambientes como refúgio em condições desfavoráveis (Varchola e Dunn, 2001). Muitas espécies também podem ser sazonalmente dependentes em ambientes de paisagem para a reprodução, durante a primavera, e para a sobrevivência, no inverno (Lys et al., 1994).

O Pantanal é uma planície inundável que ocupa a região central da América do Sul, caracterizada por um regime anual de chuvas e estiagem e também por um ciclo sazonal de inundação e vazante. As inundações periódicas resultam em mudanças drásticas das condições ambientais dos habitats (Junk e Da Silva, 1996) o que determina a permanência e estabelecimento de populações de um número reduzido de espécies que suportam tais adversidades ambientais (Prance e Schaller, 1982). Uma característica desta planície associada às influências biogeográficas e aos fatores físicos é a de não ser uma região geradora de endemismo, fornecendo recursos abundantes, mas esporádicos, servindo como grandes criadouros dos organismos que podem aproveitar estes recursos quando existirem (Brown Jr., 1986).

O objetivo deste estudo foi estudar os padrões de ocorrência e abundância de espécies de Carabidae em capões de duas áreas distintas do Pantanal do Miranda e do Abobral e a influência do regime de inundação sobre esses padrões.

#### 2. Métodos

Os besouros foram coletados no Pantanal Mato-grossense, nas sub-regiões do Miranda e do Abobral (*sensu* Adámoli, 1982), município de Corumbá, Mato Grosso do Sul, nas proximidades da Base de Estudos do Pantanal (BEP) da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (19°34'36"S; 57°01'06"W).

As coletas foram realizadas em dois grupos de três capões (ilhas de floresta semicaducifolia) de aproximadamente 100 m de diâmetro. Os capões amostrados próximo à Rodovia MS-184, ocasionalmente, durante o período de inundação da região, podem ter parte de sua área alagada. Os capões próximos ao Rio Vermelho normalmente não são invadidos pela água durante a cheia, por estarem localizados em terrenos mais elevados que os demais capões amostrados. A estrutura da vegetação dos capões das duas áreas

amostradas difere quanto ao sub bosque, que é mais denso nos capões localizados próximo a Rodovia MS-187.

Os dados foram coletados mensalmente de outubro de 1998 a março de 1999. No período amostrado, havia água no campo nos meses de outubro, novembro e dezembro, e os capões encontravam-se ilhados. Nos meses subsequentes (janeiro, fevereiro e março) as águas escoaram, caracterizando um período de vazante na região. Trinta armadilhas ("pitfall traps") foram montadas por seis dias no centro de cada capão, formando um retângulo de 30 m<sup>2</sup>. As armadilhas foram confeccionadas com pote plástico de 15 cm de diâmetro e 10 cm de altura, contendo 250 ml de líquido conservante (¾ de álcool a 70%, ¼ de formol a 10% e detergente) e cobertas com prato de plástico de 20 cm de diâmetro, a 10 cm acima da entrada do pote e sustentadas por palitos de madeira, para minimizar a entrada da água das chuvas e restos vegetais.

### 3. Resultados e Discussão

Foram coletados 508 indivíduos pertencentes a 10 tribos (Scaritini, Lebiini, Pterostichini, Harpalini, Zuphiini, Masoreini, Bembidiini, Brachinini, Cicindelini e Megacephalini). As tribos Scaritini e Lebiini foram representadas pelo maior número de espécies (11 e 14 espécies respectivamente) e ainda apresentaram o maior número de indivíduos (175 e 146 respectivamente), seguidas da tribo Brachinini com 99 indivíduos, pertencentes a uma única espécie (*Pheropsophus aequinoctialis*). As 16 espécies restantes tiveram ocorrência muito baixa, somando 17,32% do total de indivíduos.

*Pheropsophus aequinoctialis* apresentou uma distribuição fortemente agregada, pois a maioria dos indivíduos foi coletada em apenas dois "pitfall" no capão 1 do Rio Vermelho, no mês de março (vazante), influenciando fortemente os resultados obtidos para este capão. Reichardt (1971) afirma que essa espécie ocorre, em grandes agregações e permanece escondido durante o dia sob pedras e troncos caídos. A presença dessa espécie influenciou fortemente os resultados obtidos para o capão 1 do Rio Vermelho, pois quando retirada da análise, eleva-se a estimativa de riqueza de espécies, para esse capão na vazante, de 16 para 23 espécies.

A segunda espécie mais coletada, *Negrea scutelata* (Lebiini), mostrou-se dominante dentro do seu grupo, sendo responsável pelo maior número dos indivíduos coletados (84) e ocorreu em 17 das 36 amostras. A análise de variância (ANOVA) mostrou que não existem diferenças significativas na abundância desta espécie entre os grupos de capões ( $F_{(1,8)}=1,701$ ;  $p=0,228$ ), nem entre as estações ( $F_{(1,8)}=0,075$ ;  $p=0,791$ ). A análise das espécies remanescentes da tribo mostrou que não há influência da sazonalidade ( $F_{(1,8)}=2,837$ ;  $p=0,131$ ), bem como da localidade ( $F_{(1,8)}=0,454$ ;  $p=0,519$ ).

Entre os Scaritini, *Aspidoglossa* sp. foi a espécie mais abundante (64), encontrada em 17 das 36 amostras, sendo mais representada durante o período de vazante ( $F_{(1,8)}=13,370$ ;  $p=0,006$ ). Entretanto não foram encontradas diferenças significativas entre as sub-regiões do Rio Vermelho e da Estrada Parque ( $F_{(1,8)}=1,815$ ;  $p=0,215$ ). Para as espécies restantes da tribo, não foram encontradas diferenças entre as estações ( $F_{(1,8)}=0,832$ ;  $p=0,388$ ) nem entre as sub-regiões amostradas ( $F_{(1,8)}=3,463$ ;  $p=0,100$ ). Porém, ao analisar a taxocenose dos Scaritini, isoladamente, esta mostrou o efeito da sazonalidade sobre a comunidade, sendo associada ao período de vazante, embora não tenha diferido entre localidades. Todavia, esse resultado parece estar sendo fortemente pela presença de *Aspidoglossa* sp., a espécie dominante na tribo. A análise do padrão de ocorrência da tribo, sem essa espécie, mostrou que sua abundância não diferiu entre locais, nem entre estações.

Analisando todas as espécies amostradas, não se formaram grupos em relação à localização dos capões, nem quanto a sazonalidade, como mostra a análise de agrupamento. A análise em separado dos Lebiini mostrou o mesmo padrão. O mesmo ocorreu em relação às tribos Harpalini, Pterostichini, Zuphiini, Masoreini, Bembidiini, Cicindelini e Megacephalini analisadas em conjunto. Lindroth

(1974 apud Ings e Hartley, 1999) afirma que estes besouros não mostram fortes flutuações sazonais e têm uma vida relativamente longa, sugerindo que os fatores bióticos podem influenciar mais fortemente a dinâmica populacional deste grupo do que os abióticos. Similarmente, Werner e Raffa (2000), em um estudo feito na região dos Grandes Lagos, na América do Norte, observaram pouca variação quanto ao número e abundância relativa de espécies de carabídeos entre estações do ano. Todavia, Jukes et al. (2001), estudando as comunidades de Carabidae em 44 localidades da Inglaterra e Escócia, afirmam que a riqueza de espécies de carabídeos está negativamente relacionada com a estrutura vertical da vegetação e matéria orgânica do solo, sugerindo que a maior riqueza de espécies de carabídeos está associada a áreas abertas e secas.

A riqueza de espécies, estimada pelo Método de Rarefação para um tamanho de amostra igual a 82 indivíduos (menor número de indivíduos encontrado em um capão) e agrupando-se todos os capões de cada grupo, diferiu significativamente entre os dois grupos de capões (considerando-se os intervalos de confiança de 95%). Também foi constatada uma diferença na riqueza estimada para os capões do Rio Vermelho em relação à época de cheia e de vazante. Os valores obtidos foram os seguintes: Estrada – Cheia 29,1781 espécies (desvio padrão = 1,8422); Estrada – Vazante 28,2306 espécies (desvio padrão = 1,9472); Vermelho – Cheia 18 espécies e Vermelho – Seca 16,5005 espécies (desvio padrão = 2,1101). Estes resultados entre os grupos de capões nas estações, permitiram verificar diferenças entre Estrada e Vermelho, onde a riqueza pouco difere entre as estações nos capões da Estrada, mas é maior que a riqueza dos capões do Vermelho, independente do período amostrado. Os capões da estrada apresentam um sub bosque mais denso do que no Rio Vermelho. Essas diferenças podem ter ocorrido em consequência da complexidade estrutural entre os grupos de capões. Mudanças no tipo e cobertura vegetal afetam diretamente as comunidades de Carabidae em uma escala local (Penev, 1996). Tais variações implicam no aumento ou redução de recursos disponíveis e, portanto, podem estar influenciando a riqueza de carabídeos nos capões estudados.

### 4. Conclusões

As comunidades de besouros carabídeos não foram influenciadas pelos períodos de inundação e vazante estudados. A localização geográfica dos capões também não influenciou a distribuição desses besouros, apesar da riqueza de espécies para os capões da Estrada Parque ser significativamente maior que a dos capões do Rio Vermelho. Para o conhecimento mais detalhado da estrutura das comunidades de Carabidae em capões do Pantanal sul-matogrossense mais dados serão necessários.

### 5. Referências Bibliográficas

- Adámoli, J. O. (1982). *O Pantanal e suas relações fitogeográficas com cerrados; discussão sobre o conceito de "Complexo do Pantanal"*. In: *Anais do XXXII Congresso Nacional de Botânica*. 109-119.
- Booth, R. G.; Cox, L. M. E e Magde, R. B. (1990). *Coleoptera – III Guides to insects of importance to man – IV Series*. Internacional Institute of Entomology.
- Brown Jr. K. S. (1986). Zoogeografia da região do Pantanal Matogrossense. In: EMBRAPA, ed., *Anais do 1º Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócios-Econômicos do Pantanal*, Brasília, Ministério de Agricultura. 137-178.
- Ings, T.C. e Hartley S.E. (1999). The effect of habitat structure on carabid communities during the regeneration of a native Scottish forest. *Forest Ecology and Management*. 119: 123-136.
- Jukes, M. R.; Peace, A. J. e Ferris, R. (2001). Carabidae beetle communities associated with coniferous plantations in Britain: the influence of site, ground vegetation and stand structure. *Forest Ecology and Management* 148: 271-286.
- Junk, W.J. e Da Silva, C.J. (1996). O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. In:

EMBRAPA, ed., *Anais do 1º Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal*, Brasília, Ministério de Agricultura. 17-28.

Lys, J.-A.; Zimmermann, M. e Nentwig, W. (1994). Increase in activity density and species number of carabid beetles in cereals as a result of strip-management. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 73: 1-9.

Lövei, G.L. e Sunderland, K.D. (1996). Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annu. Rev. Entomol.*, 41: 231-256.

Molnár, T.; Magura, T.; Tóthmérész, B. e Elek, Z. (2001). Ground beetles (Carabidae) and edge effect in oak-hornbeam forest and grassland transects. *Eur. J. Soil. Biol.*, 37: 297-300.

Paarmann, W.; Adis, J.; Stork, N.; Gutzmann, B.; Stumpe, P.; Staritz, B.; Bolte, H.; Küppers, S.; Holzkamp, K.; Niers, C. e Fonseca, C.R.V. da. (2001). The structure of ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) at fig fruit falls (Moraceae) in terra firme rain forest near Manaus (Brazil). *Journal of Tropical Ecology*, 17: 549-561.

Penev, L. (1996). Large-scale variation in carabid assemblages, with special reference to the local fauna concept. *Ann. Zool. Fennici* 33: 49-63.

Prance, G. T. e G.B. Schaller. (1982). Preliminary study of some vegetation types of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Brittonia*. 34:228-251.

Reichardt, H. (1971). Notes of the bombarding behavior of three carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Rev. Bras. Ent.* 15(5):31-34.

Varchola, J.M. e Dunn, J.P. (2001). Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) activity in fields of corn. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83: 153-163.

Werner, S. M. e Raffa, K. F. (2000). Effects of forest management practices on the diversity of ground-occurring beetles in mixed northern hardwood forests of the Great Lakes Region. *Forest Ecology and Management* 139: 135-155.

### Aspectos fitossociológicos de "cordilheiras" na sub-região da Nhecolândia, Pantanal Sul.

Luciana Vieira de Paiva<sup>a</sup> e Andréa Cardoso Araújo<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Mestranda do Curso de pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS. (paivalu@yahoo.com.br)

<sup>b</sup> Professora do Curso de pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS

#### 1. Introdução

O Pantanal Mato Grossense é considerado a maior planície inundável do hemisfério ocidental (140.000 Km<sup>2</sup>). Trata-se de uma planície sedimentar que recebe deposições de sedimentos do rio Paraguai e seus afluentes, desde o quaternário (Brasil 1982). A complexidade de fatores que envolvem o Pantanal, como a história geológica e geomorfológica, a localização às margens de três grandes domínios fitogeográficos (Cerrado, Floresta Amazônica e Chaco) e também, a influência dos seus principais afluentes, resulta em uma diversidade de fisionomias e habitats. Assim, a parte mais baixa da planície é coberta por plantas herbáceas, aquáticas, semi-aquáticas, terrestres, arbustos e árvores que suportam inundações, enquanto as partes mais elevadas (1 a 3 m acima do terreno circundante), como as "cordilheiras" e "capões", são cobertas por arbustos e árvores de ambientes mais secos (Cunha & Junk 1996) formando uma vegetação mais densa (Adámoli 1982). As "cordilheiras" são cordões de mata que circundam "baías" ou "salinas" (Boggiani & Coimbra 1996). São constituídas principalmente por

espécies típicas de cerrado e cerradão, sendo que cerrado ocupa áreas mais baixas e cerradão, as áreas mais elevadas (Silva *et al.* 2000).

A sub-região da Nhecolândia, Pantanal Sul é caracterizada pela presença de numerosas "baías" e "salinas" (Sakamoto *et al.* 1996). As baías são lagoas, permanentes ou temporárias, que durante o período de cheia, habitualmente, são inundadas pela água que entra no campo e, na vazante, quando a água escoar para os rios se restabelecem, formando áreas visivelmente delimitadas (Boggiani & Coimbra 1996). Já as salinas são lagoas permanentes, com espelho d'água mais amplo que as baías e que, normalmente não se ligam às áreas alagadas no período de cheia (Sakamoto *et al.* 1996). Suas águas apresentam alto teor alcalino, devido à presença de sais carbonatados e ricos em potássio (Bueno *et al.* 2001). Assim, as cordilheiras que circundam baías estão mais sujeitas às inundações do que aquelas que circundam salinas. Poucos foram os estudos encontrados sobre fitossociologia dos diferentes habitats que ocorreram no Pantanal (*e.g.* Cunha & Junk 1996, Damasceno Jr. *et al.* 1996, Salis *et al.* 1996, Silva *et al.* 1996). Estudos abordando as diferenças na composição de espécies entre cordilheiras de baías e de salinas, bem como entre diferentes distâncias da borda, não foram encontrados.

O presente estudo teve por finalidade comparar a composição florística das cordilheiras que circundam baías das que circundam salinas, e também, verificar se há diferença entre as espécies vegetais que ocorrem a diferentes distâncias da borda nestes dois locais.

#### 2. Métodos

O presente estudo foi realizado em outubro de 2002, em três cordilheiras que circundam baías e três que circundam salinas, localizadas na Fazenda Rio Negro (19°34' S e 56°14' W), sub-região da Nhecolândia, Pantanal Sul. A região apresenta clima quente, com o inverno seco, e um regime de precipitação marcadamente estival, que define o caráter estacional, Aw segundo Köppen (Cavidad – Garcia 1984). A pluviosidade oscila de 800 a 1400 mm/ano, sendo que 80% das chuvas ocorrem entre os meses de novembro e março.

Para cada cordilheira foram traçadas três trilhas de 70 m no sentido borda – centro com o auxílio de trena, totalizando 18 trilhas amostradas. A orientação das trilhas foi definida com auxílio de bússula, a partir de um ponto cardeal sorteado. Em cada uma das trilhas foram marcados oito pontos para coleta de dados distanciados 10 m um do outro. O método utilizado nesse levantamento foi o do quadrante centrado (Müller-Dombois & Elleberg 1974), tendo sido amostrados para cada ponto, os quatro indivíduos mais próximos que apresentassem circunferência do tronco a altura do peito (CAP) <sup>3</sup> 5 cm. Para indivíduos bifurcados na base o CAP foi medido abaixo do 1º galho vivo e, para as palmeiras acaules foram considerados os diâmetros a partir da base de inserção das folhas. Os indivíduos amostrados foram identificados em campo ou coletados para posterior identificação em laboratório.

Para a comparação da composição florística entre diferentes distâncias da borda, as espécies foram agrupadas em duas classes de distância, sendo de 0 – 30 m consideradas borda e de 40 – 70 m consideradas interior.

Os parâmetros fitossociológicos determinados neste levantamento foram: densidade relativa, dominância relativa, frequência relativa e índice de valor de importância (Rodrigues 1989). Para comparação da diversidade de espécies entre os dois ambientes (baías e salinas) e para as duas classes de distância (borda e interior) usou-se o índice de diversidade de Shannon (H') (McAleece 1997). Para comparar a similaridade na composição de espécies entre estes dois ambientes foi utilizado o índice de associação através de ligação mediana (UPGMA), utilizando-se o  *Bray-Curtis* como medida de distância.

#### 3. Resultados

No presente estudo foram amostradas 554 árvores represen-

tando um total de 79 espécies distribuídas em 49 gêneros e em 35 famílias. As cordilheiras que circundam baías apresentaram maior riqueza de espécies vegetais (53 espécies), tendo sido 62,26% das espécies exclusivas destas formações. Em salinas foram registradas 46 espécies, sendo 58,7% das espécies exclusivas para este ambiente. *Attalea phalerata* foi a espécie com maior valor de IVI registrado para salina (156,72) e *C. americana* para baía (44,93).

Nas bordas (0 – 30 m) de baías e salinas ocorreram 59 espécies enquanto que no interior (40 – 70 m) ocorreram 50, sendo comum às duas distâncias 35,44% das espécies. De todas as espécies 14 só ocorreram na borda de baía, 15 só na borda de salina, 12 no interior de baía, oito no interior de salina, sete na borda e interior de baía e quatro na borda e no interior de salina.

A similaridade na composição florística entre cordilheiras de baías e de salinas foi de 22%. Entre borda e interior, os valores foram semelhantes para cordilheiras de baía (42%) e para cordilheiras de salina (45%). Os índices de diversidade de Shannon para essas formações vegetais foram:  $H'_{BB} = 1,255$ ,  $H'_{BS} = 1,131$ ,  $H'_{IB} = 1,315$  e  $H'_{IS} = 0,912$  (sendo, BB= borda de baía, BS= borda de salina, IB=interior de baía e IS=interior de salina).

#### 4. Conclusão

O baixo valor do índice de similaridade entre as cordilheiras de baías e de salinas estudadas indica haver diferença na composição florística entre esses dois ambientes. Uma possível explicação para essa diferença seria o estado sucessional em que as cordilheiras de cada habitat se encontram. As cordilheiras de baías poderiam estar sujeitas a maior frequência de distúrbios ambientais, como inundações periódicas e solos freqüentemente lavados. Assim, supõe-se que este ambiente possa suportar um maior número de espécies (Hipótese da perturbação intermediária; Begon *et al.* 1996). Além disso, as diferenças na fertilidade (Ratter 1992) e no pH do solo (Crawley 1986) entre cordilheiras de baías e de salinas, também, poderiam estar influenciando na composição florística desses ambientes. As salinas são lagoas de água alcalina (Mourão *et al.* 1988) e é muito provável que a alcalinidade dessas lagoas influencie as características do solo em seu entorno, e por conseqüência, influencie na composição florística. As baías, ao contrário, não possuem água alcalina e se conectam às outras lagoas no período das cheias (Mourão *et al.* 1988) o que também poderia explicar a maior riqueza de espécies vegetais nesse habitat. O fato de *A. phalerata* ter apresentado grande freqüência nas cordilheiras de salina poderia explicar o menor valor do índice de diversidade encontrado no interior de salinas.

Ainda que os resultados deste estudo indiquem haver diferença na composição florística entre cordilheiras de baías e de salinas, e, entre borda e interior dessas cordilheiras, estudos incluindo maior número de amostras seriam necessários para verificar este efeito. Além disso, estudos enfocando outras variáveis (*e.g.* análise de solo) que possam influenciar o resultado obtido seriam importantes.

#### 5. Referências Bibliográficas

Adámoli J. 1982. O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados: discussão sobre o conceito de complexo do Pantanal. *In: Anais do 32º Congresso Nacional da Sociedade Botânica do Brasil*, Teresina, Universidade Federal do Piauí: 109 – 119.

Begon M. Harper J. L. & Townsend C. R. 1996. *Ecology: Individuals, population and communities*. 3ª. Ed. Blackwell Science: 801 – 827.

Boggiani P. C. & Coimbra A. M. 1996. A planície e os pantanais. *In: Tuiuiú – Sob os céus do Pantanal – Biologia e conservação do Tuiuiú (Jabiru mycteria)*. (Antas P. T. Z. & Nascimento I. L. S., Eds.) Empresa das Artes, São Paulo, SP: 18 – 23.

Brasil. Ministério das Minas e Energia. Secretaria – Geral. 1982. Projeto RADAMBRASIL. Folha SE. 21. Corumbá e parte da folha SE. 20: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro. 418 p.

Bueno P. A. A., Amaral P. P., Costa E. M. J. & Canela M. B. F. 2001. Comparação da composição florística de cordilheiras em baía e salina no Pantanal da Nhecolândia. *In: Ecologia do Pantanal: curso de campo 2001* (Camargo G., Longo P. P. A., Santos M. C., Eds.) Editora Oeste, Campo Grande, MS: 98 – 100.

Cavidade – Garcia E. A. 1984. O clima do Pantanal Mato Grossense. Corumbá, Embrapa/UEPAE de Corumbá. *In: Embrapa. UEPAE de Corumbá. Circular técnica*. 42 p.

Crawley M. J. 1986. Life history and Environment. *In: Crawley, M. J. (Ed). Plant Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Cunha C. N. da & Junk W. J. 1996. Composição Florística de Capões e Cordilheiras: Localização das espécies lenhosas quanto ao gradiente de inundação no Pantanal de Poconé, MT – Brasil. p. 387 – 405. *In: Anais do II Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal*. Embrapa Pantanal, Corumbá, MS. 535 p.

Damasceno Jr. G. A., Bezerra M. A. O., Bortolotto I. M. & Pott A. 1996. Aspectos florísticos e fitofisionômicos dos capões do Pantanal do Abobral: 203 – 214. *In: Anais do II Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal*. Embrapa Pantanal, Corumbá, MS. 535 p.

McAlece N. 1997. Programa: Biodiversity professional – versão 2. *The natural history museum & scottish association for Marine Science*.

Mourão G. M., Ishii I. H. & Campos Z. M. S. 1988. Alguns fatores limnológicos relacionados com a ictiofauna de baías e salinas do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Acta Limnológica. Brasílica (2)*: 181 – 198.

Müller – Dombois D. & Ellenberg H. 1974. *Aims and methods for vegetation ecology*. New York. John Wiley.

Ratter J. 1992. A Transitions between cerrado and forest-savanna boundaries *In: Furley P. A., Proctor J. & Ratter J. A. (Eds.)*. London: *Chapman e Hall*: 417 – 427.

Rodrigues R. R. 1989. Análise estrutural das formações florestais ripárias: 99 – 119. *In: Simpósio sobre Mata Ciliar*. Campinas, SP. Fundação Cargill.

Sakamoto A. Y., Neto J. P. Q., Fernandes E., Lucati H. M. & Capellari B. 1996. Topografia de lagoas salinas e seus entornos no Pantanal da Nhecolândia: 27 – 135. *In: Anais do II Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal*. Embrapa Pantanal, Corumbá, MS.

Salis S. M., Pott V. J. & Pott A. 1996. Fitossociologia de formações arbóreas da Bacia do Alto Paraguai, Brasil: 357 – 374. *In: Anais do II Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal*. Embrapa Pantanal, Corumbá, MS. 535 p.

Silva M. P., Mauro R., Mourão G. & Coutinho M. 2000. Distribuição e quantidade de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. *Revista Brasileira de Botânica (22) 2*: 143–152.

Silva M. P., Pott V. J., Ponzoni F. & Pott A. 1996. Fitossociologia e Estrutura de Cerradão e Mata Semidecídua do Pantanal da Nhecolândia, MS. *In: Anais do II Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal*. Embrapa Pantanal, Corumbá, MS. 535 p.

#### Dieta da lontra (*Lontra longicaudis*) e da ariranha (*Pteronura brasiliensis*) no Rio Negro, Pantanal, MS.

Manoel Comes Muanis<sup>(1)(2)</sup> & Helen Francine Waldemarin<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup> Universidade do Rio de Janeiro - manouelmuanis@zipmail.com.br

<sup>(2)</sup> Projeto Ecolontras/Associação Ecológica Ecomarapendi

#### 1. Introdução

O Pantanal é uma das maiores planícies do planeta, estendendo-se da região Centro-Oeste do Brasil até os chacos paraguaio e boliviano. Contém a mais vasta região úmida de água doce do

mundos, suporta uma grande variedade de espécies e apresenta uma alta diversidade de habitats de água doce (Adamoli, 1982). Apenas no Brasil, a área do Pantanal compreende mais de dez milhões de hectares, ocupando parte dos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (Magnani, 1986).

Juntamente com a grande diversidade florística resultante de uma mistura de vários ecossistemas (Amazônico, chaco e Cerrado), a fauna também é grandemente variada e complexa. O Pantanal trata-se do ecossistema brasileiro com maior concentração de fauna, apresentando concentração alta de várias espécies de grandes vertebrados e populações demograficamente saudáveis de muitas espécies ameaçadas (Lourival *et al.*, 2000).

Dentre as treze espécies de lontras existentes no mundo, apenas duas delas ocorrem no Brasil. A lontra (*Lontra longicaudis* Olfers 1818) e a ariranha (*Pteronura brasiliensis* Gmelin 1788), sendo que ambas ocorrem no Pantanal. São mustelídeos de vida semi-aquática que compartilham a subfamília Lutrinae. São predadores de topo da cadeia alimentar aquática, e têm, portanto, grande importância com relação a regulação desses ambientes (Kitching, 1986; Terborgh, 1988; 1990; 1992). No Pantanal *Lontra longicaudis* e *Pteronura brasiliensis* são espécies simpátricas, isto é, ocorrem em uma mesma área, sendo as duas registradas no Rio Negro.

Segundo a última classificação do IBAMA, em relação ao risco de extinção, a ariranha está classificada como vulnerável e a lontra como quase ameaçada (IBAMA, 2002; Flávio Rodrigues, com. pessoal). A ariranha foi considerada vulnerável pela última avaliação de status de conservação de espécie realizado pela IUCN e a pouca quantidade de estudos realizados com a lontra fizeram com que não fosse possível a avaliação do seu status de conservação nessa classificação, sendo mantido como "data deficient" (Hilton-Taylor, 2000).

A lontra ou lontra neotropical tem sua distribuição em toda a América Latina, exceto o Chile, tendo sua ocorrência original em todo o território brasileiro (Chehébar, 1990). São animais silenciosos, de movimentos rápidos e de hábito solitário, podendo aparecer aos pares. (Chehébar, 1990). A ariranha distribui-se do sul da Venezuela até o Uruguai. Atualmente está praticamente extinta no sul e leste do Brasil (Chehébar, 1990; Rosas *et al.*, 1991) e aparentemente populações significantes são encontradas somente no Pantanal e Amazônia (Carter e Rosas 1997). São animais sociais e de comportamento conspicuo.

A determinação dos hábitos alimentares de animais silvestres pode ser realizada principalmente através de observação direta, análise de conteúdo estomacal e/ou fecal. No caso de estudos com lontras em geral o uso de análises fecais vem sendo utilizado amplamente. Esta técnica é bastante facilitada uma vez que as lontras têm o hábito de defecar em locais semelhantes e de fácil visualização, o que facilita a coleta de um grande número de amostras sem grandes esforços (CHANIN, 1985).

A lontra neotropical normalmente deposita as fezes separadamente, podendo usar pontos específicos denominados locais de defecação que são utilizados com frequência (Gallo, 1989; Spinola & Vaughan, 1995; Waldemarin, 1997; Waldemarin & Colares, 2000). As ariranhas, por outro lado, constroem latrinas onde todos os indivíduos do grupo defecam conjuntamente e posteriormente misturam as fezes. Essas são localizadas próximas às tocas ou em acampamentos, que são locais utilizados para descanso durante o dia e para marcação territorial (Duplaix, 1980; Schenck, 1999).

Nos poucos trabalhos existentes sobre dieta de *Lontra longicaudis*, os peixes aparecem como presa principal (Quadros, 2001; Passamani & Camargo, 1995; Colares & Waldemarin, 2000). Estudos dos hábitos alimentares de *Pteronura brasiliensis* também apresentam os peixes como principal componente de sua dieta. (Duplaix 1980; Schweizer, 1992).

Todos os trabalhos de hábitos alimentar feitos com essas espécies até hoje, tratam apenas uma das duas espécies, não existindo nenhum que compare a dieta das duas espécies em uma mesma área até o momento.

## 2. Materiais e métodos

O presente estudo compreende uma análise parcial de amostras de fezes de lontras e ariranhas coletadas mensalmente durante o decorrer do projeto Conservação da Lontra (*Lontra longicaudis*) e da ariranha (*Pteronura brasiliensis*) no Rio Negro, Pantanal, MS, que vem sendo realizado desde março de 2002. As amostras de fezes de lontras analisadas para o presente trabalho correspondem àquelas coletadas entre maio e setembro de 2002 e as de ariranhas correspondem àquelas coletadas de março de 2002 a janeiro de 2003. Para a coleta das amostras, mensalmente foi percorrido um trecho de 12 Km do Rio Negro, localizado nas Fazendas Rio Negro e Fazenda Central, bem como as Baías (denominação local para lagoas) localizadas no entorno do rio. Todas as amostras de fezes encontradas foram coletadas e acondicionadas em sacos plásticos devidamente etiquetados com posição marcada em GPS.

Enquanto cada amostra de fezes de lontra correspondeu a uma única fezes, as de ariranhas corresponderam a amostras de uma latrina, e portanto fezes de todos indivíduos de um determinado grupo.

Em laboratório, as amostras de fezes foram lavadas em água corrente com peneira de malha de 1mm e secas em estufa. Posteriormente as amostras foram triadas e as partes remanescentes (ossos, escamas, otólitos, exoesqueletos, pêlos, penas, etc.) foram separadas. Para o presente estudo os dados foram analisados apenas ao nível de grandes grupos taxonômicos (peixes, crustáceos, répteis, aves, etc.). Atualmente está sendo confeccionada uma coleção de referência com ossos de peixes do Pantanal, com a finalidade de identificar os peixes predados por cada uma das espécies-alvo do presente estudo.

Os dados foram expressos em frequência de ocorrência, que consiste no número de fezes em que um grupo predado ocorreu, dividido pelo número total de fezes, e notados em percentagem. Segundo Erlinge (1968), Rowe-Rowe (1977) e Carss & Parkinson (1996), a frequência de ocorrência pode fornecer uma informação útil sobre as presas consumidas, particularmente com relação ao grau de importância das presas.

## 3. Resultados

Para este trabalho foram analisadas 88 amostras de fezes de *Lontra longicaudis* e 35 de *Pteronura brasiliensis*. A análise das fezes de lontras resultou em 87 amostras contendo somente fragmentos de ossos de peixes (98,86 %) e apenas uma contendo ossos e escamas de cobra (1,13 %). Nas amostras de ariranha, 34 delas continham somente restos de peixes e uma apresentou fragmentos de peixes e crustáceo. Resultando em 100 % das amostras com peixes e 2,85 % com crustáceo.

## 4. Conclusão

Até o momento os dados indicam que ambas as espécies se alimentam primordialmente de peixes, podendo eventualmente capturar outros itens.

Trabalhos existentes sobre a dieta de *Lontra longicaudis* divergem em relação à característica especialista/generalista da espécie (Quadros, 2001), porém todos apontam os peixes como a principal presa desta espécie (Helder-Jose & Ker De Andrade, 1997; Pardini, 1997; Quadros, 2001; Passamani & Camargo, 1995; Colares & Waldemarin, 2000). Os dados apresentados aqui corroboram com esta predominância em peixes na dieta de lontra, contudo é nítido uma presença muito maior, quase que exclusiva, de peixes no Pantanal, diferentemente de outras regiões que apresentaram um segundo item (principalmente crustáceos) com relativa significância.

De acordo com a literatura existente, *Pteronura brasiliensis* é primariamente piscívora e aparentemente é oportunista, alimen-



tando-se das espécies de presas mais abundantes (Duplaix 1980; Schweizer, 1992), confirmado pelos resultados aqui apresentados. Estudos feitos no Pantanal brasileiro mostraram que as ordens de peixes mais predadas por *Pteronura brasiliensis* são Characiformes, Perciformes, e Siluriformes (Schweizer 1992).

Soares (2001) em um estudo alimentar de lontras no Rio Negro afirma que lontras e ariranhas além de serem simpátricas na região, ambas são diurnas e utilizam alguns trechos do rio em comum. Sendo então o tamanho diferencial das presas a única forma de explicar a coexistência das duas espécies, que podem competir por recursos quando simpátricas. (Carter & Rosas 1997, Larivière 1999).

Com o término da coleção de referência, será possível comparar as espécies e o tamanho dos peixes consumidos por *Lontra longicaudis* e *Pteronura brasiliensis* com os ossos da coleção a fim de analisar a diferença de tamanhos das presas e determinar as espécies mais predadas por cada espécie.

## 5. Referências

- Colares, E. P. & Waldemarin, H. F. 2000. Feeding of the Neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in State, Southern Brazil. IUCN Otter Specialist Group Bulletin 17: 6-13.
- Carter, S. K. & Rosas, F. C. W. 1997. Biology and Conservation of the Giant Otter *Pteronura brasiliensis* Mammal Review 27: 1-26.
- Quadros, J. & Monteiro-Filho, L. A. 2001. Diet of the Neotropical otter, *Lontra longicaudis*, in Atlantic Forest Area, Santa Catarina State, Southern Brazil. Studies on Neotropical Fauna and Environment 36 (1): 15-21
- Soares, P. 2001. Uso do espaço, dieta e comportamento de *Lontra longicaudis* (Mustelidae) na Fazenda Rio Negro, Pantanal Sul – Matogrossense. Ecologia do Pantanal: Curso de Campo: 206-212.
- Helder-José & Andrade, H. K. 1997. Food and feeding habits of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae). *Mammalia*, t 61.2: 193-203.
- Schenck C. & Staib E. Habitat requirements of giant otter (*Pteronura brasiliensis*) in Peru. Proc. VII Internacional Otter Colloquium.
- Hilton-Taylor, C. (comp.). 2000. 2000 IUCN Red List of Threatened Species IUCN, Gland.
- Lourival, R.; Harris, M. & Montambault, J.R. 2000. Introduction to the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. In: Willink, P.W.; Chernoff, B.; Alonso, L.E.; Montambault, J.R. & Lourival, R. 2000. A Biological assessment of the Aquatic Ecosystems of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. RAP Bulletin of Biological Assessment. 306 pp.
- Magnanini, A. 1986. *Pantanal*. Siciliano. 77pp.
- Adamoli, J. 1982. O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os Cerrados. Discussão sobre o conceito do “Complexo do Pantanal”, XXXII Congresso Nacional de Botânica. Teresina, Piauí: 109-119.
- Chanin, P. 1985. *The Natural History of Otters*. Croom Helm. Austrália. 179p.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forest. *Biotropica*. 24: 283-292.
- Duplaix, N. 1980. Observation on the ecology and behaviour of the Giant river otter *Pteronura brasiliensis* in Suriname. Rivue d'Ecologie la Terre el la vie 34: 496-620
- (Apoio/Financiamento: Earthwatch Institute, Conservation International e Fazenda Rio Negro)
- Araneofauna associada à copa de *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Guttiferae), durante os períodos de seca e cheia, na região do Pirizal, Pantanal de Poconé – Mato Grosso.**
- Marinéz Isaac Marques<sup>a</sup> Leandro Dênis Battirola<sup>b</sup> & Fábio Henrique Oliveira Silva<sup>a</sup>
- <sup>a</sup> – Universidade Federal de Mato Grosso, Depto. Biologia e Zoologia, Cuiabá, Brasil – m.marque@terra.com.br; f.h@pop.com.br
- <sup>b</sup> – Universidade Federal do Paraná, Programa de Pós-graduação em Entomologia, Curitiba, Brasil. ldbattirola@uol.com.br

## 1. Introdução

A aplicação de inseticidas biodegradáveis tem sido um dos métodos mais aplicados para amostrar e descrever características das comunidades de artrópodes arbóreos, bem como estrutura de guildas, abundância relativa e dominância de espécies, relação entre tamanho do corpo e biomassa, riqueza, sazonalidade e níveis de endemismo (Erwin 1995; Stork *et al.* 1997).

Dentre os artrópodes, as aranhas destacam-se por serem numericamente abundantes e representadas por um grande número de espécies que ocupam diferentes nichos ecológicos, o que as possibilita fornecer informações precisas referentes à influência da estrutura de habitats sobre a composição das comunidades de invertebrados terrestres (Silva & Coddington 1996). Até 1998, aproximadamente 37000 espécies eram conhecidas estando distribuídas em 108 famílias (Platnick 2000).

Os landis são sistemas inundáveis bastante comuns na região do Pantanal de Poconé. Apresentam um fluxo de água corrente durante o período da cheia e funcionam como canais de escoamento durante a estiagem. As características definidoras destes habitats é que os tornam bastantes distintos dos demais encontrados nesta região, como o seu tamanho, forma e vegetação, com espécies predominantemente arbóreas e dominância do “guanandi”, *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Guttiferae) (Girard & Nunes Da Cunha 1999).

Este estudo foi realizado no Pantanal de Cuiabá-Bento Gomes-Paraguaizinho, denominado Pantanal de Poconé, mais especificamente na localidade de Pirizal, entre os paralelos 16° 15' 24" e 17° 54' 32" de Latitude Sul e 56° 36' 24" e 57° 56' 23" de Longitude Oeste, município de Nossa Senhora do Livramento, Mato Grosso (Franco & Pinheiro 1982).

No Pantanal mato-grossense, poucas são as pesquisas relacionadas à ecologia de artrópodes, principalmente em copas de árvores, podendo-se citar os trabalhos realizados por Marques *et al.* (2001), que avaliaram a composição da comunidade de artrópodes em copas de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), Santos *et al.* (2003) e Battirola (2003) que estudaram a composição da comunidade de artrópodes, diversidade de Coleoptera, estrutura de guildas tróficas, biomassa e frequência de grupos associados à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae) durante o período de seca e cheia, respectivamente.

Dessa maneira, esse estudo objetivou avaliar a composição e estrutura da comunidade de aranhas associada à copa de *C. brasiliense* durante os períodos de seca e cheia no Pantanal mato-grossense, permitindo uma avaliação da influência da sazonalidade sobre essa comunidade, bem como inferir a respeito dos padrões de ocorrência destes organismos neste habitat.

## 2. Métodos

Para amostrar a comunidade de aranhas durante o período de seca (outubro de 2000) e cheia (fevereiro de 2001), utilizou-se um exemplar de *C. brasiliense* Cambess. (Guttiferae) para cada período sazonal, empregando-se o método de “canopy fogging”, que consiste em fumigar copas de árvores utilizando-se piretróides sintéticos. Para a seleção das árvores amostradas seguiram-se os critérios propostos por Adis *et al.* (1998).

Para a coleta dos artrópodes os guanandis selecionados tiveram todo seu diâmetro na base circundado por 16 funis de nylon, cada um medindo 1m de diâmetro. Esses funis, contendo em suas bases frascos de plástico com álcool a 92%, ficaram suspensos a cerca de 1m do solo através de cordas amarradas às árvores vizinhas. Após este preparo efetuou-se a fumigação por meio de um termonebulizador SWINGFOG modelo SN50, que produz um forte jato que foi direcionado a partir do solo para todas as partes da copa, durante cerca de 15 minutos. Os procedimentos de fumigação ocorreram às 6:00 horas da manhã, horário escolhido por ser a circulação de ar menos intensa permitindo que a nuvem de inseticida subisse vagarosamente através do dossel (Adis *l.c.*).

O inseticida utilizado, Lambdacialotrina a 0,5%, é um piretróide sintético não residual, vendido comercialmente com o nome de ICON, diluído em óleo diesel, sendo que para cada dois litros de óleo adicionaram-se 20 ml de inseticida, correspondendo a uma concentração de 1%. Associado a esse inseticida acrescentou-se um sinergista DDVP (0,1%) (“dichlovinyl dimetil fosfato”), que aumenta o efeito de queda (“knockdown”) sobre os organismos, aumentando a eficácia da metodologia.

Em cada árvore amostrada foi realizada uma pulverização e duas coletas subsequentes. A primeira coleta ocorreu duas horas após a aplicação do inseticida, tempo estimado para a queda dos artrópodes e recomendado para a coleta (Adis *et al.* 1997; Stork & Hammond 1997). Neste momento, as paredes dos funis receberam leves batidas para que os artrópodes pudessem cair nos frascos coletores, sendo lavadas com auxílio de picetas com álcool a 92%, e os frascos coletores trocados por outros, para a realização da segunda coleta. Em seguida, a árvore foi fortemente sacudida com auxílio de cordas amarradas em suas folhas, para que os artrópodes que ainda permaneceram presos às folhas pudessem cair nos funis. Novamente, após duas horas, foi realizada a segunda coleta, seguindo-se os mesmos procedimentos da primeira. As amostras foram transportadas para o Laboratório de Entomologia no Instituto de Biociências da Universidade Federal do Mato Grosso e triadas para a separação das aranhas e posterior identificação ao nível de famílias, gênero e/ou espécies.

### 3. Resultados e Discussão

Foram obtidos 221 indivíduos de Araneae em duas copas de *C. brasiliense*, correspondendo a uma densidade de 6,9 ind./m<sup>2</sup>, distribuídos em 20 famílias, 14 gêneros e 2 espécies, sendo Salticidae (63 ind. 28,5%), Anyphaenidae (32 ind. 14,4%), Araneidae (27 ind. 12,2%), Corinnidae (24 ind. 10,8%) e Pisauridae (20 ind. 9,0%) as famílias mais representativas. O baixo número de espécies identificadas deve-se ao grande número de indivíduos jovens coletado, o que impossibilita a identificação desses organismos pela ausência dos órgãos reprodutivos desenvolvidos.

Um total de 136 indivíduos foi amostrado durante o período de seca (outubro de 2000), e distribuídos em 18 famílias, 7 gêneros e 2 espécies, sendo Salticidae (45 ind. 33,0%) e Anyphaenidae (21 ind. 15,4%) os táxons dominantes. Durante o período de cheia (fevereiro de 2001) foram coletados 85 indivíduos, representados por 15 famílias, 8 gêneros e uma espécie. Salticidae (18 ind. 21,1%), Anyphaenidae (11 ind. 12,9%), e Corinnidae (11 ind. 12,9%), foram as famílias mais representativas. Comparando-se a frequência das famílias obtidas durante as fases avaliadas, observa-se que apenas Gnaphosidae e Symphytognathidae são restritas ao período de cheia, enquanto que Miturgidae, Selenopidae, Sparassidae, Tetragnathidae e Trechaleidae são restritas ao período de seca.

As diferenças na composição da comunidade de aranhas em copas de *C. brasiliense* durante os períodos de seca e cheia no pantanal mato-grossense podem estar correlacionadas a influência do regime hídrico sobre a biota pantaneira, pois segundo Junk *et al.* (1989), o pulso de inundação, característico da região, é a principal força que regula a biota nesses ecossistemas, influenciando diretamente a dinâmica de populações bem como sua distribuição.

Grupos dominantes similares aos obtidos nesse estudo foram amostrados por Battirolo (2003) e Santos *et al.* (2003), quando analisaram a composição da comunidade de aranhas em copas de *A. phalerata*, durante os períodos de cheia e seca, respectivamente, destacando-se Salticidae e Araneidae como as mais representativas. Dentre as famílias obtidas nesse estudo algumas como Symphytognathidae, Senoculidae e Trechaleidae, não foram amostradas em copas de *A. phalerata*.

Silva & Coddington (1996), analisando comunidades terrestres de aranhas no Peru, designaram quatro classes de guildas comportamentais com base nas estratégias de captura das presas, duas para as aranhas tecelãs e duas para as aranhas caçadoras. Dentre as aranhas tecelãs foram definidas: “Orb-Weavers”, aranhas tecelãs que utilizam uma estrutura tridimensional na confecção de suas teias, para capturar principalmente insetos voadores; “Sheet-Web Weavers”, formado pelas famílias que utilizam sinais vibratórios para detectar a presa em sua teia. As aranhas caçadoras foram agrupadas em “Cursorial Hunters”, que utilizam movimentos rápidos e saltos repetidos em diferentes intervalos de tempo e “Ambush Predators” que correspondem às aranhas que fazem emboscadas, ficando paradas por longos períodos à espera de suas presas.

Neste estudo “Cursorial Hunters” com 6 famílias, apresentou a maior abundância (56,5%), destacando-se Salticidae, Anyphaenidae e Corinnidae seguida por “Ambush Predators” com 5 famílias, responsável por 13,1% do total, com destaque para Selenopidae e Pisauridae. As aranhas tecelãs apresentaram os menores valores, “Orb-Weavers” (14,9%) e “Sheet-Web Weavers” (3,6%). Sparassidae e Symphytognathidae não são citadas por Silva & Coddington (*l.c.*), impossibilitando a sua classificação nestes agrupamentos. Resultados similares foram obtidos por Battirolo (2003) quando avaliou as guildas comportamentais da comunidade de aranhas em copas de *A. phalerata*.

### 4. Conclusões

Através desses resultados, verifica-se a influência do pulso de inundação sobre a composição e estrutura da comunidade de aranhas associada à copa de *C. brasiliense*, comprovando o papel controlador do regime hídrico sobre esse habitat. Os grupos dominantes obtidos nessa pesquisa correspondem aos mesmos amostrados nos estudos realizados em copas de outras espécies vegetais nessa mesma região, porém aqueles até então não amostrados em copas no Pantanal mato-grossense, evidenciam a especialização de determinados táxons a habitats específicos como os landis. Além disso, características peculiares dessas áreas, fazem com que exista uma maior competição por habitats, recursos e conseqüentemente, alterações nas comunidades animais associadas a essas áreas durante os ciclos sazonais existentes no Pantanal mato-grossense.

### 5. Referências Bibliográficas

- Adis, J.; Paarmann, W.; Fonseca, C.R.V. da.; Rafael, J.A (1997). Knockdown efficiency of natural pyrethrum and survival rate of living arthropods obtained by canopy fogging in Central Amazonia, p. 67-81. In N. E. Stork; J. Adis & R. K. Didham (eds.). *Canopy Arthropods* London, Chapman & Hall, 567 p.
- Adis, J.; Basset, Y.; Floren, A.; Hammond, W. & Linsenmair, K.E. (1998). Canopy fogging of an overstory tree - recommendations for standardization. *Ecotropica* 4: 93-97.
- Battirolo, L.D. (2003). Artropodofauna associada à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), durante o período de cheia no Pantanal de Poconé-MT. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, Brasil. xxii + 110p.
- Erwin, T.L. (1995). Measuring arthropod biodiversity in the tropical forest canopy. In: Lowman, M.D.; Nadkarni, N.M. (eds.), *Forest Canopies* Academic Press, San Diego, pp. 109-127.
- Franco, M. S. S. & R. Pinheiro. (1982). Geomorfologia. Levanta-

mento de Recursos naturais, Folhas SE.20 e 21. Corumbá, p. 161-224. In Brasil, Ministério das Minas e Energia. S. G. *Projeto RADAMBRASIL*. Rio de Janeiro. Vol (27).

Girard, P. & Nunes da Cunha, C. (1999). Relationship Between Surface and Groundwater during the Flood In Brazilian Pantanal. In: *Revista Boliviana de Ecología e Conservacion Ambiental*. p.33-40.

Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989). The Flood-pulse concept in River-Floodplains systems. In: Dodge, D.P (Editor). *Proceedings of the International Large River Symposium Canadian Special Publications for Fisheries and Aquatic Sciences* 06: 110-127.

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.

Platnick, N.I. (2000): Estimated spiders numbers. *Amer. Arachology* 61: 8-9.

Santos, G.B., Marques, M. I. Adis, J. e De Musis, C. R. (2003). Artrópodos associados à copa de *Scheelea phalerata* MART. (ARECACEAE), na região do Pantanal de Poconé-MT, p: 211-224. *Revista Brasileira de Entomologia*, 47 (2): 149-310.

Silva, D. & J.A. Coddington. (1996). Spider of Paktiza (Madre de Dios, Peru): Richness and Notes on Community Structure, p. 253-311. In D.E. Wilson & A. Sandoval (eds). *Manu – The biodiversity of Southeastern Peru*. Smithsonian Institution USA, 679 p.

Stork, N. E.; J. Adis & R. K. Didham (eds.), 1997. *Canopy Arthropods*. London, Chapman & Hall, 567 p.

Stork, N.E. & P.M. Hammond. (1997). Sampling arthropods from tree-crows by fogging with inseticides: lessons from studies of oak tree beetle assemblages in Richmond Park (UK), p. 3-27. In N. E. Stork; J. Adis & R. K. Didham (eds.). *Canopy Arthropods*. London, Chapman & Hall, 567 p.

### Artropodofauna associada à copa de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), durante o período de cheia no Pantanal de Poconé - Mato Grosso

Marinêz Isaac Marques<sup>a</sup> & Jorge Luiz-Silva<sup>a</sup>  
a – Universidade Federal de Mato Grosso, Depto. de Biologia e Zoologia, Cuiabá, Brasil  
m.marque@terra.com.br

#### 1. Introdução

Os artrópodes representam o mais diverso e abundante grupo sobre a Terra, além de compreender um dos grupos de maior sucesso na exploração dos mais variados habitats. Dentre os organismos que compõem o filo Arthropoda destacam-se os representantes da classe Insecta que, segundo BROWN (2001), ocupam o centro dos ecossistemas terrestres, pois se alimentam de matéria vegetal, fungos, detritos, insetos menores e constituem a base alimentar de outros invertebrados e vertebrados.

Dentre os ambientes ocupados por esses organismos, a copa apresenta-se como um dos menos estudados, principalmente nas regiões tropicais, tendo sido chamada de a “última fronteira biológica” (ERWIN 1982). No Pantanal mato-grossense poucas são as pesquisas relacionadas à ecologia de artrópodes, principalmente em copas de árvores, podendo-se citar os trabalhos realizados por Marques *et al.* (2001), que avaliaram a composição da comunidade de artrópodes em copas de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae) durante o período de seca, Santos *et al.* (2003) e Battirola (2003) que estudaram a composição da comunidade de artrópodes, diversidade de Coleoptera, estrutura de guildas tróficas, biomassa e frequência de grupos associados à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae) durante o período de seca e cheia, respectivamente.

Este estudo foi realizado no Pantanal de Cuiabá-Bento Go-

mes-Paraguaizinho, denominado Pantanal de Poconé, mais especificamente na localidade de Pirizal, entre os paralelos 16° 15' 24 "e 17° 54' 32" de Latitude Sul e 56° 36' 24 "e 57° 56' 23" de Longitude Oeste, município de Nossa Senhora do Livramento, Mato Grosso, onde ocorrem adensamentos monodominantes com predomínio de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), conhecidos popularmente como “cambarazais” e que estão relacionados diretamente com as áreas sazonalmente inundáveis.

Dessa maneira, este trabalho objetivou avaliar a composição e estrutura da comunidade de artrópodes associada à copa de *V. divergens* durante o período de cheia do Pantanal de Poconé - MT, permitindo uma avaliação da influencia da inundação sobre essa comunidade, bem como inferir a respeito dos padrões de ocorrência destes organismos neste habitat, utilizando a metodologia “canopy fogging”.

#### 2. Métodos

Para amostrar a comunidade de artrópodes durante o período de cheia (fevereiro de 2001) utilizou-se um exemplar de *V. divergens* empregando-se o método de “canopy fogging”, que consiste em fumigar copas de árvores utilizando-se piretróides sintéticos. Para a seleção da árvore amostrada seguiram-se os critérios propostos por Adis *et al.* (1998).

Para a coleta dos artrópodes o cambará selecionado teve todo seu diâmetro na base circundado por 33 funis de nylon, cada um medindo 1m de diâmetro. Esses funis, contendo em suas bases frascos de plástico com álcool a 92%, ficaram suspensos a cerca de 1m do solo através de cordas amarradas às árvores vizinhas. Após este preparo a fumigação foi efetuada por meio de um termonebulizador SWINGFOG modelo SN50, que produz um forte jato que foi direcionado a partir do solo para todas as partes da copa, durante cerca de 15 minutos. Os procedimentos de fumigação ocorreram às 6:00 horas da manhã, horário escolhido por ser a circulação de ar menos intensa permitindo que a nuvem de inseticida subisse vagarosamente através do dossel (Adis *et al. l.c.*). O inseticida utilizado, Lambdacialotrina a 0,5%, é um piretróide sintético não residual, vendido comercialmente com o nome de ICON, diluído em óleo diesel, sendo que para cada dois litros de óleo adicionaram-se 20 ml de inseticida, correspondendo a uma concentração de 1%. Associado a esse inseticida acrescentou-se um sinergista DDVP (0,1%) (“dichlovinyl dimetil phosphate”), que aumenta o efeito de queda (“knockdown”) sobre os organismos, aumentando a eficácia da metodologia.

Na árvore amostrada foi realizada uma pulverização e duas coletas subseqüentes. A primeira coleta ocorreu duas horas após a aplicação do inseticida, tempo estimado para a queda dos artrópodes e recomendado para a coleta (Adis *et al.* 1998). Neste momento, as paredes dos funis receberam leves batidas para que os artrópodes pudessem cair nos frascos coletores, sendo lavadas com auxílio de borrifadores com álcool a 92%, e os frascos coletores trocados por outros, para a realização da segunda coleta. Em seguida, a árvore foi fortemente sacudida com auxílio de cordas amarradas em suas folhas, para que os artrópodes que ainda permaneceram presos às folhas pudessem cair nos funis. Novamente, após duas horas, foi realizada a segunda coleta, seguindo-se os mesmos procedimentos da primeira. As amostras foram transportadas para o Laboratório de Entomologia no Instituto de Biociências da Universidade Federal do Mato Grosso e triadas e identificados ao nível taxonômico de ordem. Com relação à ordem Coleoptera, os indivíduos foram identificados ao nível taxonômico de família e morfoespécies (unidades taxonômicas reconhecíveis) e analisados seus agrupamentos em guildas tróficas de acordo com ERWIN (1983). Todo o material conservado em álcool encontra-se acondicionado no Laboratório de Entomologia do Instituto de Biociências da Universidade Federal de Mato Grosso.

#### 3. Resultados e Discussão

Foram amostrados 1807 artrópodes em 33 m<sup>2</sup> (54,7 ind./m<sup>2</sup>),

distribuídos nas classes Insecta, Arachnida, Crustacea, Diplopoda e Chilopoda. A classe Insecta (1569 ind.) com 15 ordens amostradas, foi a mais representativa, destacando-se Diptera (766 ind.; 49,1%), Hymenoptera (405 ind.; 25,9%), sendo a maioria Formicidae (295 ind.; 72,8%) e Coleoptera (155 ind.; 9,9%). Arachnida obteve 227 indivíduos representados por 3 ordens, sendo as mais abundantes Acari (148 ind.; 65,1%), Araneae (72 ind.; 31,7%) e Pseudoscorpiones (7 ind.; 3%). Crustacea (9 ind., 0,4%), Diplopoda (1 ind., 0,05%), e Chilopoda (1 ind., 0,05%), foram as menos representativas.

Segundo BASSET (2001), a classe Insecta pode ser considerada como o grupo mais comum na copa, além de Acari, que é capaz de explorar uma infinidade de habitats e Araneae, devido à relação desse grupo com outros invertebrados que se tornam suas presas potenciais. Esse mesmo autor considera que, a provável explicação para a baixa abundância de Pseudoscorpiones, Chilopoda e Diplopoda na copa, é explicada pelo fato desses grupos preferirem habitats crípticos, como cascas de árvores e galerias que dificilmente são amostrados pela metodologia de fumigação e Crustacea, por estarem associados aos habitats com maior umidade.

Com relação aos eventos de coleta realizados, obteve-se a maior abundância durante a primeira coleta (1416 ind.; 78%), e 391 indivíduos (22%) foram amostrados durante a segunda coleta. Observa-se, desta maneira, que apesar da eficiência da primeira coleta, muitos indivíduos ainda permanecem presos a copa de *V. divergens*, justificando a realização da segunda coleta. A maior abundância amostrada na 1ª coleta, assim como os grupos dominantes na comunidade de artrópodes obtidos nesse estudo coincidem com os encontrados em estudos anteriores realizados com essa mesma espécie vegetal durante o período de seca (Marques *et al.* 2001; Moraes 2001) e com *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), durante o período de seca (Santos *et al.* 2003) e cheia (Battirola 2003).

Através da distribuição dos funis coletores pode-se inferir a respeito da distribuição espacial desses organismos nesse habitat e verificar que a maior abundância de artrópodes foi obtida nos funis distantes do caule (807 ind.; 44,6%), seguidos pelos funis localizados próximos ao caule (513 ind.; 28,3%) e intermediários (487 ind.; 26,9%). Essa maior abundância de artrópodes obtida nos funis distantes do caule, pode estar associada à arquitetura da copa de *V. divergens* que apresenta uma maior concentração dos galhos, ramos e folhas nessa posição, o que favorece sobremaneira a utilização dos recursos alimentares pelos artrópodes. KOIKE *et al.* (1998), argumentaram que os fatores ambientais determinados pela estrutura da copa podem afetar a distribuição e atividade dos invertebrados associados a esse ambiente, o que pode explicar os resultados obtidos para *V. divergens*.

Com relação a ordem Coleoptera foram amostrados 146 indivíduos adultos distribuídos em 27 famílias e 64 morfoespécies, sendo Scarabaeidae (61 ind.; 41,7%), Staphylinidae (12 ind.; 8,2%) e Chrysomelidae, Curculionidae e Elateridae, com 8 (5,4%) indivíduos cada, as mais representativas. A dominância de Scarabaeidae e Staphylinidae pode estar relacionada ao fato da área de estudo ser utilizada por rebanhos bovinos como local de pastejo, pois esses insetos encontram-se frequentemente associados ao esterco. Sendo assim, já que as coletas foram efetuadas durante o período de cheia, é provável que os indivíduos pertencentes a essas famílias tenham utilizado a copa de *V. divergens* como local de refúgio para sobreviverem à inundação dessa região. As famílias Chrysomelidae, Curculionidae, Scarabaeidae e Staphylinidae com 7 morfoespécies cada, apresentaram a maior riqueza.

Com relação aos agrupamentos tróficos, obteve-se predominância de herbívoros (99 ind.; 67,8%), seguidos por predadores (24 ind.; 16,4%), saprófagos (13 ind.; 8,9%) e fungívoros (9 ind.; 6,1%). Analisando a riqueza de morfoespécies em cada agrupamento trófico, verificou-se que os herbívoros foram mais representativos (31 spp, 48,4%), seguidos pelos predadores (19 spp, 29,6%),

saprófagos (7 spp, 10,9%) e fungívoros (6 spp, 9,3%). A maior representatividade dos herbívoros, tanto em número de indivíduos quanto de morfoespécies, pode ser explicada pela teoria de concentração de recursos, onde se prevê que plantas ocorrentes em alta densidade são facilmente encontradas por insetos herbívoros, que conseqüentemente permanecem por um maior período de tempo sobre estas.

Do total de 64 morfoespécies identificadas, 54 (84,3%) correspondem aos "singletons", ou seja, morfoespécies com apenas um indivíduo amostrado, e 7 (10,9%) representam as espécies "doubletons", aquelas com dois indivíduos coletados. A compreensão da existência de espécies raras é a base para o entendimento dos padrões de diversidade das comunidades de Coleoptera em copas (ALLISON *et al.* 1993).

Os índices de diversidade de espécies de Shannon (H') e Simpson (D) aplicados para a comunidade de Coleoptera demonstraram uma média e alta diversidade, respectivamente. Através da equitabilidade de Shannon (H'), verifica-se uma alta uniformidade para essa comunidade, enquanto que para o índice de Simpson (D), a uniformidade foi reduzida.

#### 4. Conclusões

A composição da comunidade de artrópodes associada à copa de *V. divergens* durante o período de cheia no Pantanal mato-grossense possui como grupos dominantes Diptera, Hymenoptera e Coleoptera, coincidindo com trabalhos realizados anteriormente com essa mesma espécie vegetal e com outras espécies nessa mesma área de estudo.

A arquitetura da copa mostrou-se fundamental para a distribuição dos artrópodes nesse ambiente, já que a maior abundância foi obtida nas bordas, local onde se concentram galhos, ramos e folhas dessa espécie vegetal.

Com relação a Coleoptera as famílias Scarabaeidae e Staphylinidae foram as mais representativas em abundância e riqueza, provavelmente, por estarem associadas ao esterco existente na área de estudo devido ao pastejo dos rebanhos bovinos. Além disso, a dominância desses táxons indica que a copa de *V. divergens* pode estar sendo utilizada como abrigo durante as inundações periódicas nessa região, bem como ser hospedeiro de diversas espécies raras, fato comprovado pelo grande número de espécies "singletons".

#### 5. Referências Bibliográficas

- Adis, J.; Y. Basset; A. Floren; W. Hammond & K. E. Linsenmair (1998). *Canopy fogging of an overstory tree - recommendations for standardization. Ecotropica* 4: 93-97.
- Allison, A.; A. Samuelson & S. E. Miller (1993). *Patterns of beetle species diversity in New Guinea rainforest as revealed by canopy fogging: preliminary findings. Selbyana* 14: 16-20.
- Basset, Y. (2001). *Invertebrates in the canopy of tropical forests: how much do we really know?*, p. 87-107. *In* K. E. Linsenmair; A. J. Davies; B. Fiala & M. R. Speight (eds.). *Tropical forest canopies: ecology and management*. London, Kluwer Academic Publishers, 370 p.
- Battirola, L. D. (2003). *Artrópodos associados à copa de Attalea phalerata Mart. (Arecaceae), durante o período de cheia no Pantanal de Poconé-MT. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, Brasil. xxii + 110p.*
- Brown Jr., K. S. (2001). *Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares. 223-232 p. In* Rodrigues, R. R. & H. F. Leitão Filho (ed.). *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação. 2ª Ed. Editora da Universidade de São Paulo: FAPESP. São Paulo. 320 p.*
- Erwin, T. L. (1982). *Tropical forests: Their richness in Coleoptera and other arthropod species. The Coleopterists Bulletin* 36 (1): 74-75.
- Erwin, T. L. (1983). *Tropical forest canopies, the last biotic frontier.*

*Bull. Entomol. Soc. Amer.* 29 (1):14-19.

Koike, F.; S. Riswan; T. Partomihardjo; E. Suzuki & M. Hotta. (1998). Canopy structure and insect community distribution in a tropical rain forest of West Kalimantan. *Selbyana* 19(2): 147-154.

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.

Moraes, A. G. (2001). Artropodofauna obtida em copa de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), na região do Pirizal, Pantanal de Poconé - MT. Monografia de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá - MT. vi + 31 p.

Santos, G. B.; M. I. Marques; J. Adis & C. R. de Musis. (2003) Artrópodos associados à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae, na região do Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 47 (2): 211-224.

## Macrófitas aquáticas do sistema de Baías Chacororé – Sinhá Mariana, Pantanal de Barão de Melgaço – Mato Grosso

Monica Elisa Bleich<sup>a</sup>; José Julio de Toledo<sup>a</sup>, Nelson Laturner<sup>a</sup>; Márcia Cléa Vilela dos Santos<sup>a</sup>; Mara S. A. Abdo<sup>b</sup> & Carolina Joana da Silva<sup>c</sup>

<sup>a</sup>Mestrando (a) - Ecologia e Conservação da Biodiversidade – UFMT (mebleich@yahoo.com.br); <sup>b</sup>MSc. em Ecologia e Conservação da Biodiversidade – UFMT; <sup>c</sup>Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> PPG/IB Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade – UFMT

### 1. Introdução

O Pantanal é considerado a maior área úmida contínua do Planeta, sendo indicado como um dos quatro centros de diversidade de macrófitas aquáticas do Brasil (Pott & Pott, 2000).

O sistema de baías Chacororé – Sinhá Mariana está situado à margem esquerda do rio Cuiabá (entre 16°19' e 16°21' S e 55°51' e 55°57' W) nos municípios de Santo Antônio de Leverger e Barão de Melgaço (Da Silva & Figueiredo, 1999). A Baía Sinhá Mariana tem sua gênese no alargamento do canal do rio Mutum, que influencia diretamente sua morfometria e morfologia. Esse corpo d'água mantém-se ligado permanentemente ao rio Cuiabá através dos Corixos (canais temporários ou perenes) Tarumã e do Leme, e da conexão pela planície inundável durante o período da cheia (Da Silva & Figueiredo, 1999). Existem diferenças espaciais e sazonais nas características da água da baía, devido ao pulso de inundação e da constante entrada de água do Rio Mutum (Morini Lopes, 1999). Além disso, há entrada de água da Baía Chacororé através de corixos. Assim, pode-se considerar que existem dois tipos de água na Baía Sinhá Mariana, uma pouco turva de cor preta, sob influência do Rio Mutum, e outra barrenta (branca) devido à entrada de água do Rio Cuiabá e Baía Chacororé (Da Silva & Figueiredo, 1999; Pinto *et al.*, 1999).

O objetivo desse trabalho foi avaliar a composição florística, diversidade, similaridade e analisar a distribuição das espécies de macrófitas aquáticas de acordo com diferenças ambientais do sistema Rio Mutum – Baía Sinhá Mariana – Corixo Tarumã.

### 2. Métodos

As amostragens foram realizadas em quatro locais do sistema, no Rio Mutum (água preta), Baía Sinhá Mariana água preta, Baía Sinhá Mariana água branca e Corixo Tarumã (água branca). Fez-se o levantamento das espécies de macrófitas no período da vazante (maio de 2003), ao longo de transectos, que variaram de 2 a 15 m de extensão. Partindo da margem em direção à região limnética, alocaram-se pontos em intervalos de 0,5 m, onde através de um quadrado de 0,25 m<sup>2</sup> calculou-se a cobertura das espécies pelo método de Braun Blanquet (1979). A área total amostrada no Rio Mutum foi de 7,5 m<sup>2</sup>, na Baía Sinhá Mariana água preta 8,75 m<sup>2</sup>,

na Baía Sinhá Mariana água branca 11 m<sup>2</sup> e no Corixo Tarumã 7,75 m<sup>2</sup>. Em cada transecto, foram determinadas algumas variáveis limnológicas: profundidade (m), com bastão graduado; transparência da água (m), com disco de Secchi; turbidez (UNT), com turbidímetro; condutividade elétrica (mS.cm<sup>-1</sup>), com condutivímetro; pH e temperatura da água (°C), através de pHmetro com termistor acoplado.

Calculou-se a frequência absoluta (FA %), frequência relativa (FR %), valor de cobertura (VC %) e cobertura relativa (CR %) das espécies em cada local e analisou-se a diversidade através da riqueza de espécies (S), índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e índice de similaridade de Jaccard (Sj) (Magurram, 1988).

### 3. Discussão e Resultados

A maior média de profundidade ocorreu no Rio Mutum (2,1 ± 0,42 m) e a menor (1,76 ± 0,33m) na Baía Sinhá Mariana água preta. A maior média de temperatura da água ocorreu na Baía Sinhá Mariana água preta e Baía Sinhá Mariana água branca (27,50 ± 1,29 °C e 27,50 ± 0,20 °C, respectivamente) e a menor no Rio Mutum (25,85 ± 0,21 °C). A menor média de transparência da água foi 0,84 ± 0,24 m no Corixo Tarumã e a maior no Rio Mutum (2,05 ± 0,35 m). As maiores médias de condutividade elétrica, pH e turbidez ocorreram na Baía Sinhá Mariana água branca (65,43 ± 8,36 mS.cm<sup>-1</sup>, 6,41 ± 0,08 e 28,07 ± 7,67 UNT, respectivamente) e as menores no Rio Mutum (14 ± 4,24 mS.cm<sup>-1</sup>, 5,24 ± 0,06 e 5,08 ± 0,78 UNT, respectivamente). A transparência, turbidez e condutividade elétrica apresentaram valores que comprovam a existência de dois ambientes distintos no sistema, *i.e.*, água preta (Rio Mutum e Baía Sinhá Mariana água preta) e água branca (Baía Sinhá Mariana água branca e Corixo Tarumã). Na água branca, os valores de turbidez e condutividade elétrica foram mais altos que na água preta, sendo o inverso observado para transparência. Tais resultados corroboram Morini Lopes (1999), que encontrou distinção entre um ponto próximo ao Corixo Tarumã e outro na Baía Sinhá Mariana água preta.

Encontrou-se 33 espécies de macrófitas aquáticas, distribuídas em 25 gêneros e 21 famílias, sendo que 2 dessas (*Vigna longifolia* e *Cissus erosa*) não constam entre as 247 registradas por Pott & Pott (2000). As famílias mais representativas foram Pontederiaceae (5 espécies), Onagraceae e Cyperaceae (ambas com 3 espécies). Tal composição difere do padrão apresentado para todo Pantanal, no qual as quatro famílias mais representativas são Poaceae (22 espécies), Cyperaceae (17 espécies), Leguminosae e Scrophulariaceae (ambas com 14 espécies) (Pott & Pott, 1997).

As formas de vida mais abundantes foram as flutuantes livres (13 espécies) e flutuantes fixas (5 espécies). As espécies mais frequentes no Rio Mutum foram *Salvinia auriculata* (FA: 86,66% e FR: 25,24 %), *Eichhornia azurea* (FA: 83,3 % e FR: 24,27%) e *Utricularia gibba* (FA: 53,33 % e FR: 15,53 %), na Baía Sinhá Mariana água preta foram *Salvinia auriculata* (FA: 88,23 % e FR: 23,62 %), *Eichhornia crassipes* (FA: 67,64 % e FR: 18,11 %), *Oxycaryum cubense* (FA: 55,88 % e FR: 14,96 %) e *Eichhornia azurea* (FA: 44,11 % e FR: 11,84 %), na Baía Sinhá Mariana água branca *Eichhornia crassipes* (FA: 100 % e FR: 34,64 %), *Salvinia auriculata* (FA: 45,45 % e FR: 15,74 %) e *Pistia stratiotes* (FA: 22,72 % e FR: 7,87 %) e no Corixo Tarumã *Eichhornia crassipes* (FA: 80,64 % e FR: 21,36 %), *Salvinia auriculata* (FA: 67,84 % e FR: 17,94 %) e *Lemna valdiviana* (FA: 48,38 % e FR: 12,82 %).

As espécies com maiores valores de cobertura e cobertura relativa no Rio Mutum foram *Eichhornia azurea* (VC: 32,33 % e CR: 72,46 %), *Ludwigia sedoides* (VC: 5,59 % e CR: 12,53 %) e *Salvinia auriculata* (VC: 5,13 % e CR: 11,51 %), na Baía Sinhá Mariana água preta *Eichhornia crassipes* (VC: 25,64 % e CR: 59,82 %) e *Eichhornia azurea* (VC: 15,14 % e CR: 35,33 %), na Baía Sinhá Mariana água branca *Eichhornia crassipes* (VC: 73,18 % e CR: 93,00 %) e no Corixo Tarumã *Eichhornia crassipes* (VC: 40,49 % e CR: 47,93 %), *Salvinia auriculata* (VC: 15,58 % e CR: 18,44 %) e

*Lemna valdiviana* (VC: 15,09 % e CR: 17,86 %).

A predominância de espécies flutuantes livres ocorre porque a maioria dos ambientes amostrados são lênticos, exceto Rio Mutum. Contudo, as altas frequências de *Salvinia auriculata*, espécie flutuante livre, e *Utricularia gibba*, uma submersa livre, no Rio Mutum, podem estar relacionadas à dominância de *Eichhornia azurea*, que impede que as espécies livres sejam levadas pela correnteza.

O maior valor de similaridade foi encontrado entre Baía Sinhá Mariana água branca e Corixo Tarumã (Sj = 0,87). As espécies observadas em comum foram *Cissus erosa*, *Eichhornia crassipes*, *Eichhornia azurea*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Ipomea* sp., *Lemna valdiviana*, *Ludwigia helminthoriza*, *Neptunia prostrata*, *Oxycaryum cubense*, *Paspalum repens*, *Pontederia rotundifolia*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia auriculata*, *Vigna longifolia* e *Wolffiella oblonga*. A alta similaridade entre essas duas áreas é explicada pelas semelhanças das condições ambientais, constatadas através das variáveis limnológicas. Dessa forma, podem-se considerar as afirmações de que a turbidez (Sparks *et al.*, 1990; Van der Brink *et al.*, 1993) e a condutividade elétrica (Khedr & El-Demerdash, 1997) são variáveis determinantes de diferenças entre as comunidades de macrófitas aquáticas.

A maior riqueza de espécies foi verificada na Baía Sinhá Mariana água branca (S: 20) e a menor no Rio Mutum (S: 10). Contudo, o menor valor de diversidade foi encontrado na Baía Sinhá Mariana água branca (H': 0,52, E': 0,12) e o maior no Corixo Tarumã (H': 2,12, E': 0,50). Como o índice de Shannon – Wiener considera a uniformidade da abundância de espécies (Magurram, 1988), pode-se explicar o baixo valor de diversidade na Baía Sinhá Mariana água branca a despeito da maior riqueza de espécies nessa área. Nessa área, houve dominância de *Eichhornia crassipes*, que possivelmente teve melhor desenvolvimento devido aos valores de turbidez mais elevados em relação às áreas de água preta. Pois Segundo Amoros & Bornette (2002), espécies flutuantes livres podem ser recrutadas na superfície se a água for suficientemente rica em nutrientes.

É provável que o número de espécies encontradas nesse estudo seja subestimado, e o tamanho das áreas amostradas influencie nos resultados. É possível que em amostragens contemplando os períodos da seca, enchente e cheia, possam ocorrer outras espécies aqui não listadas, e mesmo, haver variações quanto à frequência e cobertura das espécies, pois Da Silva & Esteves (1993) e Abdo (1999), constataram em baías da região, que a biomassa de *Eichhornia crassipes*, *Eichhornia azurea* e *Pistia stratiotes* variou sazonalmente, sendo maior no período da cheia. Assim, devem ser efetuados estudos mais detalhados no sistema Rio Mutum – Baía Sinhá Mariana – Corixo Tarumã, a fim de compreender a dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas sob influência das variações nas condições ambientais regidas pelo pulso de inundação (Junk *et al.*, 1989; Junk & Da Silva, 1999) e estiação.

#### 4. Conclusões

A divisão do sistema de acordo com as características da água (preta e branca), parece ser efetiva tanto em relação às variáveis limnológicas quanto à comunidade de macrófitas aquáticas.

As condições ambientais favorecem o desenvolvimento de espécies flutuantes livres, principalmente em locais lênticos com maiores valores de turbidez e condutividade elétrica.

Para melhor compreensão da dinâmica da comunidade de macrófitas no sistema, sugerem-se estudos que compreendam o ciclo anual das águas.

#### 5. Referências Bibliográficas

Abdo, M.S.A. (1999). Biomassa, composição química e estoque de nutrientes em *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, na Baía do Ninhal Corutuba, Município de Barão de Melgaço, Pantanal Mato – Grossense. **Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá. 72 p.**

Amoros, C. & Bornette, G. (2002). **Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains.** *Freshwater Biology* 47: 761-776.

Braun Blanquet, J. (1979). **Fitosociologia: base para el estudio de las comunidades vegetales.** H. Blumes ediciones, Madrid. 820 p.

Da Silva, C.J. & Esteves, F.A. (1993). **Biomass of three macrophytes in the Pantanal of the Mato grosso, Brazil.** *Int. J. Ecol. Environ. Sci.* 19: 11-23.

Da Silva, C.J., Figueiredo, D.M. (1999). **Caracterização limnológica do sistema de baías Chacororé-Sinhá Mariana.** *Rev. Mato Grossense de Geografia* 3: 57-75.

Junk, W.J.; Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989). **The flood pulse concept in river-floodplain systems.** *In: D.P. Dodge (ed.) Proceeding of the International Large River Symposium.* Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106: 110-127.

Junk, W.J. & Da Silva, C.J. (1999). **O “conceito do pulso de inundação” e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso.** p. 17-28. *In: Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal: Manejo e Conservação, 2.* Anais... EMBRAPA, Corumbá.

Khedr, A.H.A. & El-Demerdash, M.A. (1997). **Distribution of aquatic plants in relation to environmental factors in the Nile Delta.** *Aquatic Botany* 56: 75-86.

Magurram, E.E. (1988). **Diversidad ecológica y su medición.** Ediciones Vedral, Barcelona. 200 p.

Morini Lopes, A.A.E.T. (1999). **Condições limnológicas e composição zooplânctônica da Baía Sinhá Mariana, Barão de Melgaço – Pantanal Mato-Grossense.** **Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá. 98 p.**

Pinto, A.A.; Da Silva C.J.; Girard, P.; Souza, M. & Nogueira, F. (1999). **The flood pulse and the limnological of the Sinhá Mariana baía in the Mato Grosso Pantanal, Brazil.** *Rev. Bol. de Ecol.* 6: 19-26.

Pott, V.J. & Pott, A. (1997). **Checklist das macrófitas aquáticas do Pantanal, Brasil.** *Acta Botânica Brasilica* 11: 215-227.

Pott, V.J. & Pott, A. (2000). **Plantas aquáticas do Pantanal.** EMBRAPA, Brasília. 404 p.

Sparks, R.E.; Bayley, P.B.; Kohler, S.L. & Osborne, L.L. (1990). **Disturbance and recovery of large floodplain rivers.** *Environmental Management* 14: 699-709.

Van der Brink, F.W.B.; De Leuw, J.P.H.M.; Van der Velde, G.; & Verheggen, G.M. (1993). **Impact of hydrology on the chemistry and phytoplankton development in floodplain lakes along the Lower Rhine and Meuse.** *Biogeochemistry* 19:103-128.

(Órgãos financiadores: CNPq/CAPES/UFMT/IB – Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade e Projeto Ecologia do Gran Pantanal/FAPEMAT – Projeto “Bases para o Monitoramento da Biodiversidade no entorno da Estação Ecológica de Taiamã e do Sistema de Baías Chacororé - Sinhá Mariana, no Pantanal Mato - Grossense”)

#### Frequência de morfos heterostílicos de *Eichhornia azurea* (Pontederiaceae) em duas populações diferentes de ambientes distintos

Paulo Agenor Alves Bueno <sup>a</sup> Nicolay Leme da Cunha <sup>b</sup> Elenice Cristaldo Cano <sup>b</sup> Edna Scremin Dias <sup>c</sup>

<sup>a</sup> Mestrado em Ecologia e Conservação – UFMS, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde - Universidade Católica Dom Bosco (pauloagenor@bol.com.br) <sup>b</sup> graduação Ciências Biológicas Universidade Federal de Mato Grosso do Sul <sup>c</sup> Departamento de Biologia Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

#### 1. Introdução

A heterostilia é uma especialização morfológica bem evidente de controle genético de polimorfismo floral. Espécies de plantas heterostílicas podem conter duas ou três formas de flores, que

diferem no tipo e comprimento do estame, tamanho do pólen, além de estratégias de auto-incompatibilidade (Barret, 1988). De acordo com a hipótese de Darwin (1877 *apud* Barret & Glover 1985) a heterostilia é um mecanismo para promover polinização efetiva mediada por insetos o que possibilita a obtenção de maior variabilidade genética (Santos, 2000). *Eichhornia azurea* é uma espécie da família Pontederiaceae (Monocotiledônea) que contém flores com heterostilia e apresenta estratégia de auto-incompatibilidade heteromórfica esporófitica (Richards, 1986), com flores trimórficas (Barret, 1979; 1988), sendo este sistema observado apenas nesta família (Barret, 1978; Richards, 1986). Entre as monocotiledôneas, a heterostilia é rara, e as espécies da família Pontederiaceae têm flores melitófilas, são polinizadas por abelhas solitárias e especialistas (Santos, 1997), e borboletas (Barret, 1978). Considerando que a reprodução sexuada, mediada pelo agente polinizador, seja a fonte de obtenção de variabilidade genética em sistemas heterostílicos, possivelmente a ocorrência dos três morfotipos em uma população, bem como a equivalência de suas freqüências deva possibilitar o máximo de variabilidade genética de acordo com o "pool" gênico de cada população. Além disso, a reprodução sexuada tem a vantagem de proporcionar melhor dispersão dos indivíduos, permitindo a colonização de novas áreas, e favorecendo a recombinação gênica (Hoffmann, 2000). Esta última possibilita a criação de genótipos mais variados podendo conferir à planta maior adaptabilidade em diferentes condições ambientais (Hoffmann, 2000). Esta espécie está amplamente distribuída no Pantanal e em alguns rios da região da Bodoquena. Estes ambientes possuem características físicas bastante distintas, possibilitando a análise de duas populações isoladas e com características peculiares.

Considerando a importância econômica e ecológica desta espécie, a ampla distribuição de *E. azurea* no Pantanal e nas áreas limitrofes, este trabalho visa analisar se há predominância de um dos morfos heterostílicos em duas populações ocorrentes em ambientes distintos, bem como se há interferência do ambiente na freqüência destes morfos.

## 2. Metodologia

O presente estudo foi realizado em dois ambientes distintos, a Baía da Medalha no Pantanal Miranda-Abobral e no Córrego Azul em Bodoquena-MS. A Baía da Medalha, localizada na região da Base de Estudos do Pantanal (UFMS) próximo às margens do Rio Miranda, estabelece com ele e outros corpos d'água, uma dinâmica ainda pouco conhecida, e tem provável origem de um meandro abandonado do Rio Miranda. Esta baía é do tipo perene e esta sujeita a flutuações no nível da água. Neste ambiente as águas são ricas em matéria orgânica e o solo apresenta argila, o que confere uma coloração escura e alta turbidez. A população de *Eichhornia azurea* que ocorre na Baía da Medalha é extremamente difusa se dispondo ao longo de toda sua margem. O Córrego Azul é um pequeno curso d'água localizado no município de Bodoquena - MS, afluente da margem esquerda do Rio Salobra, nasce na base de um morro, a partir de algumas surgências. Com apenas 400 metros de extensão, é pouco profundo, de água corrente, com cerca de 2 a 3 metros, com exceção de alguns pontos em que atinge em torno de 8 metros. O leito apresenta-se branco e inconsolidado devido a grande quantidade de conchas de pequenos gastrópodes (Hora & Souza, 1999).

Para amostrar a população de *Eichhornia azurea* que ocorre na Baía da Medalha, devido a sua grande extensão, dividiu-se a área ocupada pela espécie em 4 partes iguais, abrangendo a totalidade da população. A amostragem no Córrego azul foi efetuada ao longo das margens abrangendo toda a população de *E. azurea* ocorrente nas mesmas. Este procedimento foi necessário devido à correnteza dificultar o estabelecimento dos quadrantes.

A análise da freqüência comparando os dados obtidos nos dois locais de coleta - Baía da Medalha e Córrego Azul - foi realizada

por meio de teste  $\chi^2$ , com nível de significância de 95%.

## 3. Resultados e Discussão

A análise dos dados obtidos das amostras obtidas das populações de *Eichhornia azurea* da Baía da Medalha - Pantanal/MS e do Córrego Azul - Bodoquena/MS, mostrou que a freqüência de ocorrência dos três morfos heterostílicos não diferiu significativamente, sendo a distribuição das freqüências entre os três morfos, mais homogênea no Córrego Azul. Ao comparar-se dados obtidos para as duas populações, não foram encontradas médias significativamente diferentes (GL=2; p= 0,1235).

Apesar das diferenças ambientais a que as duas populações de *Eichhornia azurea* estão submetidas, as freqüências dos três morfos não diferiram significativamente nos dois ambientes. A manutenção da equivalência na freqüência dos morfos, permite que tipos florais estejam disponíveis para a polinização. Essa equivalência possivelmente proporcione fecundações que contemplem a maior recombinação gênica possível, aproveitando o pool gênico de cada população. Esses resultados reforçam a importância da reprodução sexuada para populações desta espécie em diferentes condições ambientais. Pode ainda corroborar com a idéia já proposta por Darwin (1877) de que a heterostilia é um mecanismo para a polinização efetiva e conseqüentemente uma maneira desta planta obter maior variabilidade genética.

## 4. Conclusões

Como observado por Santos (2000), *E. azurea* é uma planta que tem na reprodução vegetativa seu principal mecanismo de colonização. Esse tipo de reprodução não oferece oportunidade de variação genotípica, tendo menores chances de adaptações às condições ambientais (Burns & Bottino, 1989; Smekens & Van Tienderen, 2001). A variabilidade genética nessas populações possivelmente seja obtida através de visitas aleatórias dos polinizadores que encontram flores dos três morfos heterostílicos em freqüências equivalentes. As visitas estariam promovendo fecundações cruzadas resultando numa descendência geneticamente diferente da geração parental. A Auto-incompatibilidade apresentada por *E. azurea*, em decorrência dos morfos heterostílicos e do pólen da planta doadora, promove a otimização da fecundação em relação à planta receptora (Santos 1997), sendo assim, freqüências semelhantes do número de flores na população, aumentaria a probabilidade de obtenção de frutos por morfo heterostílico. Destaca-se então a coerência dos resultados obtidos no que se refere à importância da aquisição de maior variabilidade possível nessas populações. Essa maior variabilidade é importante para qualquer população, pois permite a existência de diferentes genótipos que podem reagir a condições ambientais mais variadas (Hoffman, 2000).

## 5. Referências Bibliográficas

- Barret, S.C.H. (1978). *Floral biology of Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth (Pontederiaceae). *Aquatic Botany*. 5: 217-228.
- Barret, S.C.H. (1979). *Sexual reproduction in Eichhornia crassipes* Seed production in natural populations. *Journal of Applied Ecology*. 17: 113-124.
- Barret, S.C.H. (1988). *Evolution of breeding systems in Eichhornia azurea* (Pontederiaceae): a review. *In: Ann. Missouri Bot. Gard.* 75: 741-760.
- Barret, S.C.H. & Glover, D.E. (1985). *On the Darwinian hypothesis of the adaptive significance of tristylly*. *Evolution*. 39: 766-774.
- Burns, G.W. & Bottino, P.J. (1989). *Genética. Guanabara Koogan - Rio de Janeiro*.
- Hoffmann, W. A. (2000). *The relative importance of sexual and vegetative reproduction in cerrado woody plants*. *In: Tópicos Atuais em Botânica: Palestras do 51º Congresso Nacional de Botânica. EMBRAPA Recursos Genéticos e Biotecnologia/Sociedade Botânica do Brasil*.
- Hora, R.C. & Souza P.R. (1999). *Onde até as cachoeiras crescem*

In: Nos Jardins Submersos da Bodoquena. 111-131, UFMS – Campo Grande-MS.

Richards, A.J. (1986). *Plant Breeding Systems*. George Allen & Unwin, London.

Santos, I.A. (1997). *Melittophilous plants, their pollen and flower visiting bees in Southern Brazil: B. Pontederiaceae*. Biociências, Porto Alegre, v.5, n.2, p.3-18, dez. 1997.

Santos, I.A. (2000). *Ancylselis gigas* Friese (Emphorini, Apoidea) in Southeastern Brazil and the Importance of Aquatic Plants to bee Diversity. *Biogeographica*. 76 (4) : 179-184 Paris.

Smekens, M.J. & van Tienderen, P.H. (2001). *Genetic variation and plasticity of Plantago coronopus* under saline conditions. *Acta Oecologica* 22:187-200.

## O Bugio *Alouatta caraya* como dispersor de sementes nos fragmentos florestais do Pantanal do Abobral

Ricardo Anghinoni Bocchese<sup>1</sup>, Ubirazilda Maria Resende<sup>1</sup>, Andréa Lúcia Teixeira de Souza<sup>2</sup> (altsouza@nin.ufms.br), Érica de Souza Módena<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Biologia, Universidade Para o Desenvolvimento do Estado e da Região do Pantanal – UNIDERP

<sup>2</sup>Departamento de Biologia, CCBS, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS

### 1. Introdução

A dispersão de sementes representa a última etapa do ciclo reprodutivo das plantas, influenciando diretamente a demografia e a estrutura das comunidades vegetais, através da sua interferência na habilidade de colonização de diferentes espécies de plantas e do fluxo gênico entre populações (Nathan e Muller-Landau 2000). Para plantas dispersas por vertebrados, a movimentação de frugívoros dentro e entre habitats pode reduzir a mortalidade da prole de plantas com o aumento da distância da planta-mãe, facilitar a colonização de habitats abertos e a ocupação de microhabitats favoráveis (Howe 1986). No entanto, a estrutura de comunidades de vertebrados pode variar entre diferentes escalas espaço-temporais, devido principalmente às suas relações com a estrutura da vegetação predominante (Terborgh *et al.* 1990). Habitats fragmentados pode levar a falta de recursos suficientes para manter populações estáveis de algumas espécies de agentes dispersores levando a efeitos negativos na manutenção de populações de espécies vegetais (Collins *et al.* 1982, Fuentes 2000, Pearson & Manuwal 2001). Além disto, o tipo de habitat pode influenciar fortemente as taxas de remoção de sementes pós dispersas, uma vez que a presença de vegetação circundante ao local de deposição das sementes pode determinar a presença e abundância de predadores de sementes ou de dispersores secundários.

O gênero *Alouatta* (Subordem Platyrrhini, família Ateridae) é amplamente distribuído na Região Neotropical, ocorrendo desde o sul do México ao norte da Argentina. *Alouatta caraya* Humboldt é o primata mais abundante nos fragmentos florestais do Pantanal sendo comumente observado tanto nos capões e matas semi-decíduais. Esta espécie é frequentemente observada se alimentando de frutos de espécies arbóreas na região, mas poucos estudos quantificaram a abundância de sementes e a composição em espécies transportadas por estes animais.

As sub-regiões Abobral e Miranda (*sensu* Adámoli 1982), do Pantanal Sul-Matogrossense são caracterizadas por fatores edáficos, climáticos e hidrológicos, sazonais, com períodos anuais de enchen-tes e vazantes. As formações florestais mais comuns da região são os capões, cordilheiras e matas ciliares que constituem de fragmentos naturais inserida numa matriz de campos que são sazonalmente inundáveis. O objetivo deste estudo foi quantificar a chuva de se-

mentes em capões do Pantanal do Abobral e a proporção de sementes dispersas pelo bugio *A. caraya* ao longo de dez meses incluindo toda a estação seca. Além disto este estudo estimou a proporção de sementes removidas no solo junto com as fezes do bugio.

### 2. Metodologia

Este estudo foi conduzido em quatro capões da Fazenda Santa Clara a 20 Km da Base de Estudos do Pantanal da UFMS localizadas entre 19° 34' S e 57° 00' W. Os capões são de forma circular com um centro composto de floresta e uma borda caracterizada por uma faixa que contorna os capões e é totalmente dominada por acuris, *Scheelea phalerata* (Mart. ex Spreng.) Burret. Dentro desta faixa pode ser observado ocasionalmente alguns exemplares da figueira mata-pau *Ficus dendrocida* Kunth.

Em cada um dos quatro capões amostrados, foram marcadas aleatoriamente duas parcelas circulares com 10m de raio compondo os sítios amostrais. A abundância e a composição em espécie do estrato arbóreo foi determinado em todas as parcelas para auxiliar na identificação das sementes, através da identificação e registro de todas as árvores com DAP (Diâmetro a Altura do Peito 1,3m) acima de 5,0cm.

Esta coleta de dados foi feita entre fevereiro e outubro de 2002. A chuva de sementes foi monitorada através de coletores de sementes (100x60x5cm) dispostas em dois locais aleatorizados dentro de cada um dos quatro fragmentos estudados para quantificar a chuva de sementes e a proporção de sementes removidas pós-dispersão. Os coletores foram feitos de armação de madeira com a parte basal de tela de nylon (abertura de malha = 1mm) para evitar o acúmulo de água de chuva sem perda de sementes. Em cada sítio amostral foram dispostas dois grupos de coletores de sementes. O primeiro grupo amostral era composto de as coletores posicionadas a dois metros de altura, dispostas no topo de uma barra de zinco usada como haste de sustentação. O uso deste tipo de armadilha teve como objetivo descrever a abundância de sementes que caem diretamente no solo ou através da deposição por agentes dispersores primários, prevenindo o efeito da predação e dispersão secundária por insetos e mamíferos. O segundo grupo amostral constituiu de coletores que eram colocadas diretamente no solo. Esses coletores foram vistoriados em intervalos de 15 dias nos meses de fevereiro a junho e a intervalos de 30 dias entre os meses de julho a outubro, totalizando 11 coletas de campo. Todo o material vegetal contido nos coletores era cuidadosamente recolhido e acondicionados em sacos plásticos. No laboratório, este material era transportado por sacos de papel e colocados na estufa para secagem por 24 horas. Após este período, as sementes eram separadas, identificadas até espécie e contadas. As espécies de plantas identificadas através das sementes foram categorizadas em espécies não dispersas por vertebrados, anemocóricas e autocóricas e espécies dispersas por animais (zoocóricas), para a avaliar o efeito dos animais dispersores que ocupam o estrato médio da vegetação na chuva de sementes. As fezes de *A. caraya* presentes nos coletores eram separadas e examinadas separadamente.

### 3. Resultados

Nos quatro capões amostrados foram registradas um total de 12006 sementes, ao longo do período do estudo, pertencentes a 47 espécies de plantas nos quatro capões amostrados do Pantanal do Abobral. Nas fezes do bugio *A. caraya*, foram registradas 7685 sementes em 12 espécies arbóreas distribuídas em sete famílias durante todo o período de estudo, o que representou 64,7% do total de sementes coletadas.

As espécies de plantas registradas nas fezes do bugio variou ao longo do tempo. No mês de fevereiro foram coletadas mais sementes de *Psidium guajava*, enquanto que nos meses de março, abril e maio as sementes de *Melicoccus lepidopetalus*, *Cecropia pachystachya* e *Ficus dendrocida* foram as mais abundantes nas fezes de *A. caraya*. As duas últimas também apresentaram um pico em julho e agosto. Entre os meses de junho e setembro também foram coletadas uma



grande quantidade de *F. pertusa* e de *Diospyros obovata*, esta época coincide com a estação mais seca do ano. No final do período amostral, em outubro foram registradas uma maior quantidade de *Guazuma ulnifolia* e *Sterculia apetala*.

O número de sementes registradas diferiu entre os tratamentos, sendo que foi significativamente mais alto nos coletores posicionados nas hastes de alumínio do que as armadilhas dispostas no solo.

#### 4. DISCUSSÃO

O bugio *A. caraya* ocupa o estrato superior da vegetação e esta espécie foi responsável pelo deslocamento de pelo menos 64,7% do total das sementes coletadas durante o período. Alguns estudos em regiões tropicais tem mostrado que os primatas exercem uma importante contribuição para a dispersão de sementes, uma vez que representam 25 a 40% da biomassa de frugívoros (Terborgh 1983, Chapman 1989). Nas fezes de *Alouatta caraya* foram encontradas 13 espécies arbóreas sendo oito espécies com maior abundância de sementes que se sucederam na sua dieta ao longo do período amostrado, o que sugere os bugios parecem exercer um importante papel no transporte de sementes de pelo menos oito espécies arbóreas dos fragmentos no Pantanal. Por outro lado, a manutenção de populações estáveis de bugio na região deve depender da conservação de uma grande quantidade de espécies arbóreas que frutificam em diferentes épocas do ano.

As diferenças registradas entre o número de sementes dos estratos superiores com relação as coletores posicionadas no solo, referentes as fezes do bugio sugerem uma alta atividade de dispersores secundários. A dispersão secundária especialmente por besouros scarabeídeos são frequentes em regiões tropicais e sub-tropicais e podem prevenir a predação de sementes exercendo uma importante influência na dinâmica de florestas (Shepherd & Chapman 1998, Vulinec 2000). No entanto, estudos que enfocam as proporções de sementes que são removidas por dispersores secundários versus predadores de sementes são necessários para esclarecer estas questões.

#### 5. Conclusão

Os resultados obtidos neste estudo sugerem que a conservação de *A. caraya* é de extrema importância para a manutenção dos fragmentos florestais do Pantanal. Os programas de restauração de áreas degradadas na região devem considerar as espécies que frutificam em épocas de escassez de recursos visando a atração de frugívoros e a manutenção de suas populações nestes locais, o que pode acelerar os processos sucessionais através do transporte de sementes. Muitos pesquisadores tem enfatizado a necessidade de um suprimento adequado de sementes para a regeneração de áreas desmatadas (Nathan & Muller-Landau 2000). Lamb (1997) mostrou que em locais onde foram plantadas espécies arbóreas que atraem frugívoros, a densidade de plântulas após 4,5 anos poderia aumentar em até sete vezes quando comparadas com locais onde foram plantadas somente espécies não-atrativas para frugívoros.

Dados de quantificação e identificação da chuva de sementes e da descrição de alguns aspectos sobre as taxas de remoção de sementes pós-dispersa, bem como, a proporção de sementes e a composição em espécies de plantas transportadas por vertebrados, podem fornecer subsídios para o estudo da biologia de espécies arbóreas potenciais para o uso na recuperação de áreas degradadas e auxiliar a identificação de seus agentes dispersores.

(Apoio: Rede de Sementes do Pantanal / Fundo Nacional do Meio Ambiente)

#### 6. Referências Bibliográficas

Adámoli J. 1982. O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados: discussão sobre o conceito de complexo do Pantanal. *In* Anais do 32º Congresso nacional da Sociedade Botânica do Brasil, Teresina, Universidade Federal do Piauí. p.109119.

Chapman CA. 1989. Primate seed dispersal: the fate of dispersed

seeds. *Biotropica* 21:148-154.

Collins SL, James FC, Risser PG. 1982. Habitat relationships of wood warblers (Parulidae) in northern central Minnesota. *Oikos* 39: 50-58

Fuentes M. 2000. Frugivory, seed dispersal and plant community ecology. *Tr Ecol Evol* 15: 487-488

Howe HF. 1986. Seed dispersal by fruit-eating birds and mammals. *In* Murray (ed) *Seed Dispersal*, pp 123-189. Academic Press, NY.

Lamb D, Parrota J., Keenan R. & Tucker N. 1997. Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest lands. *In* Laurance W.F. & Bierregaard Jr. R.O. (eds) *Tropical Forest Remnants*. Pp366-385.

Nathan R & Muller-Landau HC. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Tr Ecol Evol* 15: 278-285.

Pearson SF & Manuwal DA. 2001. Breeding bird response to riparian buffer width in managed pacific northwest Douglas-Fir Forests. *Ecol Appl* 11: 840-853.

Shepherd, V.E. & Chapman C.A. 1998. Dung beetles as secondary seed dispersers: impact on seed predation and germination. *Journal of Tropical Ecology* 14:199-215.

Terborgh J. 1983. *Five New World primates. A study in comparative ecology*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.

Terborgh J, Robinson SK, Parker III TA, Munn CA & Pierpont N. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecol Monogr* 60: 213-238

Vulinec K. 2000. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae), monkeys, and conservation in Amazonia. *Fla. Entomology* 83:229-241.

#### A construção e a mudança temporal da cobertura vegetal na bacia hidrográfica do Rio Taquari (MS/MT)

ROZELY Ferreira dos Santos - FEC, LAPLA, UNICAMP

(Campinas, SP) - roze@fec.unicamp.br

Myrian de Moura Abdon - DSR, INPE (São José dos Campos, SP)

João dos Santos Vila da Silva - Embrapa Informática Agropecuária (Campinas, SP)

Arnildo Pott - Embrapa Gado de Corte (Campo Grande, MS)

#### 1. Introdução

Deve-se reconhecer que o estado atual de um meio natural não é o produto de impactos individuais independentes, mas o resultado de um conjunto de interferência que se propagam ao longo do tempo. Segundo COCKLIN et al. (1992), as mudanças no ambiente são consequência do efeito combinado de fatores de degradação presentes e passados e, para DORNEY (1989), elas devem ser discutidas e traduzidas em cenários, os quais podem indicar os resultados futuros, apropriados ou inapropriados. A combinação desses fatores é complexa, mas cada um deles pode ser visto como um fator de degradação, predominando em diferentes pontos, no tempo e no espaço. Sendo assim, as paisagens passadas e presentes têm diferentes trajetórias possíveis e a tarefa de um planejador é concentrar os esforços nos pontos críticos que afetam essa trajetória numa ação preventiva.

Nessa visão, a estratégia é o acompanhamento da evolução temporal e espacial do uso das terras, dos recursos naturais e, principalmente, da cobertura vegetal. A compreensão da dinâmica do passado traz informações sobre possíveis tendências, velocidade de transformação e dá suporte para a tomada de decisão em planejamentos ambientais.

Partindo desse contexto, objetiva-se representar as mudanças ocorridas na cobertura vegetal entre 1994 e 2000 por meio da construção de cenários passados, conceituados como interpretações de momentos no tempo de uma paisagem. A interpretação das perdas e

ganhos da cobertura vegetal e seu significado para a conservação da área foram feitos por meio da avaliação da evolução das ações antrópicas, em relação a distribuição no espaço e no tipo de ação exercida.

### 2. Métodos

#### Área de estudo

A bacia hidrográfica do alto rio Taquari (BAT) está localizada entre as coordenadas 17° 15' S a 19° 30' S e 53° 00' W a 55° 00' W, adjacente ao Pantanal, no Estado de Mato Grosso do Sul e uma pequena parte no Estado de Mato Grosso. Possui uma área total de 28.046 km<sup>2</sup>, abrangendo 14 municípios. Três municípios estão no MT, abrangendo 13,27% da área total, com destaque para Alto Araguaia que responde por 11,03% da BAT. Os municípios restantes estão no MS, abrangendo 86,73% da área total, com destaque para Camapuã, Alcinópolis e Coxim, que respondem, respectivamente por 25,63%, 15,65% e 14,10% da BAT. Apresenta clima do tipo Aw, com chuva anual média entre 1400 a 1600 mm, concentrando-se, mais de 70%, nos meses de outubro a março. É constituída pelas Formações: Bauru, Botucatu, Serra Geral, Ponta Grossa, Furnas e o Grupo Cuiabá. O relevo é composto por planaltos e planaltos residuais sempre circundados por escarpas, às vezes configurando frentes de *cuesta* dissimuladas pelas atividades erosivas e depressões. A superfície varia de suavemente dissecada a bastante dissecada, com altimetria entre 300 e 900 metros. O solo é predominado por Latossolos, Areias Quartzozas, Podzólicos e Litólicos, coberto pela vegetação natural de Savana (Florestada e Arborizada) e Floresta Estacional Semidecidual.

#### Metodologia

As informações para o mapeamento da cobertura vegetal do ano de 1994 foram obtidas do Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (PCBAP), elaborado por POTT *et al* (1997), cujo trabalho obedeceu a seguinte seqüência metodológica: (a) interpretação visual de imagens de satélite na escala de 1:250.000, do ano de 1994, obtidas pelo satélite Landsat-TM5; (b) informações obtidas em trabalhos de campo entre 1994 e 1995 com localização de pontos amostrais por GPS; (c) análise de estudos existentes sobre a área; (d) elaboração de mapas preliminares; (e) correção dos mapas por aferição de pontos; e (f) reinterpretação e digitalização através dos Sistemas de Informações Geográficas SITIM/SIGI-340 e SPRING. Foi adotado o sistema para classificação da vegetação, proposto por VELOSO e GÖES-FILHO (1980) e atualizado por IBGE (1992).

Essas informações foram recuperadas e retrabalhadas para compor o banco de dados. Posteriormente estes dados foram comparados com os obtidos para a cobertura vegetal do ano 2000. Para tanto, foi elaborado, como dado primário, o mapa de cobertura vegetal da BAT do ano de 2000, com uso de imagens Landsat-TM7, utilizando o mesmo procedimento metodológico descrito acima. Porém, a interpretação foi elaborada com janelas visuais na escala aproximada de 1:120.000, utilizando o SIG SPRING. Está sendo adotada a legenda da vegetação utilizada no PCBAP, acrescida de novas informações, quando necessário. Foram realizados dois trabalhos de campo (março/2002 e setembro/2002) para verificar e caracterizar melhor as áreas investigadas. Ressalva-se que a vegetação secundária, fases iniciais (rebrotas, capoeiras arbustivas, reflorestamento abandonado), nas quais predomina vegetação herbácea-arbustiva, foram computadas como áreas de uso (como pastagem), enquanto áreas mais recuperadas, com dominância de árvores, foram classificadas como o padrão da vegetação natural. Salienta-se que houve um refinamento no mapeamento de 2000, agregando áreas na classe de tensão ecológica (transição), que em 1994 foram mapeadas como Savana.

Os mapas das duas datas das imagens utilizadas foram cruzados entre si em SIG SPRING e as perdas de vegetação natural foram estimadas através de seus módulos de cálculo. Os recursos financeiros foram custeados pelos projetos FAPESP 01/10555-2 e FUNDECT 234/00.

### 3. Resultados

De acordo com POTT (1997) a bacia hidrográfica do alto rio Taquari possui vegetação de duas grandes regiões fitoecológicas: Savana (Cerrado) e Floresta Estacional Semidecidual. Essas duas fisionomias podem ser dissociadas em oito classes de vegetação natural: Floresta Estacional Semidecidual Aluvial; Floresta Estacional Semidecidual Submontana; Savana Florestada; Savana Arborizada; Savana Gramíneo-Lenhosa; Savana Florestada + Arborizada; Savana Arborizada + Florestada; Savana Arborizada + Gramíneo-Lenhosa; e Enclave de Savana/Floresta Estacional Semi-decidual. Em 1994 os percentuais de cobertura dessas oito classes eram, respectivamente (em km<sup>2</sup> e porcentagem): 776,75 (2,77); 297,30 (1,06); 2.292,50 (8,19); 5.043,14 (18,01); 0,69 (0,00); 29,66 (0,11); 233,36 (0,83); 139,98 (0,50); e 2.900,46 (10,36).

Nessa época, a cobertura vegetal natural da BAT representava cerca de 42% do seu território, sendo que os 58% (16.232 km<sup>2</sup>) restantes foram desmatados para pastagens, agricultura e urbanização. Salienta-se que 85% desse total desmatado foram convertidos em pastagens cultivadas para a criação de bovinos de corte. A vegetação remanescente era, predominantemente, de Savana (Cerrado), representando 27,6% da bacia hidrográfica, ou 66% da vegetação nativa ainda existente. No domínio da Savana, a Formação Savana Arborizada (cerrado ou cerrado aberto) representava a maior área coberta da BAT, respondendo por 18% do seu território. As áreas de tensão ecológica, mapeadas como encaves de Savana e Floresta Estacional Semidecidual (SF), representavam 10,3% da bacia, ou 24,7% do remanescente da vegetação natural.

No ano 2000 a cobertura vegetal natural representava 37,9% do território da bacia, ou seja, foram eliminados cerca de 4% em um período de seis anos. A vegetação remanescente ainda era, predominantemente, a Savana (Cerrado). Os percentuais de cobertura eram: Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (<0,01); Floresta Estacional Semidecidual Submontana (0,01); Savana Florestada (3,70); Savana Arborizada (9,46); Savana Gramíneo-Lenhosa (2,63); Savana Florestada + Arborizada (1,89); Savana Arborizada + Florestada (1,60); Savana Arborizada + Gramíneo-Lenhosa (0,00); e Enclave de Savana/Floresta Estacional Semidecidual (11,70).

Alerta-se para a grande perda das áreas de Florestas Estacionais, praticamente desaparecendo da região, restando apenas alguns fragmentos. Ecossistemas de grande importância que ainda tem representatividade na região são os de transição, tanto entre as fisionomias de Savana e Floresta Estacional, como entre as fisionomias de Savana. As áreas de tensão ecológica representam cerca de 20% da região da bacia hidrográfica do alto rio Taquari, ou quase a metade (48,9%) do remanescente da vegetação natural existente na área.

A variabilidade de tipos fisionômicos ainda é bastante grande. Assim, dentro do grupo Savana encontram-se tipos regionalmente identificados como Cerradão, Cerrado aberto, Cerrado denso, Veredas ou Campo cerrado, sendo que a Formação Savana Arborizada representa a segunda maior área coberta da bacia hidrográfica, respondendo por 10,2% de todo território. A diversidade entre as fisionomias foi verificada pela identificação de 575 espécies. A diversidade de espécies é grande, mesmo entre fragmentos de uma mesma formação. Assim, por exemplo, Cerradão sobre solo rico em cálcio (tipo mesotrófico) é melhor caracterizado pelas espécies *Anadenanthera colubrina* var. *cebil*, *Attalea phalerata*, *Combretum leprosum*, *Dipteryx alata* e *Terminalia argentea*, enquanto que no Cerradão do tipo distrófico predominam *Eriotheca gracilipes*, *Miconia* spp., *Mouriri elliptica*, *Qualea parviflora* e *Salvertia convallariodora*.

Levantamentos recentes de campo mostram, também, uma grande diversidade nos parâmetros fitofisionômicos, dependentes da situação fisiográfica em que se encontram. Assim, por exemplo, para a classe Savana Arborizada foi encontrado em Coxim, sobre

Área Quartzosa, árvores em média com 5,5 m de altura, poucas ultrapassando 15 m. Sobre Latossolo Vermelho Escuro arenoso ocorrem árvores com cerca de 5,5 m, com algumas chegando a 11 m. Em São Gabriel D'Oeste, sobre Latossolo Vermelho Escuro arenoso, algumas poucas árvores alcançam 10 m, com frequentes sinais da ação do fogo.

As perdas de vegetação natural ainda ocorrem em função das pastagens plantadas, que vem crescendo na região, com uma perda estimada de 17.368 km<sup>2</sup> até o ano 2000. Apesar do maior percentual envolver pastagens plantadas (campos antrópicos), uma parcela menor utiliza a própria vegetação natural – campos resultantes de processos de regeneração natural, do abandono, da exaustão do solo pela perda de fertilidade ou cerrados alterados para a pastejo do gado (campos antropizados). A maior perda de solo e a maioria das voçorocas são observadas em áreas de pastagem plantada em solo de grande suscetibilidade a erosão. A ausência de cobertura vegetal natural agrava essa situação, verificada em campo como o principal fator de impacto na região. Tais impactos também já foram discutidos por PLANO (1997) e GALDINO et al. (2002). Na região, as *Brachiarias* (*B. brizantha*, *B. decumbens*, *B. humidicola*) são as plantas introduzidas que mais afetam a vegetação natural, invadindo-a e excluindo espécies herbáceas nativas. Há outras gramíneas africanas de introdução mais antiga, como *Hypparhenia rufa* (jaraguá) e *Melinis minutiflora* (capim-gordura), que se tornaram subspontâneas, mas menos competidoras com as plantas herbáceas e arbustivas autóctones.

Dos 62% do território que tem algum tipo de atividade ou ocupação humana, menos de 20% desse total são usados como área agrícola, basicamente concentrada em São Gabriel do Oeste, Costa Rica e Alto Taquari e, em escala bem menor, ao norte de Coxim. Nestas áreas planta-se soja, cana, milho, entre outras. Pelo próprio tipo de plantio adotado para a região, é muito comum observar em campo o preparo de colheita e início do preparo de solo para plantio, práticas que expõem extensas áreas de solo nu. De forma comum, a colheita é mecanizada e os donos da terra utilizam-se de queimadas para “limpar os pastos”. Apesar de ocorrerem áreas com adequabilidade do relevo e solo para reflorestamentos, eles não ocupam parcelas efetivas na região.

#### 4. Conclusão

Este trabalho aponta a necessidade de se tomar medidas urgentes de proteção a Floresta Estacional Semidecidual e aos ecossistemas de transição (Savana e Floresta Estacional Semidecidual e entre tipos de Savana) na bacia hidrográfica do alto curso do rio Taquari. Os sistemas transicionais ainda tem fragmentos de tamanho e forma adequados à preservação, mas são muito pouco estudados na região e, pela atual tendência de uso da terra, a probabilidade é perdê-los, seja pelo grau de isolamento entre fragmentos ou pelo avanço dos campos antrópicos. A velocidade de perda dessas coberturas vegetais, bem como a importância de suas ocorrências nessa específica região justificam a solicitação de uma proteção mais efetiva aos fragmentos remanescentes. Além disso, a conservação e a recuperação dos ecossistemas diminuiria a intensidade da erosão que é a origem dos principais impactos ambientais na região.

#### 5. Referências bibliográficas

- COCKLIN, C.; PARKER, S.; HAY, J. *Notes on Cumulative Environmental Change II: a Contribution to Methodology*. Journal of Environmental Management. 1992. 35-51-67.
- DORNEY, R.S. *The professional practice of Environmental Management*. New York: Springer Verlag Ed., 1989. 228p.
- GALDINO et al. *Impactos da Agropecuária nos Planaltos sobre o Regime Hidrológico do Pantanal*. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2002. 5p. (Circular Técnica, 37).
- IBGE. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92p.

PLANO DE CONSERVAÇÃO DA BACIA DO ALTO PARAGUAI (PCBAP). *Programa Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal - Subcomponente Pantanal*. Análise integrada e prognóstico da bacia do Alto Paraguai. Brasília: MMA/SEMAM/PNMA, v.3, 1997. 370 p.,

POTT, Arnildo; SILVA, João dos Santos Vila da; ABDON, Myrian de Moura; Pott, V. J.; RODRIGUES, Lucimar Moreira; SALIS, Suzana Maria de; HATSCHBACH, GERT G. *Vegetação*. In: PLANO DE CONSERVAÇÃO DA BACIA DO ALTO PARAGUAI – PCBAP/Projeto Pantanal. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal - Subcomponente Pantanal. *Diagnóstico dos meios físico e biótico; meio biótico*. Brasília: MMA/SEMAM/PNMA, v.2, t.III, p. 1-194. 1997.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.T.; LIMA, J.C.A. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124p.

#### Avaliação da estrutura etária do Cambará (*Vochysia divergens*)

Rúbia Estefânia Pinto da Silva, Carlos Eduardo Cândido e Juliene Roveratti  
Faculdade da Terra de Brasília (FTB). (rubiaestefania@bol.com.br)

#### 1. Introdução

O Pantanal é um ecossistema que tem atraído a atenção de estudiosos pelo estado de conservação de seus recursos bióticos. A fauna e a flora pantaneiras caracterizam-se pela riqueza e abundância de espécies (Pott & Pott, 1994).

A Vochysiaceae é uma pequena família de árvores e arbustos (Heywood, 1993), com cerca de 5 a 18m de altura, copada (Lorenzi, 1998), composta por apenas seis gêneros. É caracterizada por apresentar folhas simples, inflorescência racemosa terminal, de coloração amarela, calcarada (Joly, 2002). Predominante na América tropical, com a maioria das espécies brasileiras e uma única ocorrência na África (Joly, 2002). No Pantanal Matogrossense é encontrada em particular, com frequência, a espécie *Vochysia divergens* (Lorenzi, 1998), popularmente conhecida como Cambará, que insere-se neste contexto.

Sua madeira é usada localmente para confecção de canoas, cochos e gamelas, e sua casca, folhas e seiva são reputadas, regionalmente, como medicinais (Lorenzi, 1998).

É uma planta invasora de pastagem natural que ocorre preferencialmente em áreas abertas de terreno inundável, aonde chega a reproduzir-se com vigor, formando populações puras chamadas “cambarazais”, que são considerados pelos pecuaristas do Pantanal como uma das piores infestantes ou planta daninha (Lorenzi, 1998).

#### 2. Métodos

O trabalho foi realizado numa área próxima à estrada Parque, dentro da fazenda Ipiranga, localizada no quilômetro 10 da rodovia Transpantaneira, no Mato Grosso. Com o auxílio de barbante, trena milimetrada e papel para demarcação da área analisada, foram feitas duas parcelas, uma maior que tinha a dimensão de 50x50m, que foi utilizada para a medição dos indivíduos adultos, e outra parcela menor, que estava dentro da parcela maior, em uma das arestas da parcela, que tinha a dimensão de 10x10m, que fora utilizada para medir tanto os indivíduos adultos quanto os jovens. Não foram medidas as plântulas que possuíam caule menor que cinco centímetros de diâmetro. Nas medições dos indivíduos adultos foi utilizado o método D.A.P. (Diâmetro Aproximado do Peito), que é uma medição feita no diâmetro do caule, e que de acordo com Daubermire (1968), o diâmetro do tronco é ideal para melhor visualização de estrutura etária de espécies arbóreas, sendo este procedimento muito utilizado por diversos autores como

Castro(1987) e Cassavan(1990), (foi adotada a altura de 1,20m), para estima a idade do indivíduo. Em indivíduos jovens foi utilizado o método D.A.B. (Diâmetro Aproximado da Base), medindo o diâmetro do caule a uma altura de trinta centímetros do solo.

### 3. Discussões e Resultados

Na parcela maior, de 50x50m, foram encontrados 46 indivíduos adultos, porém, na parcela menor, de 10x10m, foram encontrados 13 indivíduos jovens e 01 indivíduo adultos. Esses resultados demonstram um número de plantas jovens considerável em relação ao número de plantas adultas. Estudos conduzidos por Tétto & Sanquetta(1996) na floresta de Araucárias mostram que a análise da estrutura etária da comunidade vegetal pode revelar idade acima de 100 anos, indicando para a região do Pantanal ausência de queimadas e exploração incontrolada da planta. As condições ambientais favorecem o desenvolvimento notável da flora, uma vez que o clima é úmido e o solo favorável para disseminação das sementes. Fica evidente, baseado nos números obtidos pela análise, que esta espécie vegetal reproduz-se em grande escala, e que é uma população em crescimento, possuindo comunidade climática que, segundo Daubenmire(1968) é característica de espécies que tem posse permanente do ambiente, ocupando a maior parte da área demarcada, onde enquanto uma morre, outra cresce dando continuidade ao desenvolvimento da população.

### 4. Conclusões

O Pantanal de Mato grosso possui uma enorme variedade de espécies arbóreas, no entanto a *Vochysia divergensense* destaca por sua facilidade e rapidez reprodutiva. Pela grande quantidade de Cambará jovem encontrada na área demarcada, fica evidente o destaque desta planta na região. Por ser considerada uma árvore invasora, uma forma de controle apropriada do crescimento populacional da espécie seria de caráter econômico, visando o uso dos recursos naturais pela sociedade de forma sustentável, podendo a madeira ser usada na confecção de objetos úteis locais.

### 5. Referências Bibliográficas

- LORENZI, Harry, 1998. *Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas naturais do Brasil*. Volume 2. Ed. Plantarum, Nova Odessa, SP.
- HEYWOOD, V.H., 1993. *Flowering plants of the world*. Updated Edition, Nova York.
- POTT, Arnildo & POTT, Vail J., 1994. *Plantas do Pantanal*. Embrapa, Centro de pesquisa agropecuária do Pantanal – SPI, Corumbá, MS.
- JOLY, Aylthon Brandão, 2002. *Botânica – Introdução de Taxonomia Vegetal*. 13ª. Edição. Ed. Nacional, São Paulo, SP.
- CASSAVAN, O., 1990. *Florística e Fitossociologia da Vegetação Lenhosa em um Hectare de Cerrado no Parque Ecológico do Município de Baurú(SP)*. Campinas: Tese de Doutorado. Instituto de Biologia, UNICAMP.
- CASTRO, A. A. J. F., 1987. *Florística e Fitossociologia de um Cerrado Marginal Brasileiro no Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro(SP)*. Campinas: Dissertação. Instituto de Biologia, UNICAMP.
- DAUBENMIRE, R., 1968. *Plant Communities: A Textbook of Plant Synecology*. New York: Harper & Row.
- TETTO, A. F. & SANQUETTA, C. R., 1996. *Estrutura Etária e Padrão de Crescimento em uma Floresta Nativa com Araucária nagustifolia (Bert.) no Estado do Paraná*. In: IV Simpósio Internacional Sobre Ecossistemas de Floresta. Belo Horizonte- Mg. Anais Belo Horizonte, p. 227-228.
- BERNARDON, S. S. & SANQUETTA, C. R., 1997. *Avaliação da Eficiência e Precisão de métodos e Amostras utilizadas em Inventários Florestais de uma Floresta Nativa com Araucária nagustifolia (Bert.)*. Curitiba. In: V Evento de Iniciação Científica- EVINC, Curitiba-PR. Anais Curitiba p. 174.

## Ocorrência de Acuris (*Attalea phalerata*) infectados por Figueira-Mata-Pau (*Ficus sp.*) na região pantaneira do estado do Mato Grosso

Silva Lidiane Souza<sup>a</sup> & Damacena Isabella Souza<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Graduação Ciências Biológicas Faculdade da Terra de Brasília

([lidianess@bol.com.br](mailto:lidianess@bol.com.br)) <sup>b</sup> Graduação Ciências Biológicas Faculdade da Terra de Brasília

### 1. Introdução

Visando saber a quantidade de Acuris infectados pela Figueira-mata-pau e o número de Acuris que mantinham-se livres, foi então observado um capão de área de 8.397m<sup>2</sup>, na região de Transpantaneira, localizada próximo ao município de Poconé – MT.

O Pantanal existe a aproximadamente 60 milhões de anos. E está localizado entre os paralelos 16 a 22 graus de longitude e os meridianos 55 e 58 graus de longitude oeste, com uma altitude média de 110m. O Pantanal Mato-grossense é uma das maiores extensões úmidas contínuas do planeta e está localizado no centro da América do Sul na bacia hidrográfica do Alto Paraguai. A área do Pantanal dependendo da fonte de pesquisa varia de 125.000 a 260.000 Km<sup>2</sup> nas cheias a área coberta estende-se por 600 Km, com até 250 Km de largura.

Nessa região tipicamente tropical, a chuva controla o regime dos rios, por sua vez, determinam o ciclo das cheias. Entre outubro e março estão os meses chuvosos, responsáveis por mais de 80% das precipitações anuais em média, situam-se entre 1.000 e 1.200 mm. em função da lenta drenagem fluvial, as inundações acontecem de janeiro a junho, pois tanto a subida quanto a descida das águas sofrem o retardamento de três meses. Portanto, não são as precipitações que causam as inundações no Pantanal, e assim a lentidão do escoamento das águas dos rios em função da planura da área e da dificuldade de vazão do rio Paraguai.

A planície do Pantanal é banhada pela bacia do rio Paraguai. Seus principais afluentes os rios Cuiabá, Taguari e Miranda descem as escarpas do planalto brasileiro no sentido leste-oeste, de onde trazem enorme carga de sedimentos, que são depositados na planície ainda em formação. (Câmara, 2002).

O Acuri (*Attalea phalerata*) é uma palmeira de inflorescências unissexuadas, que pode chegar até 12m de altura. É uma planta forrageira, quando jovem é bem pastado, mas quando adulta as folhas acessíveis estão velhas ou secas, geralmente servem de abrigo para as epífitas, abelhas, morcegos e aves. O fruto desta planta é alimento para roedores, porcos, gado, araras, periquitos, jaós e mutuns. Fornece água de coco, fruto, semente, óleo e palmito. É apícola. Abrigam epífitas como figueiras e bromélias, além de morcegos, abelhas e aves. A Utilização dos frutos tem grande importância na dieta de aves ameaçadas de extinção, como a arara azul. Também serve de alimento para roedores, gado, porco e queixada e como abrigo para abelhas, morcegos e aves. É uma árvore apícola. A ocorrência é abundante, muitas vezes de formação densa (Acurizal) em matas e caapões (áreas de vegetação densa).

Os acuris são infectados por morcegos que os utilizam como abrigo, este hospede se alimentam dos frutos das figueiras-mata-pau (*Ficus sp.*), e depois defecam sobre os acuris, suas fezes ficam cheias de sementes das figueiras. Estas sementes germinam dando origem a uma nova figueira, esta por sua vez se desenvolve, quando suas raízes chegam até o chão, ela se instala no solo e começa a estrangular a palmeira, acarretando assim a morte do acuri.

### 2. Métodos

Determinou-se um caapão, onde foi desenvolvido o estudo. A área foi medida, utilizando-se uma trena, determinando-se a largura e o comprimento e para se alcançar o resultado, usou-se a fórmula da circunferência.

Para padronizar a contagem dos Acuris, definiu-se que entre os Acuris infectados pela figueira seriam catalogados conforme o estágio de infecção, sendo, fase inicial, fase média e terminal. Para a fase

terminal foi considerado aqueles que apresentavam estrangulamento total. Os que estavam apenas com um ramo de figueira ainda, se enquadraram em estágio inicial. Os demais estágios de acordo com o nível de estrangulamento classificaram em médio.

Com o intuito de melhor especificar o objeto de estudo, foi definido que os Acurís acima de dois metros de altura aproximadamente, foram considerados adultos e os abaixo ou igual a essa média, foram considerados juvenis.

O caapão foi dividido em linhas retas que cortavam o caapão perpendicularmente, facilitando assim a contagem dos Acurís no meio da vegetação.

### 3. Discussão e Resultados

A vegetação que recobre o Complexo Pantaneiro, é bastante variada. Há diversas comunidades vegetais, com domínio nítido de uma espécie. Neste caso, a comunidade toma o nome da espécie dominante, (Allem & Valls, 1987). Neste trabalho foi observada uma comunidade onde a espécie dominante era o acurí, por isso chamamos a região observada de Acurizal. A diversidade animal do Pantanal também é reflexo dos ambientes que o circundam, como o Cerrado, a Floresta Amazônica e o Chaco, sendo rara a existência de espécies endêmicas, (Calheiros & Fonseca Jr., 1996). Acredita-se que essa baixa quantidade de acurís infectados nesta região, esteja ligada a uma pequena incidência de morcegos nesta área, visto que estes mamíferos são os responsáveis pelo depósito de sementes de Figueira-mata-pau, através de suas fezes, sobre os Acurís.

Devido ao fato da fisionomia vegetal pantaneira possuir grandes áreas de Campo Limpo, pode ocorrer que os morcegos se alimentem da figueira no caapão, porém dispersem as sementes em áreas de campo limpo, ou seja, onde não há ocorrência de acurís, sendo um requisito importante a ser analisado para uma melhor compreensão dos resultados obtidos.

Por possuir áreas abertas, o Pantanal possibilita facilmente a visualização de muitos animais, (Calheiros & Fonseca Jr., 1996). Houve uma incidência abaixo do esperado de Acurís infectados pela figueira em fase terminal. As hipóteses para este resultado, é que por haver um baixo número de morcegos na área, não há tantos Acurís infectados. Contribui ainda para isso uma grande incidência de Acurís em fase juvenil, o que também dificulta essa deposição de sementes da Figueira.

Frequência de *Attalea phalerata* (Acurí)

Acurís Livres = 374, sendo:

Adultos = 302

Juvenis = 72

Acurís Infectados = 17, sendo:

Estágio Terminal = 05

Estágio Médio = 04

Estágio Inicial = 08

Total de 391 Acurís contados na área observada.

Densidade de Acurís

Livres = 45

Juvenil = 0,85

Adulto = 3,59

Inicial = 0,09

Médio = 0,04

Terminal = 0,05

Densidade Total: 4,65 % (área)

Área observada: 8,397 m<sup>2</sup>

### 4. Conclusões

Portanto, as espécies de figueiras produzem frutos muito atraentes para os morcegos frugívoros (*Antibeus lituratus*). Estes comem os frutos defecando as sementes junto às folhas do Acurí (*Attalea phalerata*). A semente germina e durante o desenvolvimento da figueira, esta tende a se enrolar na palmeira. Aos poucos a figueira provoca o estrangulamento e morte do Acurí, assim como pode ser observado no experimento.

Concluiu-se também que a figueira não necessita dos nutrien-

tes do Acurí, e que o estrangulamento total do Acurí é apenas uma consequência do seu crescimento, já que mesmo após a morte do Acurí a figueira ainda continua sua vida.

### 5. Referências Bibliográficas

ODUM, E. P. *Fundamentos de ecologia*, Ed. Fundação Calouste Gulbenkian. 5ª edição. Lisboa: 1997.

ABDON, M. M. POTT, V. J. SILVA, J. dos S. V. *Avaliação da cobertura por plantas aquáticas em lagoas da sub-região da Nhecolândia no pantanal por meio de dados Landsat e Spot*. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 33, p. 1675-1681, out., 1998. Número Especial.

CALHEIROS, D.F.; FONSECA JUNIOR, W.C. *Perspectivas de estudo ecológicos sobre o Pantanal*. Corumbá, MS: Embrapa-CPAP, p. 41, 1996. (Embrapa-CPAP Documentos, N° 18).

POTT, A.; POTT, V.J. *Plantas do Pantanal*. Corumbá, MS: Brasília: Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal, Serviço de Produção de Informação, p. 320, 1994.

ALLEM, A. C.; VALLS, J. F. M. *Recursos Forrageiros Nativos do Pantanal Mato-Grossense*. (EMBRAPA-CENARGEN. Documento, 8). 339p., 1987.

### Predação pré-dispersão de *Pterogyne nitens* Tul. (caesalpinaceae) em diferentes tipos de habitat no Pantanal do Abobral

Silvia Rahe Pereira, Andréa Lúcia Teixeira de Souza, Érica de Souza Módena,

Departamento de Biologia, CCBS, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Email: altsouza@nin.ufms.br

### 1. Introdução

As populações de plantas podem ser limitadas pelas altas taxas de mortalidade de sementes que ocorrem principalmente devido à predação por vertebrados, invertebrados e/ou patógenos, ou às condições abióticas desfavoráveis que impedem ou prejudicam a germinação (Hau 1997, Hammond *et al.* 1999, Maron e Simms 2001).

A importância relativa das taxas de predação de sementes na limitação do recrutamento de plantas pode variar no tempo e no espaço, dependendo das condições ambientais e da disponibilidade de predadores. Em florestas tropicais, a variação espacial na abundância de predadores de sementes é frequentemente determinada pelas condições ambientais como distância entre plantas adultas, níveis de cobertura de dossel ou tamanho das clareiras (Meeson *et al.* 2002), enquanto que a sazonalidade da frutificação e do regime pluviométrico têm sido relacionados à variação temporal. A predação de sementes pode ocorrer antes da dispersão de sementes (predação pré-dispersão) e/ou depois da dispersão (predação pós-dispersão). Apesar de vários estudos mostrarem altas taxas de mortalidade de sementes de árvores tropicais por predação (Howe 1989, Peres *et al.* 1997), poucos estudos avaliaram as taxas de predação de sementes entre os diferentes tipos vegetacionais que compõem uma paisagem (Clark *et al.* 1999, Holl *et al.* 2000) especialmente em áreas alagáveis como o Pantanal.

*Pterogyne nitens* Tul. (Caesalpinaceae) é uma espécie arbórea considerada como secundária inicial e é frequentemente recomendada em plantios para recuperação de matas ciliares ou em locais que sofrem inundações periódicas de rápida duração (Carvalho 1994). Nos fragmentos naturais da região do Pantanal do Abobral, esta espécie é bastante abundante (Pott 1994), mas sua área de ocorrência se estende do Ceará até o Paraná e norte da Argentina (Carvalho 1994). Com frutos alados, e apenas uma semente por fruto, *P. nitens* é caracterizada como de dispersão anemocórica e é uma espécie emergente nos fragmentos florestais da região sendo

que sua altura varia entre 15 a 20 metros.

O objetivo deste estudo é avaliar a predação de sementes (pré-dispersão) de *P. nitens* entre dois diferentes tipos de habitat (centro e borda) de fragmentos florestais (microhabitats) e entre as estações chuvosa e seca na região do Pantanal do Abobral.

### 2. Metodologia

O Pantanal é considerada como uma região de depressão rebaixada ao longo do Rio Paraguai formando uma planície sedimentar de 138000km<sup>2</sup> do período quaternário. O mesorelevo combinado com a baixa declividade origina uma paisagem em mosaicos de vegetação densa e campos. A vegetação sofre influências do bioma Cerrado, Amazônia, Chaco e dos domínios da Mata Atlântica, através de elementos destas províncias adjacentes (Adámoli 1982). A sub-região do Pantanal do Abobral, inserida na Planície do Pantanal no estado do Mato Grosso do Sul possui formações florestais denominadas de capões, cordilheiras e matas ciliares que constituem de fragmentos naturais inserida numa matriz de campos que são sazonalmente inundáveis. Os capões são de forma circular com um centro composto de floresta e uma borda caracterizada por uma faixa totalmente dominada por acurís, *Scheelea phalerata* (Mart. ex Spreng.) Burret. Dentro desta faixa pode ser observado ocasionalmente alguns exemplares da figueira mata-pau *Ficus dendroica* Kunth e do amendoim-bravo *P. nitens*.

Este estudo foi conduzido em quatro capões da Fazenda Santa Clara a 20 Km da Base de Estudos do Pantanal da UFMS localizadas entre 19° 34' S e 57° 00' W. Para determinar as taxas de predação pré-dispersão das sementes de *P. nitens* ao longo do tempo foram dispostos 48 coletores de sementes que consistiram de bandejas de madeira (100x60x5cm) com o fundo de tela de 1mm de malha sendo que em cada capão foram dispostas seis coletores no centro e seis coletores na borda, faixa de acurís. Os coletores foram mantidos entre os meses de janeiro (meados da estação chuvosa) e outubro (fim da estação seca e início da estação chuvosa). Os coletores eram vistoriados mensalmente e todas as frutas de *P. nitens* eram coletadas. Além disto, as sementes eram examinadas e todas as sementes predadas eram registradas. No mês de maio e junho foram coletadas 1656 frutas maduras a partir de ramos em seis árvores, sendo que três no centro do capão e três na borda, para determinar a variação nas taxas de predação pré-dispersão nas sementes entre os dois tipos de habitat. Os frutos foram abertos no laboratório, mediu-se o comprimento das sementes e as mesmas foram examinadas para que se pudesse determinar a proporção de sementes intactas e predadas. Em 165 sementes aleatórias foram feitos testes de viabilidade de Cloreto de Tetrazolium para determinar a proporção de sementes viáveis.

### 3. Resultados

*Pterogyne nitens* frutificou durante todo o período de duração deste estudo. Nos coletores dispostos no centro e na borda dos capões foram registradas 929 sementes que variaram entre 130 em setembro e 35 em outubro. A taxa de predação também variou ao longo do tempo alcançando seu pico mais alto na estação chuvosa com 92,30% das sementes, se mantendo relativamente estável entre os meses de março e agosto com aproximadamente 40% de sementes danificadas e abaixando para apenas 8,82% das sementes no final da estação seca em outubro.

Nos ramos dos seis indivíduos coletados no centro e na borda dos capões foram coletadas 1656 sementes, sendo 694 sementes com algum tipo de dano e 962 sementes intactas. Dentre as sementes com danos foram registradas 388 com presença de larvas e pupas de uma mariposa e 306 totalmente danificadas com fungo. O número de sementes predadas pela mariposa variou entre os habitats (Teste G,  $G_1 = 7.775$ ,  $P < 0,01$ ) sendo que no centro foram registradas 245 sementes predadas versus 528 sementes intactas e na borda foram registradas 143 sementes predadas versus 434 intactas. No centro dos capões foram registradas 305 sementes atacadas por fungo e apenas uma semente danificada por este

patógeno foi registrada na borda dos capões.

O tamanho das sementes determinado pelo seu comprimento não diferiu entre as sementes predadas e não predadas (ANOVA,  $F_{1,8} = 0,092$ ,  $P = 0,77$ ), mas as sementes coletadas nas árvores situadas na borda do capão foi significativamente maiores ( $1,106 \pm 0,053$ ) (média  $\pm$  desvio padrão) do que no centro ( $1,003 \pm 0,060$ ) (ANOVA,  $F_{1,8} = 8,175$ ,  $P = 0,021$ ). A interação entre estes dois fatores não foi significativa (ANOVA,  $F_{1,8} = 0,005$ ,  $P = 0,95$ ).

Os testes de viabilidade de sementes mostraram que 16,5% das sementes intactas eram inviáveis. Dentre as sementes predadas, apenas 17,01% continuavam viáveis mesmo depois da eclosão do inseto adulto.

### 4. Discussão

Em ambientes tropicais, o arranjo espacial de novos indivíduos de plantas pode ser intensamente influenciado pela predação de sementes e de plântulas (Howe 1989, Peres et al. 1997) que podem variar entre diferentes escalas espaço-temporais, devido principalmente às suas relações com a estrutura da vegetação predominante (Clark et al. 1999). Este estudo mostrou que as taxas de predação de *Pterogyne nitens* varia fortemente ao longo do tempo alcançando níveis bastante altos no final da estação chuvosa com cerca de 92% das sementes predadas. Assim, as sementes que caem no solo no final da estação seca devem ter uma chance muito maior de germinar do que as sementes que amadurecem no final da estação chuvosa. Forget et al (1999) estudaram a predação pré e pós dispersão de uma árvore tropical de dossel, *Tachigali versicolor* (Caesalpinaceae), em florestas jovens e maduras no Barro Colorado no Panamá e mostraram que a proporção de sementes mortas por besouros (predação pré-dispersão) variou pouco entre as árvores e permaneceu constante durante o período de frutificação, enquanto que as sementes que estavam no chão (predação pós-dispersão), atacadas principalmente por roedores e cervos, foi mais alta em florestas jovens que maduras e não foi afetada pela proximidade de coespecíficos que estavam frutificando. Alguns autores sugerem que as estratégias que favorecem o escape de predadores de sementes pré e pós-dispersão devem exercer uma forte influência na dinâmica populacional de plantas. Uma destas estratégias é a produção sincrônica de grandes quantidades de frutos num intervalo de tempo relativamente curto levando a saciação de predadores e uma limitação do consumo de sementes. Os resultados deste estudo mostraram que este não é o caso de *P. nitens* que frutificou durante pelo menos 9 meses no ano. A produção de sementes durante de diferentes estações do ano leva ao escape de predação em épocas menos favoráveis aos predadores, mas a produção de sementes em épocas de grande abundância de predadores poderia ser vantajosa se favorecesse as taxas de germinação e sobrevivência de plântulas. Estudos enfocando o desenvolvimento de plantas jovens em diferentes épocas do ano poderiam esclarecer as questões sobre a evolução de estratégias de frutificação prolongada adotada por esta espécie.

As taxas de predação pela mariposa e danos causados por fungos também variaram entre os habitats sendo muito inferiores na borda dos capões com cerca de 25% do total de sementes coletadas do que no centro destes fragmentos (aproximadamente 51%). Hammond et al. (1999) examinaram simultaneamente o efeito de predadores, da dispersão de sementes e da abertura no dossel na germinação de uma espécie arbórea de dossel neotropical e encontraram que o tempo médio de predação de sementes e de germinação ao longo dos gradientes espaciais podem ser mais importantes em determinar as vantagens da dispersão que a própria distância da semente da árvore mãe.

### 5. Conclusão

Este estudo mostrou que a predação das sementes pré-dispersas de *P. nitens* deve ser um importante fator controlador da dinâmica populacional desta espécie nos fragmentos florestais do Pantanal do Abobral. No entanto, uma forte variação espaço-temporal

nas taxas de predação foi observada. Sementes de *P. nitens* que amadurecem no final da estação seca devem ter uma maior probabilidade de germinar do que as sementes que caem no solo no final da estação chuvosa. As taxas de predação variaram entre os dois tipos de habitat, sendo que na borda dos capões, a perda de sementes pré-dispersas foram menores que no interior. Mais estudos enfocando as taxas de germinação e o desenvolvimento das plântulas na borda são necessários para corroborar a hipótese de que a população desta espécie poderia expandir em direção as bordas dos fragmentos.

Holl *et al.* (2000) sugerem a necessidade de estudos sobre o funcionamento de florestas tropicais especialmente em áreas que sofrem perturbações antrópicas. O esclarecimento de questões relativas aos principais fatores que limitam a dinâmica de populações de espécies em estágios secundários da sucessão em ambientes naturais podem fornecer subsídios para o desenvolvimento de estratégias de conservação e recuperação de áreas degradadas, visando uma aceleração dos processos sucessionais.

## 6. Referências Bibliográficas

- Adámoli J. 1982. *O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados: discussão sobre o conceito de complexo do Pantanal*. In Anais do 32º Congresso nacional da Sociedade Botânica do Brasil, Teresina, Universidade Federal do Piauí. p.1091-119.
- Carvalho PER. *Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso de madeira*. Colombo: EMBRAPA-CNPQ, 1994. 640pp
- Clark JS, Beckage B, Camill P, Cleveland B, HilleRisLambers J, Lichten J, McLachlan J, Mohan J & Wyckoff P. 1999. *Interpreting recruitment limitation in forests*. *Am J Bot* 86: 1-16
- Forget, P. M., Kitajima, K. and Foster, R. B. 1999. *Pre- and post-dispersal seed predation in Tachigali versicolor (Caesalpinaceae): effects of timing of fruiting and variation among trees*. *Journal of Tropical Ecology* 15: 61-81.
- Hammond DS. 1995. *Post-dispersal seed and seedling mortality of tropical dry forest trees after shifting agriculture, Chiapas, Mexico*. *J Trop Ecol* 11: 293-313
- Hammond, D. S., Brown, V. K. and Zagt, R. 1999. *Spatial and temporal patterns of seed attack and germination in a large-seeded neotropical tree species*. *Oecologia* 119: 208-218.
- Hau, C. H. 1997. *Tree seed predation on degraded hillsides in Hong Kong*. *Forest Ecology and Management* 99: 215-221.
- Holl KD, Loik ME, Lin EHV & Samuels IA. 2000. *Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment*. *Restor Ecol* 8: 339-349
- Howe HF. 1989. *Scatter- and clump-dispersal and seedling demography: hypothesis and implications*. *Oecologia* 79: 417-426
- Maron, J. L. and Simms E. L. 2001. *Rodent-limited establishment of bush lupine: field experiments on the cumulative effect of granivory*. *Journal of Ecology* 89: 578-588.
- Meeson, N, Robertson, A. I. and Jansen, A. 2002. *The effects of flooding and livestock on post-dispersal seed predation in river red gum habitats*. *Journal of Applied Ecology* 39: 247-258.
- Peres CA, Schiesari LC & Dias-Leme CL. 1997. *Vertebrate predation of Brazil nuts (Bertholletia excelsa, Lecythidaceae), an agouti-dispersed Amazonian seed crop: a test of the escape hypothesis*. *J Trop Ecol* 13: 69-79.
- Pott A., Pott V. *Plantas do Pantanal*. Ministério da Agricultura, do Abastecimento e da Reforma Agrária/ Embrapa: Empresa Agropecuária de Pesquisa Brasileira, 1994.

## Varição nictemeral da ictiofauna associada a macrófitas aquáticas da Baía Sinhá Mariana, Pantanal Mato-Grossense, MT.

Stephania Luz Poletto<sup>a</sup>, Claumir César Muniz<sup>a</sup>, Érica Baleroni Pacheco<sup>a</sup>, Iolanda Antônia Silva<sup>b</sup> & Carolina Joana da Silva<sup>a</sup>.

<sup>a</sup>Pós Graduação Ecologia e Conservação da Biodiversidade/UFMT (slpoletto@bol.com.br); <sup>b</sup>Docente Universidade Federal de Mato Grosso-UFMT. <sup>a</sup>Profa. Dra. PPG/IB Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade - UFMT

### 1. Introdução

Entre os seis países do mundo de dimensões continentais, o Brasil é o único sob condições dominantes de clima tropical úmido, resultando na maior descarga de água doce distribuída numa das mais extensas e densas redes hidrográficas perenes e na maior dimensão de áreas alagáveis. A abundância de água doce é um importante suporte ao desenvolvimento da biodiversidade na Terra (Rebouças *et al.*, 2002).

Neste panorama, o Pantanal mato-grossense é uma extensa planície sedimentar situada na região Centro-Oeste do país (Britski *et al.*, 1999) que engloba um mosaico de diferentes habitats e sustenta uma rica biota aquática e terrestre. Este mosaico de habitats pode ser bem representado por sistema de baías, como Chacororé e Sinhá Mariana que são lagoas parentais do rio Cuiabá. Essas baías são reconhecidas por sua produtividade aquática, especialmente de macrófitas aquáticas que constituem um importante habitat de refúgio, alimentação e reprodução para muitas espécies de peixes (da Silva *et al.* 2000). A Baía Sinhá Mariana apresenta uma variação espaço-temporal, anual e diária nas suas características limnológicas (da Silva & Figueiredo, 1999; Pinto *et al.*, 1999). Um levantamento da comunidade de macrófitas aquáticas mostrou que o sistema apresenta espécies dos grupos ecológicos fixa, submersa, flutuante e que predominam as espécies de *Eichhornia crassipes* e *Eichhornia azurea*.

Neste contexto algumas questões relacionadas ao papel das macrófitas aquáticas emergem: qual é a composição específica da ictiofauna associada aos bancos da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* (Martius) na Baía Sinhá Mariana? Ocorre uma variação nictemeral? Há relação entre a composição específica e as variáveis limnológicas?

### 2. Métodos

Para responder as questões relacionadas à variação nictemeral, foram realizadas em bancos de macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* e *E. azurea* 8 coletas com intervalos de seis horas de 19 a 21/05/03 no período de vazante (de acordo com Junk *et al.*, 1989, abrange os meses de maio, junho e julho, nos quais o nível da água de baías e rios abaixa), na baía Sinhá Mariana. As coletas foram realizadas com rede de arrasto de 25x5m e 5mm de entrelaçados opostos. No campo, os peixes foram triados e identificados (Britski *et al.* 1999), fixados em formol a 10% e transportados para o Laboratório de Apoio da UFMT. Antecedendo as coletas dos peixes foram medidas as seguintes variáveis limnológicas: pH (pHmetro), condutividade (condutivímetro) turbidez, (turbidímetro), profundidade e transparência (disco de Secchi).

Para análise dos dados, foram calculadas a riqueza, abundância, diversidade (Shannon-Wiener) e similaridade (Sorenson 1948, modificado por Bray & Curtis 1957) conforme Magurran (1988), sendo:

Similaridade :  $C_n = 2C/A+B$ , sendo A o número total de indivíduos do ponto A; B indivíduos do ponto B e C a somatória das menores abundâncias dos dois pontos

Diversidade:  $H' = -\sum P_i \cdot \log P_i$ , sendo  $P_i$  a centésima parte das abundâncias relativas a cada espécie encontrada.

### 3. Resultados e Discussão

No presente trabalho foram capturados 3215 indivíduos per-

tencentes a 4 ordens, 19 famílias, 56 gêneros e 66 espécies. Os Characiformes representaram 44,47% das capturas (8 famílias, 32 gêneros, 36 espécies), os Gymnotiformes 36,23% (5 famílias, 7 gêneros, 8 espécies), Siluriformes 13,81% (4 famílias, 11 gêneros, 11 espécies), e Perciformes 5,50% (2 famílias, 7 gêneros, 11 espécies).

A ictiofauna foi diferente com relação a diversidade, abundância e riqueza nos horários de capturas. Às 18 h ( $H' = 4,44$ ,  $R = 34$ ) e às 12 h ( $H' = 3,73$ ,  $R = 34$ ) a diversidade e a riqueza foram maiores, enquanto que às 06 h ( $H' = 3,37$ ,  $R = 27$ ) e 24 h ( $H' = 3,73$ ,  $R = 25$ ) foram menores. Com relação à abundância, às 06 h foi capturado o maior número de exemplares ( $N = 968$ ) e às 12 h o menor ( $N = 644$ ). Às 18 e 24 h, foram capturados 854 e 749 indivíduos respectivamente. Os Characiformes (*Moenkhausia* sp. e *Bryconamericus* sp.) foram dominantes durante o dia, 06 e 12 h, enquanto que os Gymnotiformes (*Eigenmannia trilineata* e *Hypopomus* sp.) à noite, 18 e 24 h. Por outro lado, os valores encontrados para o índice de similaridade da ictiofauna entre os horários de coleta foi baixo, mostrando pouca semelhança na composição ictiofaunística.

A dominância dos Characiformes nos primeiros horários amostrais (6 e 12h) e a de Gymnotiformes nos últimos, às 18 e 24 h, parecem estar relacionadas a movimentos migratórios. De acordo com estes dados, podemos inferir que characiformes exercem migração lateral, saindo das macrófitas aquáticas em direção região limnética durante a noite, o que justifica o fato de não serem dominantes também neste período. No mesmo sentido, os gymnotiformes parecem movimentar-se verticalmente, estando no fundo da baía (cerca de 2,0m na região litorânea, sob os bancos de macrófitas) durante o dia e na coluna d'água à noite, sendo os mais abundantes nestes horários.

Com relação às variáveis limnológicas, a temperatura da água apresentou variação diária entre 26,6 e 27,8°C, com o maior valor às 18h e o menor às 24h nos bancos de macrófitas. A condutividade elétrica oscilou entre 34,0 a 51,0  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . O potencial hidrogeniônico medido na coluna d'água (4,44 a 6,69), variou durante as coletas, apresentando os maiores valores as 24 e 6h (6,69 e 6,48 respectivamente) e os menores às 12 e 18h (4,44 e 5,24 respectivamente). As transparências mostraram-se maiores às 18h, com uma visibilidade do disco de Secchi de 1,5 m na coluna d'água.

Ainda que tenham ocorrido algumas variações nos dados limnológicos, os resultados sugerem a presença de boas condições, não sendo, portanto, determinantes na composição nictemeral das espécies de peixes capturadas nas macrófitas durante o período de vazante (maio). Isto se reforça pelo fato de os valores máximos e/ou mínimos destas variáveis não acompanharem a variação da dominância de peixes

#### 4. Conclusões

Conforme os dados acima apresentados, podemos concluir que:

- \* Os Characiformes dominantes (*Moenkhausia* sp. e *Bryconamericus* sp.) exercem migração lateral no sentido macrófitas aquáticas-região limnética durante a noite, sendo o contrário também verdadeiro;

- \* A abundância dos Gymnotiformes no período noturno (*Eigenmannia trilineata* e *Hypopomus* sp.) deve-se, provavelmente, a movimentos de migração vertical.

- \* As variáveis limnológicas não parecem influenciar a composição da ictiofauna no que concerne à variação nictemeral estudada na vazante de 2003.

#### 5. Referências Bibliográficas

Britski, H. A., Silimon, K. Z. S. & Lopez, B. S. 1999. Peixes do Pantanal. Manual de Identificação. **Embrapa. Brasília.**

da Silva, C. J. & Figueiredo, D. M. 1999: Caracterização limnológica do sistema de baías Chacororé-Sinhá Mariana. - Rev. Mato Grossense de Geografia ANO 3 : 57-75

da Silva, C. J.; Figueiredo, D. M.; Abdo, M.; Girard, P & Oliveira,

D. 2000. The Use of Imagery Radarsat for Habitat Identification in Pantanal Wetland, Brazil. *In: German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems – Anais. Hamburg. Set.*

Magurran, A. E. 1988. Diversidad Ecológica y su Medición. **Vedras. 1º ed. España, Barcelona. 200p.**

Pinto, A. A., da Silva C.J., Girard, P. Souza, M., Nogueira, F. 1999. The flood pulse and the limnological of the Sinhá Mariana baía in the Mato grosso pantanal, **Brazil Rev. Bol. de Ecol. 6: 19-26**

Rebouças, A., Braga, B. & Tundisi, J. G. (org). 2002. Águas Doces do Brasil. 2ª edição. **Escrituras. São Paulo-SP.**

(Órgãos financiadores: CNPq / CAPES / UFMT/ IB – Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade e Projeto Ecologia do Gran Pantanal/ FAPEMAT – Projeto “Bases para o Monitoramento da Biodiversidade no entorno da Estação Ecológica de Taianã e do Sistema de Baías Chacororé - Sinhá Mariana, no Pantanal Mato Grossense”).

#### Fauna de Curculionidae (Insecta: Coleoptera) obtida em Cambarazal, na região do Pirizal, Pantanal de Poconé-MT.

Wesley Oliveira de Sousa<sup>a</sup> & Marinêz Isaac Marques<sup>b</sup>  
<sup>a</sup>Pós-graduação em Entomologia, Universidade Federal do Paraná (wos@bio.ufpr.br) <sup>b</sup>Departamento de Biologia e Zoologia, Universidade Federal de Mato Grosso

#### 1. Introdução

O cambarazal é uma área de vegetação monodominante típica do pantanal formada por indivíduos de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae). Esta espécie, relacionada principalmente com áreas periodicamente inundáveis, dissemina-se gradativamente através dos rios, sobre as “baías”, em áreas abertas de terrenos aluviais inundáveis, onde crescem e reproduzem-se formando adensamentos de tamanho e formas variáveis (Nascimento e Nunes da Cunha, 1989). Essa vegetação vem sendo desmatada por ser considerada pelos fazendeiros da região como invasora de pastos (Lorenzi, 1998), podendo causar grandes problemas ecológicos como a perda de habitats e conseqüentemente diminuição do número de espécies. Os invertebrados com seus ciclos de vida relativamente curtos e várias gerações por ano, podem responder mais rapidamente às alterações ambientais e, portanto, funcionarem como indicadores destas alterações (Diniz e Castanheira, 1998). A família Curculionidae por constituir-se um grupo muito importante, devido ao grande número de espécies conhecidas, hábitos alimentares e importância econômica, pode fornecer subsídios para futuros estudos relacionados à prática de manejo e conservação do cambarazal. Dentro deste contexto este trabalho teve como objetivo inventariar a entomofauna da família Curculionidae e avaliar a riqueza de espécies durante as fases de cheia e seca nessa área.

#### 2. Métodos

A área de estudo está inserida na unidade Planícies e Pantanaís mato-grossenses como Pantanal de Poconé, localidade denominada Pirizal, fazenda Retiro Novo, município de Nossa Senhora do Livramento, situada à margem direita do Rio Cuiabá e margem esquerda do Rio Bento Gomes entre as coordenadas 16°15'12"S e 56°22'22"W.

Foram realizadas coletas bimensais, de julho de 1999 a maio de 2000, utilizando-se 3 métodos de captura: rede entomológica, empregada na área de entorno do cambarazal, por um período de quatro horas; armadilha “Malaise” (Townes, 1972), utilizada para insetos de voo baixo (diurno e noturno), instalada em uma área aberta dentro do cambarazal, permanecendo por um período de 48 horas; duas armadilhas Luminosas do tipo “Luiz de Queiroz” (Silveira Neto e Silveira, 1969), utilizadas como atrativo para a captura dos insetos fototáticos (com atividade noturna), uma instalada no centro e outra na borda do cambarazal, funcionando no



período das 18:00 hs às 6:00 hs da manhã seguinte. Além disso, todo o material vegetal como troncos e galhos com evidências de ataque pelos insetos foi coletado e transportado para o laboratório, acondicionado em caixas de madeira (70 cm X 50 cm, revestidas com tela branca) e umedecido cerca de três vezes por semana até a emergência dos adultos.

Os exemplares coletados foram montados e previamente identificados aos níveis taxonômicos de tribo, gênero e/ou morfoespécies. Todo o material encontra-se depositado no laboratório de Entomologia (sala-21A) do Instituto de Biociências (IB) da Universidade Federal de Mato Grosso.

Para a análise da diversidade e abundância do grupo foram utilizados os índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e Brillouin (HB), Riqueza de Espécies (=variedade; =S) e distribuição Lognormal segundo Magurran (1988). A flutuação mensal do número de indivíduos e riqueza de espécies (S) da família Curculionidae obtida ao longo do ano foi correlacionada com as fases hídricas, segundo Heckman (1994).

### 3. Resultados e Discussão

Foram coletados 1.374 indivíduos, sendo a maioria 1.076 (78.31%) obtida através da armadilha luminosa, 278 (20.23%) por rede entomológica e 20 (1.46%) proveniente do material vegetal. Nenhum indivíduo foi coletado através da armadilha "Malaise". Embora seja considerado um método que não garante aleatoriedade nas amostragens, por exercer forte seletividade sobre os insetos fototáticos positivos, a armadilha luminosa foi a que capturou um maior número de exemplares e espécies. A armadilha luminosa instalada na borda do cambarazal apresentou maior abundância e número de espécies em comparação àquela instalada no centro, podendo ser justificado por vários fatores que influenciam no produto final das amostras obtidas através deste método, como: diferentes níveis de suscetibilidade dos insetos aos comprimentos de onda de luz; escolha do local onde a armadilha foi instalada, em função da dispersão da luz e ação do vento; tipo de aparato para recepção dos exemplares; condições meteorológicas; fases lunares e sazonalidade (Marinoni e Dutra, 1996).

A maior abundância (728 ind./53%) e maior riqueza ( $S=72$ ), foi obtida durante a enchente (janeiro/2000) e a menor abundância (65 ind./5%) durante o mês de cheia (março/2000), as menores riquezas foram obtidas em novembro/1999 ( $S=16$ ) e março/2000 ( $S=17$ ), épocas de seca e início da cheia respectivamente.

Foram identificadas e morfoespeciadas 131 espécies, distribuídas em 12 subfamílias, sendo Erihriniinae aquela que apresentou maior abundância (66.4%) e riqueza ( $S=61$ ), e Polydrosinae a subfamília com menor abundância (0.07%) e riqueza ( $S=1$ ). Embora com um baixo número de espécies (5 spp.), os indivíduos classificados como Curculionidae spp. apresentaram a segunda maior abundância (19.1%). A maior abundância e riqueza de espécies para a subfamília Erihriniinae podem estar associadas à área de pastagem existente próximo ao cambarazal, pois muitos representantes deste grupo possuem hábitos aquáticos, desenvolvendo-se em hastes e caules de plantas aquáticas e gramíneas (Booth et al, 1990; Costa-Lima, 1956 e Hurlbert et al, 1981). Estes dados são muito semelhantes aos obtidos no Panamá (Wolda et al, 1998) em relação às subfamílias obtidas, sendo Erihriniinae a mais representativa.

A maior frequência dos táxons coletados foi de 83.3%, dentre estes, *Cyrtobagous singularis* Hustache (1929) foi à espécie que apresentou maior abundância (257 ind/19%), seguida por Curculionidae sp.1 (225 ind/16%) e *Tanyshphiroideus* sp.1 (188 ind./14%).

O aumento do número de espécies ao longo dos meses de estudo foi influenciado pelo grande número de espécies com apenas um indivíduo (singletons) e aquelas que ocorreram em apenas um mês, contribuindo com 68% da riqueza. Este aumento foi observado em todos os meses, sendo mais evidente em janeiro/1999, com 44 espécies não amostradas nos demais meses de estudo.

Os resultados desse levantamento demonstram que a comuni-

dade de Curculionidae desta área está composta por um grande número de singletons, que correspondem a 49% da riqueza total da área, seguida por espécies com um número de indivíduos variando entre 3 e 4 (27%) e com mais de 20 indivíduos (14%). As espécies raras compõem uma parte importante das comunidades de insetos herbívoros e representam mais da metade do total obtido em pesquisas nas florestas tropicais. Embora seja difícil estudá-las, não podem ser excluídas das análises, devendo ser tratadas como um fenômeno biológico interessante. Segundo Novotny e Basset (2000), é importante estudar as relações de especificidade alimentar, para saber se estas espécies são turistas ou genuinamente raras.

Através dos índices de diversidade foram verificados os seguintes valores: Shannon-Wiener ( $H'=3.11$ ) e Brillouin (HB=2.97). Estas diferenças nos valores entre os índices se devem respectivamente a influência do grande número de espécies "singletons" e influência na relação de dominância entre as espécies, expressando uniformidade (Magurran, 1988). O evenness calculado para os dois índices demonstra uma uniformidade média (0.64) na distribuição das espécies dentro desta comunidade.

### 4. Conclusões

Embora a armadilha luminosa seja considerada um método pouco eficiente para a captura de alguns grupos de Curculionidae, foi através deste método que se obteve 78% do número total de indivíduos e maior número de espécies. A armadilha luminosa instalada na borda do cambarazal mostrou maior eficiência na captura dos curculionídeos em comparação aquela instalada no centro, isto se deve provavelmente a maior suscetibilidade dos insetos aos comprimentos de onda de luz, quando a armadilha é instalada na borda da vegetação. A maior abundância (53% do total amostrado) e riqueza ( $S=72$ ) foi obtida durante a enchente (janeiro/2000) e a menor abundância (5% do total amostrado) no primeiro mês da fase de cheia (março/2000), as menores riquezas ( $S=16$  e  $S=17$ ) em novembro/1999 e março/2000, épocas de seca e início da cheia respectivamente;

Apesar do longo intervalo amostral (dois meses), o cambarazal apresentou um grande potencial faunístico para a família Curculionidae pelo considerável número de exemplares e espécies coletadas, sugerindo a grande importância dessa formação vegetacional como uma unidade de paisagem pantaneira bem como uma fonte de recurso para a fauna de Curculionidae presente nessa área.

### 5. Referências Bibliográficas

- Booth, R.G., Cox, M.L., Madge, R. M. (1990). *IIE Guides to Insects of Importance to Man. 3. Coleoptera*. Intenacional Institute of Entomology. The Natural History Museum. 164- 166.
- Costa-Lima, A. (1956). *Insetos do Brasil. Coleópteros. 10º tomo. Capítulo XXIX. Série Didática nº12. 373p.*
- Diniz, I., Castanheira, H. (1998). Biodiversity Conservation Priorities for the Brazilian Cerrado and Pantanal. *in: http://www.bdt.org.br/workcerrado/invertebrados.*
- Heckman, C.W. (1994). The Seasonal Succession of Biotic Communities in Wetlands of the Tropical Wet-and-dry Climate Zone: I. Physical and Chemical Causes and Biological Effects in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Int. Revue ges. Hydrobiol*, 79(3): 379-421.
- Hurlbert, S.H.; Rodriguez, G & Santos, N. D. (1981). *Aquatic Biota of Tropical South America. Arthropoda. Part 1. 216-217p.*
- Lorenzi, H. (1998). *Árvores Brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil.*, 2ª ed, SP., Nova Odessa, Ed. Plantarum. 348p.
- Magurran, A.E. (1988). *Diversidad Ecológica y su Medición*. University College of North Wales, Bangor, 200p.
- Marinoni, R.C., Dutra, R.R.C. (1996). Levantamento da Fauna Entomológica no Estado do Paraná. II. Ctenuchidae (Lepidoptera). *Revista Brasileira de Entomologia*, 13(2):435-461.

Nascimento M.T., Cunha, C.N. da. (1989). *Estrutura e Composição Florística de um Cambarazal no Pantanal de Poconé- MT. Acta Botânica Brasílica* 3 (3): 3-23.

Townes, H. (1972). A light-weight Malaise trap. *Ent. News*, 83: 239- 247.

Novotny, V., Basset, Y. (2000). Rare Espécies in Communities of Tropical Insect Herbivores: pondering the mystery of Singletons. *Oikos. Copenhagen*. V.89: 564-572.

Silveira Neto, S., Silveira, A.C. (1969). Armadilha Luminosa modelo "Luiz de Queiroz". *O solo*, 61 (2): 19-21.

Wolda, H., O'Brien, C.W., Stockwell, H.P. (1998). Weevil Diversity and Seasonality in Tropical Panama as Deduced from Light-Trap Catches (Coleoptera: Curculionidae). *Smithsonian Institution Press n. 590*. Washington, D.C.

(Agradecimentos: Ao Instituto Max-Planck para Limnologia, Plön, Alemanha e Universidade Federal de Mato Grosso – Cuiabá; Programa SHIFT, BMBF/CNPq. Ao Dr. Germano Henrique Rosado Neto, do CDZoo-Centro de Estudos Faunísticos e Ambientais, Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná, pela confirmação das identificações.)

## Thermoregulatory behavior of caimans in the Pantanal, Brazil

Zilca Campos<sup>a</sup>, Marcos Coutinho<sup>b</sup> & William Magnusson<sup>c</sup>

<sup>a</sup> EMBRAPA-Pantanal (zilca@cpap.embrapa.br) <sup>b</sup> IBAMA- Ran <sup>c</sup> INPA- Ecologia

### 1. Introduction

Crocodylians are ectothermic aquatic animals, with low metabolic rates, that use a combination of behavioral and physiological mechanisms to regulate their body temperature. Water plays an important role in crocodylian thermoregulation by minimizing fluctuations that result in extreme temperatures (Smith, 1979). In crocodylians, there is evidence that circadian rhythm, climatic conditions, social interactions and reproductive status influence thermal behavior (Lang, 1987). Under laboratory conditions, *Caiman crocodilus* thermoregulated behaviorally, demonstrating that individuals were capable of controlling their body temperature, by moving to heat sources or entering water to maintain preferred temperatures (Diefenbach, 1975). Therefore, the importance of thermoregulatory basking in wild caimans is unclear. In this study, we investigated the following questions: 1) What are the patterns of basking of hatchlings and adults in lakes and intermittent rivers? 2) What periods of day caimans vocalize?, and 3) Does body temperature vary diurnally and seasonally with ambient temperature?

### 2. Methods

The study was undertaken in the Nhecolândia region, located in the Taquari River alluvial fan in the southwest of the Pantanal. One part of the study area (Campo Dora Ranch - 18° 55' S, 56° 40' W) is within the drainage basin of intermittent rivers and has few lakes, and the other part (Nhumirim Ranch - 18° 59' S, 56° 39' W) is in an area characterized by small shallow (< 2.0 m) lakes.

Each hour from 0600 to 1800 h, the positions of the caimans (on land or in water, and in sun or in shade) were recorded. In the lake area, basking behavior in the cold season was observed from 0600 to 1800 h on 8 days in June and July 1998. In the hot season, observations were made on 3 consecutive days in October 1998. In the river area, which had open margins without vegetation, caimans could be observed when in water or on land. In a 3 km stretch of river in the cold season, observations of basking behavior were made on 9 days between June and July 1999. In the hot season, observations were made on 6 consecutive days in October 1999 and 7 consecutive days in November 1999. Air and water

temperatures were measured with StowAway<sup>Temp</sup> data-loggers (Onset®). Water temperature was measured by the data-loggers near the surface (10-15 cm) and at 60 cm depth. Air temperature (Ta) was registered with data-loggers in shady places on the margins of lakes and rivers at 1 m above ground level.

The basking behavior of individuals in two clutches of hatchlings was studied by direct observation. One clutch of hatchlings was in the wild and one was studied in captivity. Individuals were considered to be basking when they were partly or completely out of the water. Observations were made between 06:00 and 18:00 hours on different days in July and August 1997. The number and location of hatchling exposure to the sun were registered at approximately hourly intervals.

Caimans were captured at night by hand or with a noose in the river area between August 1996 and September 1999. Within 5 minutes of capture, air, water and cloacal temperatures were measured with a digital thermometer. The thermometer was introduced about 3 cm into the cloaca. Only caimans captured within 30 minutes after sunset were used in the analysis. Water temperature was measured at a depth of approximately 30 cm.

### 3. Results and Discussion

The pattern of activity of the free-ranging clutch differed markedly between the two days of observation. The hatchlings in the enclosure also showed great variation in the pattern of exposure. The first day, most basked in the afternoon. On the second day, most basked in the morning. On the third day, there were basking peaks in the morning and evening. Despite the differences in behavior, the patterns of variation in air and water temperatures were similar among sites and days. Groups of adult caimans were observed basking in the cold and hot seasons. Some individuals left the water soon after sunrise and remained on land throughout the day. Terrestrial activity varied throughout the day in the cold and hot seasons in lake area, with large peaks in the morning and a smaller peak in the evening. In the hottest hours, between 11:00 and 13:00 hours, most individuals remained in the water or hidden in the floating vegetation. The proportion of individuals exposed to sun varied throughout the day. In the river area, the pattern of terrestrial activity was different. In the cold season, some caimans remained in sun, throughout most of the day, but majority basked after midday. In the hot season, caimans showed distinct basking peaks in the morning and in the evening. At midday, when environmental temperatures were high, caimans used shady areas. Vocalizations and aggressive interactions occurred in the early morning, coinciding with the lowest temperatures of the day. Vocalizations were often made in duets. An adult male (SVL > 90 cm) vocalized, and another individual would vocalize almost immediately in response. The pursuit generally continued until the smaller animal entered the water and the larger took its place.

The body temperatures of 739 caimans of different sizes were measured at night between August 1996 and September 1999. Environmental temperatures during the study reflected the seasonally unpredictable temperatures in the Pantanal. Hot days were often alternated with cold days because of cold fronts from the south. In the remainder of the months of year, temperatures remained around 30 °C. Mean body temperature at night varied from 24.9 to 33 °C. In the months of study, mean monthly temperature of caimans at night was strongly correlated with mean monthly air and water temperatures.

### 4. Conclusion

Hatchling *Caiman crocodilus yacare* remained in the sun on land and in shallow water on the margins of lakes, and on aquatic vegetation. However, hatchling groups showed different diel patterns of exposure to the sun on different days, despite similar environmental temperatures, both in captivity and in the wild. Therefore, it seems that "basking" behavior was not primarily for thermoregulation. Crocodylian hatchlings group to avoid predation

and increase feeding efficiency, independent of thermoregulation (Lang, 1987). As body temperatures of the hatchlings were not measured, we could not determine the precise effect of “basking” on body temperatures. Grigg and Gans (1993) considered crocodilians to be primarily thermoconformers, as are small marine turtles (Read et. al., 1996).

Crocodilians utilize aquatic and terrestrial habitats differently during the dial cycle (Lang, 1976), and can thermoregulate on land or in the water, with only the back exposed to the sun. In the hot season, caimans spent more time in shady areas, on land or in the water, than exposed directly to sunlight. On hot days in the cold season, caimans basked in the sun, both on land and in water and cold days caimans remain in the water. In the hot and dry season, caimans moved regularly between land and water during the day and at night, but those movements had no obvious effect on body temperatures. Social and reproductive behaviors, such as vocalizations, and aggressive interactions were observed mainly during the morning. Males communicated through strident sounds that anticipated aggressive acts. High frequencies of social activities with peaks in the morning when body temperatures are low are characteristic of other crocodilians, but Seebacher and Grigg (1997) observed aggressive behavior in *C. johnstoni* during basking.

The mean body temperature of caimans at night varied seasonally with air and water temperatures in the Pantanal. The overall results of this study suggest that the thermal environment in the Pantanal is within the range adequate for most activities, and that most behaviors shown by the caimans are not primarily related to thermoregulation.

(Acknowledgments: This study represents part of the Ph.D. thesis of Z. Campos at the Universidade Federal de Minas Gerais, under the supervision of Gustavo Fonseca, and was financed by Embrapa-Pantanal, The Fundação O Boticário and Conservation International - Brazil. We thank José Augusto, Vândir, Marcos Thadeu and Henrique for help in the capture and observations of caimans.)

##### 5. Bibliography Reference

- Diefenbach, C. O. (1975). Thermal preference and thermoregulation in *Caiman crocodilus*. *Copeia* 530-40.
- Grigg, G.; Gans, C. (1993). Crocodilia: Morphology and physiology of the crocodylia. In G. J. B. Ross, and P. L. Beasley (eds.), *Fauna of Australia*. Vol. 2 Amphibia and Reptilia, pp. 326-336. Australian Government Publ. Serv., Canberra, Australian Capital Territory, Australia.
- Lang, J. W. (1976). Amphibious behavior of *Alligator mississippiensis* Roles of a circadian rhythm and light: *Science* 191, 575-5.
- Lang, J. W. (1987). Crocodilian thermal selection. In W. Webb, S. C. Manolis, and P. J. Whitehead (eds.), *Wildlife management: Crocodiles and Alligators*, pp. 301-17. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, NSW, AU.
- Read, M. A., Grigg, G. C. ; Limpus, C. J. (1996). Body temperatures and winter feeding in immature green turtles, *Chelonia mydas*, in Moreton Bay, Southeastern Queensland: *J. of Herpet.* 30, 262-265
- Seebacher, F ; Grigg, G. C. (1997). Patterns of body temperature in wild freshwater crocodiles, *Crocodylus johnstoni*. Thermoregulation versus Thermoconformity, seasonal acclimatization, and effect of social interactions: *Copeia* 3, 549-557.
- Smith, E. N. (1979). Behavioral and physiological thermoregulation of crocodilians. *Amer. Zool.* 19, 239-247

