

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

WESLEY OLIVEIRA DE SOUSA

**CURCULIONÍDEOS (INSECTA, COLEOPTERA)
ASSOCIADOS ÀS MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO
PANTANAL MATO-GROSSENSE E AMAZÔNIA CENTRAL:
TAXONOMIA, ECOLOGIA, TESTES ALIMENTAR E DE
MERGULHO**

CURITIBA
2008

WESLEY OLIVEIRA DE SOUSA

**CURCULIONÍDEOS (INSECTA, COLEOPTERA)
ASSOCIADOS ÀS MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO
PANTANAL MATO-GROSSENSE E AMAZÔNIA CENTRAL:
TAXONOMIA, ECOLOGIA, TESTES ALIMENTAR E DE
MERGULHO**

Tese apresentada à Coordenação do Curso de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Área de concentração em Entomologia, da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do Título de Doutor em Ciências Biológicas.

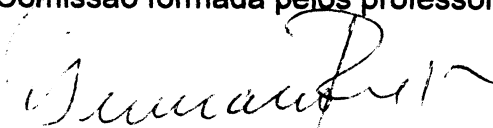
Orientador: Dr. Germano Henrique Rosado-Neto
Co-orientadores: Dra. Marinêz Isaac Marques
Dr. Joachim Ulrich Adis

CURITIBA
2008

WESLEY OLIVEIRA SOUSA

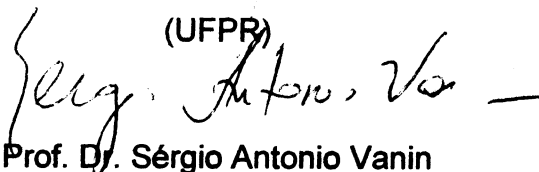
**"CURCULIONÍDEOS (INSECTA, COLEOPTERA) ASSOCIADOS ÀS
MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO PANTANAL MATO-GROSSENSE E
AMAZÔNIA CENTRAL: TAXONOMIA, ECOLOGIA, TESTES ALIMENTAR E
DE MERGULHO"**

Tese aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de "Doutor em Ciências", no Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Área de Concentração em Entomologia, da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:



Prof. Dr. Germano Henrique Rosado Neto (Orientador)

(UFPR)



Prof. Dr. Sérgio Antonio Vanin

(USP/SP)



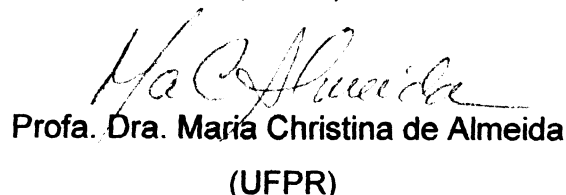
Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz

(UEM/PR)



Prof. Dra. Mariléia Isaac Marques

(UFMT)



Prof. Dra. Maria Christina de Almeida

(UFPR)

Curitiba, 20 de março de 2008.

DEDICATÓRIA

Ao Prof. Dr. Joachim Adis

In memoriam

Aos meus amados pais Raimundo Nonato e Francisca, e aos meus irmãos João, Andreлина, Assis, João Neto e Izaurinha.

Pela compreensão em relação à minha ausência, felicidade e atenção na minha presença. Foram poucos os momentos em que estivemos juntos nos últimos dez anos, mas foram os mais aguardados, perfeitos, e também eternos pela lembrança e saudade constante.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional para o Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudo.

Ao Instituto de Pesquisa da Amazônia (INPA) e Max/Planck, pelo apoio logístico e científico necessário para o desenvolvimento de parte dos objetivos contidos na tese, os quais foram cumpridos durante o primeiro semestre de 2005.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT), pela concessão de bolsa de iniciação científica, fundamental ao desenvolvimento e conclusão deste estudo.

Ao Dr. Eduardo Guimarães Couto, Coordenador do Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD/UFMT) sítio 12, pelo apoio logístico e técnico-profissional necessários ao desenvolvimento dos trabalhos em campo.

À Diretoria da Estância Ecológica SESC Pantanal e Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), pelo suporte técnico ao projeto e atividades de campo.

Ao Prof. Dr. Germano Henrique Rosado-Neto, pela orientação e confiança depositada, principalmente em relação à taxonomia dos curculionídeos.

À Profa. Dra. Marinêz Isaac Marques, pelo incentivo, críticas, orientação, oportunidades na elaboração e desenvolvimento de projetos de pesquisa, além da atuação como coordenadora de um grupo de pesquisa, e principalmente pela amizade e companheirismo durante a minha vida acadêmica.

À Coordenação e a todos os professores do Programa de Pós-graduação em Entomologia do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná por toda contribuição acadêmica e científica.

Com muito carinho à competente equipe do laboratório de Ecologia e Taxonomia de Artrópodes Terrestres do IB-UFMT, especialmente à Dra. Geane Brizzola dos Santos e Dr. Leandro Denis Battirola, pela leitura crítica e sugestões para a melhoria da tese. Aos MSc. Ana Maria de Figueiredo, Fabio Henrique, Jorge Luiz Silva, Lígia Nara Vendramin, às mestrandas Ana Silvia Tissiane, Fátima Jaloreto, Tamaris Gimenez Pinheiro, bióloga Michelle Bonfim Vilas Boas e Ricardo Eduardo, graduando(a)s Rogério Conceição Lima dos Santos, Daniel Coutinho Teodório de Oliveira, Débora Ariadne do Prado Lousada, Suelen Massal, pela amizade, discussões científicas, e principalmente pelos inesquecíveis momentos de auxílio durante as coletas em campo, e triagem do material biológico no laboratório.

À equipe técnica do PELD/UFMT, especialmente à Sra. Suzana Souza dos Santos pelo apoio e disposição no agendamento das viagens a campo, fundamentais ao cumprimento do cronograma de atividades da tese, além da inestimável amizade.

Aos Técnicos Francisco Rondon e Chico Bil, pelo auxílio concedido nas viagens a campo, e principalmente ao Sr. Francisco Enésio, pela amizade e companheirismo.

Aos Guarda-Parques da RPPN SESC Pantanal, especialmente ao Agno, Alessandro, Antônio Carlos, Antônio Coelho, Claudinho, Emanuel, Sr. Leonardo, Rodrigo, por todo o apoio e auxílio concedido durante as coletas em campo.

Às Dras. Maria Tereza Piedade, Suzana Sketelhut, técnico Celso e toda equipe do INPA-Max/Planck pelo apoio científico e logístico.

Aos companheiros da Casa 20 - INPA-Max/Planck, Michael, Adriana Dantas, Fabrício Báculo, Marcio e Raíke, pela amizade e pelo auxílio na elaboração e monitoramento dos experimentos laboratoriais.

À Profa. Dra. Lúcia Aparecida de Fátima Mateus (UFMT), pelo aconselhamento científico dispensado desde o desenho experimental do projeto até as análises finais da tese.

À Dra. Adriana Felix dos Anjos, pelo auxílio nas análises multivariadas, e principalmente pela inestimável amizade.

Ao Jorge Luiz Silva, pela inestimável amizade, companheirismo, paciência, e por ter me permitido o convívio com sua família.

Aos meus irmãos cuiabanos Kleyton Eduardo Pinheiro, Willian Correia, Munir Kassen Fares, Alexandre e Waldenei, pela ótima convivência e por todo o apoio concedido durante a minha estadia em Cuiabá.

À Érica Cezarine de Arruda, Fabiola Fernandez e Lana Arruda, pela inestimável amizade e constante companheirismo.

Aos amigos de longa data Augusto César da Costa Castilho, Cláudio Neves, Érica Baleroni Pacheco, Hemile Coleta Cantuário, Patrícia Alves dos Santos, Rubia Fantin, Iana Marasi, Oberdan Coutinho, pelo apoio e incentivo.

Ao Léo e Claudinei, grandes amigos e companheiros, por todo o apoio e incentivo depositados em mim durante a minha estadia em Curitiba.

A todos os amigos e companheiros de jornada acadêmica no Programa de Pós-graduação em Entomologia, principalmente ao Jonny Duque Luna, Eduardo Kuwabara, Paola Marchi, Elaine Dela Giustina Soares, Jaime Ivan, Ana Paula Marques, pelos momentos maravilhosos muito bem vividos durante a etapa de cumprimento dos créditos das disciplinas.

Ao Roberlei, Adeilson, Altair, Carlos e demais companheiros da Casa de Passagem, pela hospitalidade, companheirismo e alegrias vividas durante minhas idas e vindas a Curitiba.

À toda minha família, principalmente aos meus avós João de Sousa e João Gabaia, Inês Salviana e Maria Gabaia, pela proteção espiritual que me foi concedida por meios de orações.

Às minhas tias Sônia, Cilene e Katia, e tios Carlos Antônio (Grosso), tio João Filho (Bebeto), por todo o cuidado, amor, alegria e incentivo dados a mim.

Enfim, a todos aqueles que direta ou indiretamente foram muito importantes para o desenvolvimento da tese e doutorado, meu **MUITO OBRIGADO!**

“...o escritor só vence a si próprio:
ele é um vencedor quando,
perante a página em branco, é
capaz de superar essa solidão.”

Mia Couto

“Próximo e Difícil de apanhar é o
deus. Mas onde está o perigo, ali
cresce O que salva, também.”

Hölderlin

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Fig. 1. Mapa da área de estudo. Os círculos e os números indicam as baías marginais ao rio Cuiabá, selecionadas para o estudo. 43
- Fig. 2. Variáveis ambientais na RPPN-SESC Pantanal-Porto Cercado, Barão de Melgaço-MT em 2006. Média da temperatura máxima e mínima (A), precipitação média mensal e média mensal do nível d'água do rio Cuiabá (B). 44
- Fig. 3. Gaiola modelo Vieira & Adis (1992), modificada, alocada sobre banco de *Eichhornia crassipes*. 47
- Fig. 4. Distribuição temporal da abundância de curculionídeos adultos e imaturos nas baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). 53
- Fig. 5. Box-plot da densidade de curculionídeos adultos (A) e imaturos (B) coletados em dez baías marginais ao Rio Cuiabá, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006) no Pantanal de Barão de Melgaço-MT. 56
- Fig. 6. Densidade (ind./m²) de curculionídeos adultos (A) e imaturos (B) coletados nas baías permanente (C) e periodicamente conectadas (D) ao rio Cuiabá, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006) no Pantanal de Barão de Melgaço-MT. 57
- Fig. 7. Box-plot da densidade de curculionídeos adultos (A) e imaturos (B) coletados nas baías permanentes (em negrito) e periodicamente conectadas ao rio Cuiabá, ao longo de um ciclo hidrológico no Pantanal de Barão de Melgaço-MT. 58

- Fig. 8. Frequência relativa das espécies de curculionídeos adultos (A) e de macrófitas aquáticas (B) coletados nas baías marginais ao Rio Cuiabá, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006) no Pantanal de Barão de Melgaço-MT. 62
- Fig. 9. Riqueza total observada para as espécies de macrófitas aquáticas (A) e curculionídeos (B), e entre baías permanente e periodicamente conectadas ao rio Cuiabá, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006), no Pantanal de Barão de Melgaço-MT. 68
- Fig. 10. Box-plot da riqueza local de espécies (LSR) observada para os curculionídeos (A), e macrófitas aquáticas (B), coletados em dez baías marginais ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico. 70
- Fig. 11. Box-plot da riqueza local de espécies (LSR) observada para os curculionídeos (C) e macrófitas aquáticas (M), coletadas em dez baías marginais ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). 73
- Fig. 12. Box-plot da riqueza local de espécies (LSR) observada para os curculionídeos (em negrito), e macrófitas aquáticas, coletadas em dez baías marginais (01-10) ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). 73
- Fig. 13. Riqueza local (LRS) de curculionídeos adultos (A), e macrófitas aquáticas (B) coletadas nas baías permanentes (C) e periodicamente conectadas (D) ao rio Cuiabá, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006) no Pantanal de Barão de Melgaço-MT. 75

Fig. 14. Box-plot da diversidade temporal beta-W e beta-1 da comunidade de curculionídeos (em negrito) e macrófitas aquáticas nas baías permanentes (C), periodicamente conectadas (D) e nas dez baías marginais (T) ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). 81

CAPÍTULO II

Fig. 1. Flutuação populacional de adultos e imaturos de *Neochetina eichhorniae* e *Neochetina bruchi*, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006), nas baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT. A- abundância total, B-baía de número um, e C-baía de número quatro. 102

Fig. 2. Flutuação populacional de adultos e imaturos de *Neochetina eichhorniae* e *Neochetina bruchi* ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006), nas baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT. A- baía de número seis, B-baía de número sete e C-baía de número dez.. 103

Fig. 3. Freqüência relativa das espécies de macrófitas aquáticas, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006), em cinco baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT. A-baía de número um, B-baía de número quatro, C-baía de número seis, D-baía de número sete e E-baía de número dez. 104

Fig. 4. Correlação entre a abundância de duas espécies de *Neochetina* e a freqüência relativa de *Eichhornia crassipes*, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006), em cinco baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT. A-adultos ($r^2 = 0,16$; $F_{1,58} = 11,171$; $P = 0,001$) e B-imaturos ($r^2 = 0,19$; $F_{1,58} = 13,731$; $P = 0,000$). 105

CAPÍTULO III

- Fig. 1. Arranjo das folhas (A) e regiões categorizadas na folha de *Pistia stratiotes* (B). c- centro, p- periferia, a- apical, m- mediana, b- basal. 119
- Fig. 2. Abundância de adultos de *Argentinorhynchus breyeri* coletados em *Pistia stratiotes* na Ilha de Marchantaria, Amazonas, Brasil, entre março e agosto de 2005. 120
- Fig. 3. Sobrevivência de adultos de *Argentinorhynchus breyeri* durante o teste de aceitabilidade alimentar sobre 13 espécies de macrófitas aquáticas, ao longo de 14 dias, no Laboratório de Entomologia INPA/Max-Planck, Manaus-AM. 01-*Azolla* sp., 02-controle, 03-*Echinochloa polystachya*, 04-*Eichhornia crassipes*, 05- *Ipomoea aquatica*, 06-*Limnobium laevigatum*, 07-*Ludwigia helminthoriza*, 08-*Pontederia rotundifolia*, 09-*Pistia stratiotes*, 10-*Paspalum repens*, 11-*Phyllanthus fluitans*, 12- *Sauvinia auriculata* e 13-*Salvinia* sp.. 121
- Fig. 4. Consumo (número de spots) por adultos de *Argentinorhynchus breyeri*, no centro e na periferia de *Pistia stratiotes*, durante o teste de aceitabilidade alimentar, ao longo de 14 dias, no Laboratório de Entomologia INPA/Max-Planck, Manaus-AM. 121
- Fig. 5. Consumo (número de spots) por adultos de *Argentinorhynchus breyeri* no ápice, meio e base das folhas centrais de *Pistia stratiotes*, durante o teste de aceitabilidade alimentar, ao longo de 14 dias, no Laboratório de Entomologia INPA/Max-Planck, Manaus-AM. 122
- Fig. 6. Consumo (número de spots) por adultos de *Argentinorhynchus breyeri* no ápice, meio e base das folhas periféricas de *Pistia stratiotes*, durante o teste de aceitabilidade alimentar, ao longo de 14 dias, no Laboratório de Entomologia INPA/Max-Planck, Manaus-AM. 122

Fig. 7. Consumo (número de spots) por adultos de <i>Argentinorhynchus breyeri</i> , no ápice das folhas centrais e periféricas de <i>Pistia stratiotes</i> , durante o teste de aceitabilidade alimentar, ao longo de 14 dias, no Laboratório de Entomologia INPA/Max-Planck, Manaus-AM.	123
---	-----

CAPÍTULO IV

Fig. 1. Sobrevivência de adultos de <i>Neochetina eichhorniae</i> mergulhados em água fervida (A) e natural não aerada (B), e oxigênio dissolvido (mg/l), a diferentes intervalos de tempo.	137
--	-----

Fig. 2. Sobrevivência de adultos de <i>Neochetina bruchi</i> mergulhados em água fervida (A) e natural não aerada (B), e oxigênio dissolvido (mg/l), a diferentes intervalos de tempo.	137
---	-----

Fig. 3. Sobrevivência, em número de indivíduos (n), de adultos de <i>Neochetina eichhorniae</i> (A) e <i>Neochetina bruchi</i> (B), em água fervida e natural não aerada.	138
--	-----

Fig. 4. Oxigênio dissolvido (mg/l) na água fervida e natural não aerada, nos testes de mergulho com adultos de <i>Neochetina eichhorniae</i> (A) e <i>Neochetina bruchi</i> (B).	139
---	-----

Fig. 5. Sobrevivência em número de indivíduos (n), de adultos de <i>Neochetina eichhorniae</i> (A) e <i>Neochetina bruchi</i> (B), mergulhados em água fervida e natural não aerada, a diferentes intervalos de tempo.	139
---	-----

Fig. 6. Oxigênio dissolvido (mg/l) na água fervida (em negrito) e natural não aerada, por intervalo de tempo, nos testes de mergulho com adultos de <i>Neochetina eichhorniae</i> (A) e <i>Neochetina bruchi</i> (B).	140
--	-----

Fig. 7. Sobrevivência média de adultos de <i>Neochetina eichhorniae</i> em água fervida (A), e natural não aerada (B), ao longo dos intervalos de tempo de mergulho.	140
---	-----

Fig. 8. Sobrevivência de adultos de <i>Neochetina eichhorniae</i> em água fervida (A) e natural não aerada (B).	141
Fig. 9. Oxigênio dissolvido (mg/l) na água fervida e natural não aerada, nos testes de mergulho sistematizado com adultos de <i>Neochetina eichhorniae</i>	141
Fig. 10. Relação entre a sobrevivência dos indivíduos de <i>Neochetina eichhorniae</i> com o oxigênio dissolvido (mg/l), nos tratamentos água fervida (A) e natural não aerada (B).	142

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

- Tabela I. Distância (km) entre as dez baías marginais selecionadas para o estudo, em uma seção de 32,6 km do rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT. 45
- Tabela II. Coordenadas, profundidade mínima e máxima para os bancos de macrófitas e conectividade das dez baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT. 1- permanentemente conectada e 0- periodicamente conectada. 45
- Tabela III. Número total de indivíduos da comunidade de curculionídeos obtidos nas dez baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). A-adultos, P-pupas, L-larvas. Em negrito as baías permanentemente conectadas, e com asterisco àquelas sorteadas para a obtenção de pupas. 51
- Tabela IV. Abundância relativa de curculionídeos obtida em baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, por fase de desenvolvimento, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). A-adultos, P-pupas, L-larvas. 51
- Tabela V. Densidade mensal e total (ind./m²) dos indivíduos da comunidade de curculionídeos obtidos nas baías marginais ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, por fase de desenvolvimento, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). A-adultos e I-imaturos. As linhas em negrito correspondem às baías permanentemente conectadas. 52

Tabela VI. Composição, abundância mensal e total das espécies de curculionídeos obtidos em baías marginais ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, por fase de desenvolvimento, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). NI- espécie não identificada.	60
Tabela VII. Composição, frequência relativa (%) e absoluta (F) das espécies de macrófitas aquáticas obtidas nas dez baías marginais ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). NI- espécie não identificada. As colunas em negrito correspondem às baías permanentemente conectadas.	61
Tabela VIII. Espécies de curculionídeos e abundância por estágio de desenvolvimento em suas respectivas plantas hospedeiras (H), ou associadas (A), que ocorrem em baías marginais ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006).	66
Tabela IX. Distribuição temporal e espacial da riqueza local (LSR), e regional (RSR) da comunidade de curculionídeos e de macrófitas aquáticas, em dez baías marginais ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). As linhas em negrito correspondem às baías permanentemente conectadas.	71
Tabela X. Índices de diversidade espacial beta-W e beta-1 calculados para a comunidade de curculionídeos e de macrófitas aquáticas, considerando as dez baías (Total), cinco baías permanentemente conectadas (Conec.) e cinco periodicamente conectadas (Desc.) ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006).	80

CAPÍTULO II

Tabela I. Abundância relativa de <i>Neochetina eichhorniae</i> (Ne) e <i>Neochetina bruchi</i> (Nb), por fase de desenvolvimento, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006), em baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT.	98
Tabela II. Coeficiente de correlação de Pearson entre a abundância de adultos e imaturos de duas espécies de <i>Neochetina</i> com o nível d'água do rio Cuiabá, e frequência relativa de <i>E. crassipes</i>	99
Tabela III. Abundância e proporção de adultos e imaturos de <i>Neochetina eichhorniae</i> e <i>Neochetina bruchi</i> , por baía marginal ao rio Cuiabá, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006), no Pantanal de Barão de Melgaço-MT.	101

SUMÁRIO

ABSTRACT	1
RESUMO	2
1. INTRODUÇÃO	3
2. REVISÃO DE LITERATURA	6
2.1. Clima e hidrologia da Amazônia Central e Pantanal	6
2.2. Definição de planícies de inundação e áreas úmidas	8
2.3. Ambientes das planícies de inundação e áreas úmidas	9
2.4. Funcionamento das planícies de inundação e áreas úmidas - Teoria do pulso de inundação	10
2.5. Dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas	12
2.6. Os invertebrados terrestres e aquáticos das planícies de inundação	17
2.6.1. Coleoptera aquáticos	18
2.6.1.1. Curculionidae	20
2.6.1.1.1. Curculionídeos aquáticos e semi-aquáticos associados às macrófitas aquáticas	20
3. REFERÊNCIAS	22
 CAPÍTULO I - Curculionoidea (Insecta, Coleoptera) associados às macrófitas aquáticas das baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT	 35
ABSTRACT	35
RESUMO	37
1. INTRODUÇÃO	39
2. MATERIAL E MÉTODOS	42
2.1. Área de estudo	42
2.2. Sítios amostrais	44
2.3. Seleção dos pontos de coleta	46
2.4. Procedimentos em campo	46
2.5. Análise da vegetação	47
2.6. Variáveis ambientais	48
2.7. Procedimentos em laboratório	48

2.8. Análise estatística	48
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
3.1. Abundância e fenologia da comunidade de curculionídeos associada às macrófitas aquáticas	50
3.2. Composição e estrutura da comunidade de curculionídeos e de macrófitas aquáticas	59
3.3. A comunidade de curculionídeos e as macrófitas aquáticas hospedeiras ou associadas	64
3.4. Riqueza da comunidade de curculionídeos e macrófitas aquáticas	67
3.5. Variação temporal e espacial da riqueza regional (RSR) e riqueza local (LSR)	70
3.6. Riqueza regional (RSR) <i>versus</i> riqueza local (LSR)	77
3.7. Diversidade beta espacial	79
3.8. Diversidade beta temporal	81
3.9. Relação entre a diversidade beta temporal e riqueza regional (RSR) temporal	83
4. REFERÊNCIAS	84

CAPÍTULO II - Fenologia de duas espécies de <i>Neochetina</i> Hustache (Coleoptera, Curculionidae) associadas à <i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms, em baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT	93
ABSTRACT	93
RESUMO	94
1. INTRODUÇÃO	95
2. MATERIAL E MÉTODOS	97
2.1. Área de estudo	97
2.2. Sítios amostrais	97
2.3. Análise estatística	97
3. RESULTADOS	98
4. DISCUSSÃO	106
5. REFERÊNCIAS	110

CAPÍTULO III - Aceitabilidade alimentar de macrófitas aquáticas por adultos de <i>Argentinorhynchus breyeri</i> Brèthes (Coleoptera, Curculionidae) na Amazônia Central e ocorrência de besouros deste gênero em <i>Pistia stratiotes</i> L. (Araceae)	114
.....	114
ABSTRACT	114
RESUMO	115
1. INTRODUÇÃO	116
2. MATERIAL E MÉTODOS	117
2.1. Área de estudo	117
2.2. Observações em campo	117
2.3. Teste de aceitabilidade alimentar	118
2.4. Análise estatística	119
3. RESULTADOS	119
3.1. Observações em campo	119
3.2. Teste de aceitabilidade alimentar	120
4. DISCUSSÃO	123
5. REFERÊNCIAS	126
CAPÍTULO IV - Testes de tolerância à submersão com adultos de <i>Neochetina bruchi</i> Hustache e <i>Neochetina eichhorniae</i> Warner (Coleoptera, Curculionidae) das várzeas da Amazônia Central e Pantanal mato-grossense	129
.....	129
ABSTRACT.....	129
RESUMO.....	130
1. INTRODUÇÃO	131
2. MATERIAL E MÉTODOS	134
2.1. Coletas em campo	134
2.2. Teste piloto de mergulho	134
2.3. Teste sistematizado de mergulho	135
2.4. Análise estatística	136
3. RESULTADOS	136
3.1. Teste piloto de mergulho	136
3.2. Teste sistematizado de mergulho	140
4. DISCUSSÃO	142

5. REFERÊNCIAS	147
CAPÍTULO V - Chave de identificação dos adultos de Curculionoidea (Insecta, Coleoptera) aquáticos e semi-aquáticos, com indicação de suas plantas hospedeiras e/ou associadas	
ABSTRACT	152
RESUMO	153
1. INTRODUÇÃO	154
2. MATERIAL E MÉTODOS	155
3. RESULTADOS	156
3.1. Catálogo dos Curculionoidea aquáticos e semi-aquáticos com indicação de suas plantas hospedeiras e/ou associadas	156
3.2. Chave de identificação dos adultos de Curculionoidea aquáticos e semi-aquáticos do Pantanal mato-grossense e várzeas de Amazônia Central	164
4. REFERÊNCIAS	171

Curculionídeos (Insecta, Coleoptera) Associados às macrófitas aquáticas no Pantanal mato-grossense e Amazônia Central: taxonomia, ecologia, testes alimentar e de mergulho

ABSTRACT. Weevils (Insecta, Coleoptera) associated with the aquatic macrophytes in the Pantanal mato-grossense and Central Amazon: Taxonomy, ecology, feed and diving tests. The available literature demonstrates that the biological diversity and the ecological patterns have been broadly investigated in the terrestrial Arthropoda in the wetlands of Tropical America, following the example of the Pantanal mato-grossense and Central Amazon, whilst a lack of studies remain on Arthropoda in aquatic environments. This way, a new study is presented focusing on the ecology of the community and population, biology and taxonomy, as well as on the relationships and interactions between the aquatic plants and weevils, as an important tool to the handling and conservation of natural resources. It also presents the possibility of using the local fauna of this taxon in order to introduce or implement biological control programs of aquatic macrophytes. Each one of these aspects is discussed in chapters. The composition, abundance and phenology of adult and immature weevils were studied together with the aquatic macrophytes of the Pantanal mato-grossense, being the first chapter, with the aim being to test if these communities respond to ecological factors that regulate the biota of these environments, such as variation of the water level and connectivity. A phenological study is discussed in the second chapter for *Neochetina eichhorniae* Warner, 1970 and *Neochetina bruchi* Hustache, 1926, species associated with *Eichhornia crassipes* (Mart). Solms which occur from Central America to South America. The feeding habits of *Argentinorhynchus breyeri* Brèthes, 1910, in Central Amazon, are dealt with in the third chapter. From among the aquatic weevils specializations, the fourth chapter focuses on the morphophysiological adaptation for plastron breathing, examined in adults of *N. bruchi* and *N. eichhorniae* collected in the Barão de Melgaço Pantanal and meadows in Central Amazon. As for the last chapter, an identification key of Curculionoidea (Insecta: Coleoptera), aquatic and semi-aquatic, is presented, as well as a taxonomic catalogue comprising 27 species distributed within 24 genera, with identification of their host and/or associated plants.

KEY-WORDS. Aquatic macrophytes; Curculionidae; community ecology; floodplain.

RESUMO. Curculionídeos (Insecta, Coleoptera) associados às macrófitas aquáticas no Pantanal mato-grossense e Amazônia Central: Taxonomia, ecologia, testes alimentar e de mergulho. A literatura disponível demonstra que a diversidade biológica e os padrões ecológicos têm sido amplamente investigados nos Arthropoda terrestres de áreas úmidas da América Tropical, a exemplo do Pantanal mato-grossense e Amazônia Central, permanecendo com escassez de estudos para os artrópodes dos ambientes aquáticos. Desta maneira, apresenta-se um estudo inédito enfocando a ecologia de comunidade e população, biologia e taxonomia, bem como sobre as relações e interações entre as plantas aquáticas e Curculionidae, como importante ferramenta para o manejo e conservação dos recursos naturais, além da possibilidade do uso da fauna local desse táxon para a implantação ou implementação de programas de controle biológico de macrófitas aquáticas. Cada um destes aspectos é tratado em capítulos. A composição, abundância e fenologia de adultos e imaturos de curculionídeos foram estudadas em conjunto com as macrófitas aquáticas do Pantanal mato-grossense, representando o primeiro capítulo, objetivando testar se estas comunidades respondem aos fatores ecológicos que regulam a biota destes ambientes, tais como variação do nível da água e conectividade. Um estudo fenológico é discutido no segundo capítulo para *Neochetina eichhorniae* Warner, 1970 e *Neochetina bruchi* Hustache, 1926, espécies de curculionídeos associados à *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms que ocorrem desde a América Central até a América do Sul. O hábito alimentar dos adultos de *Argentinorhynchus breyeri* Brèthes, 1910 da Amazônia Central, é tratado no terceiro capítulo. Dentre as especializações dos curculionídeos aquáticos, destaca-se no quarto capítulo, a adaptação morfofisiológica para a respiração plastrão, investigada em adultos de *N. bruchi* e *N. eichhorniae* coletados no Pantanal de Barão de Melgaço e várzeas da Amazônia Central. Como último capítulo, apresenta-se uma chave de identificação dos adultos de Curculionoidea (Insecta: Coleoptera), aquáticos e semi-aquáticos, além de um catálogo taxonômico contendo 27 espécies distribuídas entre 24 gêneros, com indicação de suas plantas hospedeiras e/ou associadas.

PALAVRAS-CHAVE. Curculionidae; ecologia de comunidade; planície de inundação; macrófitas aquáticas.

1. INTRODUÇÃO

Entre as paisagens características da América Latina tropical, destacam-se as planícies de inundação, áreas úmidas com oscilação entre as fases terrestre e aquática (Junk 1997a; Junk & Da Silva 1999; Junk & Wantzen 2004).

A bacia amazônica, onde se localizam as áreas de várzea da Amazônia Central, ocupa uma área correspondente a 40% do total da superfície do continente sul-americano (Mérona 1993), e a do Alto Paraguai, engloba o Pantanal brasileiro, constituindo uma das maiores e mais diversificadas áreas alagáveis contínuas do mundo (Calheiros & Oliveira 1999; Junk & Da Silva 1999; Leão 1999; Junk *et al.* 2006).

As planícies de inundação e/ou áreas úmidas têm um papel chave no funcionamento e suporte da biodiversidade do ecossistema dos rios, pois, o complexo mosaico de corpos d'água, inserido nestas áreas, suporta abundantes comunidades de macrófitas aquáticas, peixes e invertebrados (Murphy *et al.* 2003).

A comunidade macrofítica do Pantanal foi avaliada por diversos autores tais como Pott *et al.* (1989, 1999), Da Silva & Esteves (1993), Pott & Pott (1999, 2003), Prado *et al.* (1994), Sanches *et al.* (1999). Na Amazônia Central estes estudos estão concentrados em áreas de várzea, pois, nas áreas de igapó, essa vegetação é escassa devido à pobre condição nutricional desse ambiente (Junk & Piedade 1993, 1997; Furch & Junk 1997b).

A diversidade biológica e os padrões ecológicos dos Arthropoda destas áreas úmidas têm sido pesquisados mais frequentemente em grupos terrestres, a exemplo do Pantanal (Adis *et al.* 2001; Battirola *et al.* 2004a,b, 2005, 2006, 2007; Loyola *et al.* 2006; Marques *et al.* 2001, 2006, 2007; Santos *et al.* 2003) e Amazônia Central (Adis 1997; Adis & Latif 1996; Adis & Pagés 2001; Adis & Junk 2002), entre outros.

De acordo com a literatura, pouco enfoque tem sido dado para os artrópodes dos ambientes aquáticos do Pantanal (Ferreira & Vasconcellos-Neto 2001; Lhano *et al.* 2005; Marchese *et al.* 2005; Junk *et al.* 2006; Aburaya & Callil 2007; Juen *et al.* 2007; Sousa *et al.* 2007) e Amazônia Central (Vieira & Adis 1992; Junk & Robertson 1997; Nunes *et al.* 2005).

Apesar da importância dessas pesquisas, são escassos os estudos sobre os fatores que regulam a biodiversidade das plantas e seus invertebrados associados, principalmente nas planícies de inundação das regiões tropicais e subtropicais (Agostinho *et al.* 2000; Gopal *et al.* 2001; Murphy *et al.* 2003; Fortney *et al.* 2004; Pott & Pott 2004; Loyola *et al.* 2006). Tal conhecimento é necessário para as políticas voltadas à conservação deste ambiente, pois, as

áreas úmidas são consideradas ameaçadas sob o ponto de vista ecológico, e, portanto, importantes para a proteção da biodiversidade (Wantzen *et al.* 2005; Junk *et al.* 2006; Loyola *et al.* 2006; Rolon & Maltchik 2006).

Uma das questões ecológicas bastante discutidas diz respeito a quais fatores ambientais controlam a riqueza de espécies de macrófitas aquáticas em uma determinada área (Thomaz *et al.* 2003). Estudos com este enfoque têm sido pouco desenvolvidos no hemisfério Sul (Rolon & Maltchik 2006), alguns realizados em ambientes naturais (Rolon & Maltchik 2006; Santos & Thomaz 2007), e uma menor quantidade em ambientes artificiais (Thomaz *et al.* 2003). Estas pesquisas demonstraram que a predição da riqueza destas comunidades de plantas em grandes ambientes aquáticos não é facilmente compreendida.

Junk *et al.* (2006), com base em uma revisão sobre as pesquisas realizadas no Pantanal, comentaram sobre o “déficit” de conhecimento sobre a biodiversidade aquática das áreas úmidas, principalmente para os trópicos. Segundo estes autores, muitos estudos estão dispersos na literatura e concentrados em grupos restritos de animais e plantas, e frequentemente, respondem pouco sobre questões ecológicas, com as maiores lacunas para invertebrados terrestres e aquáticos.

Apesar da grande quantidade de ecossistemas aquáticos integralmente preservados, e a importante função ecológica atribuída às macrófitas aquáticas, inclusive sob o ponto de vista de biomonitoramento em ambientes artificiais (Pedralli 2003), os estudos desenvolvidos no Brasil sobre a ecologia dessas plantas e suas interações com invertebrados, são escassos.

Conforme Thomaz & Bini (2003), as pesquisas em ecossistemas aquáticos têm sido ampliadas nos últimos anos e podem ser atribuídas a vários fatores tais como integridade e estado natural, necessidade de manejo e interesse pela biodiversidade. As comunidades e populações de macrófitas aquáticas têm sido avaliadas por pesquisadores estrangeiros para testar hipóteses ecológicas, entretanto, tais aspectos permanecem pouco abordados por pesquisadores brasileiros. Com base em uma extensa revisão, estes mesmos autores comentaram que o conhecimento sobre os trabalhos desenvolvidos até o momento aponta as lacunas, e subsidiam respostas à respeito dos caminhos científicos a serem seguidos.

Segundo Fortney *et al.* (2004), devido ao tamanho do Pantanal e sua diversidade de condições físicas, são necessárias muitas pesquisas sobre macrófitas aquáticas para uma melhor compreensão a respeito dos diversos padrões fitossociológicos, dinâmica de comunidades e importância de fatores ambientais físicos desta comunidade de plantas nesta área.

Entretanto, Neiff & Poi de Neiff (2003) em uma análise crítica do papel da conectividade sobre a dinâmica da comunidade macrofítica, consideraram que a periodicidade hidrológica do rio afeta os animais associados à vegetação, por produzir alterações na oferta de habitats para os grupos que utilizam esse ambiente para alimentação ou reprodução.

O conhecimento sobre a diversidade e biologia dos invertebrados associados à macrófitas aquáticas na região tropical deve ser estimulado, para que, posteriormente, possa se testar hipóteses ecológicas como aquelas que usam macrófitas aquáticas como modelo, a exemplo da relação entre a diversidade de espécies e as condições de distúrbios (Connell 1978), estabilidade hidrológica *versus* dominância de espécies e habilidade competitiva (Junk et al. 1989; Santos & Thomaz 2007), presença e ação de insetos herbívoros afetando a estrutura, e competição da comunidade macrofítica (Center *et al.* 2005).

Apesar da necessidade desses estudos, pouco se conhece sobre a composição, taxonomia e ecologia dos invertebrados fitófagos associados às partes emergentes das macrófitas aquáticas, e inúmeras são as lacunas dentre estes grupos, principalmente em Curculionidae (Insecta: Coleoptera), com grande representatividade nos ambientes aquáticos.

De acordo com Anderson (1997), os curculionídeos possuem íntima relação e diferentes níveis de especificidade com a flora aquática e semi-aquática, alta diversidade e ampla distribuição. Desta forma, dentre os inúmeros grupos de invertebrados associados às partes emergentes das plantas aquáticas, os curculionídeos, objeto deste estudo, são indicados para testar vários destes modelos e padrões ecológicos, principalmente em conjunto com àqueles já descritos para a comunidade macrofítica.

Até o momento, nenhum estudo com curculionídeos foi desenvolvido no Brasil abordando estes aspectos ecológicos, principalmente em relação à taxonomia, biologia e testes de especificidade alimentar, entre outros.

Dentro deste contexto, esta pesquisa apresenta como objetivo geral o estudo da taxonomia, biologia, e das relações e interações entre plantas aquáticas e insetos. Estes aspectos representam uma importante ferramenta para o manejo e conservação dos recursos naturais, subsídio à manutenção dos ecossistemas inundáveis. Além disso, possibilitará o uso da fauna local de curculionídeos para a implantação ou implementação de programas de controle biológico, uma vez que muitas espécies de macrófitas que ocorrem no Pantanal mato-grossense e Amazônia Central, são plantas consideradas infestantes, e por isso, de grande importância econômica em vários países.

Desta maneira, este estudo aborda cada um destes aspectos distribuídos em cinco capítulos. No primeiro capítulo, a composição, abundância e fenologia de adultos e imaturos de curculionídeos foram estudadas em conjunto com as macrófitas aquáticas do Pantanal norte, objetivando-se testar se estas comunidades respondem aos fatores ecológicos que regulam a biota destes ambientes, tais como variação do nível da água e conectividade.

Um estudo fenológico é discutido no capítulo dois para *Neochetina eichhorniae* Warner, 1970 e *Neochetina bruchi*, 1926 Hustache, espécies de curculionídeos associados à *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms que ocorrem desde a América Central até a América do Sul.

O hábito alimentar dos adultos de *Argentinorhynchus breyeri* Brèthes, 1910 da Amazônia Central, é tratado no capítulo três.

Dentre as especializações dos curculionídeos aquáticos, destaca-se no capítulo quatro, a adaptação morfofisiológica para a respiração plastrão, investigada em adultos de *N. bruchi* e *N. eichhorniae* coletados no Pantanal de Barão de Melgaço e várzeas da Amazônia Central.

E como último apresenta-se uma chave de identificação dos adultos de Curculionoidea (Insecta: Coleoptera), aquáticos e semi-aquáticos, além de um catálogo taxonômico de gêneros e espécies, com indicação de suas plantas hospedeiras e/ou associadas.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Clima e hidrologia da Amazônia Central e Pantanal

O clima da Amazônia Central é quente e úmido, com temperatura média anual de 26,6°C. Os meses de agosto a novembro são os mais quentes, com uma variação de 27,2 a 27,7°C, e os mais frios, de janeiro a abril, variando de 25,9 a 26,1°C. A variação diurna da temperatura é maior que a anual, podendo exceder a 10°C. A umidade relativa do ar é alta durante todo o ano, e a evaporação pode exceder a precipitação durante os meses mais secos (Irion *et al.* 1997).

A precipitação na área é periódica, com a estação chuvosa ocorrendo durante os meses de dezembro a abril, alternadamente com a estação seca de junho a outubro. A precipitação média atinge 2100mm por ano em toda área da Amazônia Central, com pronunciada variação em determinadas regiões, devido às diferenças em relação à circulação de ar na região, ou por particularidades geomorfológicas. A menor pluviosidade nas áreas de várzea, em comparação

com as de terra firme, tem um grande impacto sobre a comunidade de plantas e animais desses locais (Irion *et al.* 1997).

A sazonalidade na distribuição das chuvas ao longo do ano na bacia Amazônica produz grande flutuação no nível da água dos rios e riachos. A amplitude média de inundação ao longo de 90 anos, calculada para essa região, é de 9,95m. Devido à flutuação entre estação seca e chuvosa, o nível dos rios apresenta uma curva de inundação do tipo monomodal, definindo uma previsibilidade de inundação para o sistema, com grande importância sob o ponto de vista ecológico (Irion *et al.* 1997).

O Pantanal é uma região com instabilidade climática e que passou por severos períodos de seca durante a glaciação. Atualmente, esta instabilidade é caracterizada pela variação multianual entre a seca e cheia, que impõe um forte impacto na distribuição e composição da comunidade local, bem como no tamanho e segregação populacional de muitas espécies de plantas e animais (Junk *et al.* 2006).

O clima é quente, com variação de temperatura de 21,4 a 27,4°C próximo a Cuiabá. O período de estiagem ocorre entre os meses de maio a setembro, e as chuvas se concentram entre os meses de outubro a abril. O padrão de precipitação anual e umidade do ar variam no gradiente norte-sul, e diferenciam-se fortemente daquele registrado na Amazônia Central. A precipitação anual decai de 1.250mm na porção norte a 1.089mm na parte sul (Heckman 1999; Junk *et al.* 2006).

A amplitude de inundação causada pelo rio varia de um a cinco metros, enquanto que a causada pelas chuvas varia de 10 a 80 centímetros (Pott & Pott 2004). Os picos de inundação ocorrem com um atraso de quatro meses no sentido norte-sul, ou seja, durante a estação seca do Pantanal norte, ocorre a cheia no Pantanal sul. No norte a inundação coincide com o período chuvoso, com o maior nível da água apenas por poucos dias após a precipitação máxima, e durante a estiagem, o nível da água decai continuamente. A variabilidade nas taxas de subida e descida do nível da água, que é grande no Pantanal norte, e constante no sul, é resultado da inundação que permanece retida na parte sul, retardando a drenagem e diminuindo a amplitude do sistema Paraná/Paraguai. Desta forma, as condições hidrológicas do Pantanal norte variam acentuadamente entre os dias e as estações, diferindo em muito das que ocorrem no Pantanal sul (Heckman 1999; Junk & Da Silva 1999; Junk *et al.* 2006).

2.2. Definição de planícies de inundação e áreas úmidas

As planícies de inundação são categorizadas como áreas úmidas por incluírem ecossistemas com oscilação entre as fases terrestre e aquática (Junk 1997a; Junk & Da Silva 1999; Junk & Wantzen 2004).

Estimativas sobre cobertura das áreas úmidas em relação à área total do planeta, bem como para a região neotropical, permanecem desatualizadas devido ao desconhecimento sobre a distribuição e extensão dessas áreas. Apesar disso, Junk (1993), estimou que 20% das terras baixas da América tropical são periodicamente inundadas, e muitas podem ser consideradas planícies de inundação (Junk 1997a).

A bacia amazônica ocupa uma área de 7.000.000 Km², correspondendo a 40% do total da superfície do continente sul-americano (Mérona 1993), e a do Alto Paraguai com 496.000 km², engloba o Pantanal brasileiro, com 140.000 Km², constituindo uma das maiores e mais diversificadas áreas alagáveis contínuas do mundo (Calheiros & Oliveira 1999; Hamilton *et al.* 1996; Junk & Da Silva 1999; Leão 1999; Junk *et al.* 2006).

Segundo Junk *et al.* (1989), as planícies de inundação são periodicamente inundadas pelo aporte lateral da água dos rios e/ou lagos, precipitação direta ou de lençóis subterrâneos, resultando em mudanças físico-químicas ambientais que interferem na biota local. Desta forma, a inundação tem um efeito sobre os organismos, os quais reagem através de adaptações específicas. Estes efeitos são independentes dos fatores responsáveis pela inundação (Junk 1997a; Junk & Da Silva 1999).

Devido à topografia, baixa capacidade de drenagem do solo e precipitação pronunciada, concentrada em um único período do ano, inundações periódicas ocorrem durante a estação chuvosa nas áreas localizadas ao longo dos cursos inferiores dos grandes rios da América tropical, conhecidas como terras baixas (Junk 1997a; Junk & Da Silva 1999). Estas áreas podem ser classificadas de acordo com a amplitude, frequência, previsibilidade e fonte de inundação. Planícies de inundação de grandes rios são caracterizadas por uma inundação previsível (monomodal) e de grande amplitude, a exemplo do que ocorre nas planícies de inundação do rio Amazonas e seus maiores tributários, Orinoco e Paraná-Paraguai. Nas regiões localizadas em grandes depressões ou em áreas fracamente drenadas, como nas savanas do rio Branco e Pantanal mato-grossense, a periodicidade de inundação difere da que ocorre nas planícies dos grandes rios, caracterizadas pelo regime monomodal de pequena amplitude (Junk 1997a; Junk & Da Silva 1999).

As planícies de inundação podem ser caracterizadas também pelo acúmulo de substâncias suspensas ou dissolvidas, introduzidas pela inundação (e.g. regiões ricas em nutrientes, típicas de ambientes com água clara, *versus* regiões pobres em nutrientes, características de rios com água escura ou planícies inundadas pela chuva), cobertura vegetal (e.g. floresta e savana inundada), e conectividade com corpos de água permanentes, que influenciam fortemente a colonização de plantas aquáticas e animais (Junk 1997a).

2.3. Ambientes das planícies de inundação e áreas úmidas

O rio Amazonas e seus maiores tributários são acompanhados por grandes áreas inundadas que incluem ambientes permanentes (lóticos e lênticos) e periodicamente inundados, além daqueles com variações entre as fases terrestre e aquática, conhecidos como zona de transição aquático/terrestre (ATTZ) (Junk 1997a; Junk & Da Silva 1999).

Dentre os ambientes periodicamente inundados da Amazônia Central, encontram-se as várzeas e igapós, áreas definidas com base em estudos limnológicos e química do solo (Alfaia & Falção 1993; Furch 1997; Irion *et al.* 1997). As várzeas são típicas de rios de água clara, ricas em nutrientes e material em suspensão, enquanto os igapós acompanham os rios de água escura, e são pobres em nutrientes e material em suspensão (Irion *et al.* 1997).

A várzea é um mosaico em pequena escala, com centenas de lagos de diferentes formas e comprimentos, separados e conectados por diversos canais (Irion *et al.* 1997; Kern & Darwich 1997). Devido a isso, os ambientes típicos da várzea são caracterizados, de um modo geral, como aqueles de um lago, possuindo ambiente de água aberta, ambiente dominado por macrófitas aquáticas flutuantes e florestas inundadas (Wassmann & Martius, 1997). Estes ambientes localizam-se ao longo do gradiente de inundação e podem ser identificados de acordo com os períodos hidrológicos (Junk 1997b).

O fator mais importante que determina a condição físico-química nos lagos da planície de inundação é a relação entre a zona de transição aquático/terrestre (ATTZ), e área do lago (LBA) (Furch & Junk 1997a). Lagos com pequena ATTZ e grande LBA, possuem melhores condições de oxigênio dissolvido, devido à baixa produção de biomassa na ATTZ durante a fase terrestre, e pequena quantidade de plantas aquáticas emergentes durante a fase aquática.

Uma grande variedade de habitats terrestres é encontrada nas várzeas, e podem ser caracterizados de acordo com sua forma, estabilidade, tipo de solo, posição no gradiente de inundação e tipo de cobertura vegetal (Irion *et al.* 1997).

O Pantanal apresenta uma morfologia diferenciada em relação à Amazônia Central devido ao seu sistema de drenagem. Esta área recebe pouco material em suspensão devido às inundações serem provenientes da água das chuvas, ocasionando solos menos férteis em comparação àqueles da várzea da Amazônia Central (Junk & Da Silva 1999; Junk *et al.* 2006).

Os diferentes ambientes da paisagem pantaneira recebem denominações da população local tais como baías, áreas deprimidas; lagoas, geralmente com água salobra; salinas, lagoas com pH elevado; vazantes, corredores deprimidos que se ligam às baías, e por onde escoam a água da cheia; corixos, cursos de água semiperenes que se ligam às baías; cordilheiras, pequenas elevações de terra e capões, de forma circular ou elíptica, onde cresce vegetação arbórea (Damasceno Junior *et al.* 1999; Pott & Pott 2003; Sakamoto *et al.* 1999).

Tais habitats são pouco conhecidos sob o ponto de vista de sua funcionalidade, entretanto, as áreas de terra firme, conhecidas como capões e cordilheiras, servem como refúgios para os animais terrestres, durante a inundação do Pantanal. Os ambientes permanentemente inundados, como baías e canais de rios, possuem a mesma funcionalidade para animais aquáticos (Junk & Da Silva 1999; Junk *et al.* 2006).

Um sistema de classificação funcional detalhado sobre os ambientes e diferentes habitats do Pantanal, com descrição geomorfológica fluvial, e estrutura física dos habitats aquáticos em uma seção do alto rio Paraguai, é apresentado por Wantzen *et al.* (2005). Segundo esses autores, as baías constituem um dos principais conjuntos funcionais que compõem a paisagem da planície de inundação.

2.4. Funcionamento das planícies de inundação e áreas úmidas - Teoria do pulso de inundação

As águas interiores são classificadas basicamente em ambientes lóticos e lênticos que recebem propágulos ou substâncias alóctones, e produzem matéria orgânica ou material autóctone. Os ambientes lênticos são sistemas fechados, caracterizados principalmente por apresentar estratificação térmica e/ou química, e os lóticos são sistemas abertos que transportam do continente para o mar, água e material dissolvido e/ou suspenso. Estes sistemas foram tratados de uma forma dinâmica no Conceito de Continuidade Fluvial (RCC)

proposto por Vannote *et al.* (1980). A aplicação do RCC nas planícies dos grandes rios levou a formulação do Conceito de Pulso de Inundação (FPC), proposto por Junk *et al.* (1989) (Junk & Wantzen 2004).

Do ponto de vista hidrológico e de acordo com o FPC, o rio e sua planície de inundação compartilham volume de água e sedimentos, e portanto, são tratados como uma unidade indivisível. O mesmo é válido para muitos aspectos biológicos como troca de organismos, biomassa e energia (Junk 1997a). Desta forma, o conceito do pulso de inundação apresentado por Junk *et al.* (1989), é a abordagem ecológica mais compreensiva aplicada às planícies de inundação.

Plantas que crescem na fase terrestre acumulam nutrientes obtidos dos sedimentos em seus tecidos, liberando-os novamente ao sistema durante a decomposição que ocorre na fase aquática. Organismos aquáticos podem usar diretamente esta matéria orgânica produzida durante a fase terrestre. Esta dinâmica de transferência de energia e nutrientes pelos diferentes grupos de organismos entre as fases do sistema, é a principal responsável pela alta produtividade dentro das planícies de inundação (Junk 1997a).

A maior força que controla a biota nestas áreas, conhecida como pulso de inundação, atua na ciclagem de nutrientes dentro das planícies inundáveis, interferindo direta ou indiretamente na biota local (Junk 1997a; Junk & Da Silva 1999; Fortney *et al.* 2004).

Modificações físico-químicas decorrentes do pulso de inundação ocorrem ao longo das fases hidrológicas e dos anos, promovendo adaptações nos organismos de caráter morfológico, anatômico, fisiológico, fenológico e etológico, constituindo assim, comunidades específicas (Junk 1997a). Os ciclos de vida e produtividade dos grupos que habitam essas planícies inundáveis se relacionam com o pulso de inundação em termos de período, duração e taxa de subida e descida das águas. Esses processos se inter-relacionam e atuam na compartimentalização de ambientes, criando novos habitats, e imprimindo ao longo dos anos, um aumento da diversidade à medida que as espécies superam os problemas impostos pelo estresse fisiológico (Junk 1997a; Junk & Da Silva 1999).

Segundo Junk & Piedade (1997), a teoria do pulso de inundação corrobora o que é postulado pela teoria do “distúrbio intermediário” proposta por Connell (1978), que considera que a alta diversidade é mantida em escalas intermediárias de distúrbio, e pela teoria da “estabilidade de pulso” (Odum 1959), que explica o retrocesso no desenvolvimento da comunidade em função da dinâmica da inundação periódica.

2.5. Dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas

As macrófitas aquáticas compõem uma das comunidades de plantas mais importantes do mosaico fitofisionômico das planícies de inundação (Junk & Piedade 1997; Pott & Pott 2003, 2004; Fortney *et al.* 2004).

O conhecimento sobre a comunidade de plantas herbáceas da Amazônia Central é concentrado para áreas de várzea, pois, nas áreas de igapó, essa vegetação é escassa devido a pobre condição nutricional desse ambiente (Junk & Piedade 1993, 1997; Furch e Junk 1997b).

A composição florística, estrutura da comunidade macrofítica e biomassa nas lagoas do Pantanal foram avaliadas por Pott *et al.* (1989, 1999), Da Silva & Esteves (1993), Pott & Pott (1999, 2003) e Sanches *et al.* (1999). Mudanças na composição florística decorrentes das diferentes condições hidrológicas, padrões de agregação de espécies e distribuição ao longo de um gradiente de inundação são observadas por Prado *et al.* (1994), e mais objetivamente por Fortney *et al.* (2004).

Segundo Junk & Piedade (1997), tais comunidades são de grande importância para a compreensão das condições ecológicas em habitats específicos por responderem rapidamente às mudanças ambientais, possuírem adaptações para o ambiente aquático e algumas para o terrestre, ciclos de vida curtos e altas taxas de reprodução, além de servirem como habitats para animais terrestres e aquáticos. E, devido aos grandes valores de biomassa e produção primária, participam da ciclagem de nutrientes e teias alimentares dentro das planícies de inundação. Apesar disso, estudos ecológicos referentes às macrófitas aquáticas são escassos, e a maioria se concentra em espécies consideradas infestantes de campos cultivados ou pastos (Junk & Piedade 1993; Pott & Pott 2003).

Dependendo das exigências biológicas e formas de crescimento, essa vegetação pode ocupar diferentes tipos de habitats. Sua distribuição é condicionada na Amazônia Central a diversos fatores tais como, duração das fases terrestre e aquática, estabilidade física do habitat, influência da sedimentação/erosão e correnteza/onda, processos de sucessão dependentes da expectativa de vida da planta, idade do habitat e impacto humano. A interação desses fatores com a dinâmica do pulso de inundação marca um cenário complexo e de difícil interpretação (Junk & Piedade 1997). A importância de alguns desses fatores sobre a dinâmica da comunidade macrofítica em outras regiões (e.g. bacia do alto rio Paraná e Pantanal), foram abordados por Neiff & Poi de Neiff (2003) e Pott & Pott (2003).

No Pantanal esta vegetação é afetada também por aspectos relacionados ao pulso de inundação, sendo a duração da inundação, profundidade e periodicidade, os mais importantes (Heckman 1994; Junk & Da Silva 1995; Naranjo 1995; Pott *et al.* 1999). Além disso, características morfométricas das baías, como a relação entre a zona litorânea e as áreas do lago, circunferência e curva, podem ser limitantes ao potencial de colonização de plantas enraizadas (e.g. Neiff & Poi de Neiff 2003).

A conectividade também é um fator determinante a ser considerado nestas duas regiões, pois informa à respeito da influência de perturbações ambientais e distúrbios sobre a abundância e distribuição das populações de plantas. A compreensão entre estes elementos e processos, auxilia na definição de condições normais e extremas para o sistema, e pode ser aplicado para a comunidade de macrófitas aquáticas em um determinado espaço, tempo e estágio de variação ambiental (Neiff & Poi de Neiff 2003).

Desta maneira, os aspectos funcionais e estruturais da comunidade macrofítica impõem às faixas litorâneas de lagos uma complexidade espacial e temporal razoavelmente grande, sendo os principais relacionados à sinuosidade e resolução. O primeiro refere-se ao grau de contorção e fragmentação dessa faixa de habitat, que quanto mais sinuoso, maior é seu comprimento. O segundo diz respeito a descrições no nível de microescala, consideradas pela delimitação das fronteiras planta-água (Henry & Costa 2003).

As macrófitas aquáticas dependem do regime monomodal das planícies de inundação, aumentando seu crescimento durante a fase aquática, ou seja, acompanhado pela elevação do nível da água. A distribuição e riqueza destas plantas é resultado do impacto da inundação dentro ou ao longo dos anos, das altas taxas de sedimentação, do local e diversidade de habitats. Na fase terrestre o crescimento é condicionado pela capacidade de retenção de água dos solos e do acúmulo e distribuição das chuvas. A composição das espécies terrestres varia ao longo dos anos por depender do padrão de chuvas da região. Espécies anuais são influenciadas pela hidrografia dos respectivos anos, enquanto que as perenes, pelo ciclo hídrico mais recente (Junk & Piedade 1993, 1997).

A dinâmica do pulso de inundação influencia fortemente o processo sucessional da comunidade de plantas. Em lagos de várzea da Amazônia pode-se observar uma zonação de vegetação terrestre e aquática ao longo do gradiente de inundação durante os períodos de água baixa (Junk & Piedade 1997).

Em áreas permanentemente alagadas do Pantanal como baías, observam-se também estágios sucessionais, formando áreas de transição perpendicularmente a região litorânea,

composta desde vegetação hidrofítica a semi-aquática, enraizadas e emergentes, principalmente na zona próxima ao litoral, onde a flutuação do nível d'água causa maior variação estacional (Pott *et al.* 1999; Pott & Pott 2003; Fortney *et al.* 2004).

Nas áreas de várzea, próximas a Manaus, foram identificadas 388 espécies de plantas herbáceas (Junk & Piedade 1993), com 85% de espécies terrestres, 5% palustres, típicas de brejo, 4% de espécies aquáticas com adaptação para fase terrestre, e apenas 9% com hábitos aquáticos. Os lagos são colonizados por 11% desse total durante a fase aquática. Entretanto, estes números podem ser cerca de 10 a 20% maiores (Junk & Piedade 1997).

A grande maioria das espécies ocorre em pequena abundância, apenas 17 são dominantes, das quais cinco formam estandes monodominantes. Quatro espécies, *Pistia stratiotes* L., *Scirpus cubensis* Poepp. & Kunth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms e *Salvinia auriculata* Aubl., possuem hábito aquático, e seis são aquáticas com adaptação para a fase terrestre como *Echinochloa polystachia* (H.B.K.), *Hymenachne amplexicaulis* (Rudge) Nees, *Leersia hexandra* Swartz, *Oryza perennis* Moench, *Paspalum repens* Berg. e *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. De acordo com Junk & Piedade (1997) estas espécies possuem diferentes tipos de adaptação ao pulso de inundação, e a flutuação na ocorrência destas espécies, limita a dinâmica populacional de insetos fitófagos associados. Durante os períodos de água baixa a população destes animais é reduzida fortemente devido à falta de alimento, e a densidade populacional pode se tornar muito menor nos períodos de inundação subsequentes (Vieira & Adis 1992).

De um modo geral, estas condições contrastam com aquelas conhecidas para o Pantanal, pois na Amazônia o crescimento das macrófitas aquáticas é influenciado pela grande amplitude de inundação, com flutuação do nível da água cerca de 10 metros, e baixa transparência da água. Nesta área, apenas as espécies com crescimento rápido podem acompanhar a subida do nível da água. Isto promove uma forte seleção e exclusão de espécies que não se mantêm flutuantes (Junk *et al.* 2006).

Pott & Pott (2000) catalogaram 247 espécies para os ambientes aquáticos do Pantanal, sendo *E. crassipes*, *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, *S. auriculata* e *P. stratiotes* as mais abundantes em águas profundas, enquanto que em ambientes de águas rasas, inundados por um curto período de tempo, predominam *Cyperus giganteus* Vahl, *Pontederia* spp., *Paspalum* spp., *Polygonum* spp., e *Ludwigia* spp. (Hamilton *et al.* 1995; Penha *et al.* 1999; Pott *et al.* 1999; Pott & Pott 2000).

A alta produtividade de macrófitas aquáticas nas planícies de inundação depende do suprimento de nutrientes do ambiente. As taxas máximas de crescimento, registradas para a Amazônia Central, ocorrem durante a enchente (dezembro a abril) e cheia (junho e julho), e as menores durante a vazante (julho a outubro) (Furch e Junk 1997b; Junk & Piedade 1997). No Pantanal, Da Silva & Esteves (1993), obtiveram valores superiores de biomassa de *E. azurea* durante o período de inundação, e Penha *et al.* (1998, 1999), observaram uma elevada taxa de crescimento e maior valor de biomassa em *Pontederia lanceolata* Nutt. durante a enchente e cheia.

A perturbação causada pela inundação periódica na Amazônia Central e Pantanal, aliado à grande diversidade de habitats existente no Pantanal, interferem no crescimento rápido e produção primária das espécies mais adaptadas, evitando a competição interespecífica e exclusão das espécies menos aptas, fazendo com que haja um retrocesso no desenvolvimento da comunidade macrofítica ao longo do ano (Junk & Piedade 1993; Neiff & Poi de Neiff 2003; Junk *et al.* 2006; Santos & Thomaz 2007).

Devido ao clima quente e úmido nas várzeas da Amazônia Central, a produção primária das plantas herbáceas, terrestres e aquáticas, é difícil de ser determinada, pois a decomposição do material vegetal morto ocorre rapidamente, e não pode ser quantificado durante a fase aquática (Furch & Junk 1997b; Junk & Piedade 1997).

Entretanto, Bianchini Jr. (2003) propôs modelos matemáticos que podem ser aplicados em estudos que buscam o entendimento sobre as transferências de matéria e energia a partir das macrófitas aquáticas.

Furch & Junk (1997b), mencionaram que as plantas herbáceas produzem acima de 100 t ha⁻¹ ano⁻¹ de peso seco nas áreas de várzea da Amazônia e que, apenas uma pequena fração desse valor é utilizada por animais herbívoros como *Paulinia acuminata* (De Geer, 1773) e *Cornops aquaticum* (Bruner, 1906) (Insecta, Orthoptera). Devido a isso, muito do material vegetal produzido entra para a teia alimentar por meio de detrito. O material orgânico acumulado produz uma grande quantidade de bioelementos que são liberados durante a decomposição e promovem modificações químicas no ambiente.

Junk & Da Silva (1999) comentaram, com base em diversos estudos, que as informações sobre o fluxo de energia, produção primária e secundária são escassas para o Pantanal. Entretanto, sabe-se que a química da água das baías varia de acordo com a sua localização nas diferentes sub-bacias de drenagem, em relação ao tempo, conectividade e entrada de matéria orgânica, e que a concentração e retenção de nutrientes na biomassa das

macrófitas aquáticas, ocorrem no período da seca (julho a setembro), e a liberação para o crescimento e produção de novas plantas, no período da cheia (janeiro a março).

O crescimento das macrófitas aquáticas em ambientes tropicais é favorecido, em geral, por condições climáticas como altas temperaturas médias e intensa radiação solar. A distribuição e a abundância das macrófitas aquáticas são determinadas, entre outros fatores, pela composição dos sedimentos, turbidez das águas, disponibilidade de nutrientes e ação dos herbívoros (Bianchini Jr. 2003; Poi de Neiff & Casco 2003). Os fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas são abordados detalhadamente por Camargo *et al.* (2003).

Em ambientes naturais das planícies de inundação da Amazônia Central e do Pantanal, as espécies de macrófitas aquáticas introduzidas de outras regiões e, portanto, consideradas exóticas, são geralmente de hábito terrestre. Estas plantas estão restritas a áreas muito impactadas e raramente são capazes de se tornar dominantes nestes ambientes devido ao estresse fisiológico imposto pela variação sazonal do nível da água. Por outro lado, muitas das espécies nativas, e de ampla distribuição na América tropical, podem ser consideradas invasoras em outros locais (Junk & Piedade 1997; Pott & Pott 1999; Junk *et al.* 2006).

Além disso, mesmo nestas regiões a produção de macrófitas pode se intensificar se os ambientes forem submetidos a alterações antrópicas do tipo eutrofização artificial e/ou modificações hidrológicas do ecossistema aquático decorrente da construção de reservatórios artificiais, elevando a quantidade de matéria orgânica que se decompõe liberando nutrientes para o ambiente, e conseqüentemente, aumentando a velocidade do processo de fertilização das águas (Bianchini Jr. 2003).

Dentre os problemas gerados pela presença excessiva de macrófitas em reservatórios pode-se destacar o aumento da demanda de oxigênio, interferência na produção primária fitoplanctônica e nos demais níveis tróficos, favorecimento de populações de insetos e moluscos com implicações médico-sanitária, incremento da evapotranspiração, redução do potencial de usos múltiplos tais como navegação, pesca e atividades de lazer (Bianchini Jr. 2003).

Deve-se enfatizar que, embora a literatura refira-se freqüentemente às espécies infestantes, toda macrófita aquática pode ser considerada infestante em potencial, pois, se as condições ambientais são favoráveis, ou seja, se não existem fatores limitantes ao seu crescimento, tais como falta de herbívoros e níveis elevados de eutrofização, esta tenderá a proliferar ocupando extensas áreas (Bianchini Jr. 2003; Camargo *et al.* 2003).

A literatura contemporânea esclarece pouco sobre o consumo por herbívoros interferindo na produção anual de macrófitas aquáticas. As baixas perdas causadas por herbivoria, cerca de 0,5 a 8 % da produção total, têm demonstrado pouca eficácia para os sistemas aquáticos. Entretanto, estudos de campo que quantifiquem estes danos, e a maioria das recentes pesquisas têm sido desenvolvidos em laboratórios com potenciais agentes controladores (Poi de Neiff & Casco 2003).

Se uma espécie de macrófita prolifera em um determinado ambiente, e se os fatores que limitam sua produção excessiva são conhecidos, os fatores limitantes e limites de tolerância das espécies de macrófitas aquáticas podem ser utilizados para manejar adequadamente o sistema, criando condições que inibam o seu crescimento (Camargo *et al.* 2003).

2.6. Os invertebrados terrestres e aquáticos das planícies de inundação

Os organismos que habitam as planícies de inundação variam de espécies completamente aquáticas a completamente terrestres, outras apresentam diferentes graus de adaptações morfológica, anatômica, fisiológica, fenológica e etológica que possibilitam a sobrevivência em qualquer uma das fases do sistema. Corpos d'água permanentes servem como refúgio para animais aquáticos durante o período de água baixa, enquanto que terras altas funcionam como áreas de refúgio para animais terrestres durante a fase de água alta (Junk 1997a).

Desta forma, é difícil definir os hábitos entre terrestres ou aquáticos para os organismos que habitam a planície de inundação, não apenas sob o ponto de vista sistemático, mas também sob aspectos funcionais. Esta questão é de grande importância ecológica, pois dificulta a interpretação em relação à diferenciação entre material alóctone e autóctone à planície de inundação, relevantes para a descrição do fluxo de nutrientes e energia entre a planície de inundação, lagos e rios (Junk 1997a; Junk & Piedade 1997).

Devido à existência de áreas que permanecem secas durante a fase de água baixa nas áreas úmidas, muitas espécies de plantas e animais terrestres que colonizam tais locais, podem ou não ser específicas dessa região. Apesar disso, estas espécies são consideradas como parte do sistema, pois, participam ativamente na ciclagem de nutrientes, teias alimentares, produção primária e secundária, estrutura da comunidade e biodiversidade (Junk *et al.* 2006).

Estratégias de sobrevivência e estudos ecológicos em invertebrados terrestres foram investigados nas áreas de várzea e igapó da Amazônia Central por Adis (1997), Franklin *et al.* (1997), Gauer (1997), Martius (1997) e Höfer (1997). Adaptações morfológicas, etológicas e fisiológicas ao pulso de inundação em invertebrados terrestres são abordadas por Adis & Messner (1997).

A estratégia dos invertebrados terrestres à inundação não está associada apenas às mudanças climáticas locais, mas também às influências macroclimáticas tais como o efeito do El-Niño. Sendo assim, o pulso de inundação pode ser responsável pela migração vertical dos invertebrados em troncos de árvores, e portanto, considerado como um ecofator para alguns grupos, mas para outros, a inundação tem um efeito secundário (Adis 1997). Battirola (2007) apresenta uma revisão detalhada sobre as estratégias de sobrevivências dos invertebrados terrestres da Amazônia Central e Pantanal mato-grossense.

A maioria dos estudos sobre invertebrados aquáticos aborda o zooplâncton sobre aspectos taxonômicos e estrutura de comunidade durante o ciclo hidrológico, mas poucas são as pesquisas sobre a comunidade bentônica e perifítica. A composição e abundância desses animais variam entre os lagos e estão relacionadas com as modificações que ocorrem ao longo do ciclo anual causado pelo regime hídrico, interferindo na turbidez, nutrientes e níveis de oxigênio da água (Junk & Robertson 1997; Heckman 1999; Junk *et al.* 2006).

Takeda *et al.* (2003) apresentaram considerável revisão sobre os estudos desenvolvidos com invertebrados associados às macrófitas aquáticas, enfocaram apenas as partes submersas das plantas, enquanto Junk *et al.* (2006), comentaram sobre os trabalhos desenvolvidos e principais grupos de invertebrados estudados no Pantanal.

Apesar da importância desses organismos, nada se conhece sobre a composição e ecologia dos invertebrados fitófagos associados às partes emergentes das macrófitas aquáticas do Pantanal, gerando lacunas dentre estes grupos, principalmente em Curculionidae (Insecta, Coleoptera), que devido a alta diversidade (Anderson 1997), é de grande representatividade neste tipo de habitat.

2.6.1. Coleoptera aquáticos

O ambiente aquático impõe uma série de limitações à sobrevivência dos insetos, exigindo muitas vezes adaptações por parte desses organismos. Dentre os Coleoptera, há pelo menos dez linhas evolutivas que levaram muitos grupos a ocuparem ambientes aquáticos

durante toda sua vida, ou apenas em alguma fase do desenvolvimento. Caracteres como exoesqueleto fortemente esclerotizado e os élitros nos adultos, provavelmente auxiliaram numa pré-adaptação a este tipo de ambiente (Crowson 1981).

Adaptações dos besouros ao ambiente aquático, tanto em adultos quanto nas larvas, são evidentes no sistema locomotor e respiratório, mas podem aparecer também nos órgãos do sentido e peças bucais. Por serem mais protegidos e possuírem uma maior quantidade de órgãos do sentido e locomotores, acredita-se que os adultos estão mais aptos a ocuparem novos habitats (Crowson 1981).

Adaptações relacionadas ao tipo de locomoção ocorrem sob dois padrões gerais: natatório e ambulatório (Chapman 1998). O tegumento dos besouros, dependendo da extensão e natureza do revestimento, é de grande importância para a sobrevivência no meio aquático, pois, facilita o deslocamento dentro da água além de auxiliar na respiração e regulação osmótica (Crowson 1981).

As adaptações para sobreviver embaixo da água encontradas nas larvas, diferem muito daquelas dos adultos. Larvas de poucos grupos possuem comportamento de nado (e.g. Dytiscidae), nunca armazenam bolha de ar externamente ao longo da superfície corporal, e raramente apresentam respiração tipo plastrão. Larvas de vários grupos respiram embaixo da água com o auxílio de traqueobrânquias (e.g. Hydradephaga, Myxophaga, Hydrophiloidea e Dryopoidea). O sistema traqueal das larvas tem diferentes tipos de modificações estruturais, particularmente relacionadas com a perda ou redução do número de espiráculos abdominais, exceto para o último par, que se mantém na maioria dos grupos (e.g. Dytiscidae, Hydrophilidae e Helodidae). O último par de espiráculos geralmente não possui um sistema de abertura e fechamento por meio de placas operculares. Larvas de alguns grupos obtêm oxigênio do aerênquima de plantas por meio de perfurações feitas com o auxílio do peritrema espiracular (e.g. Curculionidae), que se projeta para longe do corpo formando uma estrutura esclerotizada e em forma de gancho. A maioria dos Coleoptera empupam na terra ou nas diferentes estruturas das plantas aquáticas protegidas em um casulo cheio de ar, ou seja, aparentemente não possuem nenhum tipo de adaptação para respirar embaixo da água (Crowson 1981; Spangler 1981).

2.6.1.1. Curculionidae

Os Curculionidae Latreille, 1802 (Coleoptera) *sensu* Wibmer & O'Brien (1986), constitui o grupo mais diversificado do reino animal, com aproximadamente 50.000 espécies descritas para o mundo, sendo 10.000 catalogadas para a região Neotropical (Kuschel 1995).

Os curculionídeos, fitófagos em sua maioria, se alimentam de diferentes partes das plantas superiores (Angiospermae), entretanto, alguns grupos se desenvolvem em Gymnospermae (Cycadaceae, Gnetaceae, Pinaceae, Podocarpaceae e Araucariaceae) (Anderson 1997). As larvas, predominantemente endofíticas, infestam sementes, frutos e troncos de monocotiledôneas e dicotiledôneas, desenvolvendo-se dentro das raízes, caules e bainha das folhas, ou somente das partes emergentes. Algumas são de vida livre (subterrâneas, rizófagas), cecidógenas (galhas) ou cecidícolas (desenvolvendo-se em galhas produzidas por outros insetos) (Booth *et al.* 1990; Bondar 1945; Costa *et al.* 1988; Costa-Lima 1956; Spangler 1981). Como exceção, *Ludovix fasciatus* (Gyllenhal 1836), curculionídeo entomófago, é relatado como predador de ootecas de gafanhotos do gênero *Cornops* (Zwölfer & Bennet 1969; Vanin 1986).

2.6.1.1.1 - Curculionídeos aquáticos e semi-aquáticos associados às macrófitas aquáticas

Os representantes de Curculionidae ocupam os mais variados tipos de habitats em que ocorrem plantas vascularizadas, e por isso, é comum encontrar também grupos associados às plantas que se desenvolvem em ambientes aquáticos (Crowson 1981).

Os curculionídeos aquáticos e semi-aquáticos (*sensu* Morrone & O'Brien, 1999) ocorrem em pelo menos seis subfamílias, principalmente em Eirrhinae, associados às várias espécies de plantas aquáticas pertencentes a diferentes gêneros (Spangler 1981). Segundo Kuschel (1995), a ocupação pelos adultos, nestes e em outros habitats como desertos, solo subterrâneo e em outros substratos, é considerada um evento muito recente sob o ponto de vista geológico, e, portanto, de grande importância evolutiva.

Embora estejam associadas ao ambiente aquático, larvas e pupas, aparentemente, não possuem nenhum tipo de adaptação para nadar ou respirar embaixo d'água. Entretanto, estas são capazes de desenvolverem-se dentro das raízes, caules e bainha das folhas de plantas aquáticas, obtendo oxigênio do aerênquima através das perfurações feitas com o auxílio do peritrema espiracular que se projeta para longe do corpo, formando uma estrutura

esclerotizada e em forma de gancho (Crowson 1981; Spangler 1981; May & Sands 1986; Cordo & Sosa 2000).

Devido a grande diversidade, a sistemática dos curculionídeos é bastante complexa e está em constante revisão (e.g. Thompson 1992; Zimmerman 1993, 1994a,b; Kuschel 1995; Lawrence & Newton 1995; Marvaldi & Morrone 2000; Marvaldi *et al.* 2002).

Algumas chaves de identificação foram publicadas para os táxons supragenéricos de Curculionoidea da América do Sul (Costa-Lima 1956; Morrone 1996; Marvaldi & Lanteri 2005).

Apesar disso, poucos trabalhos tratam da taxonomia e biologia dos curculionídeos aquáticos e semi-aquáticos, e quando existentes, são específicos para o grupo gênero (e.g. Hustache 1926, 1929; Kuschel 1952, 1956; O'Brien & Wibmer 1989a,b,c; Wibmer 1989; Wibmer & O'Brien 1989).

A grande complexidade morfofisiológica e comportamental permitiu que um grande número de curculionídeos se tornasse objeto de estudos em diferentes áreas da entomologia. Muitas espécies receberam *status* de praga sob o ponto de vista econômico, tanto de plantas cultivadas e seus derivados, grãos armazenados e produtos industrializados, ou ainda, por serem consideradas potenciais transmissores de fitovirose. Por outro lado, há aquelas benéficas sob o ponto de vista ecológico, pois ou são polinizadoras, ou apresentam potencial para serem usadas em programas de controle biológico de plantas consideradas pelo homem como invasoras ou pragas (Booth *et al.* 1990; Anderson 1997).

Praticamente nada se conhece sobre os hábitos biológicos, ecologia e muito pouco sobre a taxonomia dos curculionídeos aquáticos ou semi-aquáticos para o Brasil, pois, além de todos os estudos relacionados a este grupo terem sido desenvolvidos em regiões subtropicais sul-americanas, ou em outras regiões biogeográficas, restringiram-se a aspectos biológicos das espécies potencialmente indicadas e introduzidas como agentes controladores de macrófitas aquáticas consideradas invasoras; dentre estas pode-se citar *Neochetina eichhorniae* Warner, 1970 e *Neochetina bruchi* Hustache, 1926.

O interesse pelo uso de muitas espécies de curculionídeos como agentes controladores de macrófitas aquáticas gerou um conhecimento taxonômico, biológico e ecológico restrito às espécies com tal potencial (e.g. Warner 1970; DeLoach, 1975a, b, 1976; DeLoach & Cordo 1976a, b, 1983; Wright & Center 1984; Center 1987; Center & Dray 1992; Center *et al.* 1999; Hill & Cilliers 1999; Heard & Winterton 2000; Hongo & Mjema 2002). Este cenário, aliado à

carência de estudos ecológicos e taxonômicos para os curculionídeos do Brasil, motivou o desenvolvimento desta pesquisa.

3. REFERÊNCIAS

- Aburaya, F. H. & C. T. Callil. 2007. Variação temporal de larvas de Chironomidae (Diptera) no Alto Rio Paraguai (Cáceres, Mato Grosso, Brasil). **Revista Brasileira de Zoologia** **24**: 565-572.
- Adis, J. 1997. Terrestrial invertebrates: Survival strategies, group spectrum, dominance and activity patterns, p. 299-317. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Adis, J. & M. Latif. 1996. Amazonian arthropods respond to El Nino. **Biotropica** **28**: 403-408.
- Adis, J. & B. Messner. 1997. Adaptation to life under water: Tiger beetles and millipedes, p. 3189-330. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Adis, J. & J. Pagés. 2001. Survival strategy of the terricolous dipluran *Parajapyx adisi* (Parajapygidae) in an inundation forest of Central Amazonia. **Ecotropica** **7**: 13-20.
- Adis, J. & W. J. Junk. 2002. Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river foodplains of Central Amazônia and Central Europe: a review. **Freshwater Biology** **47**: 711-731.
- Adis, J.; M. I. Marques & K. M. Wantzen. 2001. First observation on the survival strategies of terricolous arthropods in the northern Pantanal wetland of Brazil. **Andrias** **15**: 127-128.
- Agostinho, A. A.; S. M. Thomaz; C. V. Minte-Vera & K. O. Winemiller. 2000. Biodiversity in the high Paraná River floodplain, p. 89-118. *In*: B. Gopal; W. J. Junk & J. A. Davis (eds.). **Biodiversity in Wetlands: assessment, function and conservation**. Leiden, The Netherlands, Backhuys Publishers, 353 p.
- Alfaia, S. S. & N. P. Falção. 1993. Estudo da dinâmica de nutrientes em solos de várzea da ilha do Carreiro no estado do Amazonas. **Amazoniana** **12**: 485-493.
- Anderson, R. S. 1997. Weevil (Coleoptera: Curculionoidea, excluding Scolytinae and Platypodinae) of the Yukon, p. 523-562. *In*: H. V. Danks & J. A. Downes (eds.). **Insects of the Yukon Biological Survey of Canada (Terrestrial Arthropods)**. Ottawa, Canadian Museum of Nature, 1034 p.

- Battirola, L. D. 2007. **Estratificação vertical e distribuição temporal da comunidade de artrópodes terrestres em uma floresta monodominante sazonalmente inundável na região norte do Pantanal de Mato Grosso, Brasil**. Tese Doutorado, Universidade Federal do Paraná – UFPR, 565p.
- Battirola, L. D.; M. I. Marques; J. Adis & A. D. Brescovit. 2004a. Aspectos ecológicos da comunidade de Araneae (Arthropoda, Arachnida) em copas de palmeira *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae) no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia 48**: 421-430.
- Battirola, L. D.; G. B. Santos; M. I. Marques & J. Adis. 2004b. Arthropods from the canopy of *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae) in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **What's up? ICA International Canopy Network 10**: 2-3.
- Battirola, L. D.; M. I. Marques; J. Adis & J. H. C. Delabie. 2005. Composição da comunidade de Formicidae (Insecta, Hymenoptera) em copas de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia 49**: 107-117.
- Battirola, L. D.; M. I. Marques & J. Adis. 2006. The importance of organic material for arthropods on *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae) in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **What's up? ICA International Canopy Network 12**: 1-3.
- Battirola, L. D.; J. Adis; M. I. Marques & F. H. O. Silva. 2007. Comunidade de artrópodes associada à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), durante o período de cheia no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Neotropical Entomology 36**: 640-651.
- Bianchini Jr., I. 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas, p. 85-126. *In*: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Bondar, G. 1945. Notas entomológicas da Baía XV. **Revista de Entomologia 16**: 89-112.
- Booth, R. G.; M. L. Cox & R. M. Madge. 1990. **IIE Guides to Insects of Importance to Man. 3. Coleoptera**. Wallingford, C. A. B. International, 384 p.
- Calheiros, D. F. & M. D. Oliveira. 1999. Pesquisa limnológica no Pantanal: Uma revisão, p. 115-119. *In*: **II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação**. Corumbá-MS, 1996. Brasília, EMBRAPA – CPAP, 537 p.
- Camargo, A. F. M.; M. M. Pezzato & G. G. Henry-Silva. 2003. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas p. 59-83. *In*: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.

- Center, T. D. 1987. Do waterhyacinth leaf age and ontogeny affect intra-plant dispersion of *Neochetina eichhorniae* (Coleoptera: Curculionidae) eggs and larvae? **Environmental Entomology** **16**: 699-707.
- Center, T. D. & F. A. Dray. 1992. Associations between waterhyacinth weevils (*Neochetina eichhorniae* and *N. bruchi*) and phenological stages of *Eichhorniae crassipes* in southern Florida. **Florida Entomologist** **75**: 196-211.
- Center, T. D.; F. A. Dray; G. P. Jubinsky & A. J. Leslie. 1999. Waterhyacinth weevils (*Neochetina eichhorniae* and *N. bruchi*) inhibit waterhyacinth (*Eichhorniae crassipes*) colony development. **Biological Control** **15**: 39-50.
- Center, T. D.; T. K. Van; F. A. Dray Jr.; S. J. Franks; M. T. Rebelo; P. D. Pratt & M. B. Rayamajhi. 2005. Herbivory alters competitive interactions between two invasive aquatic plants. **Biological Control** **33**: 173-185.
- Chapman, R. F. 1998. **The insects: structure and function**. Cambridge Cambridge University Press, 770 p.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science** **199**: 1302-1310.
- Cordo, H. A. & A. Sosa. 2000. The Weevils *Argentinorhynchus breyeri*, *A. bruchi* and *A. squamosus* (Coleoptera: Curculionidae), candidates for the Biological control of waterlettuce (*Pistia stratiotes*), p. 325-335. In: N. R. Spencer (ed.). **Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds**. Montana, Montana State University, 970 p.
- Costa-Lima, A. da. 1956. **Insetos do Brasil. 10º Tomo, Coleópteros** 4a e última parte. Rio de Janeiro, Escola Nacional de Agronomia, série didática nº 12, 373 p.
- Costa, C.; S. A. Vanin & S. A. Casari-Chen. 1988. **Larvas de Coleoptera do Brasil**. São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 282 p + 165 estampas.
- Crowson, R. A. 1981. **The biology of the Coleoptera**. London, Academic Press, 802 p.
- Da Silva, C. J. & F. A. Esteves. 1993. Biomass of three macrophytes in the Pantanal of the Mato Grosso, Brazil. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences** **19**: 11-23.
- Damasceno Junior, G. A.; M. A. O. Bezerra; I. Bortolotto & A. Pott. 1999. Aspectos florísticos e fitofisionômicos dos capões do Pantanal do Aboreal, p. 203-214. In: **II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação**. Corumbá-MS, 1996. Brasília, EMBRAPA – CPAP, 537 p.

- DeLoach, C. J. 1975a. Evaluation of candidate Arthropods for biological control of waterhyacinth: Studies in Argentina, p. 45-50. *In*: P. L. Brezonik & J. L. Fox (eds.). **Proceedings of a Symposium on Water Quality Management through Biological Control**. Gainesville, FL.
- DeLoach, C. J. 1975b. Identification and biological notes on the species of *Neochetina* that attack Pontederiaceae in Argentina. (Coleoptera: Curculionidae: Bagoini). **Coleopterists Bulletin 29**: 257-265.
- DeLoach, C. J. 1976. *Neochetina bruchi*, a biological control agent of waterhyacinth: host specificity in Argentina. **Annals of the Entomological Society of America 69**: 635-642.
- DeLoach, C. J. & H. A. Cordo. 1976a. Ecological studies of *Neochetina bruchi* and *N. eichhorniae* on waterhyacinth in Argentina. **Journal of Aquatic Plant Management 14**: 53-59.
- DeLoach, C. J. & H. A. Cordo. 1976b. Life cycle and biology of *Neochetina bruchi*, a weevil attacking waterhyacinth in Argentina, with notes on *N. eichhorniae*. **Annals of the Entomological Society of America 69**: 643-652.
- DeLoach, C. J. & H. A. Cordo. 1983. Control of waterhyacinth by *Neochetina bruchi* (Coleoptera: Curculionidae: Bagoini) in Argentina. **Environmental Entomology 12**: 19-23.
- Ferreira, S. A. & J. Vasconcellos-Neto. 2001. Host Plants of the Grasshopper *Cornops aquaticum* (Bruner) (Orthoptera: Acrididae) in the Wetland of Poconé, MT, Brazil. **Neotropical Entomology 30**: 523-533.
- Fortney, R. H.; M. Benedict; J. F. Gottgens; T. L. Walters; B. S. Leady & J. Rentch. 2004. Aquatic plant community composition and distribution along an inundation gradient at two ecologically-distinct sites in the Pantanal region of Brazil. **Wetlands Ecology and Management 12**: 575-585.
- Franklin, E.; J. Adis & S. Woas. 1997. The Oribatid mites, p. 331-349. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Furch, K. 1997. Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory of their floodplain forests, p. 47-67. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.

- Furch, K. & W. J. Junk. 1997a. Physicochemical condition in the floodplains, p. 69-108. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Furch, K. & W. J. Junk. 1997b. The chemical composition, food value, and decomposition of herbaceous plants, leaves, and leaf litter of floodplain forests, p. 187-205. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Gauer, U. 1997. The Collembola, p. 351-359. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Gopal, B.; W. J. Junk & J. A. Davies. 2001. **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation**. volume 2. Leiden, The Netherlands, Backhuys Publishers, 311 p.
- Hamilton, S. K.; S. J. Sippel & J. M. Melack. 1995. Oxygen depletion and carbon dioxide and methane production in waters of the Pantanal wetland of Brazil. **Biogeochemistry 30**: 115-141.
- Hamilton, S. K.; S. J. Sippel & J. M. Melack. 1996. Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. **Archiv für Hydrobiologie 137**: 1-23.
- Heard, T. A. & S. L. Winterton. 2000. Interactions between nutrient status and weevil herbivorous in the biological control of waterhyacinth. **Journal of Applied Ecology 37**: 117-127.
- Heckman, C. W. 1994. The seasonal succession of biotic communities in wetlands of the tropical wet-and-dry climatic zone: I. physical and chemical causes and biological effects in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie 79**: 397-421.
- Heckman, C. W. 1999. Geographical and climatic factors as determinants of the biotic differences between the northern and southern parts of the Pantanal mato-grossense, p. 167-175. *In*: **II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação**. Corumbá-MS, 1996. Brasília, EMBRAPA – CPAP, 537 p.
- Henry, R. & M. L. R. Costa. 2003. As macrófitas como fator de heterogeneidade espacial: um estudo em três lagoas com diferentes conectividades com o rio Paranapanema, p. 189-210. *In*: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Hill, M. P. & C. J. Cilliers. 1999. A review of the arthropod natural enemies, and factors that influence their efficacy, in the biological control of water hyacinth, *Eichhornia*

- crassipes* (Mart.) Solms-Laubach (Pontederiaceae), in South Africa. **African Entomology Memoir 1**: 103-112.
- Höfer, H. 1997. The spider communities, p. 373-383. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Hongo, H. & P. Mjema. 2002. Effects of agricultural activities in Kagera riverine wetlands on water hyacinth control, p.1-5. *In*: **3º WaterNet/Warfsa Symposium 'Water Demand Management for Sustainable Development'**, Dar es Salaam.
- Hustache, A. 1926. Contribution à l'étude des curculionides de la République Argentine. **Anales del Museo Nacional de Historia Natural Bernardino Rivadavia 34**: 155-261.
- Hustache, A. 1929. Nouveaux Curculionides de l'Amérique du Sud. **Revista de la Sociedad Entomológica Argentina 2**: 227-232.
- Irion, G.; W. J. Junk & J. A. S. N. Mello. 1997. The large Central Amazonian river floodplains near Manaus: Geological, climatological, hydrological and geomorphological aspects, p. 23-46. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Juen, L.; H. S. R. Cabette & P. De Marco Jr. 2007. Odonate assemblage structure in relation to basin and aquatic habitat structure in Pantanal wetlands. **Hydrobiologia 579**: 125-134.
- Junk, W. J. 1993. Wetlands of tropical South America, p. 679-739. *In*: D. F. Whigham; D. Dykyjová; S. Hejný & (eds.). **Wetlands of the world I: Inventory, Ecology and Management**. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 168 p.
- Junk, W. J. 1997a. General aspects of floodplain ecology with special reference to amazonian floodplains, p. 3-20. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Junk, W. J. 1997b. Structure and function of the large central amazonian river floodplains: Synthesis and discussion, p. 455-472. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Junk, W. J. & M. T. F. Piedade. 1993. Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse. **Amazoniana 12**: 467-484.
- Junk, W. J. & C. J. Da Silva. 1995. Neotropical floodplains: a comparison between the Pantanal of Mato Grosso and the large Amazonian river floodplains, p. 195-217. *In*: J.

- G. Tundisi; C. E. M. Bicudo & T. M. Tundisi (eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro, Brazilian Academy of Sciences and Brazilian Limnological Society, 384 p.
- Junk, W. J. & B. A. Robertson. 1997. Aquatic invertebrates, p. 279-298. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Junk, W. J. & M. T. F. Piedade. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants, p. 147-185. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Junk, W. J. & C. J. Da Silva. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso, p. 17-28. *In*: **II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação**. Corumbá-MS, 1996. Brasília, EMBRAPA – CPAP, 537 p.
- Junk, W. J. & K. M. Wantzen. 2004. The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications – an update, p. 117-149. *In*: R. L. Welcomme & T. Petr (eds.). **Proceeding of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries**. volume 2. Bangkok, RAP Publication, 310 p.
- Junk, W. J.; P. B. Bayley & R. E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river floodplain-systems. **Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences** **106**: 110-127.
- Junk, W. J.; C. N. Cunha; K. M. Wantzen; P. Petermann; C. Strümann; M. I. Marques & J. Adis. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brasil. **Aquatic Science** **68**: 278-309.
- Kern, J. & A. Darwich. 1997. Nitrogen turnover in the várzea, p. 119-135. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Kuschel, G. 1952. Revision de *Lissorhoptrus* Leconte y generos vecinos de America. **Revista Chilena de Entomologia** **1**: 23-74, 1951[1952].
- Kuschel, G. 1956. Revisión de los Premnotrypini y adiciones a los Bagoini (Aporte 17 sobre Coleoptera Curculionoidea). **Boletín del Museo Nacional de Historia Natural** **26**: 187-235.
- Kuschel, G. 1995. A phylogenetic classification of Curculionoidea of families and subfamilies. **Memoirs of the Entomological Society of Washington** **14**: 5-33.
- Lawrence, J. F. & A. F. Newton Jr. 1995. Families and subfamilies of Coleoptera (with selected genera, notes, references and data on family-group names), p. 779-1006. *In*:

- Pakaluk, J. & S. A. Slipinski (eds.). **Biology, phylogeny, and classification of Coleoptera. Papers celebrating the 80th birthday of Roy A. Crowson.** Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa, Poland, 1092 p.
- Leão, M. I. 1999. Comportamento das águas subterrâneas no Pantanal, p. 71-77. *In: II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação.* Corumbá-MS, 1996. Brasília, EMBRAPA – CPAP, 537 p.
- Lhano, M. G.; J. Adis; M. I. Marques & L. D. Battirola. 2005. *Cornops aquaticum* (Orthoptera, Acrididae, Leptysminae): aceitação de plantas alimentares por ninfas vivendo em *Eichhornia azurea* (Pontederiaceae) no Pantanal Norte, Brasil. **Amazoniana (3/4):** 397-404.
- Loyola, R. D.; S. Brito & R. L. Ferreira. 2006. Ecosystem disturbances and diversity increase: implications for invertebrate conservation. **Biodiversity and Conservation 15:** 25-42.
- Marchese, M. R.; K. M. Wantzen & I. E. Drago. 2005. Benthic assemblages and species diversity patterns of the Upper Paraguay River. **River Research & Applications 21:** 1-15.
- Marques, M. I.; J. Adis; C. N. da Cunha & G. B. Santos. 2001. Arthropod biodiversity in the canopy of *Vochysia divergens* (Vochysiaceae), a forest dominant in the Brazilian Pantanal. **Studies on Neotropical Fauna and Environment 36:** 205-210.
- Marques, M. I.; J. Adis; G. B. Santos & L. D. Battirola. 2006. Terrestrial arthropods from tree canopies in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia 50:** 257-267.
- Marques, M. I.; J. Adis; L. D. Battirola; A. D. Brescovit; F. H. O. Silva & J. L. Silva. 2007. Composição da comunidade de artrópodes associada à copa de *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Guttiferae) no Pantanal mato-grossense, Mato Grosso, Brasil. **Amazoniana 19:** 131-148.
- Martius, C. 1997. The termites, p. 361-371. *In:* W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies.** Berlin, Springer, 552 p.
- Marvaldi, A. E. & J. J. Morrone. 2000. Phylogenetic systematics of weevils (Coleoptera: Curculionoidea): a reappraisal based on larval and adult morphology. **Insect Systematics and Evolution 31:** 43-58.
- Marvaldi, A. E. & A. E. Lanteri. 2005. Key to higher taxa of South American weevils based on adult characters (Coleoptera, Curculionoidea). **Revista Chilena de Historia Natural 78:** 65-87.

- Marvaldi, A. E.; A. S. Sequeira; C. W. O'Brien & B. D. Farrell. 2002. Molecular and morphological phylogenetics of weevils (Coleoptera: Curculionoidea): do niche shifts accompany diversification? **Systematic Biology** **51**: 761-785.
- May, B. M. & D. P. A. Sands. 1986. Descriptions of larvae and biology of *Cyrtobagous* (Coleoptera: Curculionidae): agents for biological control of *Salvinia*. **Proceedings of the Entomological Society of Washington** **88**: 303-312.
- Mérona, B. 1993. Conditions écologiques da la production dans une île da plaine inondée d'Amazonie centrale, un projet multidisciplinaire. **Amazoniana** **12**: 353-363.
- Morrone, J. J. 1996. Clave ilustrada para la identificacion de las familias sudamericanas de gorgojos (Coleoptera: Curculionoidea). **Revista Chilena de Entomología** **23**: 59-63.
- Morrone, J. J. & C. W. O'Brien. 1999. The aquatic and semiaquatic weevils (Coleoptera: Curculionoidea: Curculionidae, Dryophthoridae and Eriirhinidae) of Argentina, with indication of their host plants. **Physis Seccion C**. **57**: 25-37.
- Murphy, K. J.; G. Dickinson; S. M. Thomaz; L. M. Bini; K. Dick; K. Greaves; M. P. Kennedy; S. Livingstone; H. McFerran; J. M. Milne; J. Oldroyd & R. A. Wingfield. 2003 Aquatic plant communities and predictors of diversity in a sub-tropical river floodplain: the upper Rio Paraná, Brazil. **Aquatic Botany** **77**: 257-276.
- Naranjo, L. G. 1995. An evaluation of the first inventory of South American wetlands. **Vegetation** **118**: 125-129.
- Neiff, J. J. & A. S. Poi de Neiff. 2003. Connectivity processes as a basis for the management of aquatic plants, p. 39-58. *In*: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Nunes, A. L.; J. Adis & J. A. S. Nunes de Mello. 2005. Fenologia de *Phlugis teres* (De Geer, 1927) (Orthoptera: Tettigoniidae) e abundância de artrópodos em populações de *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) em um lago de várzea na Amazônia Central. **Boletim do Museu Paranaense Emílio Goeldi, Série Ciências Naturais** **1**: 271-285.
- O'Brien, C. W. & G. J. Wibmer. 1989a. Revision of the Neotropical genus *Neohydronomus* Hustache (Coleoptera: Curculionidae). **Coleopterists Bulletin** **43**:291-304.
- O'Brien, C. W. & G. J. Wibmer. 1989b. Revision of the Neotropical weevil genus *Argentinorhynchus* Brèthes (Coleoptera: Curculionidae). **Annals of the Entomological Society of America** **82**: 267-278.

- O'Brien, C. W. & G. J. Wibmer. 1989c. Two new South American species of the weevil genus *Argentinorhynchus* Brèthes (Coleoptera:Curculionidae). **Southwestern Entomologist 14**: 213-223.
- Odum, E. P. 1959. **Fundamentals of ecology**. London, Saunders, 546 p.
- Pedralli, G. 2003. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios, p. 171-188. *In*: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Penha, J. M. F.; C. J. Da Silva & I. Bianchini Jr.. 1998. Análise do crescimento da macrófita aquática *Pontederia lanceolata* em área alagável do Pantanal mato-grossense, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia 58**: 287-300.
- Penha, J. M. F.; C. J. Da Silva & I. Bianchini Jr.. 1999. Productivity of the aquatic macrophyte *Pontederia lanceolata* Nutt. (Pontederiaceae) on floodplains of the Pantanal mato-grossense, Brasil. **Wetlands Ecology and Management 7**: 155-163.
- Poi de Neiff, A. S. & S. L. Casco. 2003. Biological agents that accelerate winter decay of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. in northeastern Argentina, p. 127-144. *In*: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Pott, A. & V. J. Pott. 1999. Flora do Pantanal – listagem atual de fanerógamas, p. 296-325. *In*: **II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação**. Corumbá-MS, 1996. Brasília, EMBRAPA – CPAP, 537 p.
- Pott, V. J. & A. Pott. 2000. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília, Embrapa, 404 p.
- Pott, V. J. & A. Pott. 2003. Dinâmica da vegetação aquática do Pantanal, p. 145-162. *In*: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Pott, V. J. & A. Pott. 2004. Features and conservation of the Brazilian Pantanal wetland. **Wetlands Ecology and Management 12**: 547-552.
- Pott, V. J.; N. C. Bueno; R. A. C. Pereira; S. M. de, Salis & N. L. Vieira. 1989. Distribuição de macrófitas aquáticas numa lagoa na fazenda Nhumirim, Nhecolândia, Pantanal, MS. **Acta Botânica Brasileira 3**:135-168.
- Pott, V. J.; A. C. Cervi; N. C. Bueno & A. Pott. 1999. Dinâmica da vegetação aquática de uma lagoa permanente da fazenda Nhumirim, Pantanal de Nhecolândia-MS, p. 227-235. *In*: **II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação**. Corumbá-MS, 1996. Brasília, EMBRAPA – CPAP, 537 p.

- Prado, A. L. do; C. H. Heckman & F. R. Martins. 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. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie** 79:569-589.
- Rolon, A. S. & L. Maltchik. 2006. Environmental factors as predictors of aquatic macrophyte richness and composition in wetlands of southern Brazil. **Hidrobiologia** 556: 221-231.
- Sakamoto, A. Y.; J. P. Q. Neto; E. Fernandes; H. M. Lucati & B. Capellari. 1999. Topografia de lagoas e Salinas e seus entornos no Pantanal da Nhecolândia, p. 127-135. *In: II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação*. Corumbá-MS, 1996. Brasília, EMBRAPA – CPAP, 537 p.
- Sanches, A. L.; I. M. Bortolotto & G. A. Damasceno Junior. 1999. Levantamento florístico das macrófitas aquáticas do rio Paraguai em Corumbá e Ladário – MS, p. 407-411. *In: II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação*. Corumbá-MS, 1996. Brasília, EMBRAPA – CPAP, 537 p.
- Santos, A. M. & S. M. Thomaz. 2007. Aquatic macrophytes diversity in lagoons of a tropical floodplain: The role of connectivity and water level. **Austral Ecology** 32: 177-190.
- Santos, G. B. dos; M. I. Marques; J. Adis & C. R. Muisis. 2003. Artrópodos associados à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), na região do Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia** 47: 211-224.
- Sousa, W. O. de; M. I. Marques; G. H. Rosado-Neto & J. Adis. 2007. Surface swimming behavior of the curculionid *Ochetina uniformis* Pascoe (Eriirhininae, Stenopelmini) and *Ludovix fasciatus* (Gyllenhal) (Curculioninae, Erodiscini). **Revista Brasileira de Entomologia** 51: 87-92.
- Spangler, P. J. 1981. Coleoptera, p. 129-220. *In: S. H Hurlbert; G. Rodriguez & N. D. dos Santos (eds.). Aquatic Biota of Tropical South America. Part 1. Arthropoda*. California, San Diego State University. 323 p.
- Takeda, A. M.; G. M. Souza-Franco; S. M. de Melo & A. Monkolski. 2003. Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil), p. 243-260. *In: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá, UEM, 341 p.
- Thomaz, S. M. & L. M. Bini. 2003. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil, p. 19-38. *In: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá, UEM, 341 p.

- Thomaz, S. M.; D. C. Souza & L. M. Bini. 2003. Species richness and beta diversity of aquatic macrophytes in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brasil): the influence of limnology and morphometry. **Hydrobiologia** **505**: 119-128.
- Thompson, R. T. 1992. Observations on the morphology and classification of weevils (Coleoptera, Curculionoidea) with a key to major groups. **Journal of Natural History** **26**: 835-891.
- Vanin, S. A. 1986. Systematics, Cladistic analysis, and geographical distribution of the tribe Erodiscini (Coleoptera, Curculionidae, Otidoccephalinae). **Revista Brasileira de Entomologia** **30**: 427-670.
- Vannote, R. L.; G. W. Minshall; K. W. Cummins; K. W. Sedell & C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science** **37**: 130-137.
- Vieira, M. F. & J. Adis. 1992. Abundância e biomassa de *Paulinia acuminata* (De Geer, 1773) (Orthoptera: Paulinidae) em um lago de várzea da Amazônia central. **Amazoniana** **12**: 337-352.
- Wantzen, K. M.; E. Drago & C. J. Da Silva. 2005. Aquatic habitats of upper Paraguay River-Floodplain-System and parts of the Pantanal (Brazil). **Ecohydrology & Hydrobiology** **5**: 107-126.
- Warner, R. E. 1970. *Neochetina eichhorniae*, a new species of weevil from waterhyacinth, and biological notes on it and *N. bruchi* (Coleoptera: Curculionidae: Bagoini). **Proceedings of the Entomological Society of Washington** **72**: 487-496.
- Wassmann, R. & C. Martius. 1997. Methane emissions from the amazon floodplain, p. 137-143. In: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Wibmer, G. J. 1989. Revision of the weevil genus *Tyloderma* Say (Col.: Curculionidae) in Mexico, Central America, South America, and the West Indies. **Evolutionary Monographs** **11**: 1-118.
- Wibmer, G. J. & C. W. O'Brien. 1986. Annotated checklist of the weevils (Curculionidae *sensu lato*) of South America (Coleoptera: Curculionoidea). **Memoirs of the American Entomological Institute** **39**, 563 p.
- Wibmer, G. J. & C. W. O'Brien. 1989. Two new Neotropical genera in the weevil tribe Stenopelmini (Coleoptera: Curculionidae). **Southwestern Entomologist** **14**: 395-407.

- Wright, A. D. & T. D. Center. 1984. Predicting population intensity of adult *Neochetina eichhorniae* (Coleoptera: Curculionidae) from incidence of feeding on leaves of waterhyacinth, *Eichhorniae crassipes*. **Environmental Entomology** **13**:1478-1482.
- Zimmerman, E. C. 1993. **Australian Weevils (Coleoptera : Curculionoidea). Volume III.** Nanophyidae, Rhynchophoridae, Erihinae, Curculionidae: Amycterinae, literature consulted. CSIRO, Melbourne, Australia, 854 p.
- Zimmerman, E. C. 1994a. **Australian Weevils (Coleoptera : Curculionoidea). Volume I.** Orthoceri: Anthribidae to Attelabidae, the primitive weevils. CSIRO, Melbourne, Australia, 741 p.
- Zimmerman, E. C. 1994b. **Australian Weevils (Coleoptera : Curculionoidea). Volume II.** Brentidae, Eurhynchidae, Apionidae and a chapter on immature stages by Brenda May. CSIRO, Melbourne, Australia, 755 p.
- Zwölfer, H., & F. D. Bennet. 1969. *Ludovix fasciatus* Gyll. (Col., Curculionidae), an Entomophagous weevil. **The Entomologist's Monthly Magazine** **105**: 122-123.

Curculionoidea (Insecta, Coleoptera) associados às macrófitas aquáticas das baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT

ABSTRACT. Curculionoidea (Insecta, Coleoptera) associated with aquatic macrophytes in the oxbow lakes along the course of the River Cuiabá in the Barão de Melgaço Pantanal, Mato Grosso. The composition, abundance and phenology of weevils communities were studied together with aquatic macrophyte communities with the aim of checking the existing relationship between the aquatic plant community and its associated fauna and also to test if both communities respond to ecological factors such as the variation in water level and connectivity. Five monthly samplings took place with the use of a cage of 0.25m², throughout the water cycle (December 2005 to November 2006) in ten oxbow lakes with different connectivity grades with the River Cuiabá, in the Barão de Melgaço Pantanal-MT. The adult weevils density differed significantly from the immature weevils density over time ($U = 2.699,500$; $df=1$; $p=0,000$). The adult density ($H = 18,018$; $df = 9$; $p = 0,035$) and immature density ($H = 16,893$; $df = 9$; $p = 0,05$) differed spatially. These communities were slightly correlated with the variation of the level of the River Cuiabá. Despite this, the adult density was the only one to be affected by connectivity ($U = 2.552,000$; $df = 1$; $p = 0,018$). 36 species of adult weevils were sampled associated with 24 species of aquatic macrophytes. The abundance and richness of the adult weevils were significantly correlated with the frequency of occurrence and richness of the aquatic macrophytes (Mantel $r = 0,42$; $p = 0,000$) This dependence was also corroborated by the local richness values (LSR) of the weevils community and aquatic macrophytes, which did not differ during the studied water cycle ($U = 6.477,500$; $df = 1$; $p > 0,05$). The species local richness (LSR) of the weevils community (Friedman statistic = 28.496; $df = 11$; $p = 0.003$) and of plants (Friedman statistic = 29.970; $df = 11$; $p = 0.002$), varied over time due to the water system periodicity. The LSR varied spatially both for the weevils community ($H = 22,722$; $df = 9$; $p = 0.0007$), as well as for the macrophyte community ($H = 45,960$; $df = 9$; $p = 0.000$) which were the highest LSR values of the two communities recorded for the group of oxbow lakes periodically connected. However, this difference was significant only for the macrophyte community ($U = 1.023,000$; $df = 1$; $p = 0,000$). The variation of the water level of the River Cuiabá, explains very little about the time variation of the regional richness (RSR) for both the biological communities. The permanently connected oxbow lakes presented lower richness values for the weevils community and aquatic macrophytes, due to the low rates of the species substitution,

demonstrated by beta-W and Beta -1 diversity indexes. The RSR of the weevils community was strongly correlated with beta-W and beta-1 diversity. This relationship was weak for the macrophyte community. These results demonstrate a complex scenario of the ecological factors that control these communities. Probably, the spatial and time heterogeneity imposed by the water regime, together with the morphometric characteristics of each oxbow lakes, foster different effects in the plant communities and phytophagous insects distributed in these areas.

KEYWORDS. Aquatic macrophytes; community ecology; Curculionidae; floodplain.

RESUMO. Curculionoidea (Insecta, Coleoptera) associados às macrófitas aquáticas das baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT. A composição, abundância e fenologia da comunidade de curculionídeos foram estudadas em conjunto com as comunidades de macrófitas aquáticas com o objetivo de verificar qual a relação existente entre a comunidade de plantas aquáticas e sua fauna associada. Além disto, testar se ambas as comunidades respondem aos fatores ecológicos como variação do nível da água e conectividade. Foram realizadas cinco amostragens mensais com auxílio de uma gaiola com $0,25\text{m}^2$, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006), em dez baías marginais com diferentes graus de conectividade com rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT. A densidade de curculionídeos adultos diferiu significativamente da densidade de imaturos ao longo do tempo ($U = 12.699,500$; $df = 1$; $p = 0,000$). A densidade de adultos ($H = 18,018$; $df = 9$; $p = 0,035$) e imaturos ($H = 16,893$; $df = 9$; $p = 0,05$) diferiram espacialmente. Estas comunidades foram fracamente correlacionadas com a variação do nível d'água do rio Cuiabá. Apesar disso, a densidade dos adultos foi a única a ser afetada pela conectividade ($U = 2.252,000$; $DF = 1$; $p = 0,018$). Foram amostradas 36 espécies de curculionídeos adultos associados a 24 espécies de macrófitas aquáticas. A abundância e riqueza de curculionídeos adultos foi correlacionada de forma altamente significativa com a frequência de ocorrência e riqueza das macrófitas aquáticas (Mantel $r = 0,42$; $p = 0,000$). Esta dependência foi corroborada também pelos valores de riqueza local (LSR) da comunidade de curculionídeos e macrófitas aquáticas, os quais não diferiram ao longo do ciclo hidrológico estudado ($U = 6.477,500$; $df = 1$; $p > 0,05$). A riqueza local de espécies (LSR) da comunidade de curculionídeos (Estatística de Friedman = 28.496; $df = 11$; $p = 0.003$), e de plantas (Estatística de Friedman = 29.970; $df = 11$; $p = 0.002$), variou ao longo do tempo em função da periodicidade hídrica do sistema. A LSR variou espacialmente tanto para a comunidade de curculionídeos ($H = 22,722$; $df = 9$; $p = 0.007$), quanto para a comunidade macrofítica ($H = 45,960$; $df = 9$; $p = 0.000$), sendo os maiores valores de LSR das duas comunidades registrados para o grupo de baías periodicamente conectadas. Entretanto essa diferença foi significativa apenas para a comunidade macrofítica ($U = 1.023,000$; $df = 1$; $p = 0,000$). A variação do nível d'água do Rio Cuiabá, explicou muito pouco sobre a variação temporal da riqueza regional (RSR) para ambas as comunidades biológicas. As baías permanentemente conectadas apresentaram menores valores de riqueza para a comunidade de curculionídeos e macrófitas aquáticas, devido as baixas taxas de substituição das espécies, demonstradas pelos índices de diversidade beta-W e Beta-1. A RSR da comunidade de curculionídeos foi

fortemente correlacionada com a diversidade beta-W e beta-1. Essa relação foi fraca para a comunidade macrofítica. Estes resultados evidenciam um complexo cenário sobre os fatores ecológicos que regulam estas comunidades. Provavelmente, a heterogeneidade espacial e temporal imposta pelo regime hídrico, aliada às características morfométricas de cada baía, promova diferentes efeitos nas comunidades de plantas e insetos fitófagos distribuídas nestas áreas.

PALAVRAS-CHAVE. Curculionídeos; ecologia de comunidade; planície de inundação; macrófitas aquáticas.

1. INTRODUÇÃO

O Pantanal é uma região com instabilidade climática marcada por variações anuais (pulso de inundação monomodal), e plurianuais do nível da água, que impõem um forte impacto na distribuição e composição das comunidades locais, bem como no tamanho e segregação populacional de muitas espécies de plantas e animais (Junk *et al.* 2006).

Os ciclos de vida e produtividade dos grupos que habitam esta planície inundável se relacionam com o pulso de inundação, em termos de período, duração e taxa de subida e descida das águas. Tais processos se interrelacionam e atuam na compartimentalização de ambientes, criando novos habitats, e imprimindo ao longo dos anos um aumento da diversidade à medida que as espécies adaptam-se ao estresse fisiológico (Junk 1997a; Junk & Da Silva 1999).

Dentre os ambientes e diferentes habitats do Pantanal, as baías marginais constituem um dos principais conjuntos funcionais que compõem a paisagem da planície de inundação (Wantzen *et al.* 2005), pois abrigam macrófitas aquáticas que representam uma das comunidades de plantas mais importantes do mosaico fitofisionômico destas planícies (Junk & Piedade 1997; Pott & Pott 2003; Fortney *et al.* 2004).

As macrófitas aquáticas têm sido amplamente utilizadas para testar hipóteses ecológicas (Thomaz & Bini 2003). Muitos dos estudos produzidos no Brasil têm abordado a identificação dos principais fatores que determinam a variação na riqueza e composição das macrófitas aquáticas tais como duração da inundação, profundidade, periodicidade, disponibilidade de nutrientes, processos de sucessão dependentes da expectativa de vida da planta, ação dos herbívoros e impacto humano (Junk & Piedade 1997; Neiff & Poi de Neiff 2003; Pott *et al.* 1999; Bianchini Jr. 2003; Camargo *et al.* 2003; Murphy *et al.* 2003; Poi de Neiff & Casco 2003; Pott & Pott 2003; Souza *et al.* 2002; Thomaz *et al.* 2003; Rolon & Maltchik 2006), entre outros.

Além destes, a conectividade, considerada como elemento funcional com variação espacial e temporal, e características morfométricas das baías, como a relação entre a zona litorânea e área do lago, curva e circunferência, são também fatores determinantes da abundância e distribuição das populações de plantas, ou limitantes ao potencial de colonização de plantas enraizadas (Neiff & Poi de Neiff 2003).

Desta maneira, os aspectos funcionais e estruturais da comunidade macrofítica impõem às faixas litorâneas dos lagos, uma complexidade espacial e temporal razoavelmente

grande (Henry & Costa 2003), fazendo com que esta comunidade seja atrativa para investigações sobre as interações entre a estrutura do habitat e a comunidade animal que habita essa vegetação (Grenouillet *et al.* 2002).

Diversos estudos a respeito da comunidade de invertebrados ou de grupos específicos associados à diferentes populações e/ou grupos de espécies de macrófitas aquáticas em ambientes naturais ou artificiais, foram produzidos nos últimos 11 anos (Takeda & Grzybkowska 1997; Pelli & Barbosa 1998; Santos *et al.* 1998; Franco & Takeda 2000, 2002; Melo *et al.* 2002, 2004; Benetti & Cueto 2004; Prellvitz & Albertoni 2004).

Entretanto, com base nesta e em outra considerável revisão sobre os estudos desenvolvidos com invertebrados associados às macrófitas aquáticas, como Takeda *et al.* (2003), observa-se que todos estes se restringem aos grupos que vivem nas partes submersas das plantas. Para o Pantanal mato-grossense existe uma grande lacuna sobre este tipo de conhecimento (Junk *et al.* 2006).

Apesar da importância desses estudos, verifica-se que são escassos os conhecimentos sobre a composição e ecologia dos grupos que habitam as partes emergentes das macrófitas aquáticas, acentuadamente em Curculionoidea (Insecta, Coleoptera), objeto deste estudo.

Os curculionídeos aquáticos e semi-aquáticos (*sensu* Morrone & O'Brien 1999), fitófagos em sua maioria, se alimentam e se desenvolvem em diferentes partes das plantas aquáticas pertencentes a diferentes grupos que ocorrem em ambientes lênticos (Spangler 1981).

Devido à íntima relação e diferentes níveis de especificidade com a flora aquática e semi-aquática, alta diversidade e ampla distribuição (Anderson 1997), os curculionídeos associados às plantas aquáticas são indicados para testar modelos e padrões ecológicos conhecidos para a comunidade macrofítica, e posteriormente, testar as teorias elaboradas para os ecossistemas aquáticos, como a relação direta entre abundância e riqueza de macrófitas aquáticas com sua fauna associada (Hynes 1970), ciclo sazonal de crescimento das macrófitas *versus* a abundância dos invertebrados (Hargeby 1990), e a estrutura do habitat, fator que determina e molda a distribuição dos organismos em diferentes escalas espaciais (Holling 1992; McAbendroth *et al.* 2005).

Outro aspecto relevante do presente estudo, refere-se à característica inventarial dos estudos em ecologia de comunidades, que pode revelar novas espécies de curculionídeos, inclusive com potencial uso em programas de controle biológico de plantas invasoras (e.g. Warner 1970; DeLoach 1976; DeLoach & Cordo 1976a,b; Spangler 1981; Wright & Center

1984; Buckingham & Passoa 1985; Center 1987; Booth *et al.* 1990; Center & Dray 1992; Center *et al.* 1999; Heard & Winterton 2000).

Desta maneira, este capítulo tem como objetivo geral caracterizar a comunidade de curculionídeos associada às macrófitas aquáticas, testando se estes insetos respondem aos fatores ecológicos que determinam a distribuição e estrutura das comunidades destas plantas, tais como variação do nível da água ao longo de um ciclo hidrológico, e conectividade em baías marginais ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT.

Para atender a estas questões gerais as seguintes hipóteses foram elaboradas:

- (1) A abundância de adultos da comunidade de curculionídeos difere da abundância de imaturos ao longo do tempo.
- (2) A abundância de adultos e imaturos difere entre baías permanente e periodicamente conectadas dentro de cada mês, e ao longo do ano.
- (3) A abundância de imaturos e adultos se relaciona positivamente à variação do nível da água do Rio Cuiabá.
- (4) A frequência das espécies de curculionídeos está relacionada positivamente à frequência relativa das espécies de macrófitas aquáticas.
- (5) A riqueza de macrófitas determina positivamente a riqueza de curculionídeos ao longo do tempo, e entre baías permanente e periodicamente conectadas.
- (6) A riqueza de curculionídeos e macrófitas aquáticas são influenciadas pela variação do nível da água do Rio Cuiabá.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), Sistema Natural de Unidades de Conservação (SNUC), Estância Ecológica Serviço Social do Comércio (SESC), está inserida no Pantanal de Barão de Melgaço-MT, localizada entre 101 e 117 metros de altitude, a 35,1 Km a noroeste de Poconé, entre os paralelos 16°28' e 16°50' de latitude Sul e 56° e 56°30' de longitude Oeste, limitada a oeste e noroeste pelo rio Cuiabá (Dourojeanni, 2006) (Fig. 1). O clima é do tipo tropical de savana, caracterizado por invernos secos e verões chuvosos, com temperatura oscilando entre 22 °C e 32° C (Hasenack *et al.* 2003) (Fig. 2A).

As chuvas ocorrem de outubro a abril, e os meses de junho a agosto são os mais secos. A precipitação varia entre 1.100 e 1.200 mm, com 85% durante a estação chuvosa do Pantanal norte (Wantzen *et al.* 2005; Dourojeanni 2006) (Fig. 2B).

A variação do nível d'água do rio Cuiabá e a precipitação, aliadas à difícil drenagem dos solos, impõem ao longo dos anos, inundações com padrão monomodal, com período de cheia de dezembro a abril, quando tem início a vazante, que se prolonga até julho, e posteriormente a seca, com períodos mais críticos entre os meses de setembro e outubro (Fig. 2B) (Dourojeanni 2006).

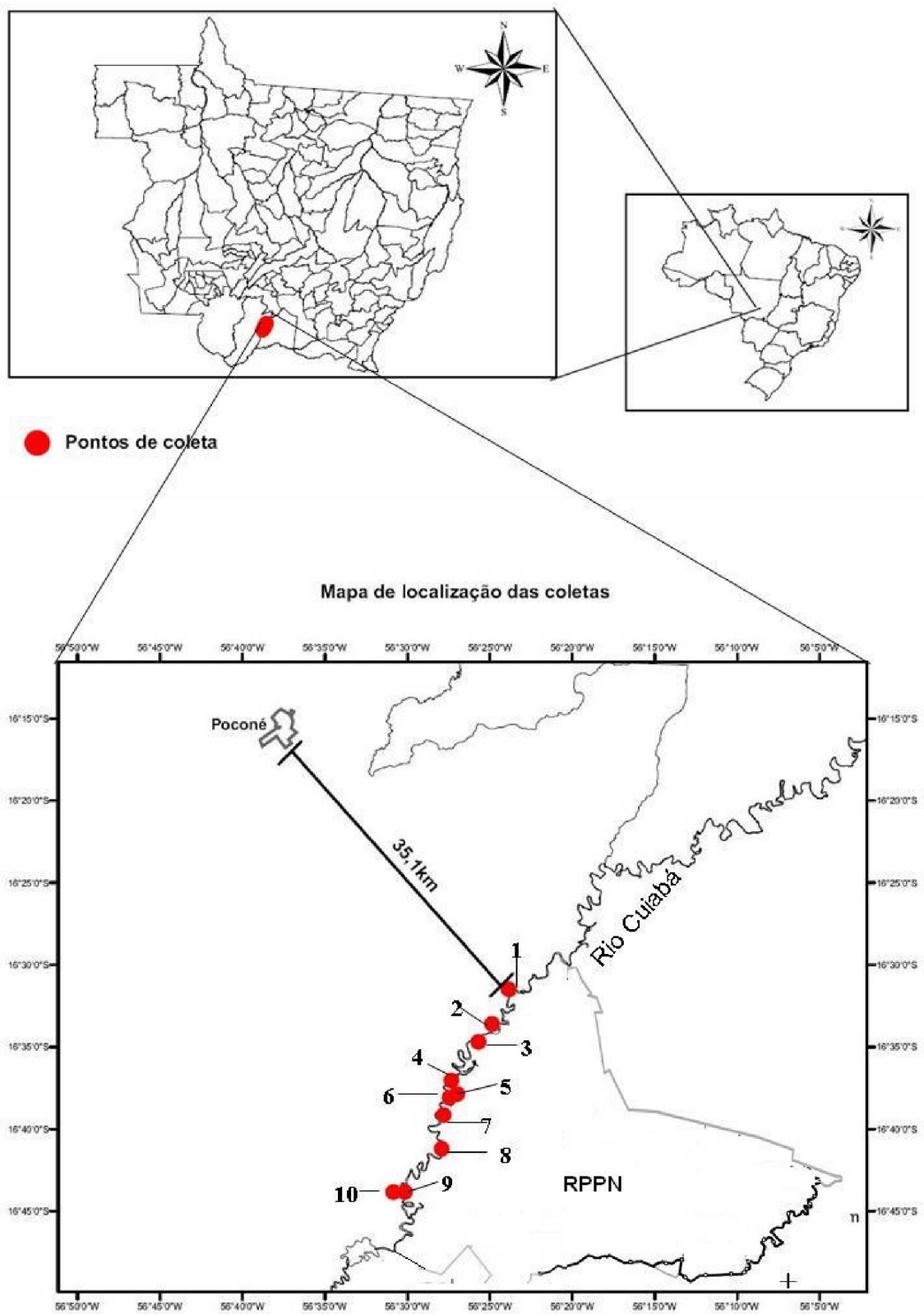


Fig. 1. Mapa da área de estudo. Os círculos e os números indicam as baías marginais ao rio Cuiabá, selecionadas para o estudo.

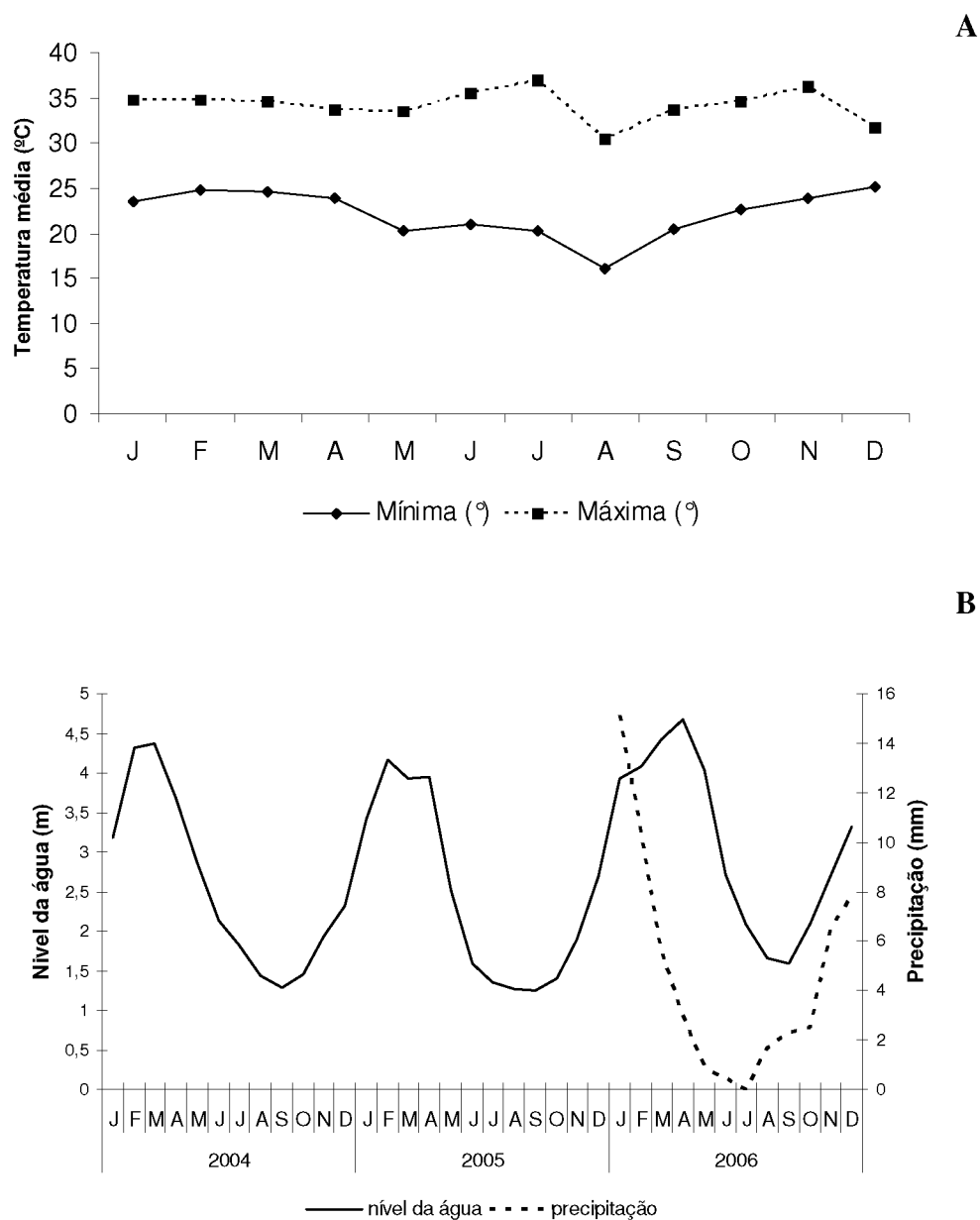


Fig. 2. Variáveis ambientais na RPPN-SESC Pantanal-Porto Cercado, Barão de Melgaço-MT em 2006. Média da temperatura máxima e mínima (A), precipitação média mensal e média mensal do nível d'água do rio Cuiabá (B).

2.2. Sítios amostrais

Foram selecionadas dez baías marginais ao longo de 32,6 km, em linha reta, no rio Cuiabá, a jusante de Porto Cercado (Tabela I), das quais, cinco, permanecem conectadas com o rio ao longo do ano, e cinco, apenas na fase de água alta (Tabela II). Cinco baías se

encontram na margem direita do rio Cuiabá, a primeira conhecida como “Antônio Alves”, a segunda como “Corixão”, a quarta, “Carão”, sexta “Macário” e a décima, “Divisa Sul”. A terceira, denominada “Corta Cheiro”, a quinta, “Baguari”, a sétima “Socó”, a oitava “Ninhal” e a nona “Cobras” estão localizadas na margem esquerda (Fig. 1 e Tabela II).

Segundo Wantzen *et al.* (2005), as baías marginais formam um das quatro unidades ecológicas ou funcionais de tamanho médio registrada em uma área de 12-29 ha no trecho de 200 km que vai de Cáceres até a ilha Taiamã, Bacia do Alto Rio Paraguai e partes do Pantanal norte. Para esses autores, o rio Cuiabá é um dos maiores tributários da bacia do alto rio Paraguai.

Tabela I. Distância (km) entre as dez baías marginais selecionadas para o estudo, em uma seção de 32,6 km do rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1 Antonio Alves	0									
2 Corixão	4,5	0								
3 Corta Cheiro	7	2,5	0							
4 Carão	12,3	7,8	5,3	0						
5 Baguari	13,8	9,3	6,8	1,5	0					
6 Macário	14,6	10,1	7,6	2,3	0,8	0				
7 Socó	16,6	12,1	9,6	4,3	2,8	2	0			
8 Ninhal	20,1	15,6	13,1	7,8	6,3	5,5	3,5	0		
9 Cobras	26,6	22,1	19,6	14,3	12,8	12	10	6,5	0	
10 Divisa Sul	32,6	28,1	25,6	20,3	18,8	18	16	12,5	6	0

Tabela II. Coordenadas, profundidade mínima e máxima para os bancos de macrófitas, e conectividade das dez baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT. 1- permanentemente conectada e 0-periodicamente conectada.

Baía	Coordenadas		Profundidade mínima e máxima para os bancos de macrófitas	Conectividade
	Lat.	Long.		
1 Antonio Alves	16°31'29"S	56°23'52"W	93-559 cm	1
2 Corixão	16°33'35"S	56°24'51"W	48,2-404 cm	1
3 Corta Cheiro	16°34'40"S	56°25'41"W	35-298 cm	0
4 Carão	16°37'01"S	56°27'17"W	51,8-457 cm	1
5 Baguari	16°37'51"S	56°26'57"W	71,2-341 cm	1
6 Macário	16°38'07"S	56°27'26"W	40-299 cm	0
7 Socó	16°39'09"S	56°27'47"W	19-299 cm	0
8 Ninhal	16°41'12"S	56°27'53"W	33,6-407 cm	0
9 Cobras	16°43'51"S	56°30'07"W	1-400 cm	0
10 Divisa Sul	16°47'09"W	56°30'51"W	21,8-349 cm	1

2.3. Seleção dos pontos de coleta

Para garantir aleatoriedade na seleção dos locais de coleta, vários pontos de amostragem foram demarcados no entorno de cada baía com o auxílio de um GPS, anteriormente ao período de coleta que ocorreu de dezembro de 2005 a novembro de 2006. A cada mês, um desses pontos foi selecionado por meio de sorteio para efetuar as coletas. As amostragens iniciavam a partir do ponto sorteado, sempre considerando a presença de vegetação macrofítica bem desenvolvida, tamanho e/ou comprimento dos bancos, e fácil acesso ao local sorteado. Quando pelo menos uma dessas premissas não pôde ser atendida, foram selecionados outros pontos ou bancos de macrófitas que se encontravam próximos àquele inicialmente sorteado, ou que fossem de fácil acesso. Para garantir a independência das amostragens foi estabelecida distância mínima de dois metros da margem em relação ao primeiro ponto amostrado, e de dois metros entre cada ponto, sempre orientada para o lado direito.

2.4. Procedimentos em campo

Foram realizadas cinco amostragens mensais de 0,25 m² em cada baía durante o período de coleta, com auxílio de uma gaiola modelo Vieira & Adis (1992) modificada, com 0,5m de largura, comprimento e altura (Fig. 3).

Esta gaiola era colocada ao longo dos bancos de macrófitas, com as tampas superiores fechadas, para amostrar a comunidade de insetos e macrófitas. Em seguida, era aberta para a retirada do material vegetal, que era armazenado em sacos de plástico de 100X80 cm, devidamente etiquetados, e transportados para o Posto de Proteção Ambiental (PPA) rio Cuiabá, RPPN SESC Pantanal, utilizado como base de estudo.

Todo o material vegetal das amostras era examinado sobre bandejas de plástico de cor branca, e as partes emergentes dissecadas com auxílio de estilete em busca de adultos e larvas de curculionídeos. Devido ao grande volume do material vegetal e rápida decomposição, foram sorteadas cinco baías para a procura de pupas em suas raízes. Os dados obtidos através desse procedimento são abordados no capítulo dois desta tese.

Para a obtenção de dados sobre a especificidade hospedeira dos curculionídeos, algumas das formas imaturas coletadas neste processo, juntamente com parte da planta hospedeira, foram acondicionadas em potes de plástico, devidamente etiquetados, e

acompanhadas em laboratório até a emergência dos adultos. Plantas menores como *Salvinia* spp. (Salviniaceae) e *Azolla filiculoides* Lam. (Azollaceae), foram fixadas em campo com álcool a 98%, e posteriormente, triadas no laboratório sob microscópio estereoscópico a procura de adultos, larvas e pupas.

Os adultos de *Neochetina eichhorniae* Warner, 1970 e *Neochetina bruchi* Hustache, 1926 foram mantidos vivos para a realização de testes alimentares e de mergulho, enquanto a maior parte das formas imaturas foi fixada em álcool a 98% e posteriormente, transportada para o laboratório de Ecologia e Taxonomia de Artrópodes do Instituto de Biociências de Universidade Federal de Mato Grosso.



Fig. 3. Gaiola modelo Vieira & Adis (1992), modificada, alocada sobre banco de *Eichhornia crassipes*.

2.5. Análise da vegetação

A comunidade de macrófitas aquáticas foi avaliada mensalmente com base na frequência absoluta de cada espécie em cada uma das dez baías selecionadas ao longo do ano. Estes dados foram utilizados como estimativa de cobertura e composição para cada baía, bem como para a área de estudo e eventuais mudanças ao longo do tempo. Além disso foi feita uma avaliação por meio da frequência relativa de cada espécie de macrófita em uma área de 1,25m² para cada baía, ao longo dos doze meses de estudo. Para identificação prévia da vegetação amostrada em campo seguiu-se Pott & Pott (2000), posteriormente confirmadas pela especialista, MSc. Vali Joana Pott (Embrapa Gado de Corte - MS), em visita ao Herbário Central do Instituto de Biociências de Universidade Federal de Mato Grosso.

2.6. Variáveis ambientais

Dados sobre a variação do nível da água do rio Cuiabá, temperatura e precipitação foram obtidos junto ao Posto de Proteção Ambiental (PPA)-Porto Cercado, SESC, Pantanal de Barão de Melgaço-MT (Fig. 2A,B).

2.7. Procedimentos em laboratório

Parte dos Curculionidae obtida foi devidamente montada, etiquetada, identificada e incorporada à Coleção Entomológica de Referência do Laboratório de Ecologia e Taxonomia de Artrópodes do Instituto de Biociências de Universidade Federal de Mato Grosso. Os demais exemplares encontram-se em via líquida nesta referida Coleção.

A identificação foi feita com base nessa Coleção e literatura específica e confirmada pelo especialista do grupo Dr. Germano H. Rosado-Neto (Universidade Federal do Paraná).

2.8. Análise estatística

A análise realizada, em busca de padrões fenológicos, considerou apenas a densidade larval como medida a ser comparada com a densidade de adultos da comunidade de Curculionoidea ao longo do tempo, entre as dez baías, bem como entre baías conectadas e desconectadas.

A riqueza da comunidade de curculionídeos foi analisada com base nos adultos, devido a inexistência de trabalhos taxonômicos para a identificação dos estágios imaturos. Os táxons não identificados foram excluídos das análises.

Os dados de densidade larval e de adulto, riqueza local (LSR) e diversidade beta da comunidade de curculionídeos e de macrófitas aquáticas, além da variação mensal do nível da água do rio Cuiabá, não assumiram normalidade após a observação dos gráficos de probabilidade de distribuição e realização do teste Kolmogorov-Smirnov.

A frequência anual para as espécies de curculionídeos, bem como para as macrófitas aquáticas foi obtida dividindo-se o número de vezes em que a espécie ocorreu ao longo do ano nas subamostras ($0,25\text{m}^2$), pelo número total de quadrados amostrados ao longo do ano ($n=600$). A frequência das espécies de macrófitas aquáticas em cada amostragem de $0,25\text{m}^2$, em cada uma das dez baías estudadas ao longo do ano, foi utilizada como uma medida de

abundância e heterogeneidade espacial, pois, de acordo com Ribas *et al.* (2003), cada espécie de planta representa um conjunto de recurso alimentar e abrigo.

Para testar o efeito da riqueza e frequência das espécies de macrófitas aquáticas sobre a riqueza e abundância dos adultos de curculionídeos, foi aplicado o teste de Mantel entre as matrizes de distância (Sørensen/Bray-Curtis), para estas comunidades.

A variação temporal da densidade larval e de adultos, riqueza local (LSR) e diversidade beta da comunidade de curculionídeos e macrófitas aquáticas foi testada utilizando-se um delineamento para amostras repetidas através do teste Friedman. Este teste é uma extensão não paramétrica do teste “t”, assumindo mais que duas medidas ($n > 2$), ou seja, análogo à análise de variância para medidas repetidas.

A diferença na densidade de adultos e imaturos e riqueza anual da comunidade de curculionídeos, bem como a riqueza anual da comunidade macrofítica entre baías permanente e periodicamente conectadas, foi avaliada aplicando-se o teste não paramétrico Kruskal-Wallis.

O coeficiente de correlação de Spearman foi usado para testar a possível relação entre a riqueza de cada baía ou riqueza local (LSR), riqueza obtida considerando as dez baías ou riqueza regional (RSR) e diversidade beta da comunidade de curculionídeos e macrófitas aquáticas, e também da densidade de adultos e imaturos com a variação do nível da água do rio Cuiabá. Para verificar se a riqueza regional (RSR) influencia a riqueza local (LSR), de curculionídeos e macrófitas aquáticas, foram feitas para cada uma dessas comunidades as seguintes interações: RSR vs. LSR Média; RSR vs. LSR Máxima e RSR vs. LSR Mínima. Cada uma dessas medidas de riqueza também foi correlacionada com a variação do nível da água do rio Cuiabá.

As comunidades de curculionídeos e de macrófitas foram avaliadas utilizando-se os índices de diversidade beta, pois segundo Souza *et al.* (2002), estes índices podem aumentar com a dissimilaridade ambiental. Esta dissimilaridade pode ser medida pelo tempo de conexão das baías com o rio, e/ou variação temporal do nível da água do rio (medida de sazonalidade). Com base nisto, utilizou-se os índices para observar se haveria mudança temporal e espacial em relação a substituição de espécies em ambas as comunidades na área de estudo.

Os dois índices empregados foram βW e $\beta 1$. O primeiro reflete a proporção pela qual uma região apresenta maior valor de riqueza comparado com o valor de riqueza média obtida dentro da região, calculada através da seguinte fórmula: $\beta W = (y / \alpha_{\text{média}}) - 1$. O segundo permite

a mesma comparação, porém levando-se em conta o número de baías amostradas na região e/ou caracterizadas pela conectividade: $\beta_1 = [(y/\alpha_{\text{media}}) - 1] / [n - 1]$, sendo y = riqueza regional (número total de espécies obtidas ao longo do tempo, anual, ou dentro de cada período, mensal); α_{media} = riqueza média de espécies entre todas as baías ou grupos de baías; n = número de baías.

Com base nestes índices foi quantificada a diversidade beta espacial para as dez baías, e separadamente para baías permanentes e periodicamente conectadas, para analisar o efeito da conectividade, sempre considerando a riqueza regional como o número total de espécies obtidas ao longo do ano nas dez baías, ou número total de espécies nos grupos de baías periódica e permanentemente conectadas. A riqueza alfa correspondeu ao número total de espécies obtidas ao longo do ano em cada baía e o “n” amostral ao número de baías.

A diversidade quantificada para cada mês, ou beta temporal, assumiu como riqueza regional o número total de espécies obtidas nas dez baías (conectadas+desconectadas), a cada período amostral (mês), e como riqueza alfa, o número total de espécies de cada baía em cada período amostral. Neste caso o “n” amostral também correspondeu ao número de baías em que foram realizadas as coletas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Abundância e fenologia da comunidade de curculionídeos associada às macrofitas aquáticas

Foram coletados 6.652 curculionídeos, dos quais 5.156 adultos (77,51 %), distribuídos entre baías permanente (2.867 ind.) e periodicamente conectadas (2.289 ind.). Um total de 1.496 indivíduos imaturos (22,49%) foi amostrado, sendo 762 indivíduos nas baías permanentemente conectadas, e 734 nas periodicamente conectadas, distribuído entre 1.333 larvas (89,10%) e 163 pupas (10,90%) (Tabelas III e IV).

A densidade de adultos (ind./m²) foi superior à densidade de imaturos (ind./m²), diferindo significativamente ao longo do ano ($U = 12.699,500$; $df = 1$; $p = 0,000$), exceto em dezembro de 2005 (enchente), em que a densidade de imaturos foi semelhante a de adultos ($U = 53.699,000$; $df = 1$; $p > 0,05$) (Fig. 4 e Tabela V).

Tabela III. Número total de indivíduos da comunidade de curculionídeos obtidos nas dez baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). A-adultos, P-pupas, L-larvas. Em negrito as baías permanentemente conectadas, e com asterisco àquelas sorteadas para a obtenção de pupas.

	Baías										Total	%	(%)
	1*	2	3	4*	5	6*	7*	8	9	10*			
A	549	606	254	425	534	367	516	496	656	753	5.156	77,51	77,51
P	27	5	1	21	6	20	6	28	6	43	163	2,45	10,90
L	109	132	136	120	127	111	56	238	132	172	1.333	20,04	89,10
Total	685	743	391	566	667	498	578	762	794	968	6.652	100	

Tabela IV. Abundância de indivíduos de curculionídeos obtida em baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, por fase de desenvolvimento, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). A-adultos, P-pupas, L-larvas.

	Meses												Total	%
	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N		
A	189	437	465	511	545	657	515	574	384	216	234	429	5.156	77,51
P	45	6	13	16	15	11	5	19	12	1	4	16	163	2,45
L	196	98	108	91	89	107	45	92	92	55	110	250	1.333	20,04
Total	430	541	586	618	649	775	565	685	488	272	348	695	6.652	100

Com base nos argumentos de alguns pesquisadores que estudaram diferentes grupos de insetos, como Vieira & Adis (1992), Melo *et al.* (2002), Nunes *et al.* (2005) e Franceschini *et al.* (2007), a ocorrência de estágios imaturos e adultos ao longo de todo o ciclo hidrológico estudado, indica a ausência de um período reprodutivo definido, ou sazonal, dentro das populações que compõem a comunidade de curculionídeos associadas às macrófitas aquáticas no Pantanal norte.

A densidade de curculionídeos adultos variou significativamente ao longo do ciclo hidrológico estudado (Estatística de Friedman = 26,819; df = 11; p = 0,005). Este efeito não foi observado para a comunidade de imaturos (Estatística de Friedman = 10,252; df = 11; p > 0,05) (Tabela V). Apesar disso, a variação do nível da água do rio Cuiabá foi fracamente correlacionada com a densidade de adultos (ind./m²) (r-Spearman = 0,219), e de imaturos (ind./m²) (r-Spearman = 0,070).

Considerando os dados obtidos nas dez baías, verifica-se uma maior densidade de adultos (52,56 ind./m²) durante a vazante (maio/06), e a menor (15,12 ind./m²) durante a enchente (dezembro/05). As maiores densidades de larvas (15,92 e 20,32 ind./m²) foram registradas para os meses da enchente (dezembro/05 e novembro/06), e os menores valores, durante a vazante e seca (junho e setembro/06) (Fig. 4 e Tabela V).

Tabela V. Densidade mensal e total (ind./m²) dos indivíduos da comunidade de curculionídeos obtidos nas baías marginais ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, por fase de desenvolvimento, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). A- adultos e I-imaturos. As linhas em negrito correspondem às baías permanentemente conectadas.

Baía	Estágio	Meses												Total
		D Enchente	J Cheia	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	
1	A	29,6	57,6	20	20	28	62,4	51,2	49,6	40	18,4	34,4	28	36,6
1	I	8,8	9,6	4	6,4	11,2	10,4	1,6	2,4	8,8	0,8	4,8	19,2	7,3
2	A	24	26,4	50,4	104,8	39,2	59,2	32,8	56	17,6	4,8	21,6	48	40,4
2	I	11,2	4	24	4	12	8,8	6,4	7,2	3,2	0,8	1,6	24	8,9
3	A	13,6	15,2	0,8	4,8	10,4	40,8	3,2	29,6	39,2	20	6,4	19,2	16,9
3	I	14,4	7,2	0,8	2,4	8,8	12	4	2,4	8,8	11,2	4	32,8	9,1
4	A	18,4	29,6	27,2	47,2	40,8	53,6	25,6	22,4	4,8	22,4	13,6	34,4	28,3
4	I	17,6	4	16	7,2	0,8	9,6	3,2	4	0	5,6	3,2	29,6	8,4
5	A	16,8	46,4	91,2	56,8	18,4	32	30,4	46,4	16	16,8	21,6	34,4	35,6
5	I	5,6	4	6,4	14,4	4	4	4,8	13,6	6,4	0,8	20	22,4	8,9
6	A	12,8	17,6	6,4	27,2	24,8	22,4	12	42,4	18,4	14,4	13,6	24	24,5
6	I	29,6	1,6	12	3,2	6,4	1,6	0,8	12,8	2,4	3,2	4	14,4	7,7
7	A	4,8	38,4	6,4	27,2	130,4	3,2	35,2	20	20	33,6	28,8	64,8	34,4
7	I	3,2	3,2	0,8	13,6	2,4	2,4	1,6	3,2	6,4	2,4	3,2	5,6	4
8	A	8	24,8	35,2	2,4	13,6	71,2	68,8	55,2	44	16,8	28	28,8	33,1
8	I	40	18,4	12	9,6	3,2	6,4	2,4	17,6	18,4	4	41,6	16,8	15,9
9	A	8,8	30,4	24	63,2	62,4	119,2	64,8	56,8	35,2	16	13,6	30,4	43,7
9	I	12,8	7,2	2,4	8	10,4	8	6,4	11,2	16	11,2	4	8	8,8
10	A	14,4	63,2	52,8	55,2	68	61,6	88	80,8	72	9,6	5,6	31,2	50,2
10	I	16	19,2	8,8	8,8	12	23,2	6,4	3,2	4	4	2,4	30,4	11,5
Total	A	15,12	34,96	37,2	40,88	43,6	52,56	41,2	45,92	30,72	17,28	18,72	34,32	34,4
	I	15,92	7,84	8,72	7,76	7,12	8,64	3,76	7,76	7,44	4,4	8,88	20,32	9,1

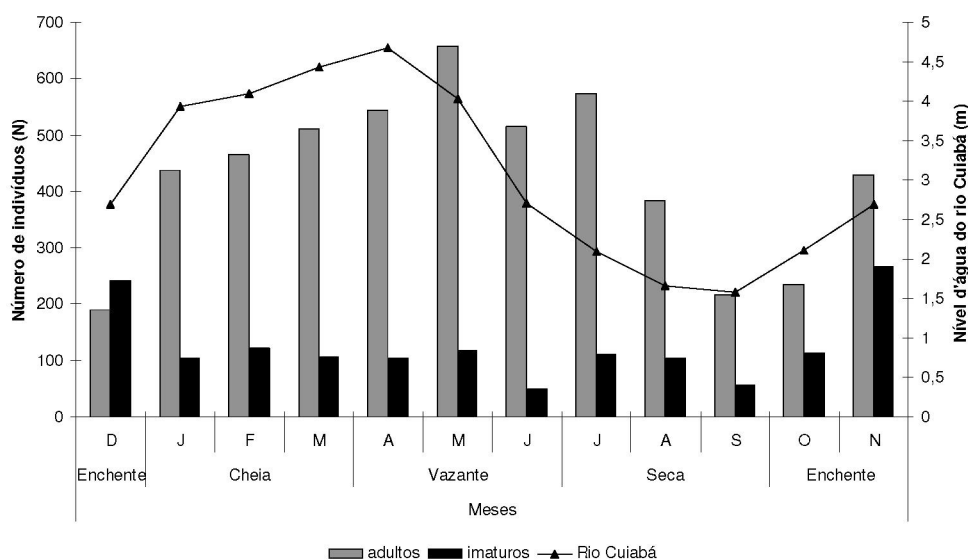


Fig. 4. Distribuição temporal da abundância de curculionídeos adultos e imaturos nas baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006).

Os invertebrados associados às partes submersas das macrófitas aquáticas aumentam ou diminuem sua abundância ao longo do ano, influenciados diretamente pelas características particulares das estações do ano, como temperatura e pluviosidade, ao estresse causado pelo regime hídrico e flutuação do nível da água, pelo comprimento do lago e grau de ligação com o canal principal, variação sazonal das condições abióticas do ambiente, afetando, por exemplo, a condição de hipoxia em determinados períodos do ano, diminuindo a abundância de muitas espécies (Takeda & Grzybkowska 1997; Pelli & Barbosa 1998; Santos *et al.* 1998; Franco & Takeda 2000, 2002; Melo *et al.* 2002, 2004; Benetti & Cueto 2004; Prellvitz & Albertoni 2004).

Entretanto, a comunidade de insetos fitófagos associada às partes emergentes das macrófitas aquáticas, bem como a comunidade de curculionídeos do Pantanal norte, respondem de forma indireta tanto às variações impostas pelo clima, quanto àquelas relacionadas ao regime hídrico e variações físico-químicas do sistema aquático. Isto se deve à pequena variação da temperatura ao longo do ano, a precipitação, que é apenas um dos fatores ligados à dinâmica hídrica neste sistema, e a pequena amplitude de inundação, que varia de um a cinco metros no Pantanal (Junk 1997a; Junk & Da Silva 1999; Pott & Pott 2004).

Os resultados obtidos corroboram estas afirmativas, pois a baixa amplitude de inundação, refletida pela flutuação do nível da água do rio Cuiabá, explicou muito pouco da variação na densidade de adultos e de imaturos da comunidade de curculionídeos.

Entretanto, os insetos que vivem associados às partes emergentes das macrófitas aquáticas, podem responder fortemente a oscilação do nível da água em regiões com grande amplitude de inundação (e.g. Amazônia Central) (Junk 1997a; Irion *et al.* 1997; Junk & Da Silva 1999; Wantzen *et al.* 2005; Junk *et al.* 2006). *Paulinia acuminata* (De Geer, 1973) (Insecta, Orthoptera), por exemplo, apresentou-se positivamente correlacionada, e de forma significativa, com o nível da água. As curvas de fenologia e abundância desta espécie se sobrepuseram às curvas de abundância e de crescimento de suas plantas hospedeiras, evidenciando também, a estreita relação de dependência deste gafanhoto com a dinâmica populacional das macrófitas, que apresentam maior crescimento durante a enchente e menor crescimento durante a vazante (Vieira & Adis 1992).

Verificou-se por meio do teste de Friedman que a variação anual na densidade dos curculionídeos adultos foi significativa, com a maior abundância de adultos ocorrendo durante a vazante, e a menor na enchente. Apesar disso, a abundância dos curculionídeos foi fracamente correlacionada com a variação do nível da água do rio Cuiabá.

Estes resultados também indicam que o regime hídrico, mesmo que indiretamente, tem um papel mais importante que o clima sobre a comunidade de insetos fitófagos associados às partes emergentes das macrófitas aquáticas nesta região. Isto se deve à dinâmica populacional destas plantas, que dependem do regime monomodal das planícies de inundação, aumentando seu crescimento durante a fase aquática, acompanhado pela elevação do nível da água (Junk & Piedade 1993, 1997). Com isso, os curculionídeos adultos, bem como outros animais, são afetados secundariamente pela flutuação do nível da água, o qual afeta a disponibilidade e qualidade do alimento (Neiff & Poi de Neiff 2003; Nunes *et al.* 2005).

A análise realizada por meio do delineamento de medidas repetidas, revelou também, que apenas a densidade de curculionídeos adultos variou significativamente ao longo do ciclo hidrológico estudado. Tais diferenças podem ser explicadas em termos de densidade dependente, que segundo Speight *et al.* (1999), influencia diretamente as taxas de natalidade e mortalidade dentro das populações de insetos.

McNeill *et al.* (2003) argumentaram que a diferença de densidade observada entre os estágios do ciclo de vida de curculionídeos ao longo do tempo, deve-se à densidade dependente. Nos adultos, a densidade dependente está intimamente relacionada com a

longevidade, promovendo sobreposição de gerações dentro das populações que compõem a comunidade.

Segundo DeLoach & Cordo (1976a), as espécies de *Neochetina* podem sobreviver até quatro meses no campo. Em laboratório, um indivíduo adulto de *N. eichhorniae* coletado no Pantanal de Barão de Melgaço-MT, sobreviveu por cerca de oito meses (obs. pessoal). Portanto, concluí-se que a densidade de adultos foi comparativamente maior que a de larvas, variando significativamente ao longo do ano de estudo nesta área, provavelmente devido à sobreposição das gerações (DeLoach & Cordo 1976a), influenciando diretamente as taxas de natalidade e mortalidade dentro das populações, e conseqüentemente, a estrutura da comunidade destes insetos ao longo do tempo.

Ao contrário do que ocorre com os adultos, e devido ao hábito endofítico das larvas, a densidade dependente para este estágio pode ser explicada por competição intra e interespecífica. Wilson *et al.* (2006) demonstraram que a sobrevivência das larvas de primeiro e segundo instar de *N. eichhorniae*, diminui quando a densidade larval aumenta. Ontogenia e dinâmica foliar são importantes fatores que controlam a dispersão desta espécie dentro da planta, atuando na mortalidade de ovos e larvas (Center 1987).

Os valores de densidade obtidos ao longo do ciclo hidrológico estudado, indicaram diferenças significativas nas densidades de adultos ($H = 18,018$; $df = 9$; $p = 0,035$), e imaturos ($H = 16,93$; $df = 9$; $p = 0,05$) entre as dez baías estudadas (Figs. 5A e B). Tais diferenças se devem, provavelmente, às características específicas de cada ambiente, como condições eutróficas com elevada concentração de nutrientes e baixos fluxos de água. Sob tais condições há uma rápida taxa de crescimento e aumento da qualidade das macrófitas aquáticas. Esta dinâmica provavelmente interfere na estrutura populacional, bem como na variação na abundância das diferentes espécies de gorgulhos dentro da comunidade, em diferentes locais ou num mesmo local, em função da qualidade da planta, que por sua vez, depende da carga de nutrientes do ambiente aquático (Center & Dray 1992; Hill & Cilliers 1999).

A densidade (ind./m^2) de adultos, ao longo dos doze meses de estudo, diferiu significativamente entre baías permanentes e periodicamente conectadas ($U = 2.252,000$; $df = 1$; $p = 0,018$) (Fig. 6A), enquanto que a de imaturos não foi afetada pela conectividade no mesmo período ($U = 1.879,000$; $df = 1$; $p > 0,05$) (Fig. 6B).

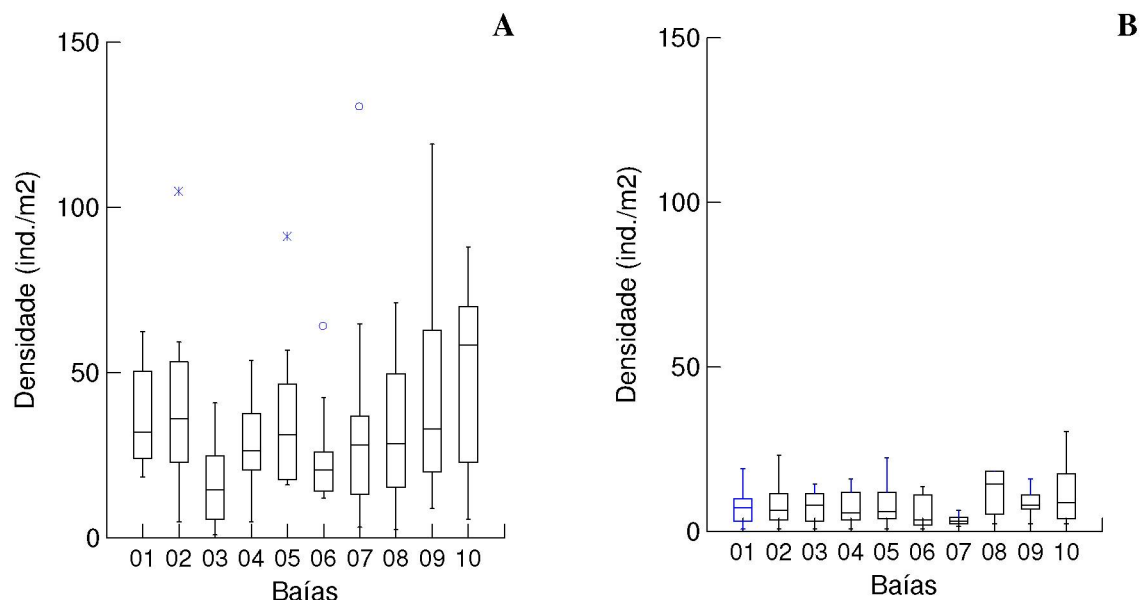


Fig. 5. Box-plot da densidade de curculionídeos adultos (A) e imaturos (B) coletados em dez baías marginais ao Rio Cuiabá, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006) no Pantanal de Barão de Melgaço-MT.

A grande variação na frequência e duração da inundação e os diferentes graus de conectividade entre o canal principal e habitats marginais da planície de inundação, estão entre os fatores responsáveis pela biodiversidade destas áreas (Bornette *et al.* 1998; Santos & Thomaz 2007). A conectividade é um dos elementos funcionais, responsável pela heterogeneidade espacial e temporal da biodiversidade nos ambientes das planícies de inundação (Ward *et al.* 1999, 2002; Robinson *et al.* 2002; Neiff & Poi de Neiff 2003; Wantzen *et al.* 2005). Lagos com conexão direta são mais afetados pela variação do nível de água. Desta maneira, a conectividade pode ser usada como um índice ou medida para investigar o efeito da inundação sobre as comunidades de plantas e animais. A amplitude da conectividade pode ser quantificada pelo tempo (e.g. dias, meses e anos), indicando a continuidade de um fluxo de nutrientes, sedimentos e organismos entre os sistemas, influenciando, por exemplo, a distribuição, riqueza, abundância e tamanho das populações de plantas (Neiff & Poi de Neiff 2003; Santos & Thomaz 2007).

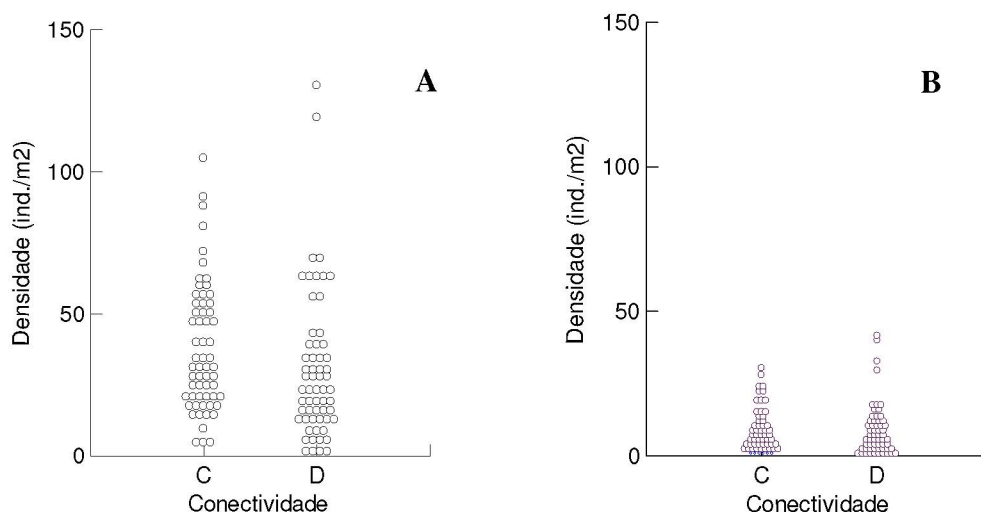


Fig. 6. Densidade (ind./m²) de curculionídeos adultos (A) e imaturos (B) coletados nas baías permanente (C) e periodicamente conectadas (D) ao rio Cuiabá, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006) no Pantanal de Barão de Melgaço-MT.

Apesar de apenas um único estudo ter quantificado esta dinâmica para a comunidade de plantas aquáticas (e.g. Santos & Thomaz 2007), e da ausência de estudos para a comunidade de animais aquáticos, Neiff & Poi de Neiff (2003) argumentaram que locais adjacentes ou separados do canal do rio por um curto período de tempo, quando comparados com aqueles que permanecem conectados, podem apresentar diferenças marcantes em relação a distribuição e abundância de muitas comunidade aquáticas.

Portanto, a amplitude da conectividade pode exercer um forte efeito sobre a comunidade de plantas, e, conseqüentemente, sobre a comunidade de insetos associados às partes emergentes das macrófitas aquáticas. Partes dos resultados obtidos corroboram esta afirmativa, pois somente a densidade de adultos de curculionídeos respondeu à conectividade, sendo significativamente maior para o grupo de baías permanentemente conectadas (Fig. 6A, Tabela V), enquanto que a de imaturos não foi afetada pela conectividade ao longo do ciclo hidrológico estudado.

Analisando os meses separadamente, foi observada diferença significativa na densidade (ind./m²) de adultos, entre as baías permanentes e periodicamente conectadas, exclusivamente em dezembro/05 ($U = 25,000$; $df = 1$; $p = 0,009$). O mesmo não ocorreu para a densidade (m²) de imaturos em cada mês (Figs. 7A e B).

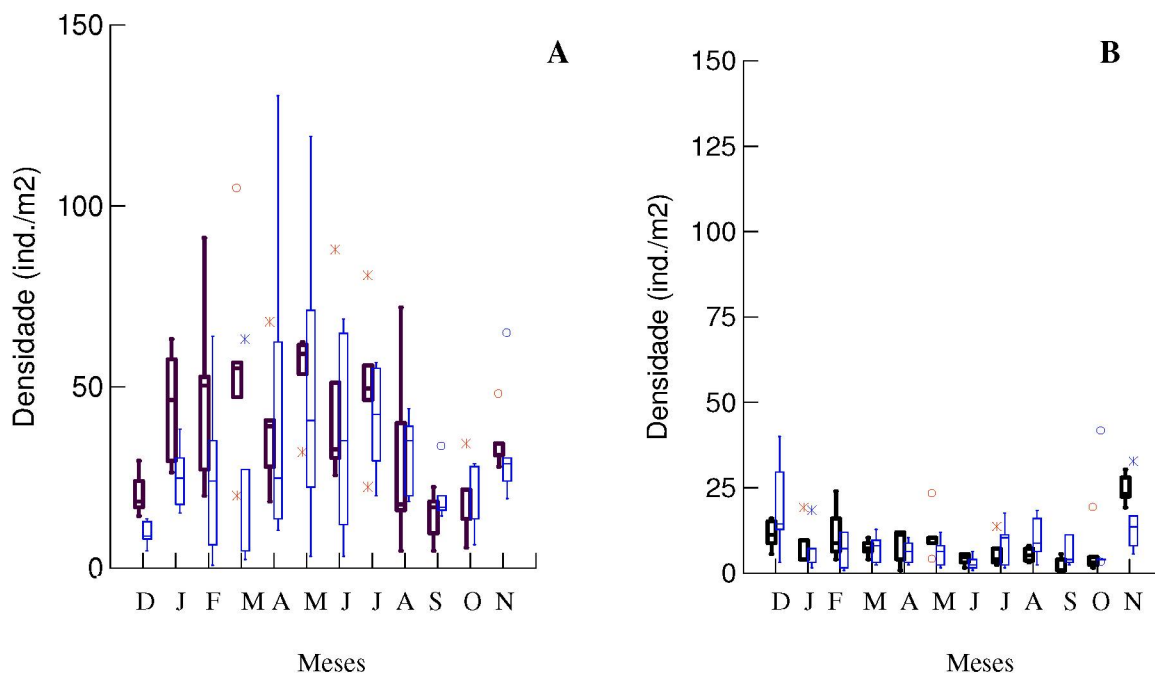


Fig. 7. Box-plot da densidade de curculionídeos adultos (A) e imaturos (B) coletados nas baías permanentes (em negrito), e periodicamente conectadas ao rio Cuiabá, ao longo de um ciclo hidrológico no Pantanal de Barão de Melgaço-MT.

Esta diferença ocorreu, provavelmente, devido a uma maior heterogeneidade destes ambientes durante o período de enchente, afetando a densidade de adultos da comunidade de curculionídeos associada às macrófitas aquáticas entre as baías permanente e periodicamente conectadas.

Os resultados apresentados nesta seção demonstraram que a comunidade de curculionídeos adultos variou significativamente ao longo do ciclo hidrológico estudado, especialmente e entre baías com diferentes graus de conectividade, indicando que estes curculionídeos respondem indiretamente à dinâmica hídrica do sistema, pois, dependem diretamente da produtividade e qualidade das macrófitas, que garantem a estes insetos disponibilidade de recurso alimentar, sítios de oviposição e substrato para o desenvolvimento larval, afetando a taxa de oviposição das fêmeas, desenvolvimento larval, e, conseqüentemente a densidade populacional local (Arzaluz & Jones 2001; McNeill *et al.* 2003).

3.2. Composição e estrutura da comunidade de curculionídeos e de macrófitas aquáticas

A comunidade de curculionídeos adultos obtida nas baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço, excluindo os grupos listados como não identificados (NI), está composta por 36 espécies (Tabela VI), e a vegetação amostrada está composta por 24 espécies de macrófitas aquáticas, pertencentes a 14 famílias (Tabela VII).

De acordo com os resultados, *N. eichhorniae* foi a espécie mais abundante, representando 63,4% da fauna de curculionídeos coletada, com a maior frequência em mais de 80,0% do número total de amostras realizadas. O padrão de distribuição, abundância e fenologia desta espécie na área de estudo, está relacionado com a frequência relativa de sua planta hospedeira, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Pontederiaceae), que também ocorreu em mais de 90% do número total de amostras (Tabelas VI e VII; Fig. 8).

Tanysphiroideus sp.1 e *N. bruchi* representaram, em conjunto, cerca de 23,2% da abundância total amostrada para a comunidade de curculionídeos, ambas espécies presentes em cerca de 40,0% do número total de amostras realizadas. O padrão de distribuição e abundância de *Tanysphiroideus* sp.1 na área de estudo está relacionado, provavelmente, com a frequência de ocorrência e distribuição de *Salvinia auriculata* Aubl. e *Salvinia mínima* Baker (Salviniaceae), enquanto que *N. bruchi* tem como planta hospedeira, *E. crassipes* (Tabela VI e Fig. 8A).

Cyrtobagous salviniae Calder & Sands, 1985 e *Cyrtobagous singularis* Hustache, 1929 representaram juntas, cerca de 7,8% do total amostrado, com cerca de 24,0% e 13,0 % de frequência, respectivamente, ambas tendo como plantas hospedeiras *S. auriculata* e *S. minima* (May & Sands 1986) (Fig. 8A).

Cerca de 5,4 % do total amostrado ficou distribuído entre os 31 táxons menos frequentes na área de estudo. Destes, dois apresentaram abundância entre 81 e 50 indivíduos, quatro entre 19 e 12 indivíduos, e 25 com abundância inferior a dez indivíduos (Tabela VI).

A comunidade de imaturos foi caracterizada pela maior abundância e maior frequência de três espécies pertencentes ao gênero *Neochetina* Hustache, 1926; *N. eichhorniae* e *N. bruchi* foram responsáveis, juntas, por 85,9% e 70,9% da abundância total amostrada para pupas e larvas, respectivamente, enquanto que *Neochetina neoafricanis* O'Brien, 1976, representou apenas 7,9% e 6,2% do total amostrado de pupas e larvas, respectivamente. As demais espécies contribuíram apenas com cerca de 4,3% e 6,5% do total de pupas e larvas, respectivamente (Tabela VI).

Tabela VI. Composição, abundância mensal e total das espécies de curculionídeos obtidas em baías marginais ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, por fase de desenvolvimento, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). NI- espécie não identificada.

Táxons	Meses												Total	%
	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N		
Adultos	Enchente		Cheia			Vazante			Seca		Enchente			
<i>Neochetina eichhorniae</i>	130	341	284	348	407	458	316	379	245	106	112	145	3271	63,4
<i>Tanysphiroideus</i> sp.1	5	25	69	39	23	56	77	70	70	53	55	116	658	12,7
<i>Neochetina bruchi</i>	19	25	44	50	64	85	72	77	42	13	24	30	545	10,5
<i>Cyrtobagous salviniae</i>		25	50	33	19	33	19	10	9	23	13	48	282	5,4
<i>Cyrtobagous singularis</i>	2	2	9	9	6	3	5	19	2	14	16	37	124	2,4
<i>Neochetina neoaffinis</i>	10		3	20		18	7	10	2	5	1	5	81	1,5
Stenopelmini sp.1	4	10	2	3	4	2	4	2	5		4	10	50	0,9
<i>Tyloderma</i> sp.1	9	3	1	2	1		1	2					19	0,3
<i>Ochetina uniformis</i>			1	1	2	1						10	15	0,2
Stenopelmini sp.3	2	1			6		1	1	1		1	1	14	0,2
Stenopelmini sp.5					4		7					1	12	0,2
Baridinae sp.1	1			1					1			5	8	0,1
Stenopelmini sp.2	1		1	3	2							1	8	0,1
<i>Ludovix fasciatus</i>				1			2	2	1		1	1	8	0,1
Stenopelmini sp.6												8	8	0,1
Stenopelmini sp.4		4										3	7	0,1
Curculionidae sp.1					1			1	2			1	5	0,1
<i>Apion</i> sp.			1		4								5	0,1
<i>Pistiacola</i> sp.1								1	1		2		4	<0,1
Ceutorhynchinae sp.	1	1					2						4	<0,1
Baridinae sp.2											2		2	<0,1
Baridinae sp.3												2	2	<0,1
Baridinae sp.4											2		2	<0,1
<i>Cyrtobagous</i> NI						1							2	<0,1
<i>Neohydronomus pulchellus</i>										1		1	2	<0,1
<i>Listronotus</i> sp.	1			1									2	<0,1
Stenopelmini sp.7												2	2	<0,1
Stenopelmini sp.8												2	2	<0,1
Stenopelmini NI	2												2	<0,1
Lixiniæ sp.	1								1				2	<0,1
Anthonominae sp.1					1								1	<0,1
Cryptorhynchinae sp.1					1								1	<0,1
Cryptorhynchinae sp.2									1				1	<0,1
Cryptorhynchinae sp.3									1				1	<0,1
Cryptorhynchinae sp.4										1			1	<0,1
<i>Stenopelmus</i> sp.1											1		1	<0,1
<i>Tyloderma</i> sp.2							1						1	<0,1
<i>Tyloderma</i> sp.3							1						1	<0,1
Total	189	437	465	511	545	657	515	574	384	216	234	429	5156	100
Pupas														
<i>Neochetina</i> spp.	42	6	12	10	15	10	3	14	11	1	3	13	140	85,9
<i>Neochetina neoaffinis</i>	3		1	6		1					1	1	13	7,9
Baridinae sp.3								3					3	1,8
<i>Ludovix fasciatus</i>							2						2	1,2
Baridinae sp.2								1					1	0,6
Baridinae NI												1	1	0,6
<i>Tyloderma</i> sp.								1					1	0,6
Stenopelmini NI									1			1	2	1,2
Total	45	6	13	16	15	11	5	19	12	1	4	16	163	100
Larvas														
<i>Neochetina</i> spp.	167	85	91	46	69	59	28	63	81	32	64	160	945	70,9
<i>Cyrtobagous salviniae</i>	1		15	5	6	38	8	28	6	9	24	51	191	14,3
<i>Neochetina neoaffinis</i>	13	1		23	13	2	1		1	3	21	5	83	6,2
<i>Tyloderma</i> sp.1	5	8	1	11		3	5			8		5	46	3,5
<i>Cyrtobagous singularis</i>	3	2	1		1	2	1		2		1	23	36	2,7
Larva Curculionidae				4		2	2		2			3	13	1,0
Stenopelmini NI	3	1		1		1			0			2	8	0,6
Ceutorhynchinae sp.1	4												4	0,3
<i>Cyrtobagous</i> NI		1		1				1				1	4	0,3
Baridinae NI										3			3	0,2
Total	196	98	108	91	89	107	45	92	92	55	110	250	1333	100

Eichhornia crassipes foi a macrófita mais freqüente na área de estudo, presente em 91,0% do número total de amostras realizadas, atingindo 100% de freqüência nas baías de número dois, cinco, nove e dez, seguida por *Salvinia auriculata* com 87,0% de freqüência, atingindo 98,0% de freqüência nas baías de número dois e cinco. Quatro espécies de macrófitas apresentaram uma amplitude na freqüência, variando entre 11,0% a 22,0% em relação ao número total de amostras realizadas, sete com amplitude de freqüência de 5,0% a 9,0%, oito de 1,0 a 4,0%, e três com freqüências inferiores a 1,0% (Tabela VII).

Tabela VII. Composição, freqüência relativa (%) e absoluta (F) das espécies de macrófitas aquáticas obtidas nas dez baías marginais ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). NI- espécie não identificada. As colunas em negrito correspondem às baías permanentemente conectadas.

Macrófita	Freqüência (%) por baía										Total	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	F	F(%)
<i>Eichhornia crassipes</i> (Pontederiaceae)	92	100	85	88	100	98	53	93	100	100	546	91,0
<i>Salvinia auriculata</i> (Salviniaceae)	93	98	65	92	98	97	68	68	92	95	520	87,0
<i>Salvinia mínima</i> (Salviniaceae)	5	2	8	20	5	5	62	42	50	22	133	22,0
<i>Azolla filiculoides</i> (Azollaceae)	3	20	20	18	43	43	32	10		8	119	20,0
<i>Ludwigia helminthorrhiza</i> (Onagraceae)		3	18	2	5	12	75		2		69	12,0
<i>Lemna</i> sp. (Lemnaceae)	20	3	2	7	3		12	40		3	65	11,0
<i>Oxycarum cubense</i> (Cyperaceae)					10	33	48				55	9,0
<i>Pistia stratiotes</i> (Araceae)	2		3	2			18	22	17	15	47	8,0
<i>Eichhornia azurea</i> (Pontederiaceae)	10	10	2	22	17	10	7			2	47	8,0
<i>Polygonum ferrugineum</i> (Polygonaceae)	5		45	3			5	2	10		42	7,0
<i>Commelina schomburgkiana</i> (Commelinaceae)	8	3		35			2		5		32	5,0
<i>Polygonum hispidum</i> (Polygonaceae)		8	27		3		3	10			31	5,0
<i>Pontederia rotundifolia</i> (Pontederiaceae)		2					32	12		2	28	5,0
<i>Wolffiella</i> sp. (Lemnaceae)	5		2	12	2	2	3	10	2	2	24	4,0
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> (Apiaceae)							38				23	4,0
<i>Paspalum repens</i> (Poaceae)		5		10	8	3	7				20	3,0
<i>Ricciocarpus natans</i> (Ricciaceae)		5	5		2	5	2	3	3	2	16	3,0
<i>Ceratopteris pteridoides</i> (Parkeriaceae)							17	2	2		12	2,0
<i>Panicum elephantipes</i> (Poaceae)							15				9	2,0
<i>Limnobium laevigatum</i> (Hydrocharitaceae)			2				10				7	1,0
<i>Ludwigia tomentosa</i> (Onagraceae)								3	5		5	1,0
<i>Ludwigia</i> sp.2 (Onagraceae)									3		2	0,3
<i>Cyperus</i> NI (Cyperaceae)							2				1	0,2
<i>Hymenachne amplexicaulis</i> (Poaceae)							2				1	0,2

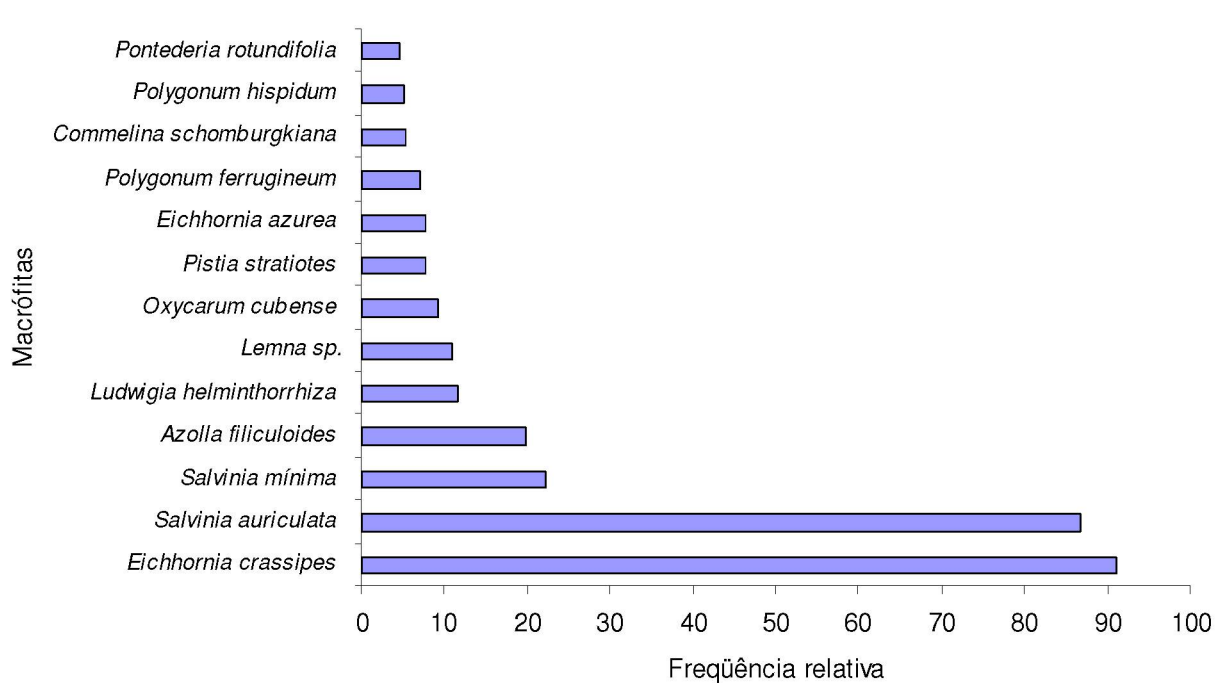
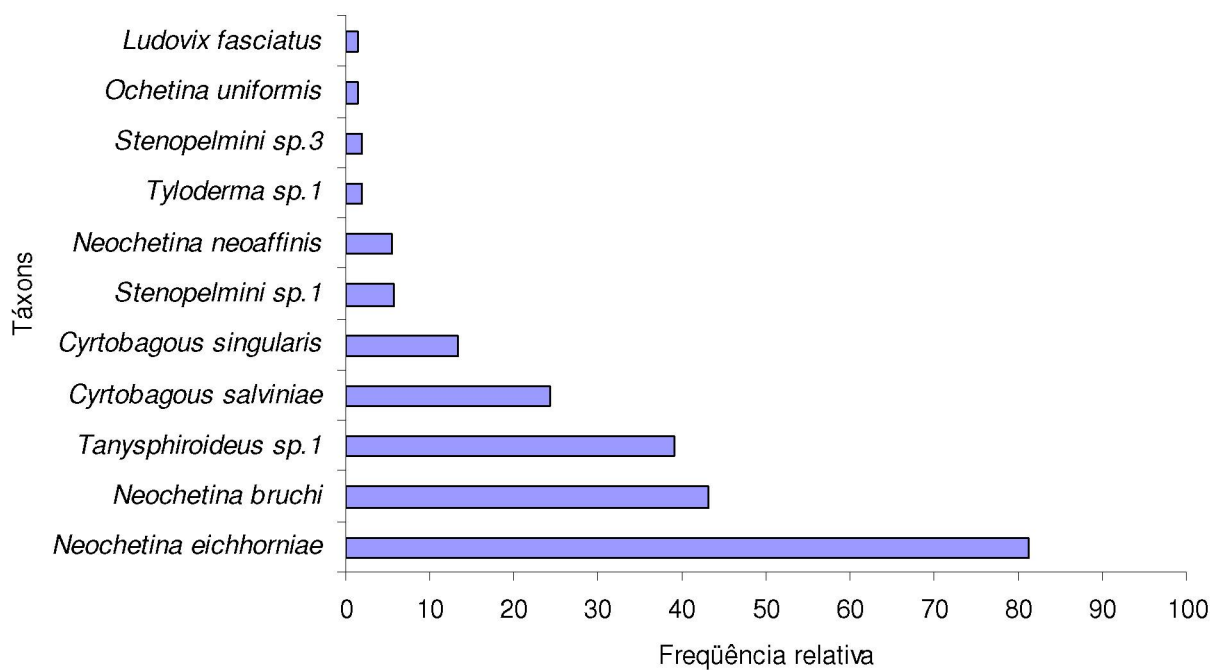


Fig. 8. Frequência relativa das espécies de curculionídeos adultos (A) e de macrófitas aquáticas (B) coletados em dez baías marginais ao Rio Cuiabá, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006), no Pantanal de Barão de Melgaço-MT.

Através do teste de Mantel, a dominância e frequência das espécies de curculionídeos adultos, estão correlacionadas de forma altamente significativa com a frequência e distribuição de suas respectivas plantas hospedeiras e/ou associadas ao longo dos meses de coleta na área de estudo (Mantel $r = 0,42$; $p < 0,001$). Estes resultados corroboram a teoria da estrutura do habitat, que explica a forma e distribuição dos organismos em diferentes escalas espaciais (Holling 1992; McAbendroth *et al.* 2005).

As medidas de estrutura vegetacional, tais como biomassa e área de cobertura, são utilizadas para investigar as relações entre a arquitetura vegetacional e assembléias de invertebrados (McAbendroth *et al.* 2005). Dentre outras medidas, a riqueza de espécies de planta de uma dada área, pode ser considerada na avaliação da heterogeneidade espacial, pois cada espécie de planta representa um conjunto de recursos alimentares e abrigo (Ribas *et al.* 2003). Entretanto, tais medidas refletem apenas a quantidade de habitat disponível e não sua complexidade (McAbendroth *et al.* 2005).

Apoiados nisto, e com base na correlação significativa do teste de Mantel, os resultados indicam que a frequência de distribuição das macrófitas aquáticas pode ser utilizada como uma medida de heterogeneidade espacial e temporal alternativa, que se mostrou eficiente na predição da comunidade de curculionídeos ao longo de um ciclo hidrológico estudado.

Portanto, com base nestes resultados, a estrutura da comunidade de curculionídeos das baías marginais ao rio Cuiabá parece ser fortemente dependente da estrutura da comunidade macrofítica. Segundo Dawkins & Donoghue (1992) e McAbendroth *et al.* (2005), produção primária, estrutura e composição vegetacional, são elementos que influenciam a distribuição e abundância das espécies de macroinvertebrados de água doce, onde estandes com diferentes espécies de macrófitas fornecem aos invertebrados, microhabitats que lhes garantem alimento, abrigo, substrato para oviposição e condições físico-químicas modificadas.

O padrão de distribuição dos adultos e imaturos da comunidade de curculionídeos foi claramente afetado pela ocorrência de uma única espécie dominante e freqüente, *N. eichhorniae*, enquanto que cerca de 5,4 % do total de curculionídeos amostrado ficou distribuído entre os 31 táxons menos freqüentes na área de estudo (Tabela VI e Fig. 8A).

Desta maneira, as comunidades de curculionídeos do Pantanal de Barão de Melgaço podem ser consideradas pouco estruturadas, pois de acordo com Santos *et al.* (1998), comunidades estruturadas apresentam uma baixa frequência de grupos dominantes e grande número de táxons, e as menos estruturadas, aquelas com menor número de táxons e com

dominância acima de 60% de um grupo. Segundo estes mesmos autores, estas características estão relacionadas com a condição de estresse causada pelo acúmulo de matéria orgânica nesses ambientes.

Benetti & Cueto (2004) também corroboraram este padrão. Pois para estes autores, a fauna de Coleoptera dos ambientes da região subtropical do Brasil é estabelecida, ou se torna constante, devido às condições ambientais como variação do nível da água, tornando estas comunidades menos balanceadas, com considerável participação de espécies dominantes, ocasionais ou esporádicas. Entretanto, se as condições ambientais se estabilizarem, certo balanço pode aparecer entre as categorias de frequência dentro de uma comunidade.

Fortney *et al.* (2004), estudando uma baía norte e uma do sul do Pantanal, amostraram 22 espécies de macrófitas. Santos & Thomaz (2007) registraram 29 espécies de macrófitas aquáticas em sete lagos da planície de inundação do alto rio Paraná. *Eichhornia crassipes* e *Salvinia* spp. foram as espécies mais comuns em ambos os estudos. Portanto, os dados obtidos nas baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço, corroboram os padrões descritos para outras áreas como do Pantanal de Poconé e do Mato Grosso do Sul, além da planície do alto rio Paraná.

Wantzen *et al.* (2005) mencionaram que estas macrófitas são típicas da maioria dos lagos da planície de inundação do alto rio Paraguai. Segundo Poi de Neiff & Carignan 1997 elas abrigam uma grande diversidade e abundância de invertebrados, afetando as relações tróficas, e aumentando a disponibilidade desses organismos para outras comunidades como peixes e aves. Desta forma, possuem um importante papel ecológico sobre estes e outros organismos, como aqueles que compõem a comunidade de Curculionoidea do Pantanal de Barão de Melgaço.

3.3. A comunidade de curculionídeos e as macrófitas aquáticas hospedeiras ou associadas

Um total de 5.042 adultos, 1.391 larvas e 168 pupas, distribuídos entre 25 morfoespécies de Curculionidae, excluindo os não identificados (NI), foram obtidos em dez espécies de macrófitas aquáticas pertencentes a seis famílias (Tabela VIII).

As formas imaturas de três espécies do gênero *Neochetina* foram obtidas em *E. crassipes*, *E. azurea* (Sw.) Kunth e *Pontederia rotundifolia* L.f. (Pontederiaceae). *Cyrtobagous salviniae* e *C. singulares* ocorreram em *Salvinia auriculata* e *S. minima*; *Tyloderma* sp.1 em *Polygonum ferrugineum* Wedd e *P. hispidum* H. B. K. (Polygonaceae);

Ceutorhynchini sp.1 em *Ludwigia helminorrhiza* (Mart.) Hara (Onagraceae); *Ludovix fasciatus* (Gyllenhal, 1836) em *E. crassipes* e *E. azurea*; Baridinae sp.2 e sp.3 em *Oxycarum cubense* (Poepp. & Kunth) Lye (Cyperaceae); e um exemplar teneral de *Listronotus* sp.1 em *Hydrocotyle ranunculoides* L.f. (Apiaceae). Os demais grupos de Curculionidae, em que somente adultos foram amostrados sobre as diferentes espécies de macrófitas aquáticas são considerados como associados (Tabela VIII).

A maioria das informações sobre os curculionídeos aquáticos e semi-aquáticos (*sensu* Morrone & O'Brien 1999) e suas plantas hospedeiras e/ou associadas, está dispersa em estudos que abordam aspectos taxonômicos e biológicos de grupos específicos como gênero, a exemplo de O'Brien (1976), May & Sands (1986), O'Brien & Wibmer (1989a, b, c), Wibmer (1989) e Wibmer & O'Brien (1989). Os dois únicos estudos que reúnem este tipo de informação foram elaborados com base em revisões bibliográficas da fauna e flora Argentina (e.g. Morrone & O'Brien 1999; Poi de Neiff & Casco 2003).

De acordo com as informações destes autores, muitos dos curculionídeos aquáticos e semi-aquáticos amostrados neste estudo estão distribuídos em pelo menos seis subfamílias, principalmente em Eriirhininae, reconhecidamente associados às várias espécies de plantas aquáticas pertencentes a diferentes gêneros (Spangler 1981) (Tabela VIII). As larvas destas espécies são predominantemente endofíticas, desenvolvendo-se dentro das raízes, caules e bainha das folhas, ou somente nas partes emergentes das macrófitas aquáticas (Bondar 1945; Costa-Lima 1956; Spangler 1981; Costa *et al.* 1988; Booth *et al.* 1990).

Ludovix fasciatus (Gyllenhal, 1836) é o único curculionídeo entomófago conhecido. Corroborando Zwölfer & Bennet (1969) e Vanin (1986), os adultos desta espécie foram amostrados, neste estudo, sobre *E. crassipes* e *E. azurea*, e os imaturos em câmaras localizadas no interior do pecíolo destas espécies de plantas, o qual continha, provavelmente, ootecas de *Cornops* Scudder, 1875 (Insecta, Orthoptera).

Os resultados apresentados nesta seção são inéditos para o Brasil, reunindo informações sobre as espécies de curculionídeos e macrófitas aquáticas hospedeiras e/ou associadas. Este conhecimento contribuirá para o desenvolvimento de futuras pesquisas, assim ampliando o conhecimento nas áreas da sistemática, biogeografia, ecologia, interações inseto/planta e espécies com potencial uso no controle biológico de plantas consideradas infestantes.

Tabela VIII. Espécies de curculionídeos e abundância por estágio de desenvolvimento em suas respectivas plantas hospedeiras (H), ou associadas (A), que ocorrem em baías marginais ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006) (NI=não identificado).

Táxon	Larva	Pupa	Adulto	Macrófita	Categoria
Eirrhiniinae					
<i>Neochetina eichhorniae</i>			3271		
<i>Neochetina bruchi</i>	945	140	545	<i>Eichhornia crassipes</i>	H
<i>Tanysphiroideus</i> sp.1	-	-	658	<i>Salvinia auriculata</i> <i>Salvinia minima</i>	A
<i>Cyrtobagous salviniae</i>	191	-	282	<i>Salvinia auriculata</i> <i>Salvinia minima</i>	H
<i>Cyrtobagous singularis</i>	36		124	<i>Salvinia auriculata</i> <i>Salvinia minima</i>	H
<i>Neochetina neoafricanis</i>	83	13	81	<i>Eichhornia azurea</i> <i>Pontederia rotundifolia</i>	H
<i>Ochetina uniformis</i>	-	-	13	<i>Salvinia auriculata</i> <i>Salvinia minima</i>	A
<i>Pistiacola</i> sp.1	-	-	2	<i>Salvinia auriculata</i>	A
<i>Neohydronomus pulchellus</i>	-	-	1	<i>Salvinia auriculata</i> <i>Salvinia minima</i>	A
<i>Stenopelmus</i> sp.1	-	-	1	<i>Salvinia auriculata</i>	A
<i>Stenopelmini</i> sp.1	-	-	18	<i>Ludwigia helminthoriza</i> <i>Salvinia auriculata</i> <i>Salvinia minima</i>	A
<i>Stenopelmini</i> sp.2	-	-	8	<i>Salvinia auriculata</i> <i>Salvinia minima</i>	A
<i>Stenopelmini</i> sp.3	-	-	3	<i>Salvinia auriculata</i> <i>Salvinia minima</i>	A
<i>Stenopelmini</i> sp.4	-	-	5	<i>Ludwigia helminthoriza</i> <i>Salvinia auriculata</i>	A
<i>Stenopelmini</i> sp.5	-	-	3	<i>Salvinia auriculata</i> <i>Salvinia minima</i>	A
<i>Stenopelmini</i> sp.6	-	-	2	<i>Salvinia auriculata</i> <i>Salvinia minima</i>	A
<i>Stenopelmini</i> sp. 8	-	-	1	<i>Salvinia auriculata</i>	A
<i>Cyrtobagous</i> NI	3	-	1	<i>Salvinia auriculata</i> <i>Salvinia minima</i>	H
<i>Stenopelmini</i> NI	6	3	1	<i>Oxycarum cubense</i> <i>Salvinia auriculata</i> <i>Salvinia minima</i>	H
Rhytirrhiniinae					
<i>Listronotus</i> sp.1	-	-	1	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	H
Curculioninae					
<i>Ceutorhynchini</i> sp.1	3	-	4	<i>Ludwigia helminthoriza</i>	H
Erodiscini					
<i>Ludovix fasciatus</i>	-	2	1	<i>Eichhornia crassipes</i> <i>Eichhornia azurea</i>	H
Cryptorhynchinae					
<i>Tyloderma</i> sp.1	9	5	9	<i>Polygonum ferrugineum</i> <i>Polygonum hispidum</i>	H
<i>Tyloderma</i> NI	-	1	1	<i>Ludwigia helminthoriza</i>	H
Baridinae					
<i>Baridinae</i> sp.1	-		4	<i>Oxycarum cubense</i>	A
<i>Baridinae</i> sp. 2	-	1	1	<i>Oxycarum cubense</i>	H
<i>Baridinae</i> sp. 3	-	2	1	<i>Oxycarum cubense</i>	H
<i>Baridinae</i> NI	2	1	-	<i>Oxycarum cubense</i>	H
<i>Curculionidae</i> sp.1	-	-	1	<i>Oxycarum cubense</i>	A
<i>Curculionidae</i> NI	13	-	-	<i>Ludwigia helminthoriza</i> <i>Ludwigia tomentosa</i> <i>Oxycarum cubense</i> <i>Salvinia auriculata</i>	H
Total	1.291	168	5.042	12	

3.4. Riqueza da comunidade de curculionídeos e de macrófitas aquáticas

Foi amostrado um total de 24 espécies de macrófitas aquáticas e 36 espécies de curculionídeos (Tabela VI e VII).

As espécies de plantas inventariadas são consideradas hidrofíticas por passarem pelo menos 50% do tempo de suas vidas com as estruturas fotossintetizantes e raízes, na superfície de hidrosolos, ou diretamente na coluna d'água (Chambers *et al.* 2008). Este critério de classificação elimina qualquer tipo de dúvida a respeito da biologia das espécies incluídas nas análises, bem como sobre os padrões descritos neste estudo (Bini *et al.* 2001).

O mesmo pode ser afirmado em relação aos curculionídeos. Com base nos resultados apresentados nas seções anteriores deste capítulo, bem como em outros capítulos desta tese, tais espécies são reconhecidamente aquáticas e/ou semi-aquáticas (Morrone & O'Brien 1999), devido à estreita relação com várias espécies de plantas aquáticas pertencentes a diferentes gêneros (Spangler 1981), ou por algum tipo de adaptação morfológica e/ou comportamental para sobreviver no ambiente aquático (e.g. Sousa *et al.* 2007).

A curva com a riqueza de espécies para as macrófitas aquáticas, considerando os dados das dez baías estudadas, atingiu uma assíntota a partir do quinto mês de amostragem (Fig. 9A). As cinco baías periodicamente conectadas, quando foram analisadas como um grupo, apresentaram riqueza observada ($S = 24$) e curva, com assíntota a partir do quinto mês de amostragem (Fig. 9A), semelhante ao resultado que considerou os dados das dez baías. Embora as cinco baías permanentemente conectadas tenham uma riqueza observada ($S = 16$) inferior a riqueza total ($S = 24$), também demonstrou uma curva com assíntota a partir do quinto mês de amostragem (Fig. 9A).

Estes resultados podem ser explicados pelo efeito dependente do esforço amostral, que ocorre em função da quantidade de lagos estudados, ou tempo de coleta empregado (Bini *et al.* 2001; Souza *et al.* 2002). De acordo com estes autores, os valores obtidos não refletem o número real de espécies para a área de estudo, pois a heterogeneidade dos tapetes flutuantes, distribuídos nas baías, não é completamente acessada devido a limitação imposta pelo uso de transectos. O número real de espécies de uma determinada área só pode ser obtido através de inventários intensivos.

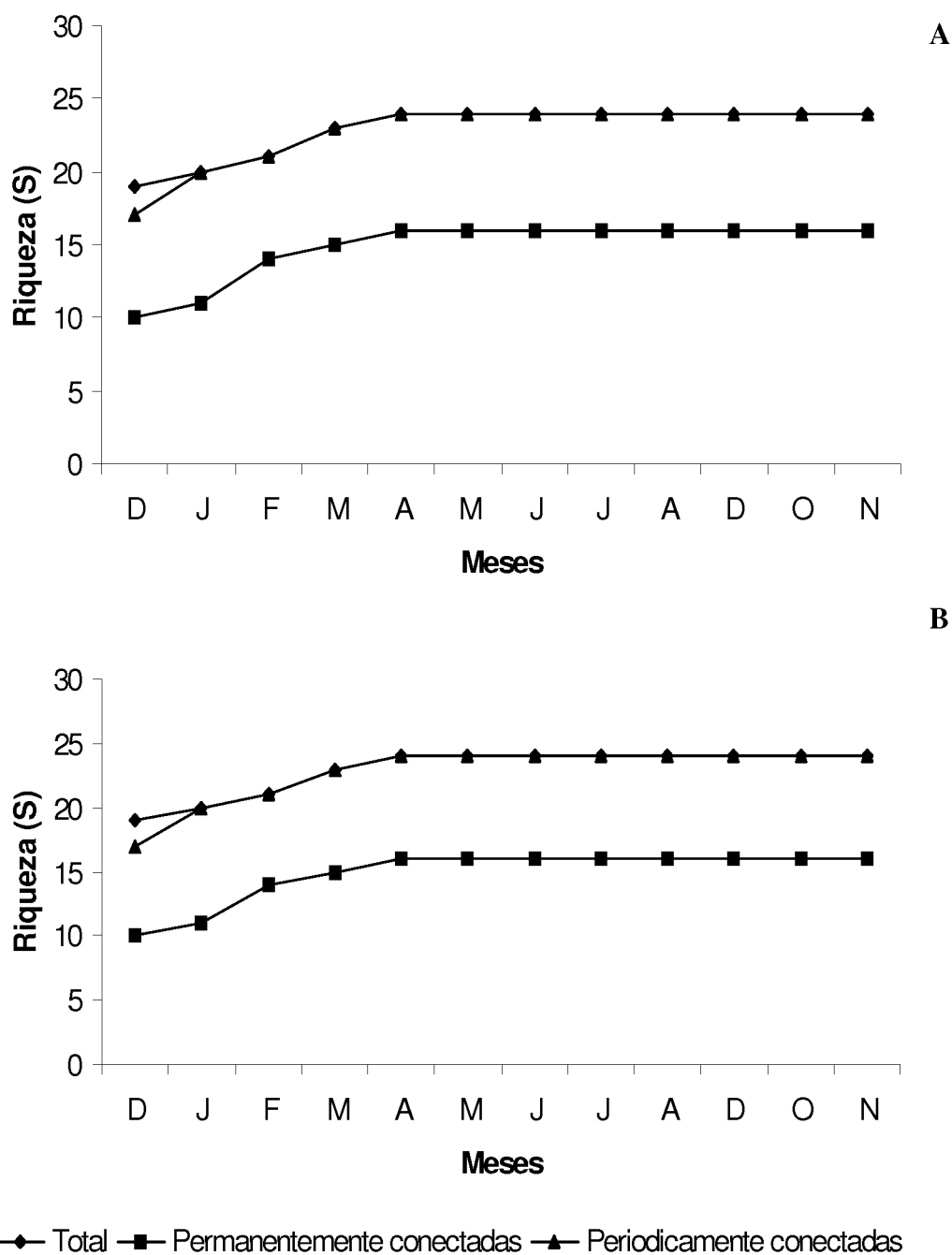


Fig. 9. Riqueza total observada para as espécies de macrófitas aquáticas (A) e curculionídeos (B), e entre baías permanente e periodicamente conectadas ao rio Cuiabá, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 novembro de 2006), no Pantanal de Barão de Melgaço-MT.

Por outro lado, e com base nos resultados apresentados por Bini *et al.* (2001), é possível que o aumento da riqueza de macrófitas ao longo do tempo possa ser dependente da inundação sazonal e grau de conectividade das baías. Os maiores valores de riqueza registrados nas baías periodicamente conectadas suportam esta afirmativa, indicando que estes ambientes contribuem mais com a riqueza regional devido aos diferentes graus de conectividade com o rio, diferentes estágios sucessionais e maior heterogeneidade local. Se um maior número de baías desse tipo fosse amostrado, provavelmente, um maior valor de riqueza regional seria encontrado.

A curva com a riqueza observada para a comunidade de curculionídeos, agrupando as dez baías estudadas, bem como para os grupos de baías permanente e periodicamente conectadas, não apresentaram assíntota (Fig. 9B). A riqueza total das cinco baías periodicamente conectadas ($S = 35$) foi muito próxima da riqueza total observada para as dez baías ($S = 36$). O valor de riqueza observada para as baías permanentemente conectadas foi muito inferior ($S = 16$) em comparação à riqueza total (Fig. 9B). Este padrão coincide com aquele apresentado anteriormente para a comunidade macrofítica (Fig. 9A e B).

Entretanto, ao contrário do que foi observado para a comunidade macrofítica, a curva com a riqueza observada para a comunidade de curculionídeos não apresentou assíntota. Isto pode ter ocorrido em função de uma maior sensibilidade por parte dos curculionídeos à heterogeneidade espaço-temporal que ocorre nas baías, refletida na heterogeneidade dos bancos de macrófitas. Em uma escala local, habitats complexos são mais ricos em espécies, quando comparados com aqueles mais simples (Downes *et al.* 1998), devido a existência de microhabitats, modificações nas interações bióticas e mudanças na partilha de recursos e tamanho do nicho (McAbendroth *et al.* 2005).

Esta maior sensibilidade apresentada pelos curculionídeos em relação a heterogeneidade espaço-temporal é dependente da complexidade temporal e local dos bancos de macrófitas distribuídos nas baías estudadas. Esta relação pode ter causado um efeito dependente do esforço amostral, considerado baixo para avaliar a comunidade de curculionídeos no espaço e no tempo.

Desta forma, os maiores valores de riqueza obtidos para o grupo de baías periodicamente conectadas, tanto para a comunidade macrofítica, quanto para os curculionídeos, podem estar relacionados à maior complexidade destes ambientes, os quais apresentam variados graus de conectividade com o rio, diferentes estágios sucessionais e maior heterogeneidade local. Estes resultados corroboram também a íntima relação existente

entre a comunidade de curculionídeos e macrófitas aquáticas, pois, a riqueza de espécies registrada para estas comunidades, foi maior no grupo de baías periodicamente conectadas.

3.5. Variação temporal e espacial da riqueza regional (RSR) e riqueza local (LSR)

A riqueza local de espécies (LSR) observada para a comunidade de curculionídeos (Estatística de Friedman = 28,496; $df = 11$; $p = 0,003$) e macrófitas aquáticas (Estatística de Friedman = 29,970; $df = 11$; $p = 0,002$) variou significativamente ao longo dos meses avaliados (Figs. 10A,B).

O maior valor de riqueza regional (RSR) observado para a comunidade de curculionídeos ($S = 20$) ocorreu em novembro de 2006, e para as macrófitas ($S = 19$), em dezembro de 2005, ambos durante o período de enchente desta região. Os menores valores de RSR foram registrados para os curculionídeos ($S = 8$) nos meses de maio e setembro de 2006, períodos de vazante e seca, respectivamente, e durante a seca, agosto e setembro de 2006, para a comunidade macrofítica ($S = 13$) (Tabela IX).

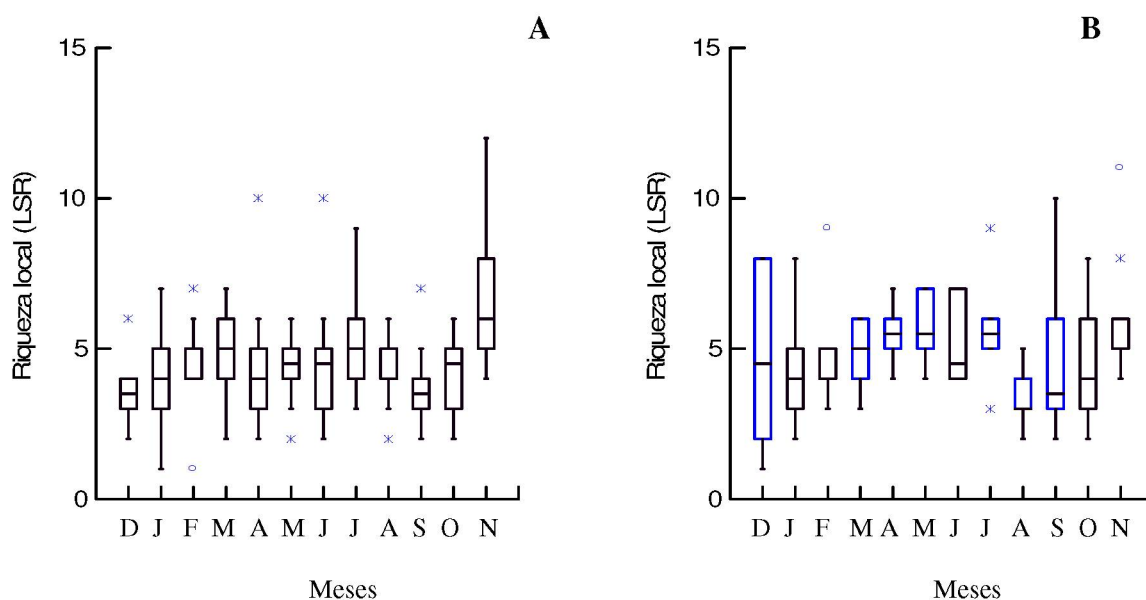


Fig. 10. Box-plot da riqueza local de espécies (LSR) observada para os curculionídeos (A), e macrófitas aquáticas (B), coletados em dez baías marginais ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico.

Tabela IX. Distribuição temporal e espacial da riqueza local (LSR) e regional (RSR) da comunidade de curculionídeos e de macrófitas aquáticas, em dez baías marginais ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006). As linhas em negrito correspondem às baías permanentemente conectadas.

Baía	meses												LSR
	D Enchente	J Cheia	F Cheia	M	A Vazante	M Vazante	J Vazante	J Vazante	A Seca	S	O Enchente	N Enchente	
	Riqueza de curculionídeos												
1	2	4	5	2	5	3	3	3	4	3	4	5	7
2	3	5	5	4	2	5	3	4	2	3	5	8	11
3	4	7	1	4	6	5	2	6	5	4	3	7	17
4	3	3	4	5	5	5	4	6	3	3	5	6	9
5	3	5	5	6	3	4	5	6	4	4	6	6	12
6	4	1	5	5	4	4	4	4	5	3	5	8	15
7	6	5	6	7	10	2	10	9	6	7	6	12	24
8	4	3	4	2	4	5	6	4	4	5	2	5	12
9	5	3	4	6	3	6	5	5	4	2	3	6	11
10	2	4	7	5	4	4	5	5	5	4	3	4	8
RSR	13	10	11	13	15	8	14	12	15	8	13	20	
	Riqueza de macrófitas												
1	4	2	4	3	7	4	4	3	2	3	2	5	10
2	3	3	3	3	5	6	4	3	2	2	4	5	12
3	2	5	2	5	6	5	5	6	4	10	6	5	13
4	8	4	5	4	4	7	4	6	3	5	4	8	12
5	5	4	4	6	6	5	7	6	3	2	4	5	12
6	5	4	5	6	5	5	4	6	3	3	6	3	10
7	8	8	9	11	9	7	12	9	8	8	8	11	22
8	1	8	4	5	6	7	7	5	5	6	3	5	14
9	8	4	5	4	5	6	4	5	4	3	3	6	13
10	2	2	4	5	4	4	6	5	3	4	3	3	10
RSR	19	15	15	18	15	15	17	16	13	13	15	18	

A dinâmica temporal influenciou de forma significativa a variação da LSR observada, tanto para a comunidade de curculionídeos quanto para a comunidade macrofítica. É provável que este padrão seja influenciado pela periodicidade hídrica do sistema e variação no grau de conectividade entre as baías estudadas.

Segundo Wantzen *et al.* (2005), as baías permanentemente conectadas ao alto rio Paraguai estão ligados diretamente ao canal principal em apenas uma das suas extremidades. Durante a fase de água baixa ocorrem, respectivamente, no fundo e na superfície do lago, um acúmulo de matéria orgânica e de vegetação macrofítica, além do aumento da área de

cobertura vegetal e conseqüente expansão deste habitat. Nos lagos temporariamente conectados, este processo ocorre por um período maior de tempo. Durante a fase de água alta, estes ambientes apresentam as duas extremidades conectadas, ocorrendo, no seu interior, uma redução tanto da vegetação macrofítica, quanto da matéria orgânica acumulada no fundo do lago, os quais são carregados em conjunto ao longo do canal principal do rio, ocasionando uma redução da área de cobertura vegetal e contração deste habitat. Isto acontece normalmente ao longo de um ciclo hidrológico, entretanto, em alguns lagos este processo é interrompido devido a grande quantidade de vegetação enraizada, flutuante ou mesmo arbustiva, que cresce e bloqueia o canal, interrompendo a conectividade do lago com o canal principal do rio.

Desta maneira, é provável que os menores valores de RSR registrados para os curculionídeos nos períodos de vazante e seca, e para a comunidade macrofítica durante a seca, estejam ocorrendo devido à redução da conectividade e da coluna d'água, as quais diminuem a profundidade, e eleva os níveis de nutrientes acumulados no interior dos lagos durante estes períodos. Sob tais condições, as espécies de macrófitas aquáticas mais produtivas e mais competitivas (e.g. *E. crassipes* e *S. auriculata*), excluem as espécies menos competitivas (Junk *et al.* 1989; Santos & Thomaz 2007), levando, conseqüentemente, a redução da riqueza de macrófitas. Possivelmente, devido a íntima relação com as macrófitas aquáticas, a riqueza de curculionídeos responde positivamente a este efeito.

Além disso, a redução na área superficial dos lagos em função da menor conectividade no período de vazante e seca, ocasiona uma contração do habitat, mortalidade da comunidade macrofítica, promovendo uma queda na riqueza de espécies de plantas (Santos & Thomaz 2007), e, conseqüentemente, na riqueza de insetos fitófagos associados a estas.

Situação contrária ocorre durante o período de enchente quando os maiores valores de riqueza foram obtidos para a comunidade de curculionídeos e macrófitas aquáticas. Com a elevação da coluna d'água inicia-se um processo de homogeneização no sistema em função da maior conectividade (Thomaz *et al.* 1997; Bini *et al.* 2001), resultando em níveis intermediários de nutrientes no ambiente, e expansão do habitat. Esta dinâmica promove a diminuição da competição e mortalidade, favorecendo a co-ocorrência de espécies de plantas com diferentes requerimentos nutricionais, levando a um maior valor de riqueza regional (RSR) para a comunidade de macrófitas aquáticas e, desta forma, para a comunidade de curculionídeos.

A riqueza local (LSR) anual da comunidade de curculionídeos obtida nas dez baías não diferiu da riqueza local (LSR) anual de macrófitas aquáticas ($U = 6.477,500$; $DF = 1$; $p > 0,05$) (Fig. 11). Este padrão foi mantido quando as baías foram analisadas separadamente (Fig. 12).

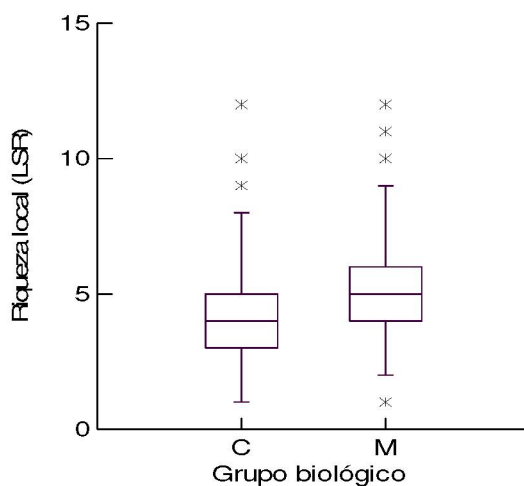


Fig. 11. Box-plot da riqueza local de espécies (LSR) observada para os curculionídeos (C) e macrófitas aquáticas (M), coletadas em dez baías marginais ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006).

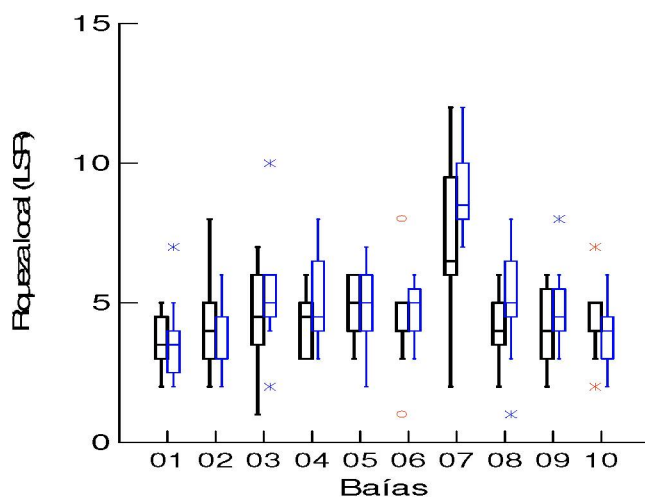


Fig. 12. Box-plot da riqueza local de espécies (LSR) observada para os curculionídeos (em negrito), e macrófitas aquáticas, coletadas em dez baías marginais (01-10) ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006).

Tais resultados corroboram o que foi proposto por Hynes (1970), indicando a existência de uma relação direta entre a riqueza de macrófitas aquáticas com a riqueza da fauna associada às partes emergentes. Benetti & Cueto (2004), demonstraram que ambientes aquáticos com ausência de vegetação limitam a presença de muitas espécies de besouros. Isto se deve à produtividade da comunidade macrofítica, que ao encontrar condições favoráveis, torna o ambiente mais diversificado, elevando o número de nichos e, por sua vez, a riqueza de espécies do ambiente (Margalef 1983).

A LSR observada variou espacialmente, ou seja, diferiu significativamente entre as dez baías estudadas durante um ciclo hidrológico, tanto para a comunidade de curculionídeos ($H = 22,722$; $df = 9$; $p = 0,007$), quanto para a comunidade de macrófitas aquáticas ($H = 45,960$; $df = 9$; $p = 0,000$) (Fig. 12).

Observou-se uma variação espacial na profundidade máxima e mínima para os bancos de macrófitas distribuídos nestas baías (Tabela II). Isto evidencia um provável efeito das características morfométricas e de captação de cada baía, afetando de diferentes formas a amplitude de inundação e flutuação do nível da água dentro das diferentes baías estudadas (Coops *et al.* 2003).

De acordo com Wantzen *et al.* (2005), as diferenças que ocorrem na flutuação do nível da água entre as baías, criam um sistema complexo de conectividade hidrológica, com alta variabilidade local em relação à previsibilidade de inundação, e aumento da biocomplexidade nas planícies de inundação. Segundo a teoria de estabilidade de pulso (Odum 1959), esta dinâmica promove diferentes formas de retrocesso no desenvolvimento da comunidade macrofítica em função da inundação periódica, ou seja, os processos sucessionais da comunidade macrofítica em lagoas conectadas e desconectadas, são influenciados de diferentes formas (Junk & Piedade 1997; Bornette *et al.* 1998; Pott *et al.* 1999; Pott & Pott 2003; Fortney *et al.* 2004; Santos & Thomaz 2007).

Deste modo, a composição e riqueza de espécies de macrófitas, e por sua vez de curculionídeos, podem ser correlacionadas com a inundação de diferentes maneiras. Wilson *et al.* (1993) e Santos & Thomaz (2007), demonstraram que a variação do nível da água foi positivamente correlacionada com a riqueza de macrófitas, a qual diminui ou aumenta com a profundidade. Já nos resultados apresentados por Fortney *et al.* (2004), esta relação foi negativa, sendo os maiores valores de riqueza e diversidade obtidos durante a estação seca, coincidindo com o período de água baixa.

A amplitude dos valores de LSR observada para a comunidade de curculionídeos em cada baía variou de 7-12 e 11-24 entre as baías permanentes e periodicamente conectadas, respectivamente. Apesar disso, não houve diferenças significativas entre baías permanente e periodicamente conectadas ($U = 1.492,000$; $df = 1$; $p > 0,05$). Para as macrófitas aquáticas essa amplitude foi de 10-12 e 10-22 entre baías permanentes e periodicamente conectadas, respectivamente, havendo efeito significativo da conectividade ($U = 1.023,000$; $df = 1$; $p = 0,000$) (Figs.13A,B e Tabela IX).

A conectividade, como postulado por Borner *et al.* (1998), com base na teoria do equilíbrio intermediário (Connell 1978), pode afetar a diversidade. A alta e baixa conectividade restringem a diversidade, respectivamente, devido à forte inundação e competição. Isso ocorre devido aos níveis muito baixos ou muito elevados de nutrientes, que podem reduzir a riqueza por selecionar as espécies mais adaptadas e mais competitivas. Já em áreas com conectividade intermediária, há uma maior riqueza de espécies, pois os níveis intermediários de nutrientes podem favorecer a co-ocorrência de espécies com diferentes requerimentos nutricionais.

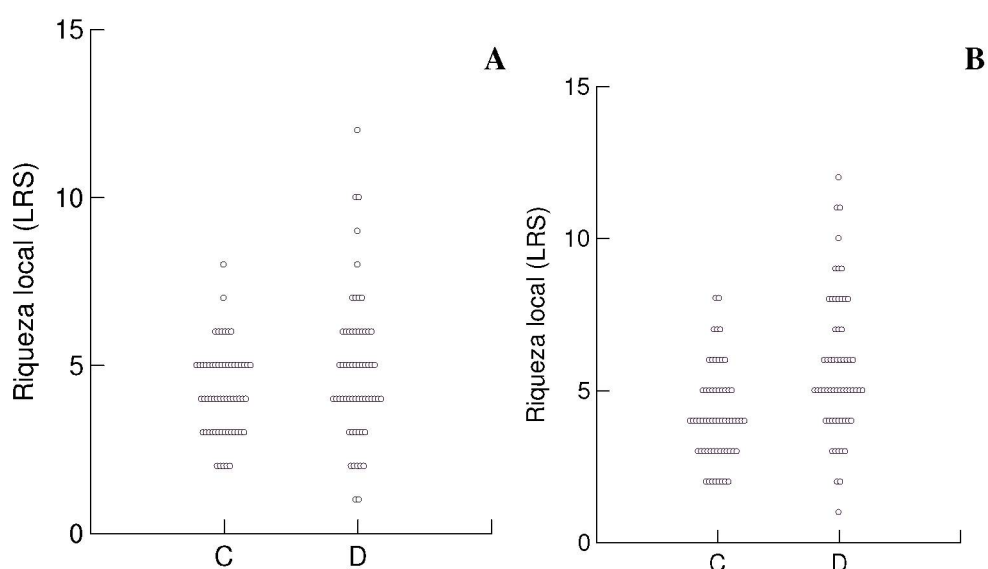


Fig. 13. Riqueza local (LRS) de curculionídeos adultos (A), e macrófitas aquáticas (B) coletadas nas baías permanentes (C) e periodicamente conectadas (D) ao rio Cuiabá, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006) no Pantanal de Barão de Melgaço-MT.

Os maiores valores de LSR observados para a comunidade no grupo de baías periodicamente conectadas corroboram esta afirmativa, pois estes ambientes apresentaram uma amplitude de conectividade de 151 dias nas baías de número três, sete e oito, e de 212 dias na baía nove. Provavelmente, nestas baías a conectividade se deu apenas em relação ao recebimento de propágulos do rio, uma vez que a saída da vegetação encontrava-se bloqueada pelo crescimento excessivo de vegetação enraizada, flutuante, arbustiva ou mesmo lenhosa. Sob estas condições, as comunidades macrofíticas no grupo de baías periodicamente conectadas foram menos afetadas pela inundação em termos de refluxo e saída de propágulos, ocasionando um retrocesso menor no desenvolvimento da comunidade, e um estágio sucessional mais avançado comparativamente às baías permanentemente conectadas (Junk & Piedade 1997; Bornette *et al.* 1998; Pott *et al.* 1999; Pott & Pott 2003; Fortney *et al.* 2004; Santos & Thomaz 2007).

De acordo com Connell (1978), o comprimento do intervalo de tempo existente entre cada distúrbio, ou inundação, afeta a diversidade, pois o distúrbio interrompe os processos de competição e eliminação existente dentro da comunidade. Quando há um maior intervalo de tempo entre os distúrbios, como é o caso do grupo de baías periodicamente conectadas, há um aumento da diversidade, pois muitas espécies, devido ao baixo poder de dispersão e/ou crescimento lento, necessitam de um período de tempo maior para se estabelecer no ambiente e iniciar o processo de competição.

Apesar da comunidade macrófítica ter respondido à conectividade, a comunidade de curculionídeos não acompanhou esta dinâmica, pois não foram registradas diferenças significativas nos valores de riqueza entre baías permanente e periodicamente conectadas para este grupo de insetos.

Estes resultados refletem um padrão em nível de escala menor, podendo variar ao longo de um gradiente latitudinal (Connell 1978). Talvez devido a isso, Santos & Thomaz (2007), estudando as lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná, não tenham encontrado para a comunidade macrofítica, diferenças de riqueza entre lagos conectados e desconectados, apesar dos resultados evidenciarem uma variação de riqueza ao longo do tempo.

3.6. Riqueza regional (RSR) versus riqueza local (LSR)

A RSR temporal da comunidade de curculionídeos foi positivamente correlacionada e em maior grau com a LSR mínima ($r\text{-Spearman} = 451$), seguida pela LSR média ($r\text{-Spearman} = 433$) e LSR máxima ($r\text{-Spearman} = 385$). Ambas medidas foram correlacionadas de diferentes formas com a variação do nível da água do Rio Cuiabá, estando fracamente correlacionada ($r\text{-Spearman} = 0,028$) à RSR. Este efeito foi mais forte, porém negativamente, para a LSR mínima ($r\text{-Spearman} = -0,409$) e, positivamente para a LSR média ($r\text{-Spearman} = 0,233$), e LSR máxima ($r\text{-Spearman} = 0,196$).

A RSR da comunidade macrofítica está positivamente correlacionada em maior grau com a LSR média ($r\text{-Spearman} = 0,493$), seguida pela LSR máxima ($r\text{-Spearman} = 0,361$) e LSR mínima ($r\text{-Spearman} = 0,138$). A RSR desta comunidade demonstrou uma correlação mais alta, comparativamente à comunidade de curculionídeos, em relação à variação do nível da água do Rio Cuiabá ($r\text{-Spearman} = 0,288$). Este efeito foi maior para a LSR mínima ($r\text{-Spearman} = 0,434$), seguido pela LSR média ($r\text{-Spearman} = 0,392$), e muito baixa para a LSR máxima ($r\text{-Spearman} = 0,057$).

Alguns estudos sugerem que os processos regionais exercem forte influência sobre o número de espécies que co-ocorrem em nível local, demonstrando um efeito linear entre riqueza regional e local em diferentes grupos taxonômicos, a exemplo dos insetos fitófagos (Menge & Olson 1990; Cornell & Lawton 1992; Gaston 1999; Shurin *et al.* 2000; Stevens & Willig 2002; Heino *et al.* 2003). Por outro lado, dependendo do grupo, como por exemplo, para comunidades de peixes, processos locais são os maiores responsáveis pelos padrões de diversidade (Heino *et al.* 2003).

Os resultados obtidos, nos quais a RSR temporal da comunidade de curculionídeos e macrófitas aquáticas foram correlacionadas de diferentes maneiras com a LSR, sugerem que os processos regionais influenciam estas comunidades da mesma forma, exercendo um importante papel sobre o controle dos limites superiores nos valores de riqueza local para ambas.

Esta afirmativa é sustentada também pelos resultados de riqueza de espécies, em que a riqueza de curculionídeos não diferiu da riqueza de macrófitas aquáticas ao longo do ano, ambas variando temporal e espacialmente na área estudada. Estes resultados corroboram Gaston (1999), ao estabelecerem que a riqueza regional e local de diferentes grupos de

organismos, podem covariar positivamente dependendo da relação trófica existente entre os grupos.

Segundo Cornell & Lawton (1992), dependendo do tipo de modelo teórico de comunidade, a riqueza local pode ser dependente do conjunto de espécies da região em comunidades não interativas, ou da quantidade de nicho disponível em comunidades interativas.

Em comunidades interativas os modelos assumem que a heterogeneidade espaço-temporal do nicho impõe os limites da riqueza local, que por sua vez controla a riqueza regional. Em comunidades não interativas o controle da riqueza de espécies acontece no sentido regional para o local (Cornell & Lawton 1992). Desta maneira, a frequência de distúrbios nos ambientes, e as altas taxas de dispersão, podem contribuir para que haja um aumento do controle regional sobre as comunidades locais (Heino *et al.* 2003). Moderadas frequências de distúrbio e baixa a moderada dispersão, podem permitir que espécies mais competitivas mantenham suas populações ao longo do tempo, e a sua presença possa determinar o estabelecimento de espécies que colonizem o local posteriormente. Ao mesmo tempo, a frequência e intensidade do distúrbio afetam a dispersão e os outros fatores que controlam a dinâmica da comunidade a um nível regional (Palmer *et al.* 1996). Souza *et al.* (2002) corroboram essas afirmativas ao sugerirem que a distribuição espacial das comunidades macrofíticas das planícies de inundação são fortemente controladas por processos estocásticos, principalmente relacionados à dispersão e colonização.

Apesar disso, alguns autores concordam que esta dinâmica não é necessariamente unidirecional, pois os processos locais são importantes e podem apresentar efeito sobre a riqueza regional, dificultando a identificação de qual fator, regional ou local, teria maior importância sobre os padrões gerais de biodiversidade (Cornell & Lawton 1992; Gaston 1999; Heino *et al.* 2003; Kiflawi *et al.* 2003).

Talvez devido a isso, a variação do nível da água do Rio Cuiabá explicou muito pouco da variação na RSR para a comunidade de curculionídeos e macrófitas aquáticas estudadas. Os valores de riqueza local de ambas as comunidades foram correlacionados de diferentes maneiras com a variação do nível da água do rio Cuiabá. Estes resultados evidenciam um provável efeito das características morfométricas e de captação de cada baía, afetando de diferentes formas a amplitude de inundação e flutuação do nível da água dentro de cada uma das baías estudadas (Coops *et al.* 2003) e conseqüentemente, produzindo diferentes respostas

sobre os valores de riqueza, regional e local, obtidos para cada uma das comunidades estudadas.

Padrões, em ecologia de comunidades, como distribuição, abundância e diversidade de espécies dependem da complexa interrelação dos processos existentes em nível de escalas regional e local (Gaston 1999). Variações encontradas em grande escala estão relacionadas ao estresse ambiental, dispersão e produtividade e, em escala local, à predação e competição devido à sobreposição de nicho. Estudos recentes têm focado padrões ecológicos em nível local. Entretanto, para a elaboração de modelos ecológicos robustos, é preciso integrar este conhecimento com fatores de grande escala (Menge & Olson 1990).

3.7. Diversidade beta espacial

O índice de diversidade beta-W da comunidade de curculionídeos foi maior para as dez baías estudadas ($\beta W = 1,93$), seguido pelas baías periodicamente conectadas ($\beta W = 1,37$), e permanentemente conectadas ($\beta W = 0,70$), avaliadas individualmente. Para o índice de diversidade Beta-1 obteve-se o mesmo padrão, sendo o menor valor para as baías permanentemente conectadas ($\beta 1 = 17,55$), quando comparados com as dez baías estudadas ($\beta 1 = 21,41$), e periodicamente conectadas ($\beta 1 = 34,21$) (Tabela X).

O mesmo padrão foi observado para a comunidade de macrófitas aquáticas em relação aos índices de diversidade beta, sendo o beta-W das dez baías estudadas ($\beta W = 0,88$), comparativamente maior do que os das baías periodicamente ($\beta W = 0,67$) e permanentemente conectadas ($\beta W = 0,43$). O índice de diversidade Beta-1 apresentou o mesmo padrão demonstrado para a comunidade de curculionídeos, com os menores valores para as dez baías estudadas ($\beta 1 = 9,72$), e permanentemente conectadas ($\beta 1 = 10,71$), quando comparados com as baías periodicamente conectadas ($\beta 1 = 16,67$) (Tabela X).

Segundo Bini *et al.* (2001), a utilização de índices de diversidade beta é uma abordagem, que tem sido aplicada recentemente, para verificar os padrões de troca de espécies nas assembléias compostas por macrófitas aquáticas. Ao contrário do que foi demonstrado para a riqueza de espécies em relação a conectividade, os índices de diversidade beta calculados para a comunidade de curculionídeos acompanharam de um modo geral a dinâmica descrita para a comunidade macrofítica.

Tabela X. Índices de diversidade espacial beta-W e beta-1 calculados para a comunidade de curculionídeos e de macrófitas aquáticas, considerando as dez baías (Total), cinco baías permanentemente conectadas (Conec.) e cinco periodicamente conectadas (Desc.) ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006).

		Curculionoidea	Macrófitas aquáticas
Beta-W	Total	1,93	0,88
	Conec.	0,70	0,43
	Desc.	1,37	0,67
Beta-1	Total	21,41	9,72
	Conec.	17,55	10,71
	Desc.	34,21	16,67

As baías permanentemente conectadas tiveram os menores valores de riqueza encontrados para a comunidade de curculionídeos, provavelmente, devido às baixas taxas de substituição das espécies demonstradas pelos baixos valores de diversidade beta-W e beta-1, que foram comparativamente menores que os valores obtidos para o grupo de baías periodicamente conectadas. O mesmo foi observado para a comunidade de macrófitas aquáticas, sendo os índices beta-W e beta-1, das baías permanentemente conectadas, comparativamente menores em relação às baías periodicamente conectadas (Tabela X).

Alguns estudos sugerem que a conectividade exerça um papel importante na determinação da diversidade e substituição de espécies nas comunidades de macrófitas (Bini *et al.* 2001; Santos & Thomaz 2007). Santos & Thomaz (2007), demonstraram, para as lagoas conectadas, os maiores valores de diversidade beta e riqueza de espécies. Para estes autores, isso ocorre como consequência da flutuação do nível da água, que afeta as lagoas conectadas mais fortemente por estarem mais sujeitas ao recebimento de propágulos do canal principal do rio, contribuindo para o aumento das alterações na composição de espécies nestes locais.

Entretanto, no Pantanal de Barão de Melgaço, este padrão não foi observado, pois os maiores valores de riqueza e de diversidade beta foram obtidos para as baías periodicamente conectadas. Provavelmente, nestes ambientes os bancos de macrófitas e sua fauna associada podem ser fracamente influenciados pelo influxo e refluxos de propágulos pelo canal principal do rio, e mais fortemente, pela morfometria das baías e tempo de conexão com o rio.

Como discutido anteriormente, o maior intervalo de tempo em que a baía permanece desconectada causa um aumento da diversidade, pois, muitas espécies, devido ao baixo poder de dispersão e/ou crescimento lento, necessitam de um período de tempo maior para se

estabelecerem no ambiente e iniciarem o processo de competição (Connell 1978). Esta dinâmica promove um estágio sucessional mais avançado da comunidade macrofítica, acompanhada pela expansão do habitat e heterogeneidade de nicho para a comunidade de curculionídeos. Devido a isso, houve uma maior substituição de espécies nos ambientes temporariamente conectados ao rio Cuiabá, que contribuíram consideravelmente com a diversidade regional, pois os maiores valores de diversidade beta encontrados para ambas as comunidades foram registrados para estes ambientes.

3.8. Diversidade beta temporal

Os índices de diversidade beta-W e beta-1 tanto para a comunidade de curculionídeos, quanto para a de macrófitas aquáticas demonstraram correlação máxima (r -Spearman = 1,00).

De acordo com Heino *et al.* (2003), a correlação máxima obtida entre os índices de diversidade beta-W e beta-1 indica que os diferentes aspectos dos dois índices, enfatizaram fortemente as substituições de espécies observadas para estas comunidades.

A diversidade beta-W e beta-1 anual da comunidade de curculionídeos diferiu significativamente da beta-W e beta-1 anual da comunidade macrofítica, apenas nas baías permanentemente conectadas ($U = 13,000$; $df = 1$; $p = 0,001$) (Fig. 14).

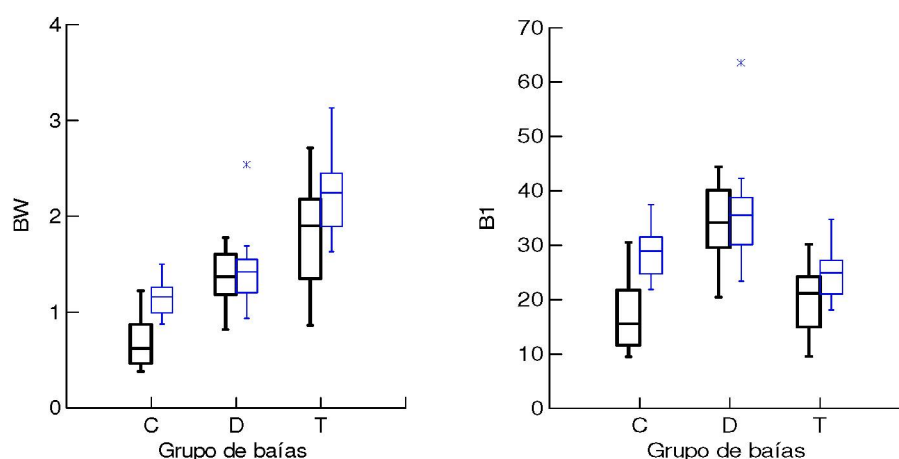


Fig. 14. Box-plot da diversidade temporal beta-W e beta-1 da comunidade de curculionídeos (em negrito), e macrófitas aquáticas nas baías permanentes (C), periodicamente conectadas (D) e nas dez baías marginais (T) ao Rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006).

As diversidades beta-W e beta-1 da comunidade de curculionídeos foram positivamente correlacionadas com a diversidade beta-W e beta-1 da comunidade macrofítica considerando as dez baías em conjunto ($r\text{-Spearman} = 0,567$), bem como para o grupo de baías periodicamente conectadas ($r\text{-Spearman} = 0,346$). Estas relações foram mais fracas para as baías permanentemente conectadas ($r\text{-Spearman} = 0,098$).

A fraca correlação obtida entre os índices calculados para a comunidade de curculionídeos e macrófitas aquáticas, no grupo de baías permanentemente conectadas, ocorreu em função das diferenças significativas registradas entre a diversidade beta-W e beta-1 destas comunidades.

A variação do nível da água do Rio Cuiabá foi fracamente correlacionada com o índice de diversidade beta-W e beta-1 da comunidade de curculionídeos nas baías periodicamente conectadas ($r\text{-Spearman} = 0,246$). Para as dez baías avaliadas ($r\text{-Spearman} = -0,014$) e para as permanentemente conectadas ($r\text{-Spearman} = -0,070$), ambas apresentaram-se negativamente fracas. O beta-W e beta-1 da comunidade macrofítica também foi negativo e fracamente correlacionado com o nível da água nas baías periodicamente conectadas ($r\text{-Spearman} = -0,200$), e para as dez baías ($r\text{-Spearman} = -0,235$). Nas baías permanentemente conectadas ($r\text{-Spearman} = 0,613$), estas relações foram positivamente mais fortes.

Estes resultados corroboram o que foi discutido sobre a provável importância dos processos locais sobre os regionais para a comunidade de curculionídeos e macrófitas aquáticas. Provavelmente, os eventos regionais, como amplitude de inundação, e os locais como conectividade e morfometria das baías, influenciam mais fortemente e de forma diferenciada as comunidades de plantas, e mais fracamente os insetos fitófagos nas baías permanentemente conectadas, imprimindo diferentes taxas de substituição de espécies entre estas comunidades. Desta forma, devido a estes processos, a variação do nível da água do rio Cuiabá tenha sido fortemente correlacionada apenas com a comunidade macrofítica das baías periodicamente conectadas.

3.9. Relação entre a diversidade beta temporal e riqueza regional (RSR) temporal

A riqueza regional da comunidade de curculionídeos obtida nas dez baías estudadas foi fortemente correlacionada com a diversidade beta-W e beta-1 (r -Spearman = 0,792). E a riqueza regional da comunidade de macrófitas aquáticas foi pouco correlacionada, porém na mesma intensidade, com a diversidade beta-W e beta-1 (r -Spearman = 0,177).

Estes resultados indicam que as substituições de espécies das comunidades de curculionídeos e macrófitas aquáticas contribuem de forma diferenciada para as variações que ocorrem regional e localmente. Isto se deve ao grau de interdependência entre riqueza regional e riqueza local, que está intimamente relacionado com os padrões de substituição de espécies entre os diferentes locais, ou seja, com a diversidade beta (Heino *et al.* 2003).

Quando a relação entre a riqueza regional e local de uma comunidade atinge uma assíntota (curvilinearidade) em um elevado nível da riqueza regional, a riqueza local é caracterizada como saturada e controlada por processos locais. Isto pode ocorrer em regiões que apresentem alta diversidade e maior variedade de ambientes, e devido às altas taxas de substituição de espécies, fazendo com que haja uma correlação positiva da diversidade beta com a riqueza regional (Cornell & Lawton 1992; Heino *et al.* 2003).

Desta maneira, a forte correlação entre a riqueza regional e os índices de diversidade beta-W e beta-1 da comunidade de curculionídeos, indicam que a riqueza regional desta comunidade é mais sensível às variações que ocorrem em nível local, com a complexidade dos bancos de macrófitas, contração e retração do habitat (heterogeneidade de nicho).

A comunidade macrofítica por sua vez, apresentou uma fraca correlação entre a riqueza regional e os índices de diversidade beta-W e beta-1, por ser influenciada pela heterogeneidade espaço-temporal ou regional. Considerando que os lagos de uma região podem ser muito diferentes espacial e/ou temporalmente, o efeito dos processos locais sobre a diversidade regional podem ser mais leves e menos óbvios para a comunidade macrofítica. Cornell & Lawton (1992), afirmaram que cada habitat pode apresentar uma composição diferente de espécies de plantas, e portanto, os limites de riqueza regional para essa comunidade podem ser determinados pelo número de ambientes diferentes que ocorrem na região.

4. REFERÊNCIAS

- Anderson, R. S. 1997. Weevil (Coleoptera: Curculionoidea, excluding Scolytinae and Platypodinae) of the Yukon, p. 523-562. *In*: H. V. Danks & J. A. Downes (eds.). **Insects of the Yukon Biological Survey of Canada (Terrestrial Arthropods)**. Ottawa, Canadian Museum of Nature, 1034 p.
- Arzaluz, I. O. & R. W. Jones. 2001. Ecology and phenology of the boll weevil (Coleoptera: Curculionidae) on an unusual wild host, *Hibiscus pernambucensis*, in southeastern Mexico. **Journal of Economic Entomology** **94**: 1405-1412.
- Benetti, C. J. & J. A. R. Cueto. 2004. Fauna composition of water beetles (Coleoptera: Adepghaga) in seven water environments in the municipality of Gramado, RS, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia** **16**:1-10.
- Bianchini Jr, I. 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas, p. 85-126. *In*: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Bini, L. M.; S. M. Thomaz & D. C. Souza. 2001. Species richness and β -diversity of aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain. **Archiv fuer Hydrobiologie** **151**: 511-525.
- Bondar, G. 1945. Notas entomológicas da Baía XV. **Revista de Entomologia** **16**: 89-112.
- Booth, R. G.; M. L. Cox & R. M. Madge. 1990. **IIE Guides to Insects of Importance to Man. 3. Coleoptera**. Wallingford, C. A. B. International, 384 p.
- Bornette, G.; C. Amoros & N. Lamouroux. 1998. Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. **Freshwater Biology** **39**: 267-283.
- Buckingham, G. & S. Passoa. 1985. Flight muscle and egg development in waterhyacinth weevils, pp. 497-510. *In*: E. S. Delfosse (ed.). **Proceeding of VI International Symposium of Biological Control Weeds**. Vancouver, 1984. Ottawa, Agriculture Canada, 537 p.
- Camargo, A. F. M.; Pezzato, M. M. & Henry-Silva, G. G. 2003. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas p. 59-83. *In*: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Center, T. D. 1987. Do waterhyacinth leaf age and ontogeny affect intra-plant dispersion of *Neochetina eichhorniae* (Coleoptera: Curculionidae) eggs and larvae? **Environmental Entomology** **16**: 699-707.

- Center, T. D. & F. A. Dray. 1992. Associations between waterhyacinth weevils (*Neochetina eichhorniae* and *N. bruchi*) and phenological stages of *Eichhorniae crassipes* in southern Florida. **Florida Entomologist** **75**: 196-211.
- Center, T. D.; F. A. Dray; G. P. Jubinsky & A. J. Leslie. 1999. Waterhyacinth weevils (*Neochetina eichhorniae* and *N. bruchi*) inhibit waterhyacinth (*Eichhorniae crassipes*) colony development. **Biological Control** **15**: 39-50.
- Chambers, P. A.; P. Lacoul; K. J. Murphy & S. M. Thomaz. 2008. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. **Hydrobiologia** **595**: 9-26.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science** **199**: 1302-1310.
- Coops, H.; M. Beklioglu & T. L. Crisman. 2003. The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems – workshop conclusions. **Hydrobiologia** **506-509**: 23-27.
- Cornell, H. V. & J. H. Lawton. 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of communities: a theoretical perspective. **Journal of Animal Ecology** **61**: 1-12.
- Costa-Lima. A. 1956. **Insetos do Brasil**. Coleópteros. 10º Tomo. Coleópteros, 4ª. e última parte. Escola Nacional de Agronomia, Rio de Janeiro. Série Didática nº12, 373 p.
- Costa, C.; S. A. Vanin & S. A. Casari-Chen. 1988. **Larvas de Coleoptera do Brasil**. São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 282 p + 165 estampas.
- Dawkins, J. & S. Donoglwe. 1992. Invertebrates associated with aquatic vegetation in the river Cray. **The London Naturalist** **71**: 71-74.
- DeLoach, C. J. 1976. *Neochetina bruchi*, a biological control agent of waterhyacinth: host specificity in Argentina. **Annals of the Entomological Society of America** **69**: 635-642.
- DeLoach, C. J. & H. A. Cordo. 1976a. Ecological studies of *Neochetina bruchi* and *N. eichhorniae* on waterhyacinth in Argentina. **Journal of Aquatic Plant Management** **14**: 53-59.
- DeLoach, C. J. & H. A. Cordo. 1976b. Life cycle and biology of *Neochetina bruchi*, a weevil attacking waterhyacinth in Argentina, with notes on *N. eichhorniae*. **Annals of the Entomological Society of America** **69**: 643-652.
- Dourojeanni, M. J. 2006. **Construindo o futuro do Pantanal**. Rio de Janeiro, SESC, 303 p.
- Downes, B. J.; P. S. Lake; E. S. Schreiber & A. Glaister. 1998. Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony, upland stream. **Ecological Monographs** **68**: 237-257.

- Fortney, R. H.; M. Benedict; J. F. Gottgens; T. L. Walters; B. S. Leady & J. Rentch. 2004. Aquatic plant community composition and distribution along an inundation gradient at two ecologically-distinct sites in the Pantanal region of Brazil. **Wetlands Ecology and Management** **12**: 575-585.
- Franceschini, M. C.; J. Adis; A. Poi de Neiff & M. L. De Wysiecki. 2007. Fenologia de *Cornops aquaticum* (Orthoptera: Acrididae) em um camalotal de *Eichhornia azurea* (Pontederiaceae) em Argentina. **Amazoniana** **19**: 149-158.
- Franco, G. M. de Souza & A. M. Takeda. 2000. Invertebrate associated with *Paspalum repens* (Poaceae) at the mouth of Caracu stream (1991-1992), affluent of the Paraná river, Porto Rico - Pr - Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** **43**: 317-325.
- Franco, G. M. de Souza & A. M. Takeda. 2002. Spatial and temporal variation of Odonata larvae associated with macrophytes in two floodplain lakes from the upper Paraná River, Brazil. **Acta Scientiarum** **24**: 345-351.
- Gaston, K. J. 1999. Global patterns in biodiversity. **Nature** **405**: 220-227.
- Grenouillet, G.; D. Pont & K. L. Seip. 2002. Abundance and species richness as a function of food resources and vegetation structure: juvenile fish assemblages in rivers. **Ecography** **25**: 641-650.
- Hargeby, A. 1990. Macrophyte associated invertebrates and the effect of habitat permanence. **Oikos** **57**: 338-346.
- Hasenack, H.; J. L. P. Cordeiro & G. S. Hofmann. 2003. **O clima da RPPN SESC Pantanal**. Porto Alegre, UFRGS, 30 p.
- Heard, T. A. & S. L. Winterton. 2000. Interactions between nutrient status and weevil herbivorous in the biological control of waterhyacinth. **Journal of Applied Ecology** **37**: 117-127.
- Heino, J.; T. Muotka & R. Paavola. 2003. Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. **Journal of Animal Ecology** **72**: 425-434.
- Henry, R. & M. L. R. Costa. 2003. As macrófitas como fator de heterogeneidade espacial: um estudo em três lagoas com diferentes conectividades com o rio Paranapanema, p. 189-210. *In*: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Hill, M. P. & C. J. Cilliers. 1999. A review of the arthropod natural enemies, and factors that influence their efficacy, in the biological control of water hyacinth, *Eichhornia crassipes*

- (Mart.) Solms-Laubach (Pontederiaceae), in south Africa. **African Entomology Memoir 1**: 103-112.
- Holling, C. S. 1992. Cross-scale morphology, geometry, and dynamics of ecosystems. **Ecological Monographs 62**: 447-502.
- Hynes, H. B. N. 1970. The diversity of macroinvertebrates and macrophyte communities in ponds. **Freshwater Biology 18**: 87-104.
- Irion, G.; W. J. Junk & J. A. S. N. Mello. 1997. The large Central Amazonian river floodplains near Manaus: Geological, climatological, hydrological and geomorphological aspects, p. 23-46. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Junk, W. J. 1997a. General aspects of floodplain ecology with special reference to amazonian floodplains, p. 3-20. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Junk, W. J. & M. T. F. Piedade. 1993. Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse. **Amazoniana 12**: 467-484.
- Junk, W. J. & M. T. F. Piedade. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants, p.147-185. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Junk, W. J. & C. J. Da Silva. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso, p. 17-28. *In*: **II Simpósio sobre Recursos Naturais e Socio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação**. Corumbá-MS, 1996. Brasília, EMBRAPA – CPAP, 537 p.
- Junk, W. J.; P. B. Bayley & R. E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river floodplain-systems. **Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences 106**: 110-127.
- Junk, W. J.; C. N. Cunha; K. M. Wantzen; P. Petermann; C. Strümann; M. I. Marques & J. Adis. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Aquatic Science 68**: 278-309.
- Kiflawi, M.; A. Eitam & Blaustein. 2003. The relative impact of local and regional processes on macro-invertebrate species richness in temporary pools. **Journal of Animal Ecology 72**: 44-452.
- Margalef, R. 1983. **Limnología**. Ed. Omega, Barcelona. 1010 p.

- May, B. M. & D. P. A. Sands. 1986. Descriptions of larvae and biology of *Cyrtobagous* (Coleoptera: Curculionidae): agents for biological control of *Salvinia*. **Proceedings of the Entomological Society of Washington** **88**: 303-312.
- McAbendroth, L.; P. M. Ramsay; A. Foggo; S. D. Rundle & D. T. Bilton. 2005. Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? **Oikos** **111**: 279-290.
- McNeill, M. R.; J. R. Proffitt; N. D. Barlow & S. L. Goldson. 2003. Population regulation of Argentine stem weevil *Listronotus bonariensis* (Kuschel) (Coleoptera: Curculionidae) in dryland New Zealand pasture: a multitrophic interaction. **Environmental Entomology** **32**: 771-779.
- Melo, S. M. de; A. M. Takeda & A. Monkolski. 2002. Seasonal dynamics of *Callibaetis willineri* (Ephemeroptera, Baetidae) associated with *Eichhornia azurea* (Pontederiaceae) in Guaraná lake of Upper Paraná River, Brazil. **Hydrobiologia** **470**: 57-62.
- Melo, S. M. de; A. M. Takeda; M. Grzybowska & A. Monkolski. 2004. Distribution of Ephemeropteran nymphs associated with different stolon section of *Eichhornia azurea* (Schwartz) in two floodplain lakes of the upper Paraná river (Brazil). **Polish Journal of Ecology** **52**: 355-360.
- Menge, B. A. & A. M. Olson. 1990. Role of scale and environmental factors in regulation of community structure. **Trends in Ecology and Evolution** **5**: 52-57.
- Morrone, J. J. & C. W. O'Brien. 1999. The aquatic and semiaquatic weevils (Coleoptera: Curculionoidea: Curculionidae, Dryophthoridae and Eriirrhinidae) of Argentina, with indication of their host plants. **Physis, Sección, C**, **57**: 25-37.
- Murphy, K. J.; G. Dickinson; S. M. Thomaz; L. M. Bini; K. Dick; K. Greaves; M. P. Kennedy; S. Livingstone; H. McFerran; J. M. Milne; J. Oldroyd & R. A. Wingfield. 2003. Aquatic plant communities and predictors of diversity in a sub-tropical river floodplain: the upper Rio Paraná, Brazil. **Aquatic Botany** **77**: 257-276.
- Neiff, J. J. & A. S. Poi de Neiff. 2003. Connectivity processes as a basis for the management of aquatic plants, p. 39-58. In: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Nunes, A. L.; J. Adis & J. A. S. Nunes de Mello. 2005. Fenologia de *Phlugis teres* (De Geer, 1927) (Orthoptera: Tettigoniidae) e abundância de artrópodos em populações de *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) em um lago de várzea na Amazônia Central. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Ciências Naturais** **1**: 271-285.

- O'Brien, C. W. 1976. A taxonomic revision of the new world subaquatic genus *Neochetina* (Coleoptera: Curculionidae: Bagoini). **Annals of the Entomological Society of America** **69**: 165-174.
- O'Brien, C. W. & G. J. Wibmer. 1989a. Revision of the Neotropical genus *Neohydronomus* Hustache (Coleoptera: Curculionidae). **Coleopterists Bulletin** **43**: 291-304.
- O'Brien, C. W. & G. J. Wibmer. 1989b. Revision of the Neotropical weevil genus *Argentinorhynchus* Brèthes (Coleoptera: Curculionidae). **Annals of the Entomological Society of America** **82**: 267-278.
- O'Brien, C. W. & G. J. Wibmer. 1989c. Two new South American species of the weevil genus *Argentinorhynchus* Brèthes (Coleoptera: Curculionidae). **Southwestern Entomologist** **14**: 213-223.
- Odum, E. P. 1959. **Fundamentals of Ecology**. Saunders, London. 546p.
- Palmer, M. A. J. D. Allan & C. A. Butman. 1996. Dispersal as a regional process affecting the local dynamics of marine and stream benthic invertebrates. **Trends in Ecology and Evolution** **11**: 322-326.
- Pelli, A. & F. A. R. Barbosa. 1998. Insetos coletados em *Salvinia molesta* Mitchell (Salviniaceae), com especial referência às espécies que causam danos às planta, na lagoa Olhos d'Água, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia** **42**: 9-12.
- Poi de Neiff, A. & R. Carignan. 1997. Macroinvertebrates on *Eichhorniae crassipes* roots in two lakes of the Paraná river floodplain. **Hydrobiologia** **345**: 185-196.
- Poi de Neiff, A. S. & S. L. Casco. 2003. Biological agents that accelerate winter decay of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. in northeastern Argentina, p. 127-144. In: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Pott, V. J. & A. Pott. 2000. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília, Embrapa, 404 p.
- Pott, V. J. & A. Pott. 2003. Dinâmica da vegetação aquática do Pantanal, p. 145-162. In: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Pott, V. J. & A. Pott. 2004. Features and conservation of the Brazilian Pantanal wetland. **Wetlands Ecology and Management** **12**: 547-552.
- Pott, V. J.; A. C. Cervi; N. C. Bueno & A. Pott. 1999. Dinâmica da vegetação aquática de uma lagoa permanente da fazenda Nhumirim, Pantanal de Nhecolândia-MS, p. 227-235.

- In: II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação.** Corumbá-MS, 1996. Brasília, EMBRAPA – CPAP, 537 p.
- Prellvitz, L. J. & E. F. Albertoni. 2004. Caracterização temporal da comunidade de macroinvertebrados associada a *Salvinia* spp. (Salviniaceae) em um arroio da planície costeira de Rio Grande, RS. **Acta Biologica Leopoldensia** 2: 213-223.
- Ribas, C. R.; J. H. Schoereder; M. Pic & S. M. Soares. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and large scale processes regulating arboreal ant species richness. **Austral Ecology** 28: 305-314.
- Robinson, C. T.; K. Tockner & J. V. Ward. 2002. The fauna of dynamic riverine landscapes. **Freshwater Biology** 47: 661-677.
- Rolon, A. S. & L. Maltchik. 2006. Environmental factors as predictors of aquatic macrophyte richness and composition in wetlands of southern Brazil. **Hidrobiologia** 556: 221-231.
- Santos, A. M. & S. M. Thomaz. 2007. Aquatic macrophytes diversity in lagoons of a tropical floodplain: The role of connectivity and water level. **Austral Ecology** 32: 177-190.
- Santos, M. B. L.; L. A. Rocha; M. M. G. S. M. Marques & F. A. R. Barbosa. 1998. Diversidade e abundância da fauna bentônica de cinco lagoas do karste do planalto de lagoa Santa, Minas Gerais, p. 77-89. *In: Nessimian & A. L. Carvalho (ed.). Ecologia de Insetos aquáticos vol. V. Oecologias Brasiliensis.* Rio de Janeiro, Computer & Publish Editoração LTDA, 309 p.
- Shurin, J. B.; J. E. Havel; M. A. Leibold & B. Pinel-Alloul. 2000. Local and regional zooplankton species richness: a scale-independent test for saturation. **Ecology** 81: 3062-3073.
- Spangler, P. J. 1981. Coleoptera, p. 129-220. *In: S. H. Hurlbert; G. Rodriguez & N. D. dos Santos (eds.). Aquatic Biota of Tropical South America. Part 1. Arthropoda.* California, San Diego State University. 323 p.
- Speight, M.R.; M. D. Hunter & A. D. Watt. 1999. **Ecology of insects: Concepts and applications.** London, Blackwell Science Ltd, 350 p.
- Sousa, W. O. de; M. I. Marques; G. H. Rosado-Neto & J. Adis. 2007. Surface swimming behavior of the curculionid *Ochetina uniformis* Pascoe (Eirrhiniinae, Stenopelmini) and *Ludovix fasciatus* (Gyllenhal) (Curculioninae, Erodiscini). **Revista Brasileira de Entomologia** 51: 87-92.

- Souza, D. C.; S. M. Thomaz; L. M. Bini. 2002. Species richness and beta-diversity of aquatic macrophyte assemblages in three floodplain tropical lagoons: evaluating the effects of sampling size and depth gradients. **Amazoniana (1/2)**: 213-225.
- Stevens, R. D. & M. R. Willig. 2002. Geographical ecology at the community level: perspectives on the diversity of new world bats. **Ecology 83**: 545-560.
- Takeda, A. M. & M. Grzybkowska. 1997. Seasonal dynamics and production of *Campsurus violaceus* nymphs (Ephemeroptera, Polymitarcyidae) in the Baía river, upper Paraná river floodplain, Brazil. **Hydrobiologia 356**: 149-155.
- Takeda, A. M.; G. M. Souza-Franco; S. M. de Melo & A. Monkolski. 2003. Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil), p. 243-260. *In*: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Thomaz, S. M.; M. C. Roberto & L. M. Bini. 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. p. 73-102. *In*: A. E. A. M. Vazzoler; A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá, EDUEM, 460 p.
- Thomaz, S. M. & L. M. Bini, 2003. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil, p. 19-38. *In*: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Thomaz, S. M.; D. C. Souza & L. M. Bini. 2003. Species richness and beta diversity of aquatic macrophytes in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brasil): the influence of limnology and morphometry. **Hydrobiologia 505**: 119-128.
- Vanin, S. A. 1986. Systematics, Cladistic analysis, and geographical distribution of the tribe Erodiscini (Coleoptera, Curculionidae, Otidocephalinae). **Revista Brasileira de Entomologia 30**: 427-670.
- Vieira, M. F. & J. Adis. 1992. Abundância e biomassa de *Paulinia acuminata* (De Geer, 1773) (Orthoptera: Paulinidae) em um lago de várzea da Amazônia central. **Amazoniana 12**: 337-352.
- Ward, J. V.; k. Tockner & F. Schiemer. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. **Regulated Rivers: Research and Management 15**: 125-139.
- Ward, J. V.; k. Tockner; D. B. Arscott & C. Claret. 2002. Riverine landscape diversity. **Freshwater Biology 47**: 517-539.

- Warner, R. E. 1970. *Neochetina eichhorniae*, a new species of weevil from waterhyacinth, and biological notes on it and *N. bruchi* (Coleoptera: Curculionidae: Bagoini). **Proceedings of the Entomological Society of Washington** **72**: 487-496.
- Wantzen, K. M.; E. Drago & C. J. Da Silva. 2005. Aquatic habitats of upper Paraguay River-Floodplain-System and parts of the Pantanal (Brazil). **Ecohydrology & Hydrobiology** **5**: 107-126.
- Wibmer, G. J. 1989. Revision of the weevil genus *Tyloderma* Say (Col.: Curculionidae) in Mexico, Central America, South America, and the West Indies. **Evolutionary Monographs** **11**: 1-118.
- Wibmer, G. J. & C. W. O'Brien. 1989. Two new Neotropical genera in the weevil tribe Stenopelmini (Coleoptera: Curculionidae). **Southwestern Entomologist** **14**: 395-407.
- Wilson, S. D.; D. R. J. Moore & P. A. Keddy. 1993. Relationships of marsh seed banks to vegetation pattern along environmental gradients. **Freshwater Biology** **29**: 361-370.
- Wilson, J. R. U.; M. Rees & O. Ajuonu. 2006. Population regulation of a classical biological control agent: larval density dependence in *Neochetina eichhorniae* (Coleoptera: Curculionidae), a biological control agent of waterhyacinth *Eichhornia crassipes*. **Bulletin of Entomological Research** **96**:145-152.
- Wright, A. D. & T. D. Center. 1984. Predicting population intensity of adult *Neochetina eichhorniae* (Coleoptera: Curculionidae) from incidence of feeding on leaves of waterhyacinth, *Eichhornia crassipes*. **Environmental Entomology** **13**:1478-1482.
- Zwölfer, H., & F. D. Bennet. 1969. *Ludovix fasciatus* Gyll. (Col., Curculionidae), an entomophagous weevil. **The Entomologist's Monthly Magazine** **105**: 122

Fenologia de duas espécies de *Neochetina* Hustache (Coleoptera, Curculionidae), associadas à *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, em baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT

ABSTRACT. The phenology of two species of *Neochetina* Hustache (Coleoptera, Curculionidae), associated with *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, in oxbow lakes along the course of the river Cuiabá, Pantanal of Barão de Melgaço-MT. *Neochetina eichhorniae* Warner, 1970 and *Neochetina bruchi* Hustache, 1926 (Coleoptera, Curculionidae) occur from Mexico to the South of South America, associated with *Eichhornia crassipes*. The phenology of these two species was studied in five oxbow lakes along the course of the river Cuiabá, Pantanal of Barão de Melgaço throughout the water cycle, from December 2005 to November 2006. This area is subject to annual variations in water levels (mono-modal flood pulse) with the highest level during the high water period (March) and the lowest level during the dry period (October). 1.871 adult individuals (78.45%) and 514 immature individuals (21.55%) were sampled. The abundance of larvae and pupae of these two species was grouped as immature, due to the impossibility of separating each specie and compared to the adult abundance, also grouped for the two species. The adult abundance sampled for the two species, considering the five oxbow lakes, differed significantly in comparison to the immature abundance ($F_{1,8} = 19,06$; $P > 0,001$), varying throughout the water cycle studied ($F_{11,88} = 2,64$; $P < 0,05$). The proportion of immature individuals was only similar to the one for adults in the months of the flood period, December/05 and November/06. 1.615 *N. eichhorniae* adult individuals (86,32%) and 256 individuals of *N. bruchi* (13,68%) were collected. The *N. eichhorniae* adult population was significantly bigger than *N. bruchi* ($F_{1,8} = 39,52$; $P = 0,000$), varying along time ($F_{11,88} = 2,62$; $P < 0,01$). The highest adult abundance occurred during the flood and falling water for *N. eichhorniae*, and in the falling water and dry period for *N. bruchi*. The immature individuals were more abundant in the flood period, and the population peakss observed for the adults may be related to the number of generations of these species. The abundance variation, development phase, along the assessed year, can be explained in terms of the relative frequency of the host plant, *E. crassipes*, the most common and abundant macrophyte specie in these studied areas.

KEY WORDS. Aquatic macrophytes; Curculionidae; Pantanal; phenology.

RESUMO. Fenologia de duas espécies de *Neochetina* Hustache (Coleoptera, Curculionidae), associadas à *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, em baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT. *Neochetina eichhorniae* Warner, 1970 e *Neochetina bruchi* Hustache, 1926 (Coleoptera, Curculionidae) ocorrem desde o México até o sul da América do Sul, associadas à *E. crassipes*. A fenologia destas duas espécies foi estudada em cinco baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, ao longo de um ciclo hidrológico, dezembro de 2005 a novembro de 2006. Esta área está submetida a variações anuais do nível d'água (pulso de inundação monomodal), com o maior nível da água durante o período de cheia (março), e o mais baixo durante o período de seca (outubro). Foram amostrados 1.871 indivíduos (78,45 %) adultos e 514 indivíduos (21,55%) imaturos. A abundância de larvas e pupas destas duas espécies foi agrupada como imaturos, devido a impossibilidade de separação de cada espécie, e comparada com a abundância de adultos, também agrupada para as duas espécies. A abundância de adultos amostrada para as duas espécies, considerando as cinco baías, diferiu significativamente em comparação com a de imaturos ($F_{1,8} = 19,06$; $P > 0,001$), variando ao longo do ciclo hidrológico estudado ($F_{11,88} = 2,64$; $P < 0,05$). A proporção de imaturos foi semelhante à de adultos apenas nos meses do período de enchente, dezembro/05 e novembro/06. Foram coletados 1.615 indivíduos adultos de *N. eichhorniae* (86,32%) e 256 indivíduos de *N. bruchi* (13,68%). A população de adultos de *N. eichhorniae* foi significativamente maior que a de *N. bruchi* ($F_{1,8} = 39,52$; $P = 0,000$), variando ao longo do tempo ($F_{11,88} = 2,62$; $P < 0,01$). As maiores abundâncias de adultos ocorreram durante os períodos de cheia e vazante para *N. eichhorniae*, e na vazante e seca para *N. bruchi*. Os imaturos foram mais abundantes na enchente, e os picos populacionais observados para os adultos, podem estar relacionados com o número de gerações destas espécies. A variação da abundância, por fase de desenvolvimento, ao longo do ano avaliado, pode ser explicada em função da frequência relativa da planta hospedeira, *E. crassipes*, espécie de macrófita mais comum e abundante nestas áreas estudadas.

PALAVRAS-CHAVE. Curculionidae; fenologia; macrófitas aquáticas; Pantanal.

1. INTRODUÇÃO

Entre as paisagens características da América Latina destacam-se as planícies de inundação, áreas úmidas com oscilação entre a fase terrestre e aquática, resultante do aporte lateral da água dos rios, lagos, da precipitação direta ou de lençóis subterrâneos. Estas áreas podem ser classificadas de acordo com a amplitude, frequência, previsibilidade e fonte de inundação (Junk 1997; Junk & Da Silva 1999).

Informações sobre a dinâmica ecológica das áreas úmidas estão dispersas em publicações individuais, e a maioria dos estudos se concentra em poucos grupos de plantas e animais, com as maiores lacunas para os invertebrados aquáticos e terrestres. O desconhecimento sobre os fatores que afetam a biodiversidade nestas áreas, principalmente nos trópicos, reflete-se na carência de análises mais compreensivas sobre considerações conceituais. O entendimento sobre o nível de complexidade de reação da biota às condições ambientais de uma área úmida específica, além do número de espécies, é importante para as análises ambientais (Poi de Neiff & Carignan 1997; Wantzen *et al.* 2005; Junk *et al.* 2006).

Os ciclos hidrológicos, anuais e plurianuais, atuam na ciclagem de nutrientes dentro das planícies inundáveis, interferindo direta ou indiretamente na biota (Junk *et al.* 1989, 2006), fazendo com que muitos organismos que habitam estas áreas, possuam diferentes adaptações anatômicas, fisiológicas, fenológicas e comportamentais à sazonalidade hídrica, com benefícios para o estabelecimento de suas populações (Junk 1997; Nunes da Cunha & Junk 1999; Junk & Da Silva 1999; Battirola 2007).

O Pantanal mato-grossense possui grande diversidade de habitats, espécies e processos com alto valor ecológico e prioridade em relação à proteção e conservação ambiental.

Dentre os ambientes que compõem este sistema, as lagoas permanentes são consideradas habitat chave na manutenção da biodiversidade local. Entretanto, devido à falta de estudos sobre o impacto do regime hídrico sobre as comunidades de plantas e animais, tal função tem sido pouco elucidada (Denny 1994; Junk & Da Silva 1999; Wantzen *et al.* 2005; Junk *et al.* 2006). Wantzen *et al.* (2005), através de um sistema de classificação funcional, propuseram a primeira descrição geomorfológica fluvial e estrutura física dos habitats aquáticos em uma seção do alto rio Paraguai. Para estes autores, as baías ou lagoas constituem um dos principais conjuntos funcionais que compõem a paisagem da planície de inundação, abrigando um grande número de espécies de macrófitas aquáticas como *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms., entre outras.

Apesar da grande quantidade de ecossistemas aquáticos integralmente preservados, e a importante função ecológica atribuída às macrófitas aquáticas, poucos estudos sobre a ecologia dessas plantas e suas interações com invertebrados têm sido desenvolvidos no Brasil (Thomaz & Bini 2003). A maioria dos estudos foi realizada com invertebrados associados às partes submersas das macrófitas aquáticas (Takeda *et al.* 2003), permanecendo escassas as pesquisas com grupos que habitam as partes emergentes destas plantas.

A importância de *E. crassipes* dentro das planícies de inundação foi discutida com relação a sua ocorrência em diferentes tipos de ambiente (DeLoach & Cordo 1976a,b), abundância e cobertura (Neiff & Poi de Neiff 1984), participação na formação dos camalotes, e suporte para fixação de outras espécies de macrófitas (De Lima *et al.* 1999).

Dentre os insetos que vivem em *E. crassipes*, duas espécies de curculionídeos aquáticos, *Neochetina eichhorniae* Warner, 1970 e *Neochetina bruchi* Hustache, 1926 (*sensu* Morrone & O'Brien 1999), possuem íntima relação com esta planta e histórias de vida muito similares, a primeira com distribuída desde o México até o sul da América do Sul, e a segunda restringindo-se à América do Sul (O'Brien 1976).

Nada se conhece sobre os hábitos e ecologia desses curculionídeos para o Brasil, pois a maioria dos estudos foi desenvolvido em regiões subtropicais sul americanas, ou em outras localidades dos Estados Unidos, México e África, onde essas espécies foram introduzidas como potenciais agentes controladores de *E. crassipes* (Andres & Bennett 1975; DeLoach 1975a, b, 1976; DeLoach & Cordo 1976a, b; O'Brien 1976; Center 1987; Center & Dray 1992; Hill & Cilliers 1999; Hongo & Mjema 2002; Aguilar *et al.* 2003).

Adultos de *N. bruchi* e *N. eichhorniae* se alimentam de folhas de *E. crassipes* e vivem, em média, cerca de 138 e 120 dias, respectivamente. As fêmeas depositam os ovos abaixo da epiderme do pecíolo ou lamina foliar, e as larvas se desenvolvem dentro dos pecíolos, para posteriormente abandonar os tecidos e empupar nas raízes da planta hospedeira (DeLoach 1975b, 1976; DeLoach & Cordo 1976a, b).

Estudos fenológicos abordam padrões populacionais dos organismos tais como reprodução, abundância e migração, relacionando-os com fenômenos naturais como temperatura, precipitação e umidade. Tal conhecimento é de fundamental importância para a compreensão sobre a dinâmica populacional, além de ser a base para o manejo de espécies consideradas chave.

Desta forma, este estudo apresenta a descrição da fenologia de *N. eichhorniae* e *N. bruchi*, em baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT, durante um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006) desta região.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), Sistema Natural de Unidades de Conservação (SNUC), Estância Ecológica Serviço Social do Comércio (SESC), está inserida no Pantanal de Barão de Melgaço, localizada entre 101 e 117 metros de altitude, a 35,1 Km a noroeste de Poconé-MT, entre os paralelos 16°28' e 16°50' de latitude Sul e 56° e 56°30' de longitude Oeste, limitada a oeste e noroeste pelo rio Cuiabá (Dourojeanni, 2006) (ver Fig. 1 do Capítulo I).

2.2. Sítios amostrais

Dentre as dez baías tratadas no capítulo I, cinco foram sorteadas para este estudo, das quais, três conectadas ao longo do ano e duas apenas na fase de água alta. As baías se localizam a jusante de Porto Cercado (ver Fig. 1 do Capítulo I), na margem direita do rio Cuiabá, sendo a primeira conhecida como “Antônio Alves”, a quarta, “Carão”, a sexta “Macário” e a décima, “Divisa Sul”. A sétima baía sorteada, denominada “Socó”, localiza-se na margem esquerda.

A metodologia para a seleção dos pontos de coleta, os procedimentos em campo e laboratório, a análise da vegetação, a obtenção das variáveis ambientais e as identificações das plantas e curculionídeos, são as mesmas descritas no Capítulo I.

2.3. Análise estatística

As análises foram realizadas considerando-se a abundância das duas espécies, tanto para adultos quanto para os imaturos (larvas e pupas). Utilizou-se o agrupamento entre os indivíduos imaturos, pois, devido a falta de estudos morfológicos para larvas e pupas, foi impossível a separação destes estágios para cada espécie.

Para atender aos pressupostos de normalidade, os dados brutos foram transformados através da raiz quadrada + 0,5. E para testar as diferenças na abundância entre as fases de desenvolvimento, abundância de adultos e imaturos entre os meses, e abundância de adultos entre as duas espécies, ao longo ciclo do hidrológico estudado, utilizou-se ANOVA-oneway, para amostras repetidas.

Empregou-se o coeficiente de correlação de Pearson e análise de regressão simples para testar a relação entre a abundância dos adultos e imaturos com a variação do nível d'água do rio Cuiabá, e frequência de *E. crassipes* ao longo dos meses de estudo.

3. RESULTADOS

Foram coletados 2.385 indivíduos, sendo 1.871 indivíduos adultos (78,45 %), distribuídos em 1.615 indivíduos de *N. eichhorniae* (86,32%) e 256 de *N. bruchi* (13,68 %). Dos 514 indivíduos imaturos (21,55%), 412 corresponderam à larvas (80,16%) e 102 às pupas (19,84%) (Tabela I). Somente durante o período de enchente (dezembro/2005 e novembro/2006), a proporção de imaturos foi semelhante à de adultos (Fig. 1A).

Tabela I. Abundância absoluta de *Neochetina eichhorniae* (Ne) e *Neochetina bruchi* (Nb), por fase de desenvolvimento, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006), em baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT.

	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	Total	%	(%)
	Enchente	Cheia			Vazante			Seca			Enchente	(N)			
Adulto Ne.	76	204	123	126	274	176	150	161	136	54	50	85	1.615	86,32	
Adulto Nb.	8	15	20	30	34	27	39	35	16	7	13	12	256	13,68	78,45
Total	84	219	143	156	308	203	189	196	152	61	63	97	1.871	100	
larva	72	44	35	29	38	28	13	16	19	7	19	92	412	80,16	
pupa	20	6	12	10	15	10	3	4	6	1	2	13	102	19,84	21,55
Total	92	50	47	39	53	38	16	20	25	8	21	105	514	100	100

As análises realizadas por meio do delineamento de medidas repetidas (ANOVA), revelaram um efeito significativo na variação da abundância com a interação estágio *versus* tempo ($F_{11,88} = 2,00$; $P < 0,05$), entre os adultos e imaturos ($F_{1,8} = 19,06$, $P > 0,001$), e efeito significativo em relação à variação temporal ($F_{11,88} = 2,64$; $P < 0,05$).

A abundância de *N. eichhorniae* e *N. bruchi* avaliadas pela ANOVA, não foi significativa para a interação espécie *versus* tempo ($F_{11,88} = 0,95$; $P = 0,50$). Entretanto, foram revelados efeitos significativos entre as abundâncias de *N. eichhorniae* e *N. bruchi* ($F_{1,8} = 39,52$; $P = 0,000$), e ao longo do ciclo hidrológico estudado ($F_{11,88} = 2,62$; $P < 0,01$).

De acordo com a tabela II, a abundância de adultos foi fracamente correlacionada com a variação do nível da água do rio Cuiabá. Entretanto, a regressão simples demonstrou que essa variação é significativa ($r^2 = 0,12$; $F_{1,58} = 7,63$; $P > 0,001$).

Tabela II. Coeficiente de correlação de Pearson entre a abundância de adultos e imaturos de duas espécies de *Neochetina* com o nível d'água do rio Cuiabá, e frequência relativa de *E. crassipes*.

Abundância	Nível da água	Frequência relativa de <i>E. crassipes</i>
Adultos	0,341*	0,402*
Imaturos	0,236	0,438*

* valores significativos a 5%

Dois picos populacionais foram observados para os adultos de *N. eichhorniae* e *N. bruchi* (janeiro e abril/2006) (Fig. 1A). As maiores abundâncias foram obtidas nos meses de cheia (janeiro/2006; 204 ind.) e vazante (abril/2006; 274 ind.) para *N. eichhorniae*, e cheia (março/2006; 30 ind.) e vazante (junho/2006; 39 ind.) para *N. bruchi* (Tabela I). Os indivíduos imaturos foram mais representativos durante a enchente, especificamente nos meses de dezembro de 2005 (92 ind.) e novembro de 2006 (105 ind.) (Tabela I e Fig. 1A).

A dinâmica populacional das espécies de *Neochetina* variou entre as baías, com as maiores abundâncias de adultos registradas para as de número dez (Divisa Sul) (579 ind.), um (Antonio Alves) (431 ind.) e sete (Socó) (311 ind.). E as menores abundâncias de imaturos ocorreram nas baías de número sete (20 ind.) e seis (Macário) (93 ind.) (Figs. 2A e B, Tabela III).

As maiores abundâncias de imaturos antecederam os dois picos populacionais de adultos na baía de número um, com as maiores abundâncias registradas nos meses de enchente (dezembro/2005, 17 ind. e novembro/2006, 15 ind.), vazante (abril/2006, 19 ind. e

maio/2006, 18 ind.), e seca (agosto/2006, 10 ind.). O primeiro pico populacional de adultos ocorreu durante a cheia (janeiro/2006, 48 ind.), o segundo e maior, na vazante (maio/2006, 72 ind.), decaindo progressivamente durante a seca e enchente (Fig. 1B e Tabela III).

O mesmo padrão em relação ao número de indivíduos adultos e imaturos da baía de número um foi observado para a baía quatro, com o primeiro pico populacional de imaturos ocorrendo durante a enchente (dezembro/2005, 10 ind.), antecedendo o primeiro pico de adultos (janeiro/2006, 34 ind.). O segundo pico de imaturos ocorreu na cheia (fevereiro/2006, 16 ind.), anteriormente ao acréscimo populacional de adultos que se iniciou no final da cheia (março/2006; 43 ind.), e se estendeu nos dois meses da vazante (abril/2006, 46 ind. e maio/2006, 48 ind.), decaindo bruscamente durante a seca (agosto/2006). O terceiro pico populacional de adultos, com menor intensidade, ocorreu durante a seca (setembro/2006, 15 ind.). A população de imaturos voltou a crescer durante a enchente (novembro/2006, 35 ind.), quando se obteve a maior abundância (Fig. 1C e Tabela III).

A maior abundância de imaturos para a baía seis ocorreu também na enchente (dezembro/2005, 37 ind.), antecedendo o primeiro pico populacional de adultos durante a cheia (fevereiro/2006, 46 ind.), e no restante do período amostral, não se observou, nesta baía, outros picos populacionais de imaturos. Após este período, observa-se um aumento populacional de adultos em maio de 2006 (22 ind.), durante a vazante, seguido por um outro aumento registrado durante a seca (julho/2006, 51 ind.), concomitante ao terceiro aumento populacional de imaturos (9 ind.) (Fig. 2A e Tabela III).

A dinâmica populacional das espécies de *Neochetina* da baía sete difere muito dos padrões observados para as demais baías. A proporção de adultos (93,96%, 311 ind.) foi consideravelmente maior que a de imaturos (6,04%, 6 ind.), com dois picos populacionais bem definidos, o primeiro na cheia (janeiro/2006, 42 ind.), e o segundo na vazante (abril/2006, 141 ind.) (Fig. 2B e Tabela III).

Na baía dez, as maiores abundâncias de imaturos ocorreram também durante os meses da enchente (dezembro/2005, 28 ind. e novembro/2006, 47 ind.). O segundo pico populacional foi registrado nos meses da vazante (abril/2006, 19 ind. e maio/2006, 13 ind.). O primeiro e segundo picos de adultos ocorreram na cheia (janeiro/2006, 73 ind.) e vazante (abril/2006, 79 ind.), respectivamente. Após o terceiro aumento populacional que ocorreu na seca (agosto/2006, 72 ind.), registrou-se uma queda brusca na abundância de adultos nos meses subsequentes (Fig. 2C e Tabela III).

Eichhornia crassipes juntamente com *Salvinia auriculata* Aubl foram as espécies de macrófitas mais comuns e abundantes em quatro das cinco baías estudadas (Fig. 3A-E).

A abundância de adultos e imaturos foi correlacionada, embora fracamente, com a frequência relativa de *E. crassipes* (Tabela II). Apesar disso, a regressão simples demonstrou que a variação na abundância, em função da frequência de *E. crassipes*, é significativa para os adultos ($r^2 = 0,16$; $F_{1,58} = 11,17$; $P = 0,001$), e imaturos ($r^2 = 0,19$; $F_{1,58} = 13,73$; $P = 0,000$) (Fig. 4A,B).

Tabela III. Abundância e proporção de adultos e imaturos de *Neochetina eichhorniae* e *Neochetina bruchi*, por baía marginal ao rio Cuiabá, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006), no Pantanal de Barão de Melgaço-MT.

Meses	baía 1		baía 4		baía 6		baía 7		baía 10	
	Adultos	Imaturos	Adultos	Imaturos	Adultos	Imaturos	Adultos	Imaturos	Adultos	Imaturos
D	35	17	19	10	13	37	0	0	17	28
J	48	13	34	4	22	3	42	3	73	27
F	19	6	23	16	46	12	1	0	54	13
M	25	10	43	12	14	7	19	2	55	8
A	25	19	46	5	17	8	141	2	79	19
M	72	18	48	6	22	1	0	0	61	13
J	63	3	29	3	12	0	17	1	68	9
J	57	3	11	1	51	9	10	2	67	5
A	40	10	0	0	19	3	21	6	72	6
S	17	1	15	5	15	1	12	0	2	1
O	18	6	7	4	8	4	26	4	4	3
N	12	15	19	35	17	8	22	0	27	47
Total (N)	431	121	294	101	256	93	311	20	579	179
%	78,10	21,90	74,40	25,60	73,40	26,40	93,96	6,04	76,40	23,60

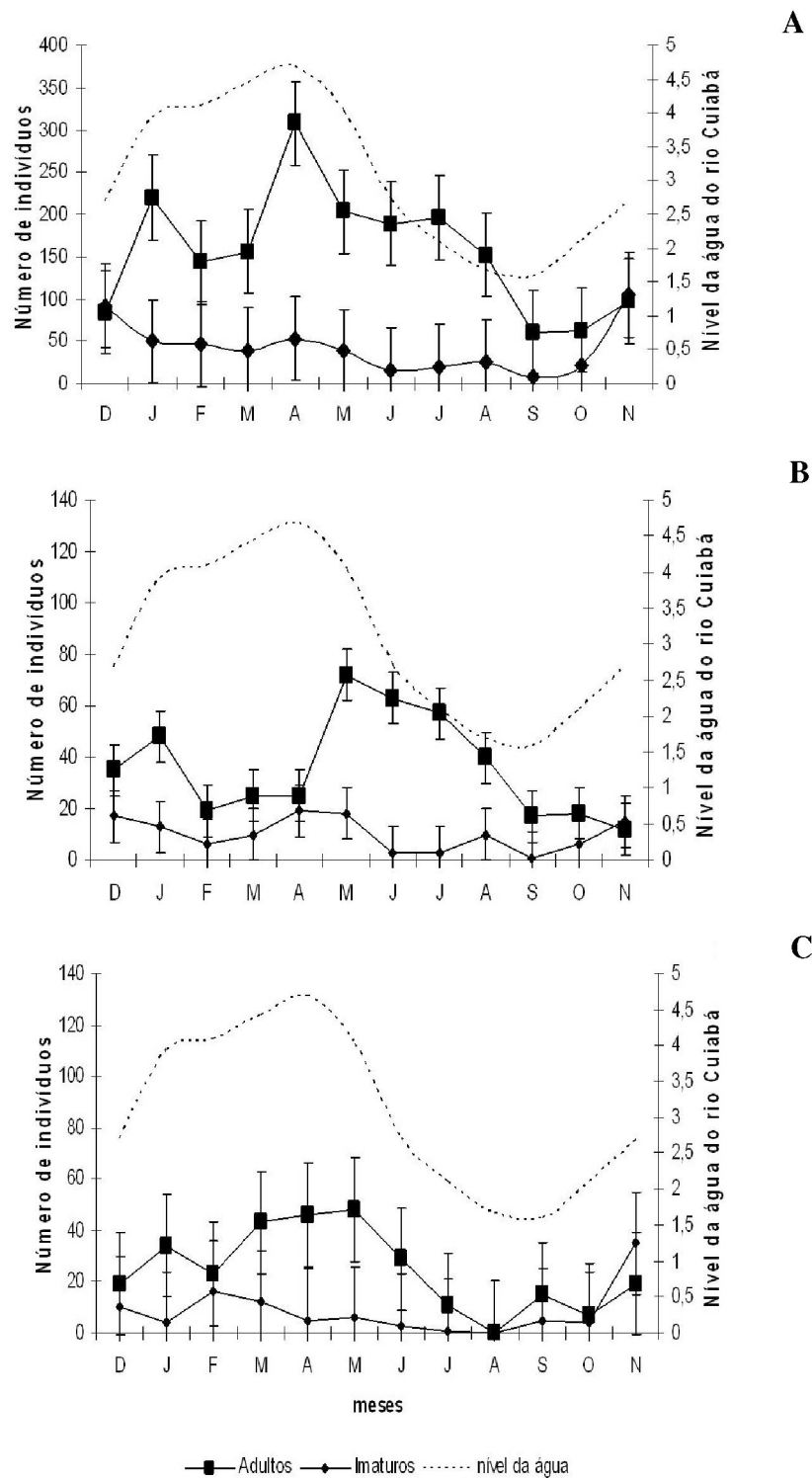


Fig. 1. Flutuação populacional de adultos e imaturos de *Neochetina eichhorniae* e *Neochetina bruchi*, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006), nas baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT. A- abundância total, B-baía de número um, e C-baía de número quatro.

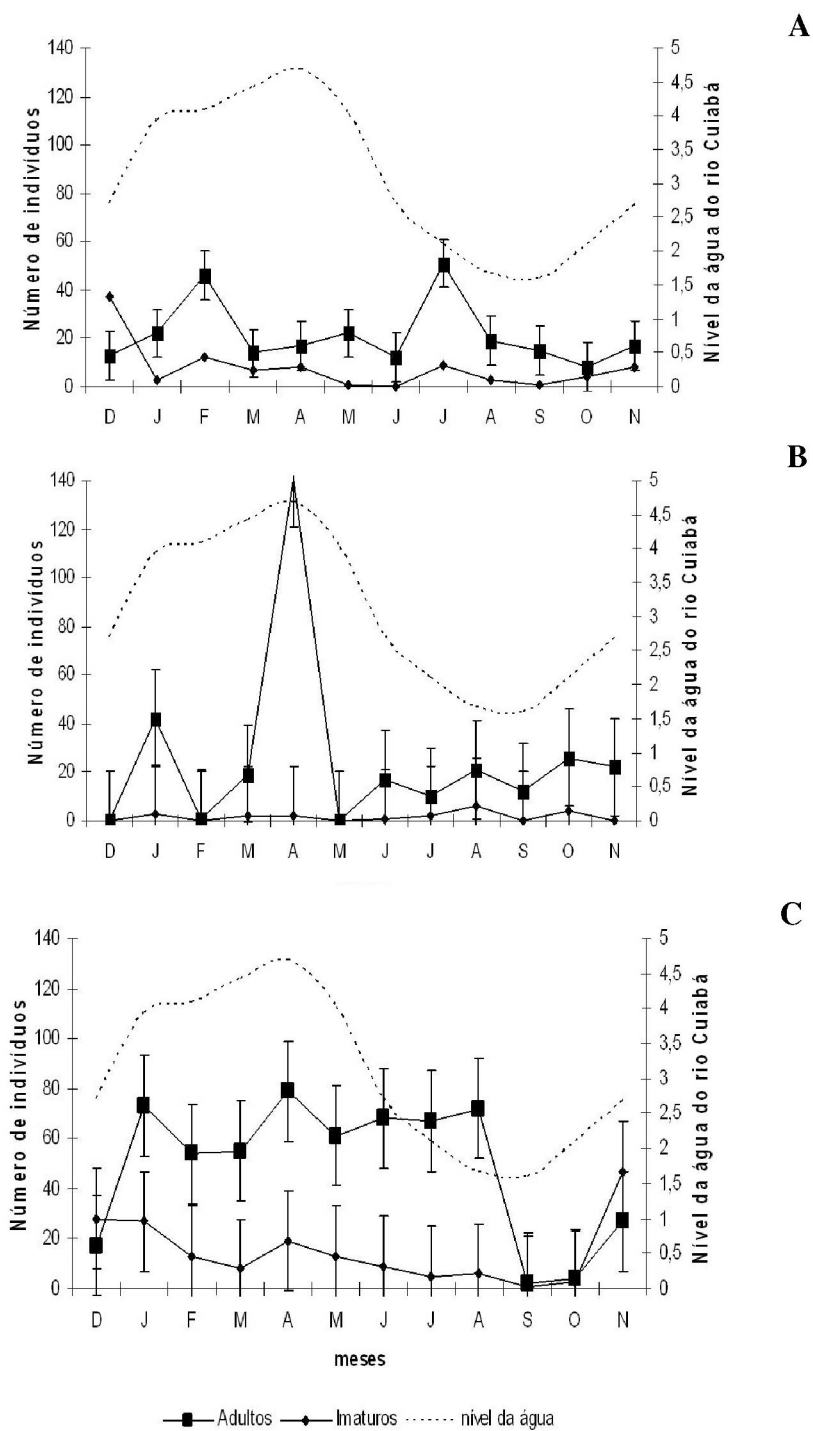


Fig. 2. Flutuação populacional de adultos e imaturos de *Neochetina eichhorniae* e *Neochetina bruchi* ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006), nas baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT. A- baía de número seis, B-baía de número sete e C-baía de número dez.

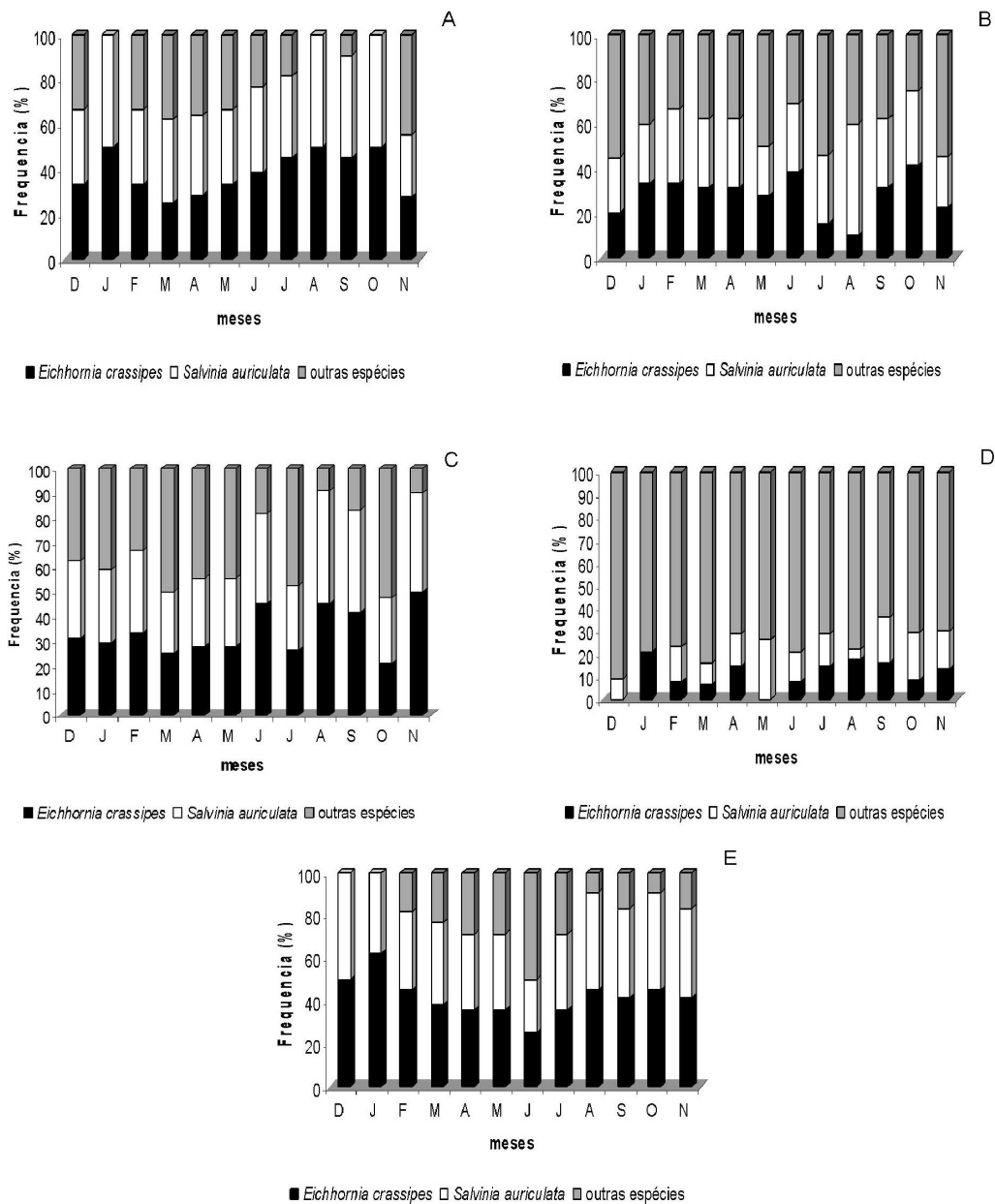


Fig. 3. Frequência relativa das espécies de macrófitas aquáticas, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006), em cinco baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT. A-baía de número um, B-baía de número quatro, C-baía de número seis, D-baía de número sete e E-baía de número dez.

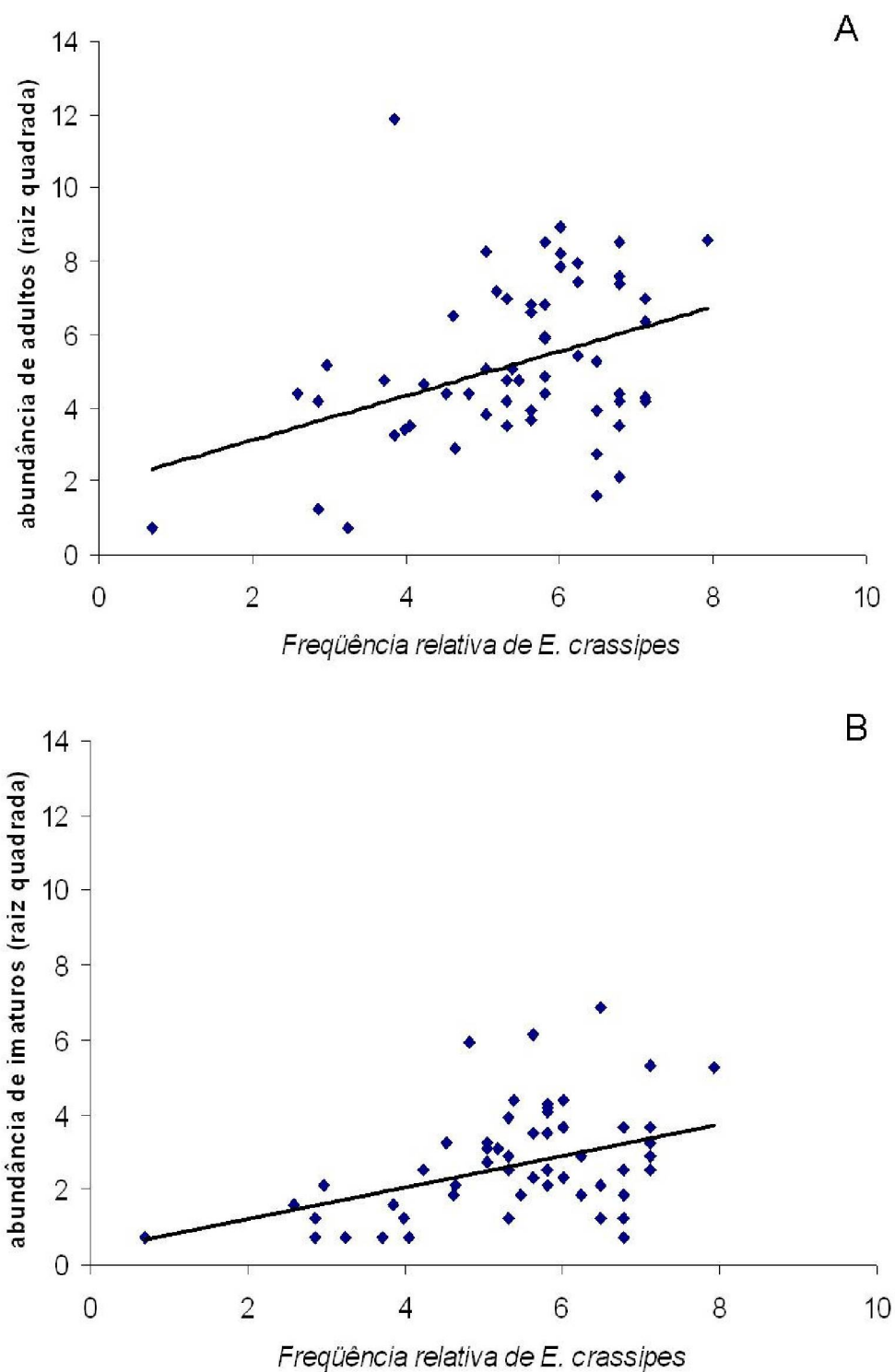


Fig. 4. Correlação entre a abundância de duas espécies de *Neochetina* e a frequência relativa de *Eichhornia crassipes*, ao longo de um ciclo hidrológico (dezembro de 2005 a novembro de 2006), em cinco baías marginais ao rio Cuiabá, Pantanal de Barão de Melgaço-MT. A-adultos ($r^2 = 0,16$; $F_{1,58} = 11,171$; $P = 0,001$) e B-imaturos ($r^2 = 0,19$; $F_{1,58} = 13,731$; $P = 0,000$).

4. DISCUSSÃO

Fatores climáticos são os principais responsáveis por características populacionais dos insetos, tais como sucesso reprodutivo, crescimento populacional, dispersão e interações intra e interespecíficas (Speight *et al.* 1999). Entretanto, em pequenas escalas espaciais, tais características podem se mostrar homogêneas em relação à variação climática local (Center & Dray 1992).

Quando se comparam dados populacionais dessas duas espécies de *Neochetina*, obtidos na Argentina (DeLoach & Cordo 1976b), com os deste estudo conduzido no norte do Pantanal mato-grossense, verificam-se diferenças em relação à dominância das espécies ao longo do ano, bem como uma maior proporção de adultos em relação aos imaturos. Estas diferenças, provavelmente, ocorrem devido às variações ambientais ao longo do gradiente latitudinal e longitudinal entre as duas localidades. DeLoach & Cordo (1976b), registraram respostas biológicas distintas para *N. eichhorniae* e *N. bruchi* relacionadas com a variação de temperatura, indicando preferência de cada espécie por zonas climáticas específicas, sendo esta última, mais tolerante ao frio (DeLoach & Cordo 1983).

Em estudos ecológicos de pequena escala, a exemplo deste, desenvolvido nas baías marginais distribuídas numa seção de 32,6 Km do rio Cuiabá, Pantanal mato-grossense, o clima pode interferir indiretamente na dinâmica populacional dessas espécies. Nesta área, a temperatura varia muito pouco ao longo do ano (ver Fig. 2A do Capítulo I), e a precipitação é apenas um dos fatores ligados à dinâmica hídrica neste sistema (Junk 1997; Junk & Da Silva 1999). Devido a isso, a flutuação do nível da água explicou muito pouco sobre a variação na abundância de adultos ao longo do ciclo hidrológico estudado. Desta maneira, o regime hídrico, provavelmente, mesmo que indiretamente, tem um papel mais importante que o clima sobre a comunidade de insetos fitófagos associados às macrófitas aquáticas nesta área.

A variação temporal na abundância de adultos e imaturos de *N. eichhorniae* e *N. bruchi* entre as baías estudadas, pode, provavelmente, ser influenciada pela conectividade destes e de outros corpos d'água. Este processo explica as variações físico-químicas que ocorrem nestes ambientes ao longo do tempo, influenciando a produtividade, fenologia e densidade das macrófitas aquáticas, bem como de *E. crassipes* (Neiff & Poi de Neiff 2003).

Os curculionídeos dependem diretamente da produtividade e qualidade da planta, que lhes garante disponibilidade de recurso alimentar, sítios de oviposição e substrato para o desenvolvimento larval, afetando a taxa de oviposição das fêmeas, desenvolvimento larval, e

conseqüentemente, a densidade populacional local (Arzaluz & Jones 2001; McNeill *et al.* 2003). Desta maneira, os insetos associados a *E. crassipes* podem apresentar adaptações e sincronismos de seu ciclo de vida com a fenologia da planta, especialmente estes curculionídeos, que segundo Center & Dray (1992), exibem diferentes respostas às condições do local e à qualidade da planta hospedeira.

A qualidade das macrófitas aquáticas depende de condições eutróficas, como elevada concentração de nutrientes e baixo fluxo de água. Tais condições são específicas de cada ambiente, e podem favorecer rápidas taxas de crescimento destas plantas. Se as características climáticas são homogêneas em uma determinada área, a dinâmica populacional de *N. eichhorniae* e *N. bruchi*, bem como a variação na abundância dessas espécies em diferentes locais, ou num mesmo local, podem ocorrer em função da qualidade da planta, que por sua vez, depende da carga de nutrientes no ambiente aquático (Center & Dray 1992; Hill & Cilliers 1999).

Além disso, outros fatores devem ser levados em consideração. McNeill *et al.* (2003), argumentaram que a diferença de densidade observada entre os estágios do ciclo de vida de curculionídeos, ao longo do tempo, deve-se à densidade dependente, e nos adultos, devido à sobreposição de gerações. No Pantanal norte a maior proporção de adultos em relação a larvas e pupas de *Neochetina* ao longo do ano, deve-se provavelmente, a esta “densidade dependente” (e.g. Speight *et al.* 1999), que está intimamente relacionada com a longevidade dos adultos.

DeLoach & Cordo (1976a), mencionaram que estes insetos podem sobreviver até quatro meses no campo. Em laboratório, alguns adultos de *N. eichhorniae* coletados no Pantanal de Barão de Melgaço-MT sobreviveram cerca de seis meses (dados não publicados). Portanto, corroborando estes autores, a variação na densidade de adultos de *N. eichhorniae* registrada ao longo de um ano de estudo nesta área, ocorre devido à sobreposição das gerações, influenciando diretamente as taxas de natalidade e mortalidade dentro da população.

A densidade larval também é dependente, mas ao contrário do que ocorre com os adultos, é explicada por competição intraespecífica. Ontogenia e dinâmica foliar são importantes forças que controlam a dispersão destes insetos dentro da planta, atuando na mortalidade de ovos e larvas (Center 1987).

Wilson *et al.* (2006), demonstraram que a sobrevivência das larvas de primeiro e segundo instar diminui quando a densidade larval aumenta. Estes autores discutiram, com base em estudos prévios, que a mortalidade, principalmente larval, é dependente da

densidade, fazendo com que o tamanho das populações de *Neochetina* spp. seja regulado também durante este estágio. Consideraram também, que o número de adultos não pôde ser correlacionado fortemente com o número de larvas devido às diferenças existentes nas taxas de oviposição das fêmeas ao longo do tempo.

Diferentemente do que foi observado em estudos realizados na Argentina e na Flórida (EUA) (e.g. DeLoach & Cordo 1976a; Center & Dray 1992), populações de *N. eichhorniae* e *N. bruchi* no Pantanal norte não alternaram abundância ao longo do ano (Tabela I). As condições particulares desta região devem atuar sobre a abundância relativa destas espécies.

Center & Dray (1992), em estudos realizados no sul da Flórida, mencionaram que a maior proporção de fêmeas com atividade reprodutiva, ocorreu nas colônias de plantas saudáveis, com a população de *N. eichhorniae* excedendo a de *N. bruchi*. A fenologia da planta e seu estado de estresse, devido à ação dos herbívoros, foram os principais fatores que influenciaram os atributos populacionais destes curculionídeos, como exemplo, a atividade reprodutiva e proporção de adultos.

Estas espécies ovipositam e descansam nas diferentes partes da planta hospedeira. *Neochetina bruchi* prefere bulbos velhos dos pecíolos, e *N. eichhorniae* pecíolos longos e jovens. Dependendo do número de indivíduos por planta e do seu desenvolvimento sazonal, ambas as espécies coexistem sobre o mesmo hospedeiro, devido a substituição de suas abundâncias, e preferência por diferentes locais de oviposição. A segregação das espécies também ocorre entre diferentes plantas dentro de uma mesma área (DeLoach & Cordo 1976a, b).

Provavelmente, por ser mais competitiva, *N. eichhorniae* interfere na abundância de *N. bruchi* sobre os bancos de *E. crassipes* do Pantanal mato-grossense, pois segundo DeLoach & Cordo (1976b) e Center & Dray (1992), *N. bruchi* possui uma maior sensibilidade em relação à qualidade da planta, exigindo requerimento nutricional mais alto do que *N. eichhorniae*. Estas afirmativas foram corroboradas por Heard & Winterton (2000), quando avaliando a interação entre o *status* nutricional de *E. crassipes* com a herbivoria de *N. eichhorniae* e *N. bruchi*, verificaram que estas espécies reduziram o crescimento da planta independentemente da concentração de nutriente. Entretanto, *N. bruchi* foi a espécie que apresentou maior dano em plantas que crescem em concentrações elevadas de nutrientes, demonstrando melhor capacidade reprodutiva, gerando um maior número de larvas e causando danos mais severos à planta.

Apesar da variação climática e dinâmica do regime hídrico, as duas espécies de *Neochetina* coletadas no Pantanal de Barão de Melgaço-MT, apresentaram padrão temporal de abundância larval equiparável às populações estudadas na Argentina (DeLoach & Cordo, 1976a). Estes insetos, provavelmente, possuem três gerações por ano no Pantanal, apesar de terem sido identificadas apenas duas através dos picos populacionais de larvas e adultos.

A primeira geração de adultos na Argentina surge em setembro e outubro, aumentando gradativamente ao longo do ano, a segunda emerge em janeiro, se sobrepondo à primeira, fazendo com que o segundo pico populacional do ano seja o maior entre os três. A taxa máxima de oviposição ocorreu entre outubro e novembro, e conseqüentemente, o maior número de larvas atinge os maiores picos em dezembro (DeLoach & Cordo, 1976a).

É provável que o mesmo ocorra nesta área de estudo em relação às maiores taxas de oviposição, número e sobreposição de gerações. As larvas que ocorreram em maior abundância nos meses da enchente, em quatro, dentre as cinco baías estudadas, provavelmente, são responsáveis pela primeira geração de adultos, identificada pelos picos populacionais nos meses da cheia.

A distribuição dos adultos e imaturos de *N. eichhorniae* e *N. bruchi* variou significativamente ao longo do tempo. A frequência relativa de *E. crassipes* na área de estudo explicou significativamente parte dessa variação, pois *E. crassipes* juntamente com *Salvinia auriculata* Aubl., foram as espécies de macrófitas mais comuns e abundantes em quatro das cinco baías estudadas (Fig. 3A-E). Estas plantas abrigam uma grande diversidade e abundância de invertebrados, afetam as relações tróficas, aumentando a disponibilidade desses organismos para outras comunidades como peixes e aves (Poi de Neiff & Carignan 1997), além de exercerem um importante papel ecológico sobre estas espécies, e provavelmente, sobre a comunidade de Curculionidae associada à estas.

O conhecimento sobre a interação entre insetos e plantas é de grande importância, pois a competição e herbivoria são fatores chave que determinam a dinâmica e estrutura da comunidade de plantas aquáticas. Segundo Center *et al.* (2005), a herbivoria causada por *N. eichhorniae* e *N. bruchi* atua na competição entre *E. crassipes* e *Pistia stratiotes* L.. Sem ação dos insetos, a competição intraespecífica dos indivíduos de *E. crassipes* é mais intensa em termos de biomassa produzida, em comparação com a interespecífica. O contrário ocorre, e o efeito da competição se equipara com a ação do herbívoro. As duas espécies de curculionídeos reduziram a biomassa de *E. crassipes*, afetando direta ou indiretamente a

dinâmica da planta, alterando a relação de competição entre estas duas espécies de macrófitas (Center *et al.* 2005).

5. REFERÊNCIAS

- Aguilar, J. A.; O. M. Camarena; T. D. Center & G. Bojórquez. 2003. Biological control of waterhyacinth in Sinaloa, Mexico with the weevils *Neochetina eichhorniae* e *N. bruchi*. **Biocontrol** **48**: 595-608.
- Andres, L. A. & F. D. Bennett. 1975. Biological control of aquatic weeds. **Annual Review of Entomology** **20**: 31-46.
- Arzaluz, I. O. & R. W. Jones. 2001. Ecology and phenology of the boll weevil (Coleoptera: Curculionidae) on an unusual wild host, *Hibiscus pernambucensis*, in southeastern Mexico. **Journal of Economic Entomology** **94**: 1405-1412.
- Battirola, L. D. 2007. Estratificação vertical e distribuição temporal da comunidade de artrópodes terrestres em uma floresta monodominante sazonalmente inundável na região norte do Pantanal de Mato Grosso, Brasil. **Tese de Doutorado, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba**, 565 p.
- Center, T. D. 1987. Do Waterhyacinth leaf age and ontogeny affect intra-plant dispersion of *Neochetina eichhorniae* (Coleoptera: Curculionidae) eggs and larvae? **Environmental Entomology** **16**: 699-707.
- Center, T. D & F. A. Dray Jr. 1992. Associations between waterhyacinth weevils (*Neochetina eichhorniae* and *N. bruchi*) and phenological stages of *Eichhornia crassipes* in southern Florida. **The Florida Entomologist** **75**: 196-221.
- Center, T. D.; T. K. Van; F. A. Dray Jr.; S. J. Franks; M. T. Rebelo; P. D. Pratt & M. B. Rayamajhi. 2005. Herbivory alters competitive interactions between two invasive aquatic plants. **Biological Control** **33**: 173-185.
- De Lima, Z. M.; A. M. De Paula; E. C. Sérgio; C. R. A. Soares & M. Macedo. 1999. Aspectos ecológicos da dispersão em “camalotes” de macrófitas aquáticas na baía Piuval, Pantanal de Poconé – MT, p. 381-385. *In: II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação*. Corumbá-MS, 1996. Brasília, EMBRAPA – CPAP, 537 p.
- DeLoach, C. J. 1975a. Evaluation of candidate Arthropods for biological control of waterhyacinth: Studies in Argentina, p. 45-50. *In: P. L. Brezonik & J. L. Fox (eds.)*.

Proceedings of a Symposium on Water Quality Management through Biological Control. Gainesville, FL.

- DeLoach, C. J. 1975b. Identification and biological notes on the species of *Neochetina* that attack Pontederiaceae in Argentina (Coleoptera: Curculionidae: Bagoini). **Coleopterists Bulletin** **29**: 257-265.
- DeLoach, C. J. 1976. *Neochetina bruchi*, a biological control agent of waterhyacinth: host specificity in Argentina. **Annals of the Entomological Society of America** **69**: 635-642.
- DeLoach, C. J. & H. A. Cordo. 1976a. Ecological studies of *Neochetina bruchi* and *N. eichhorniae* on waterhyacinth in Argentina. **Journal of Aquatic Plant Management** **14**: 53-59.
- DeLoach, C. J. & H. A. Cordo. 1976b. Life cycle and biology of *Neochetina bruchi*, a weevil attacking waterhyacinth in Argentina, with notes on *N. eichhorniae*. **Annals of the Entomological Society of America** **69**: 643-652.
- DeLoach, C. J. & H. A. Cordo. 1983. Control of water hyacinth by *Neochetina bruchi* (Coleoptera: Curculionidae: Bagoini) in Argentina. **Environmental Entomology** **12**:81-84.
- Denny, P. 1994. Biodiversity and wetlands. **Wetlands Ecology and Management** **31**: 55-61.
- Dourojeanni, M. J. 2006. **Construindo o futuro do Pantanal**. Rio de Janeiro, SESC, 303 p.
- Heard, T. A. & S. L. Winterton. 2000. Interactions between nutrient status and weevil herbivory in the biological control of water hyacinth. **Journal of Applied Ecology** **37**: 117-127.
- Hill, M. P. & C. J. Cilliers. 1999. A review of the arthropod natural enemies, and factors that influence their efficacy, in the biological control of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach (Pontederiaceae), in south Africa. **African Entomology Memoir** **1**: 103-112.
- Hongo, H. & P. Mjema. 2002. Effects of agricultural activities in Kagera riverine wetlands on water hyacinth control, p.1-5. *In*: **3º WaterNet/Warfsa Symposium 'Water Demand Management for Sustainable Development'**, Dar es Salaam.
- Junk, W. J. 1997. General aspects of floodplain ecology with special reference to amazonian floodplains, p.3-20. *In*: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Junk, W. J. & C. J. Da Silva. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso, p. 17-28. *In*: **II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-**

- econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação.** Corumbá-MS, 1996. Brasília, EMBRAPA – CPAP, 537 p.
- Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river - floodplain systems. **Canadian Special Publication Fisheries Aquatic Sciences 106:** 110-127.
- Junk, W. J.; Nunes da Cunha, C.; Wantzen, K. M.; Petermann, P.; Strüsmann, C.; Marques, M. I. & Adis, J. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Aquatic Science 68:** 278-309.
- McNeill, M. R.; J. R. Proffitt; N. D. Barlow & S. L. Goldson. 2003. Population regulation of Argentine stem weevil *Listronotus bonariensis* (Kuschel) (Coleoptera: Curculionidae) in dryland New Zealand pasture: a multitrophic interaction. **Environmental Entomology 32:** 771-779.
- Morrone, J. J. & C. W. O'Brien. 1999. The aquatic and semiaquatic weevil (Coleoptera: Curculionoidea: Curculionidae, Dryophthoridae and Eirrhiniinae) of Argentina, with indication of their host plants. **Physis Seccion C. 57:** 25-37.
- Neiff, J. J. & A. S. Poi de Neiff. 1984. Câmbios estacionais em la biomassa de *Eichhorniae crassipes* (Mart.) Solms y su fauna en una laguna del Chaco, Argentina. **Ecosur 11:** 51-60.
- Neiff, J. J. & A. S. Poi de Neiff. 2003. Connectivity processes as a basis for the management of aquatic plants, p. 39-58. *In:* S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas.** Maringá, UEM, 341 p.
- Nunes da Cunha, C & W. Junk. 1999. 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:* **II Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal – Manejo e Conservação.** Corumbá-MS, 1996. Brasília, EMBRAPA – CPAP, 537 p.
- O'Brien, C. W. 1976. A taxonomic revision of the new world subaquatic genus *Neochetina* (Coleoptera: Curculionidae: Bagoiini). **Annals of the Entomological Society of America 69:** 165-174.
- Poi de Neiff, A. & R. Carignan. 1997. Macroinvertebrates on *Eichhorniae crassipes* roots in two lakes of the Paraná river floodplain. **Hydrobiologia 345:** 185-196.
- Speight, M.R.; M. D. Hunter & A. D. Watt. 1999. **Ecology of insects: Concepts and applications.** London, Blackwell Science Ltd, 350 p.

- Takeda, A. M.; G. M. Souza-Franco; S. M. de Melo & A. Monkolski. 2003. Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil), p. 243-260. *In*: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Thomaz, S. M. & L. M. Bini. 2003. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil, p.19-38. *In*: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Wantzen, K. M.; E. Drago & C. J. Da Silva. 2005. Aquatic habitats of the upper Paraguai river-floodplain-system and parts of the Pantanal (Brazil). **Ecohydrology Hydrobiology** 5:107-126.
- Wilson, J. R. U.; M. Rees & O. Ajuonu. 2006. Population regulation of a classical biological control agent: larval density dependence in *Neochetina eichhorniae* (Coleoptera: Curculionidae), a biological control agent of water hyacinth *Eichhornia crassipes*. **Bulletin of Entomological Research** 96:145-152.

Aceitabilidade alimentar de macrófitas aquáticas por adultos de *Argentinorhynchus breyeri* Brèthes (Coleoptera, Curculionidae) na Amazônia Central e ocorrência de besouros deste gênero em *Pistia stratiotes* L. (Araceae)

ABSTRACT. Feeding acceptability of the aquatic macrophytes by adults of *Argentinorhynchus breyeri* Brèthes (Coleoptera, Curculionidae) in the Central Amazon and the occurrence of beetles of this genus in *Pistia stratiotes* L. (Araceae). Feeding acceptability by adults of *Argentinorhynchus breyeri* Brèthes, 1910 originating from the Marchantaria Island, Manaus (Amazon, Brazil) was tested in 12 macrophyte species and a control. Feeding signs were observed in *Pistia stratiotes* L., *Limnobium laevigatum* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine, *Phyllanthus fluitans* Benth. ex Müll. Arg. and *Salvinia* sp.. The individuals fed with *P. stratiotes* did not eat significantly different quantities, and had a higher survival rate than the rest of the tested vegetable species. There was no significant difference in the consumption between the leaves in the centre and in the periphery in *P. atratiotes*, however, the top of the leaf was the most devoured region. Nine species belonging to five genera of Stenopelmini were collected in *P. stratiotes*, and one species of a non-identified genus belonging to Cryptorhynchinae. For the first time in Brazil the co-occurrence of *A. breyeri*, *Argentinorhynchus minimus* O'Brien & Wibmer, 1989b and *Argentinorhynchus squamosus* (Hustache, 1926) was registered and in the case of the two latter species this was the first time they have been seen in the Amazon State. The highest abundance and frequency were observed for *A. breyeri*, with July and August being the months of higher and lower representativity, respectively.

KEYWORDS. New records; sympatric species; waterlettuce; weevil.

RESUMO. Aceitabilidade alimentar de macrófitas aquáticas por adultos de *Argentinorhynchus breyeri* Brèthes (Coleoptera, Curculionidae) na Amazônia Central, e ocorrência de besouros deste gênero em *Pistia stratiotes* L. (Araceae). A aceitabilidade alimentar por adultos de *Argentinorhynchus breyeri* Brèthes, 1910 provenientes da Ilha de Marchantaria, Manaus (Amazonas, Brasil) foi testada em 12 espécies de macrófitas além do controle. Marcas de alimentação foram observadas apenas em *Pistia stratiotes* L., *Limnobium laevigatum* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine, *Phyllanthus fluitans* Benth. ex Müll. Arg. e *Salvinia* sp.. Os indivíduos alimentados com *P. stratiotes* não consumiram quantidades significativamente diferentes entre si, e tiveram uma sobrevivência maior do que nas demais espécies vegetais testadas. Não houve diferença significativa no consumo entre as folhas do centro e da periferia em *P. stratiotes*, entretanto, o ápice da folha foi a região mais consumida. Em *P. stratiotes* foram coletadas nove espécies pertencentes a cinco gêneros de Stenopelmini, e uma espécie de gênero não identificado pertencente à Cryptorhynchinae. Registra-se pela primeira vez para o Brasil a co-ocorrência de *A. breyeri*, *Argentinorhynchus minimus* O'Brien & Wibmer, 1989b e *Argentinorhynchus squamosus* (Hustache, 1926), e estas duas últimas espécies pela primeira vez para o Estado do Amazonas. A maior abundância e frequência foram observadas para *A. breyeri*, sendo os meses de julho e agosto, o de maior e menor representatividade, respectivamente.

PALAVRAS-CHAVE. Alface d'água; espécies simpátricas; gorgulho; novos registros.

1. INTRODUÇÃO

Pistia stratiotes L. (Araceae), alface d'água, é uma macrófita aquática de grande importância econômica, pois infesta muitos corpos d'água no sudoeste dos Estados Unidos, e algumas regiões tropicais e subtropicais do mundo (Wheeler & Halpern 1999). De acordo com a literatura, muitos foram os esforços para o controle biológico desta planta em várias regiões por meio da introdução de organismos, a exemplo de *Neohydronomus affinis* Hustache, 1926 (Coleoptera, Curculionidae), com resultados positivos na Austrália, Papua Nova Guiné, África do Sul, Zimbábue e Botsuana. Por outro lado, na Flórida (USA), apesar da liberação deste curculionídeo, nenhum resultado nesse sentido foi alcançado (Barreto *et al.* 1999; Cordo & Sosa 2000).

Cordo & Sosa (2000) relacionaram uma grande variedade de organismos, a maioria insetos, que atacam a alface d'água na América do Sul e outras regiões biogeográficas, indicando prováveis níveis de especificidade hospedeira. Alguns destes grupos têm esta planta como única hospedeira, a exemplo das espécies de *Argentinorhynchus* Brèthes, 1910. Este gênero está composto por seis espécies distribuídas desde o México até Argentina, algumas, dependendo da localidade, ocorrem em simpatria e sincronismo (O'Brien & Wibmer 1989b). Cinco espécies, *Argentinorhynchus breyeri* Brèthes, 1910, *A. squamosus* (Hustache, 1926), *A. bruchi* (Hustache, 1926), *A. bennetti* O'Brien & Wibmer, 1989a e *A. minimus* O'Brien & Wibmer, 1989b estão associadas com *P. stratiotes*, e freqüentemente, pelo menos duas delas são encontradas na mesma planta. *Argentinorhynchus kuscheli* O'Brien & Wibmer, 1989b foi coletada em *Nymphaea sp.*, mas como a maioria das espécies deste gênero tem sido encontrada se alimentando em *P. stratiotes*, acredita-se que esta seja também a planta hospedeira deste curculionídeo, bem como das demais espécies (O'Brien & Wibmer 1989a, b).

Estudos preliminares relacionados à biologia e testes alimentares com adultos e larvas de *A. bruchi*, foram realizados por Cordo *et al.* (1978) na Argentina, indicando que as espécies do grupo são potenciais agentes controladores de *P. stratiotes*, e, portanto, mais estudos são necessários (O'Brien & Wibmer 1989a; Cordo & Sosa 2000).

Dentre as espécies do gênero, *A. breyeri* é a mais amplamente distribuída, com registro para 64 localidades e oito países. Esta espécie foi selecionada para estudos biológicos na Argentina como a mais promissora no controle biológico de *P. stratiotes* por vários fatores,

sendo os principais, alta capacidade reprodutiva, grandes danos na planta hospedeira e baixa mortalidade em estudos laboratoriais (Cordo & Sosa 2000).

No Brasil, esta espécie está registrada apenas para os estados do Amazonas, Pará e Mato Grosso (O'Brien & Wibmer 1989a). Na Amazônia Central ocorre em abundância nas áreas de várzea, distribuída nos bancos de macrófitas dominados por *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitch., seguida por *Paspalum repens* Berg., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Salvinia auriculata* Aubl. e *P. stratiotes*. Em Mato Grosso foi coletada em bancos com predomínio de *P. stratiotes* na baía do Coqueiro, Pirizal, Pantanal de Poconé (obs. pess.).

Dentro deste contexto, e também devido à escassez de informações a respeito do hábito alimentar de *A. breyeri*, apresenta-se um estudo abordando a distribuição temporal, abundância e especificidade alimentar com adultos de *A. breyeri* e suas plantas associadas distribuídas nas várzeas da Amazônia Central. Além disso, são fornecidos para esta área, dados sobre a composição da fauna de Curculionidae associada à *P. stratiotes* com base em observações laboratoriais e de campo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

A Ilha de Marchantaria, inserida na área de várzea do rio Solimões, localiza-se a cerca de 15 Km acima da confluência dos rios Negro e Solimões, entre as coordenadas 03°15'S e 59°58'W, Município de Iranduba, Amazonas, Brasil (Kern & Darwich 2003; Yamamoto *et al.* 2004; Zerm *et al.* 2004). Esta região está submetida ao processo natural de variação do nível da água. As florestas e áreas adjacentes ficam encobertas por até 10 m de água ao longo de 5 a 7 meses durante o período de março a setembro, dependendo da elevação do terreno, e amplitude da inundação, resultando em períodos definidos como seca e cheia (Adis 1981, 1984; Junk & Piedade 1993).

2.2. Observações em campo

As coletas foram realizadas no período de 08/III a 09/VIII de 2005, em locais com bancos de vegetação macrofítica bem desenvolvida, distribuídos ao longo da área de estudo, desde a entrada da Ilha de Marchantaria até o lago Camaleão. O procedimento consistiu na

busca visual de *P. stratiotes* com auxílio de binóculo, seguida por coleta manual dos indivíduos, adultos ou larvas, durante seis h/homem em barco a motor, a cada 15 dias. Os indivíduos capturados eram acondicionados em potes de plástico de 500 ml contendo uma folha da planta hospedeira, e transportados para o laboratório de Entomologia INPA/Max-Planck em caixa isotérmica de isopropileno. As plantas utilizadas nos testes de aceitabilidade alimentar foram coletadas a cada sete dias devido a sua fragilidade quando mantidas em ambiente artificial, transportadas em sacos de plástico, e posteriormente, transferidas e mantidas em caixas de amianto em ambiente aberto próximo ao referido laboratório.

2.3. Teste de aceitabilidade alimentar

Com o objetivo de quantificar o número de espécies de macrófitas utilizadas por adultos de *A. breyeri* na sua alimentação, foi realizado um teste de aceitabilidade (sem escolha) em condições naturais de temperatura e luminosidade, com 12 espécies de macrófitas, além do controle (indivíduo sem alimento), durante o período de 13-VI a 14-VII-2005. Os indivíduos utilizados no experimento foram mantidos em potes de plástico de 500 ml, contendo folha das espécies de macrófitas mais comuns e freqüentes na área de estudo tais como *Azolla* sp. (Azollaceae), *Echinochloa polystachya* (Poaceae), *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae), *Ipomoea aquatica* Forssk. (Convolvulaceae), *Limnobium laevigatum* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine (Hydrocharitaceae), *Ludwigia helminthorrhiza* (Mart.) H. Hara (Onagraceae), *Paspalum repens* (Poaceae), *Phyllanthus fluitans* Benth. ex Müll. Arg. (Euphorbiaceae), *Pistia stratiotes* (Araceae), *Pontederia rotundifolia* (L.f.) Cast. (Pontederiaceae), *Salvinia auriculata* e *Salvinia* sp. (Salviniaceae).

Para cada espécie de macrófita testada foram feitas 10 repetições. Cada repetição continha um casal de *A. breyeri* de idades desconhecidas, que permaneceram sem alimentação por um período de 24 horas antecedentes ao início do experimento. O monitoramento foi feito a cada dois dias, ao longo de 14 dias, para avaliação dos parâmetros relativos à sobrevivência, marcas de alimentação (“spots”) e oviposição. A preferência alimentar por partes da planta foi verificada com base no arranjo ou disposição das folhas no centro ou na periferia da planta (Fig. 1A), e regiões categorizadas em apical, mediana e basal para cada folha (Fig. 1B). As plantas empregadas no teste variaram de 5 a 15 cm de diâmetro.

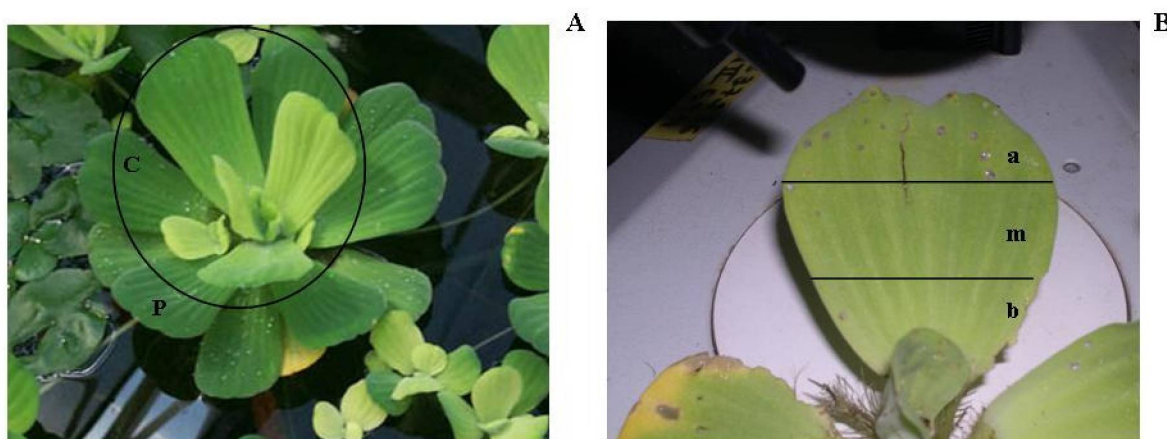


Fig. 1. Arranjo das folhas (A) e regiões categorizadas na folha de *Pistia stratiotes* (B). c- centro, p- periferia, a- apical, m- mediana, b- basal.

2.4. Análise estatística

A variação na sobrevivência e consumo por meio do número de marcas de alimentação entre as réplicas do tratamento com *P. stratiotes*, foi observada aplicando-se a análise de variância (ANOVA) e Teste de Tukey, ambos a 5% de probabilidade. Para avaliar a preferência alimentar pelas folhas do centro ou periferia da planta, empregou-se o teste Qui-quadrado, e entre regiões das folhas (ápice, meio ou base), aplicou-se ANOVA e Teste de Tukey (5% de probabilidade).

3. RESULTADOS

3.1. Observações em campo

Durante os cinco meses de estudo foram coletados em *P. stratiotes*, nove espécies de curculionídeos adultos pertencentes a cinco gêneros de Stenopelmini, *Argentinorhynchus breyeri* (N = 665), *A. squamosus* (N = 5), *A. minimus* (N = 1); *Neochetina bruchi* Hustache, 1926 (N = 45) e *N. eichhorniae* Warner, 1970 (N = 4); *Neohydronomus pulchelus* Hustache, 1926 (N = 15) e *N. affinis* (N = 10); *Ochetina uniformis* Pascoe, 1881 (N = 63); *Tanysphiroideus* sp. (N = 1), e uma espécie de gênero não identificado pertencente a Cryptorhynchinae (N = 2).

A maior abundância e frequência ocorreram para *A. breyeri*, sendo julho o mês de maior representatividade (N = 189), e agosto o de menor abundância (N = 11) (Fig. 2). Foram coletados também entre os pecíolos de *E. crassipes*, três adultos de *A. breyeri*, além da planta hospedeira.

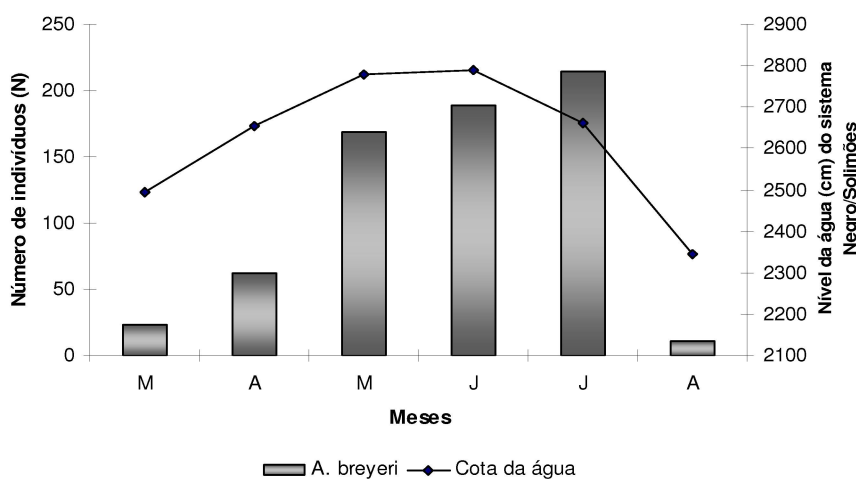


Fig. 2. Abundância de adultos de *Argentinorhynchus breyeri* coletados em *Pistia stratiotes* na Ilha de Marchantaria, Amazonas, Brasil, entre março e agosto de 2005.

3.2. Teste de Aceitabilidade Alimentar

Das doze espécies de plantas, alocadas em nove famílias, *A. breyeri* produziu marcas de consumo em *P. stratiotes* (3.471 marcas), *L. laevigatum* (17 marcas), *P. fluitans* (3 marcas) e *Salvinia* sp. (3 marcas). Os indivíduos que consumiram *P. stratiotes* tiveram sobrevivência significativamente maior ($F = 14.811$; $df = 12$; $p = 0,000$), enquanto os que se alimentaram das demais espécies, tiveram sobrevivências semelhantes (Fig. 3).

Os indivíduos testados sobre *P. stratiotes*, cujas idades eram desconhecidas, não consumiram quantidades significativamente diferentes entre si ($F = 0,521$; $df = 9$; $p = 0,857$), e não tiveram consumo significativamente diferente entre as folhas do centro e da periferia da planta ($X^2 = 63,419$; $df = 52$; $p = 0,133$) (Fig. 4). Entretanto, em ambos locais, a região significativamente mais consumida foi o ápice da folha (Fig 5 e 6), não havendo diferença no consumo do ápice entre as folhas do centro e da periferia ($X^2 = 48,80$; $df = 50$; $p = 0,522$) (Fig. 7).

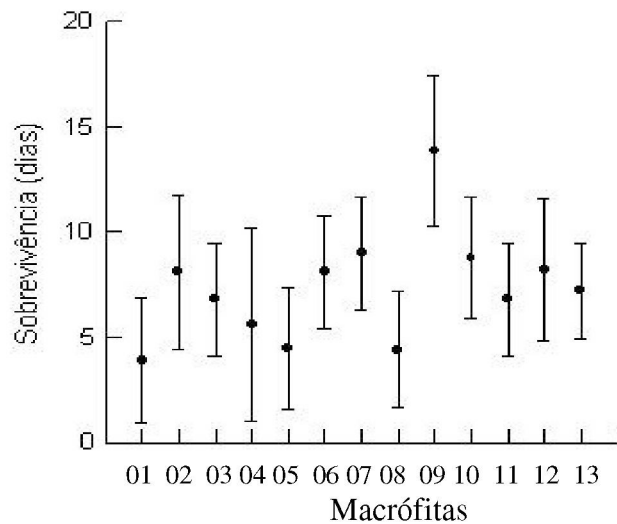


Fig. 3. Sobrevivência de adultos de *Argentinorhynchus breyeri* durante o teste de aceitabilidade alimentar sobre 13 espécies de macrófitas aquáticas, ao longo de 14 dias, no Laboratório de Entomologia INPA/Max-Planck, Manaus-AM. 01-Azolla sp., 02-controle, 03-*Echinochloa polystachya*, 04-*Eichhornia crassipes*, 05- *Ipomoea aquatica*, 06-*Limnobium laevigatum*, 07-*Ludwigia helminthoriza*, 08-*Pontederia rotundifolia*, 09-*Pistia stratiotes*, 10-*Paspalum repens*, 11-*Phyllanthus fluitans*, 12- *Sauvinia auriculata* e 13-*Salvinia* sp..

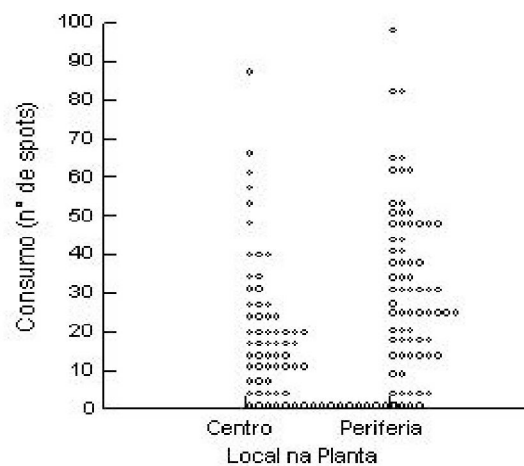


Fig. 4. Consumo (número de spots) por adultos de *Argentinorhynchus breyeri*, no centro e na periferia de *Pistia stratiotes*, durante o teste de aceitabilidade alimentar, ao longo de 14 dias, no Laboratório de Entomologia INPA/Max-Planck, Manaus-AM.

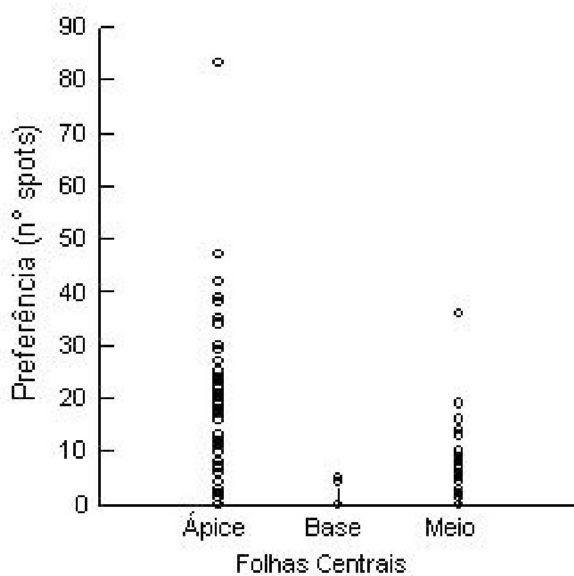


Fig. 5. Consumo (número de spots) por adultos de *Argentinorhynchus breyeri* no ápice, meio e base das folhas centrais de *Pistia stratiotes*, durante o teste de aceitabilidade alimentar, ao longo de 14 dias, no Laboratório de Entomologia INPA/Max-Planck, Manaus-AM.

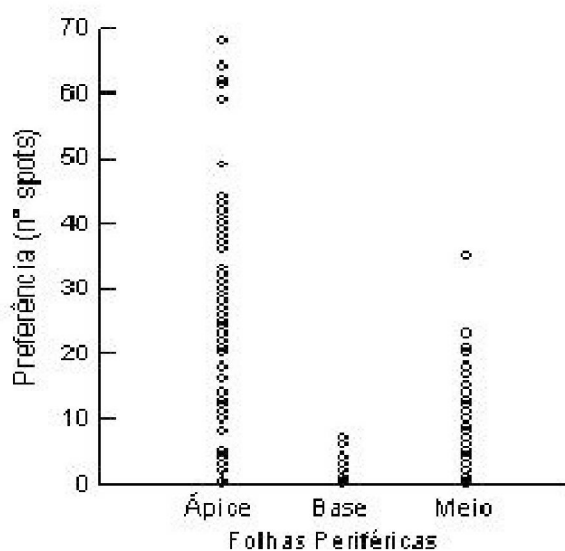


Fig. 6. Consumo (número de spots) por adultos de *Argentinorhynchus breyeri* no ápice, meio e base das folhas periféricas de *Pistia stratiotes*, durante o teste de aceitabilidade alimentar, ao longo de 14 dias, no Laboratório de Entomologia INPA/Max-Planck, Manaus-AM.

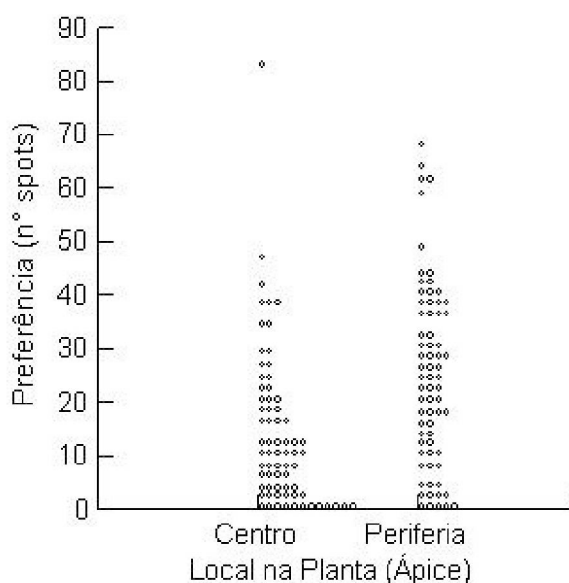


Fig. 7. Consumo (número de spots) por adultos de *Argentinorhynchus breyeri*, no ápice das folhas centrais e periféricas de *Pistia stratiotes*, durante o teste de aceitabilidade alimentar, ao longo de 14 dias, no Laboratório de Entomologia INPA/Max-Planck, Manaus-AM.

Entre as folhas do centro, o ápice teve consumo significativamente maior que as demais regiões, não havendo preferência entre o meio e a base das folhas ($F = 40,737$; $df = 2$; $p = 0,000$) (Fig. 5). Nas folhas da periferia o consumo foi significativamente diferente entre as três regiões, pois os indivíduos preferiram, inicialmente, o ápice, seguido pelo meio, e por último a base ($F = 99,44$; $df = 2$; $p = 0,000$) (Fig.6).

4. DISCUSSÃO

Com base na distribuição das espécies de *Argentinorhynchus* conhecidas para o Brasil (O'Brien & Wibmer 1989a, b), este é o primeiro registro da ocorrência em conjunto de *A. breyeri*, *A. minimus* e *A. squamosus* em bancos de macrófitas compostos por *P. stratiotes*, bem como a ocorrência das duas últimas espécies para o estado do Amazonas.

A variação temporal na abundância de adultos de *A. breyeri* ao longo dos cinco meses de coleta na Amazônia Central, pode estar relacionada ao ciclo de vida desta espécie, regime pluviométrico e de inundação que ocorre na área de estudo. De acordo com Westbrook *et al.* (2003), por meio de experimentos laboratoriais, os maiores picos de emergência de

Anthonomus grandis Boheman, 1893 (Curculionidae), foram relacionados às chuvas excessivas ou discretas. Vieira & Adis (1992), demonstraram para esta mesma área, que *Paulinia acuminata* (De Geer, 1973) (Insecta, Orthoptera), apresentou correlação positiva e significativa com o nível da água, pois as curvas de fenologia e abundância desta espécie se sobrepuseram às curvas de abundância e de crescimento de sua planta hospedeira, cujo maior e menor crescimento ocorre durante a enchente e vazante, respectivamente.

Além disso, a flutuação das espécies de macrófitas na área de estudo, limita a dinâmica populacional de insetos fitófagos associados (Junk & Piedade 1997). Durante os períodos de água baixa a população destes curculionídeos pode ser reduzida fortemente devido à falta de alimento e a densidade populacional pode se tornar muito menor nos períodos de inundação subsequentes (Vieira & Adis 1992).

As observações sobre a biologia de *A. breyeri* em campo e laboratório, como forma e coloração dos ovos, emergência e hábitos larvais, e oviposição das fêmeas coincidem, de um modo geral, com aquelas apresentadas por Cordo e Sosa (2000). Padrões semelhantes também foram descritos por Cordo *et al.* (1978) para *A. bruchi*. Assim como em estudos morfológicos (O'Brien & Wibmer 1989b), essas espécies compartilham também características bioecológicas, apesar de pertencerem a diferentes linhagens.

As plantas hospedeiras das espécies de *Neochetina* Hustache, 1926 e *Argentinorhynchus* estão bem relatadas na literatura (Andres & Bennett 1975; Deloach & Cordo 1976, 1983; Cordo *et al.* 1978; Buckingham & Passoa 1985; Center 1987,1994; Center & Dray 1992; Center *et al.* 1999; Cordo & Sosa 2000). Verifica-se, portanto, que a ocorrência das espécies de *Neochetina* em *P. stratiotes*, bem como de *A. breyeri* em *E. crassipes*, é considerada acidental (Morrone & O'Brien 1999).

A comunidade de curculionídeos associada à *P. stratiotes* na Amazônia Central está composta por muitos dos táxons citados por Cordo & Sosa (2000) para as Américas. Segundo estes autores, os seguintes grupos de curculionídeos estão registrados nesta macrófita: seis espécies de *Argentinorhynchus*, três espécies de *Neohydronomus* Hustache, 1926, duas espécies de *Pistiacola* Wibmer & O'Brien, 1989, *Ochetina bruchi* Hustache,1926, *Tanysphirus lemnae* (Fabricius, 1792) e *Onychylis* sp. Espécies de *Pistiacola* e *T. lemnae*, não foram contempladas no presente estudo. Por outro lado, cinco espécies não mencionadas por estes autores, como *N. eichhorniae* e *N. bruchi*, *Ochetina uniformis*, *Tanysphiroideus* sp. e uma espécie de Cryptorhynchinae, foram amostradas na Amazônia Central sobre *P. stratiotes*.

Na Argentina, ao contrário do que foi relatado para a Amazônia Central, nenhuma larva foi encontrada em campo, e os adultos de *A. breyeri* foram menos abundantes quando comparados com outras espécies de curculionídeos observada em *P. stratiotes*, tais como *N. affinis*, *Pistiacola cretatus* (Champion, 1902) e *O. bruchi* (Cordo & Sosa 2000). Segundo estes autores, *A. squamosus* foi a espécie mais abundante, seguida por *A. breyeri* e *A. bruchi*, diferindo dos resultados da Amazônia Central.

Segundo Prado *et al.* (1994) e Fortney *et al.* (2004), a composição da comunidade macrofítica em lagoas do Pantanal é decorrente das diferentes condições hidrológicas, padrão de agregação de espécies e distribuição ao longo de um gradiente de inundação para esta área. Tais condições variam no gradiente latitudinal. Desta maneira, a variação na composição da fauna de curculionídeos associada à *P. stratiotes*, bem como a abundância de cada espécie de *Argentinorhynchus* entre as duas diferentes regiões biogeográficas, evidenciam uma variação na abundância e estrutura dos bancos de macrófitas em função das características físicas do ambiente e condições climáticas típicas de cada área.

Os resultados dos testes alimentares com adultos de *A. breyeri* corroboram a teoria sobre a especificidade alimentar das espécies do gênero em *P. stratiotes*, os quais apresentam o maior número de marcas de alimentação e sobrevivência nesta espécie de macrófita. As análises ainda indicam que indivíduos de idades provavelmente diferentes consomem quantidades semelhantes de alimento. O local e forma das marcas de alimentação feitas pelos adultos, e preferência pela parte distal das folhas registrados neste trabalho, assemelham-se aos resultados de Cordo & Sosa (2000).

Embora os resultados de Cordo *et al.* (1978) sejam descritivos, demonstraram através de um teste com chance de escolha e com a presença de *P. stratiotes*, que adultos de *A. bruchi* alimentaram-se apenas desta espécie. No teste com ausência de *P. stratiotes* foram observadas marcas de alimentação apenas em *Spirodela intermedia* W. Koch (Lemnaceae). Neste estudo são apresentados ainda, testes com larvas, nos quais galerias foram citadas para *S. intermedia*, *Scirpus californicus* (C.A. Mey.) Steud. (Cyperaceae), *E. azurea* (Sw.) Kunth, *Hydrocotyle ranunculoides* L.f (Apiaceae), *Zanthedeschia aethiopica* (L.) Spreng. (Araceae) e *Pontederia lanceolata* Nutt. (Pontederiaceae), mas foram observadas larvas de quarto ínstar apenas em *P. stratiotes*.

Estudo semelhante a este pode ser utilizado como importante ferramenta para o manejo e conservação dos recursos naturais, subsídio à manutenção dos ecossistemas inundáveis. Além disso, estes resultados podem auxiliar no uso potencial da população local

de *A. breyeri* para a elaboração e implantação e/ou implementação de programas de controle biológico, uma vez que esta espécie de macrófita pode ser considerada praga e, portanto, de grande relevância em vários países.

5. REFERÊNCIAS

- Adis, J. 1981. Comparative ecological studies of the terrestrial arthropod fauna in Central Amazonian inundation forests. **Amazoniana** 7: 87-173.
- Adis, J. 1984. “Seasonal Igapó” – forest of Central Amazonian blackwater rivers and their terrestrial arthropod fauna, p. 245-268. *In*: H. Sioli (ed). **The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin**. Dordrecht, Junk, 761 p.
- Andres, L. A. & F. D. Bennett. 1975. Biological control of aquatic weeds. **Annual Review of Entomology** 20: 31-46.
- Barreto, R. W.; H. C. Hevans & R. E. Hanada. 1999. First record of *Cercospora pistiae* causing leaf spot of water lettuce (*Pistia stratiotes*) in Brazil, with particular reference to weed biocontrol. **Mycopathologia** 144: 81-85.
- Buckingham, G. & S. Passoa. 1985. Flight muscle and egg development in waterhyacinth weevil, p. 497-510. *In*: E. S. Delfosse (ed.). **Proceeding of the VI International Symposium on Biological Control of Weeds**. Vancouver, Canada, 537 p.
- Center, T. D. 1987. Do waterhyacinth leaf age and ontogeny affect intra-plant dispersion of *Neochetina eichhorniae* (Coleoptera: Curculionidae) eggs and larvae? **Environmental Entomology** 16: 699-707.
- Center, T. D. 1994. Biological control of weeds: waterhyacinth and waterlettuce, p. 481-251. *In*: D. Rosen; F. D. Bennett & J. L. Capinera (eds.). **Pest Management in the Subtropics: Biological Control – A Florida Perspective**. Andover, United Kingdom, Intercept Publishing Company, 736 p.
- Center, T. D. & F. A. Dray. 1992. Associations between waterhyacinth weevils (*Neochetina eichhorniae* and *N. bruchi*) and phenological stages of *Eichhornia crassipes* in southern Florida. **The Florida Entomologist** 75: 196-211.
- Center, T. D.; F. A. Dray; G. P. Jubinsky & A. J. Leslie. 1999. Waterhyacinth weevils (*Neochetina eichhorniae* and *N. bruchi*) inhibit waterhyacinth (*Eichhornia crassipes*) colony development. **Biological Control** 15: 39-50.

- Cordo, H.A.; C. J. DeLoach; J. Runnacles & R. Ferrer. 1978. *Argentinorhynchus bruchi*, a weevil from *Pistia stratiotes* in Argentina: biological studies. **Environmental Entomology** 7: 329-333.
- Cordo, H. & A. Sosa. 2000. The weevils *Argentinorhynchus breyeri*, *A. bruchi* and *A. squamosus* (Coleoptera: Curculionidae), candidates for the biological control of waterlettuce (*Pistia stratiotes*). p. 325-335. In: N. R. Spencer (ed.). **Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds**. Montana, Montana State University, 970 p.
- Deloach, C. J. & H. A. Cordo. 1976. Life cycle and biology of *Neochetina bruchi* a weevil attacking waterhyacinth in Argentina, with notes on *N. eichhorniae*. **Annals of the Entomological Society of America** 69: 643-652.
- Deloach, C. J. & H. A. Cordo. 1983. Control of waterhyacinth by *Neochetina bruchi* (Coleoptera: Curculionidae: Bagoini) in Argentina. **Environmental Entomology** 12: 19-23.
- Fortney, R. H.; M. Benedict; J. F. Gottgens; T. L. Walters; B. S. Leady & J. Rentch. 2004. Aquatic plant community composition and distribution along an inundation gradient at two ecologically-distinct sites in the Pantanal region of Brazil. **Wetlands Ecology and Management** 12: 575-585.
- Kern, J. & A. Darwich. 2003. The role of periphytic N₂ fixation for stands of macrophytes in the whitewater floodplain (várzea). **Amazoniana** 8: 361-375.
- Junk, W. J. & M. T. F. Piedade. 1993. Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: species diversity and adaptations to the flood pulse. **Amazoniana** 12: 467-484.
- Junk, W. J. & M. T. F. Piedade. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants, p.147-185. In: W. J. Junk (ed.). **The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies**. Berlin, Springer, 552 p.
- Morrone, J. J. & C. W. O'Brien. 1999. The aquatic and semiaquatic weevils (Coleoptera: Curculionoidea: Curculionidae, Dryophthoridae and Eirrhinidae) of Argentina, with indication of their host plants. **Physis Seccion C**. 57: 25-37.
- O'Brien, C. W. & G. J. Wibmer. 1989a. Revision of the Neotropical weevil genus *Argentinorhynchus* Brèthes (Coleoptera: Curculionidae). **Annals of the Entomological Society of America** 82: 267-278.

- O'Brien, C. W. & G. J. Wibmer. 1989b. Two new South American species of the weevil genus *Argentinorhynchus* Brèthes (Coleoptera: Curculionidae). **The Southwestern Entomologist** **14**: 213-223.
- Prado A. L.; C. W. Heckman & F. R. Martins. 1994. The seasonal succession of biotic communities in wetlands of the tropical wet-and-dry climate zone: II. The aquatic macrophytes vegetation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie** **79**: 569-589.
- Vieira, M. F. & J. Adis. 1992. Abundância e biomassa de *Paulinia acuminata* (De Geer, 1773) (Orthoptera: Paulinidae) em um lago de várzea da Amazônia Central. **Amazoniana** **12**: 337-352.
- Westbrook, J. K.; D. W. Spurgeon; R. S. Eyster & P. G. Schleider. 2003. Emergence of overwintered boll weevils (Coleoptera: Curculionidae) in relation to microclimatic factors. **Environmental Entomology** **32**: 133-140.
- Wheeler, G. S. & M. D. Halpern. 1999. Compensatory responses of *Samea multiplicalis* larvae when fed leaves of different fertilization level of the aquatic weed *Pistia stratiotes*. **Entomologia Experimentalis et Applicata** **92**: 205-216.
- Yamamoto, K. C.; M. G. M. Soares & C. E. C. Freitas. 2004. Alimentação de *Triportheus angulatus* (Spix & Agassiz, 1829) no lago Camaleão, Manaus, AM, Brasil. **Acta Amazonica** **34**: 653-659.
- Zerm, M.; D. Zinkler & J. Adis. 2004. Oxygen uptake and local Po₂ profiles in submerged larvae of *Phaeoxantha klugii* (Coleoptera: Cicindelidae), as well as their metabolic rate in air. **Physiological and Biochemical Zoology** **77**: 378-389.

Chave de identificação dos adultos de Curculionoidea (Insecta, Coleoptera), aquáticos e semi-aquáticos, com indicação de suas plantas hospedeiras e/ou associadas distribuídas nas várzeas da Amazônia Central e do Pantanal mato-grossense

ABSTRACT. Identification key of the aquatic and semi-aquatic Curculionoidea (Insecta:Coleoptera) adults with indication of their host plants and/or associated distributed in the meadows of the Central Amazon and Pantanal mato-grossense. Based on studies and collections carried out in the meadows of the Central Amazon and in the Pantanal mato-grossense an identification key of Curculionoidea adults associated with the aquatic macrophytes distributed in these areas is presented for the first time. Apart from this, data from South America are included based on available literature. A total of two families, seven subfamilies, 10 tribes, 24 genera and 27 species of Stenopelmini are catalogued with information about specific bibliographies, geographic distribution and information about associated plants and/or host for these taxons.

KEYWORDS. Aquatic weevils; biological groups; host plants; systematic.

RESUMO. Chave de identificação dos adultos de Curculionoidea (Insecta: Coleoptera), aquáticos e semi-aquáticos, com indicação de suas plantas hospedeiras e/ou associadas distribuídas nas várzeas da Amazônia Central e do Pantanal mato-grossense. Com base em estudos e coletas realizadas nas várzeas da Amazônia Central e Pantanal mato-grossense é apresentada pela primeira vez uma chave de identificação de adultos de Curculionoidea associados às macrófitas aquáticas distribuídas nestas áreas. Além disto, são incluídos dados para a América do Sul, com base na literatura disponível. Um total de duas famílias, sete subfamílias, 10 tribos, 24 gêneros e 27 espécies de Stenopelmini são tratados em um catálogo contendo informações sobre bibliografias específicas, distribuição geográfica e informações sobre plantas associadas e/ou hospedeiras para estes táxons.

PALAVRAS-CHAVE. Gorgulhos aquáticos; grupos biológicos; plantas hospedeiras; sistemática.

1. INTRODUÇÃO

A superfamília Curculionoidea é o maior grupo da Ordem Coleoptera, e Curculionidae, a família mais diversificada dentre a classe Insecta, com cerca de 60.000 espécies descritas para o mundo, e 10.000 catalogadas em mais de 1.000 gêneros distribuídos na região Neotropical (O'Brien & Wibmer 1978; Alonso-Zarazaga & Lyal 1999; Costa 2000; Marvaldi & Lanteri 2005).

Devido a grande diversidade, a sistemática deste grupo é bastante complexa. Os primeiros autores a se preocuparem com a classificação de Curculionoidea foram Schoenherr (1826), Lacordaire (1863) e Crowson (1955), em trabalhos tradicionais que posteriormente, foram seguidos por diferentes autores que contribuíram durante muitos anos com o “Coleopterorum Catalogus” de Junk.

A classificação de Curculionoidea está em constante revisão, pois a cada momento novos resultados são publicadas, abordando principalmente, caracteres morfológicos de larvas e adultos, aspectos moleculares e relações filogenéticas. Vários estudos foram produzidos nos últimos quinze anos com este propósito, tais como os de Thompson (1992), Zimmerman (1993, 1994a,b), Kuschel (1995), Lawrence & Newton (1995), Marvaldi & Morrone (2000) e Marvaldi *et al.* (2002). Apesar disso, as relações filogenéticas para Curculionoidea ainda estão longe de serem resolvidas, refletindo-se em diferentes sistemas de classificação elaborados por diversos autores, os quais divergem muito em relação aos níveis hierárquicos assumidos, e/ou monofilia de táxons muito heterogêneos, principalmente em algumas subfamílias e tribos (Marvaldi & Lanteri 2005).

Morrone (1996), com base nas classificações filogenéticas prévias, divulgou a primeira chave ilustrada para as famílias de Curculionoidea da América do Sul.

Recentemente, Marvaldi & Lanteri (2005) elaboraram uma chave de identificação para adultos de Curculionoidea da América do Sul, indicando algumas específicas para gêneros e espécies dessa região, além de fornecer ilustrações e informações para caracteres diagnósticos. De acordo com estes autores, embora importantes, as chaves prévias para táxons superiores não estão de acordo com as classificações propostas recentemente (e.g. Costa Lima 1956) e/ou foram elaboradas para grupos de outras regiões biogeográficas a exemplo de Morimoto (1962a,b), Arnett (1963), Kissinger (1964), Morris (1991), Morrone & Posadas (1998) e Morrone (2000), grupos biológicos (White *et al.* 1984; Lanteri *et al.* 2002; Guedes *et al.* 2005) ou formas imaturas como May & Sands (1986) para larvas de grupos aquáticos

usados no controle biológico de plantas consideradas infestantes, e Marvaldi (2003) para subfamílias de Curculionidae.

Poucos trabalhos tratam da taxonomia e biologia dos curculionídeos aquáticos e semi-aquáticos, e quando existem, são específicos para gênero, a exemplo de Hustache (1926, 1929), Kuschel (1952, 1956), O'Brien & Wibmer (1989a,b,c), Wibmer (1989) e Wibmer & O'Brien (1989).

Informações taxonômicas são necessárias e devem ser estimuladas por meio da elaboração de chaves de identificação, pois, representam a base para o desenvolvimento de outras linhas de pesquisa. A escassez de tais estudos impõe limitações ao desenvolvimento do conhecimento, a exemplo da própria sistemática, além de outros campos como o da biogeografia, ecologia, interações inseto/planta, e espécies com potencial para o controle biológico de plantas consideradas infestantes.

Desta maneira, este capítulo apresenta uma chave de identificação para os táxons superiores, gêneros e espécies dos curculionídeos adultos associados às macrófitas aquáticas nas várzeas da Amazônia Central, Pantanal mato-grossense e para a América do Sul. Além disso, é fornecido um catálogo para gêneros e espécies com indicação de suas plantas hospedeiras e/ou associadas, distribuição geográfica e bibliografia específica.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Esta chave de identificação foi elaborada com base em Costa-Lima (1956) e Marvaldi & Lanteri (2005), para táxons supragenéricos como família e subfamília, Hustache (1926) para os gêneros alocados em Stenopelmini (Eirirhininae), além de bibliografias específicas para as espécies dos grupos aquáticos e semi-aquáticos (*sensu* Morrone & O'Brien 1999).

Os indivíduos dos táxons incluídos nesta chave foram coletados em bancos de macrófitas aquáticas do Pantanal mato-grossense e das várzeas da Amazônia Central, e as informações sobre as plantas associadas foram obtidas em referências bibliográficas específicas de cada grupo, além de observações em campo.

A nomenclatura utilizada é uma combinação das classificações propostas por Costa-Lima (1956), Wibmer & O'Brien (1986) e Marvaldi & Lanteri (2005) para os táxons supragenéricos dos Curculionoidea da América do Sul. Considerando a ausência de estudos filogenéticos, exceto para as espécies de *Argentinorhynchus* Brèthes, 1910, os táxons deste

catálogo foram listados em ordem alfabética dentro de cada categoria taxonômica. E para as macrófitas aquáticas, a terminologia é a proposta por Pott & Pott (2000).

As mensurações foram feitas com auxílio de ocular micrométrica adaptada a estereomicroscópio WILD-M5, e as medidas transformadas em proporções. O comprimento do rostro foi medido desde a base das mandíbulas à margem anterior dos olhos, e o comprimento do pronoto desde o ápice até a base, ambos em vista dorsal. A distância interorbital foi tomada na frente, entre os olhos. A seguinte lista de abreviaturas é apresentada no catálogo: biol. (biologia); cat. (catálogo); cit. (citação); contr. (controle biológico); dist. (distribuição); ecol. (ecologia); fisiol. (fisiologia); mol. (molecular); morf. (morfologia); plant. hosp. (planta hospedeira); rev. (revisão); sist. (sistemática); taxon. (taxonomia).

O material estudado foi incorporado à Coleção de Invertebrados do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Coleção de Referência do Instituto de Biociências da Universidade Federal de Mato Grosso e Coleção Entomológica Pe. J. S. Moure, do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná (DZUP).

3. RESULTADOS

3.1. Catálogo dos Curculionoidea aquáticos e semi-aquáticos com indicação de suas plantas hospedeiras e/ou associadas

BRENTIDAE

APIONINAE

APIONINI

Apion Herbst, 1797. Kissinger, 1968 (taxon.); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.).

Apion spp. (três morfotipos reconhecidos).

Distribuição: Brasil (AM e MT).

Planta associada: desconhecida.

CURCULIONIDAE

ERIRHININAE

ERIRHININI

Hypselus Schoenherr, 1843. O'Brien, 1977 (cit.); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.).

H. ater Boheman, 1843.

Distribuição: Argentina, Bolívia, Brasil (AM, MT, RS), Paraguai e Uruguai.

Planta hospedeira: *Sagittaria* spp. (Alismataceae).

STENOPELMINI

Argentinorhynchus Brèthes, 1910. Hustache, 1926 (chave, *Alhypera*); O'Brien, 1977 (cit.); Cordo *et al.*, 1978 (biol.); O'Brien & Wibmer, 1982 (cat.); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); O'Brien & Wibmer, 1989b,c (rev./chave); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.); Cordo & Sosa, 2000 (biol.); Poi de Neiff & Casco, 2003 (cit./plant. hosp.).

A. breyeri Brèthes, 1910.

Distribuição: América Central, Argentina, Bolívia, Brasil (AM, MT e PA), Colômbia, Paraguai, Peru, Venezuela.

Planta hospedeira: *Pistia stratiotes* L. (Araceae).

A. minimus O'Brien & Wibmer, 1989c.

Distribuição: Bolívia, Brasil (AM e MT) e Venezuela.

Planta hospedeira: *Pistia stratiotes*.

A. squamosus (Hustache, 1926).

Distribuição: Argentina, Bolívia, Brasil (PA, **primeiro registro para AM**), México e Paraguai.

Planta hospedeira: *Pistia stratiotes*.

Cyrtobagous Hustache, 1929. Calder & Sands, 1985 (biol.); O'Brien & Wibmer, 1982 (cat.); Forno *et al.*, 1983 (biol.); Sands *et al.*, 1983 (biol.); Cordo *et al.*, 1982; May & Sands, 1986 (chave/biol.); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.); Pieterse *et al.*, 2003 (contr./biol./dist.); Poi de Neiff & Casco, 2003 (cit./plant. hosp.); Madeira *et al.*, 2006 (morf./mol.).

C. salviniae Calder & Sands, 1985.

Distribuição: Argentina, Bolívia, Brasil (AM, MT, PR, RJ, RS, SC), Paraguai; introduzida nos Estados Unidos da América do Norte (Flórida), África: Senegal, Zâmbia, Zimbábue, Botsuana, África do Sul; Kenia, Índia; Sri Lanka; Malásia; Filipinas; Austrália; Papua Nova Guiné; Fiji.

Plantas hospedeiras: *Salvinia molesta* D. S. Mitch., *S. auriculata* Aubl., *S. biloba* Raddi emend. de la Sota, e *S. minima* Bak. (Salviniaceae).

C. singularis Hustache, 1929.

Distribuição: Argentina, Bolívia, Brasil (AM, MT, MS), Guiana Francesa, Paraguai, Suriname, Trinidad e Tobago; introduzida na Zâmbia, Zimbábue, Botsuana, Namíbia, Fiji e Austrália.

Plantas hospedeiras: *Salvinia molesta*, *S. auriculata*, *S. oblongifolia* Martius, *S. minima*.

Helodytes Kuschel, 1952. Kuschel, 1952, 1956 (chave); O'Brien & Wibmer, 1982 (cat.); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Camargo, 1991 (contr.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.); Poi de Neiff & Casco, 2003 (cit./plant. hosp.).

Helodytes sp.

Distribuição: Brasil (AM).

Planta associada: desconhecida.

Hydrotimetes Kolbe, 1911. Hustache, 1926 (chave); Kuschel, 1952 (chave); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.); Poi de Neiff & Casco, 2003 (cit./plant. hosp.).

Hydrotimetes sp.

Distribuição: Brasil (AM).

Planta associada: desconhecida.

Lissorhoptrus LeConte, 1876. Hustache, 1926 (chave); Kuschel, 1952 (chave); Camargo, 1991 (contr.); O'Brien & Wibmer, 1982 (cat.); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); White *et al.*, 1984 (chave); O'Brien, 1996 (chave); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.); Pantoja *et al.*, 1999 (biol.); Hix *et al.*, 2001 (biol.); Hix *et al.*, 2003 (morf./biol.); Zhang *et al.*, 2004 (contr.).

Lissorhoptrus sp.

Distribuição: Brasil (AM).

Planta associada: desconhecida.

Neochetina Hustache, 1926. Hustache, 1926 (chave); Warner, 1970 (biol.); DeLoach, 1975, 1976 (chave/biol.); O'Brien, 1976 (rev. chave); DeLoach & Cordo, 1974, 1976a,b, 1983 (contr./biol./ecol.); O'Brien & Wibmer, 1982 (cat.); Wright & Center, 1984 (biol.); Buckingham & S. Passoa, 1985 (ecol./fisiol.). Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Center, 1987 (ecol.); White *et al.*, 1984 (chave); Center & Dray, 1992 (biol./ecol.); Grodowitz *et al.*, 1997 (fisiol.); Hill & Cilliers, 1999 (contr./biol.);

Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.); Heard & Winterton, 2000 (biol.); Poi de Neiff & Casco, 2003 (cit./plant. hosp.); Moran, 2004 (biol.); Wilson *et al.*, 2006 (ecol.).

N. affinis Hustache, 1926.

Distribuição: Argentina, Bolívia, Brasil (AM, MT, GO, MG) e Paraguai.

Planta associada: desconhecida.

N. bruchi Hustache, 1926.

Distribuição: Argentina, Bolívia, Brasil (AM, MT, MS, SP, SC, RS), Paraguai, Uruguai; introduzida na América do Norte, África do Sul e Austrália.

Planta hospedeira: *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Pontederiaceae).

N. confusor O'Brien, 1976.

Distribuição: Bolívia e Brasil (MT).

Planta associada: desconhecida.

N. eichhorniae Warner, 1970.

Distribuição: Argentina, Bolívia, Brasil (AM, MT, MG, PA, PR, SP, RS), Equador, Guiana Francesa, Panamá, Paraguai, Trinidad e Tobago, Uruguai e Venezuela; introduzida na América do Norte, África do Sul e Austrália.

Planta hospedeira: *Eichhornia crassipes*.

N. neoffinis O'Brien, 1976.

Distribuição: Argentina, Brasil (MT, MS, MG, SP) e Paraguai.

Planta hospedeira: *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth (Pontederiaceae).

Neohydronomus Hustache, 1926. Hustache, 1926 (chave); DeLoach *et al.*, 1976 (biol.);

Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); O'Brien & Wibmer, 1989a (rev./chave); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.); Cordo & Sosa, 2000 (dist.); Poi de Neiff & Casco, 2003 (cit./plant. hosp.).

N. affinis Hustache, 1926.

Distribuição: Argentina, Bolívia, Brasil (AM, MT, RS), Colômbia, Paraguai Peru, Uruguai, Venezuela; introduzida na América do Norte, África do Sul, Austrália, Botsuana, Nova Guiné, Papua e Zimbábue.

Planta hospedeira: *Pistia stratiotes*.

N. pulchellus Hustache, 1926.

Distribuição: Argentina, Bolívia, Brasil, (AM, MT, PE), Colômbia; Equador, Guiana Francesa, Paraguai, Peru, Venezuela, Trinidad e Tobago e Uruguai.

Planta hospedeira: *Pistia stratiotes*.

Notiodes Schoenherr, 1838. Hustache, 1926 (*Endalus*) (chave); O'Brien & Wibmer, 1982 (cat.); White *et al.*, 1984 (chave) (*Endalus*); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.).

Notiodes sp.

Distribuição: Brasil (AM).

Planta associada: desconhecida.

Ochetina Pascoe, 1881. Hustache, 1926 (chave); O'Brien & Wibmer, 1982 (cat.); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.); Cordo & Sosa, 2000 (cit.); Poi de Neiff & Casco, 2003 (cit./plant. hosp.); Sousa *et al.*, 2007 (biol.).

O. bruchi Hustache, 1926.

Distribuição: América Central, Argentina, Bolívia, Brasil (MT), Colômbia, Paraguai, Uruguai.

Plantas associadas: *Eichhornia azurea*, *Limnobium* spp. (Hydrocharitaceae), *Ludwigia* spp. (Onagraceae), *Pistia stratiotes*, *Salvinia herzogii* de la Sota.

O. uniformis Pascoe, 1881.

Distribuição: América Central, Argentina, Bolívia, Brasil (AM, MT), Guiana Francesa e Paraguai.

Plantas associadas: *Limnobium* spp., *Pistia stratiotes* e *Ludwigia* spp..

Onychylis LeConte, 1876. Burke, 1961 (taxon./chave); O'Brien & Wibmer, 1982 (cat.); White *et al.*, 1984 (chave); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.); Poi de Neiff & Casco, 2003 (cit./plant. hosp.).

Onychylis sp.

Distribuição: Brasil (MT).

Planta associada: desconhecida.

Oryzophagus Kuschel, 1952. Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Camargo, 1991 (contr.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.).

O. oryzae (Costa-Lima, 1936) (*Lissorhoptrus*).

Distribuição: Argentina, Bolívia, Brasil (AM, RS), Paraguai, Uruguai.

Planta hospedeira: *Oryza* spp. (Poaceae).

Pistiocola Wibmer & O'Brien, 1989. Cordo *et al.*, 1981 (*Onychylis cretatus*) (biol.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.); Cordo & Sosa, 2000 (cit.).

P. cretatus (Champion, 1902) (*Onychylis*).

Distribuição: América Central, Argentina, Bolívia, Brasil (AM, MT), Colômbia, Equador e Paraguai.

Planta associada: *Pistia stratiotes*.

Stenopelmus Schoenherr, 1836. O'Brien & Wibmer, 1982 (cat.); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); White *et al.*, 1984 (chave); Hill, 1998 (biol.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.); Poi de Neiff & Casco, 2003 (cit./plant. hosp.); Fernández Carrillo *et al.*, 2005 (dist./biol.).

Stenopelmus spp. (dois morfotipos reconhecidos).

Distribuição: Brasil (AM).

Planta hospedeira: *Azolla* spp. (Azollaceae).

S. brunneus (Hustache, 1926) (*Monius*).

Distribuição: Argentina, Brasil (AM, MT), Paraguai Uruguai e Venezuela.

Planta hospedeira: *Azolla* spp. (Azollaceae).

Tanysphiroideus Hustache, 1926. Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Cordo *et al.*, 1982 (biol.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.); Poi de Neiff & Casco, 2003 (cit./plant. hosp.).

Tanysphiroideus sp.

Distribuição: Brasil (AM e MT) e Uruguai.

Planta associada: *Salvinia* spp.

T. parvulus Hustache, 1926.

Distribuição: Argentina, Bolívia, Brasil (AM e MT) e Uruguai.

Planta associada: desconhecida.

RHYTHIRININAE

LISTRODERINI

Listronotus Jekel, 1865. Hustache, 1926 (chave); O'Brien & Wibmer, 1982 (cat.); Cordo & DeLoach, 1982b (biol.); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); White *et al.*, 1984 (chave); Morrone *et al.* (1995); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.); Poi de Neiff & Casco, 2003 (cit./plant. hosp.) (*Lixellus*).

L. pusillus (Hustache, 1926).

Distribuição: Brasil (**primeiro registro, MT**), Paraguai e Argentina.

Planta associada: *Hydrocotyle ranunculoides* L.f. (Apiaceae).

CURCULIONINAE

CEUTORHYNCHINI

Hustacheauleutes Colonnelli, 2004 (cat.).

Hustacheauleutes sp.

Distribuição: Brasil (MT).

Planta hospedeira: *Ludwigia helminthorrhiza* (Mart.) Hara (Onagraceae).

ERODISCINI

Ludovix Laporte, 1840. O'Brien, 1977 (cit.); Vanin, 1986 (sist./chave); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.); Poi de Neiff & Casco, 2003 (cit./plant. hosp.); Sousa *et al.*, 2007 (biol.).

L. fasciatus (Gyllenhal, 1836) (*Toxophorus*).

Distribuição: Argentina, Bolívia, Brasil (AM, BA, ES, MT, PA, RJ, RO, RN, SC, SP), Guiana, Guiana Francesa, Trinidad e Tobago, Paraguai, Suriname, Uruguai.

Plantas hospedeiras: *Eichhornia azurea* e *Eichhornia crassipes*.

PRIONOBRACHINI

Prionobrachium Faust, 1894. Hustache, 1938; O'Brien & Wibmer 1982 (cat.); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.).

Prionobrachium sp.

Distribuição: Brasil (MT).

Planta associada: desconhecida.

CRYPTORHYNCHINAE

CRYPTORHYNCHINI, CRYPTORHYNCHINA

Cryptorhynchina spp. (dois morfotipos reconhecidos).

Tyloderma Say, 1831. Cordo & DeLoach, 1982a (biol.); O'Brien & Wibmer, 1982 (cat.); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Wibmer, 1989 (taxon./chave); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.).

T. affine Wibmer, 1989

Distribuição: América Central, Argentina, Bolívia, Brasil (AM, MT, MS, MG, PA, SP), Colômbia, México, Paraguai, Uruguai, Venezuela.

Plantas associadas: *Ludwigia peploides* (H.B.K) P.H. Raven, *Oenothera mollissima* L. (Onagraceae) e *Polygonum* spp. (Polygonaceae).

T. brevisquameum Wibmer, 1989.

Distribuição: Brasil (MT) e Venezuela

Planta associada: desconhecida.

Tylocladus frontalis Wibmer, 1989.

Distribuição: Bolívia, Brasil (MT e PA) e Colômbia

Planta associada: desconhecida.

T. innotatum Hustache, 1939.

Distribuição: Argentina, Bolívia, Brasil (**primeiro registro, MT**), Paraguai e Uruguai.

Plantas associadas: *Polygonum punctatum* Elliott, *P. persicarioides* Kunth, *P. acre* Kunth (Polygonaceae) e *Ludwigia* spp. e *Oenothera mollissima* (Onagraceae).

Tyrannion Champion, 1905. Fiedler, 1941 (taxon./chave); O'Brien & Wibmer 1982 (cat.); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.).

Tyrannion sp.

Distribuição: Brasil (MT).

Planta associada: desconhecida.

CRYPTORHYNCHINI, TYLODINA

Tylocladus sp.

Distribuição: Brasil (MT).

Planta associada: desconhecida.

MOLYTINAE

AMALACTINI

Amalactus Schoenherr, 1836. Viana, 1951 (taxon./chave); O'Brien, 1977 (cit.); O'Brien & Wibmer, 1982 (cat.); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.); Morrone & O'Brien, 1999 (cat./plant. hosp.).

A. carbonarius Faust, 1888.

Distribuição: Argentina, Bolívia, Brasil (MT), Colômbia, Guiana Francesa, Guiana, Paraguai e Venezuela.

Planta associada: *Oxycaryum cubense* (Poepp. & Kunth) Lye (Cyperaceae).

A. nigrinus Gyllenhal, 1836.

Distribuição: América Central, Argentina, Brasil (**primeiro registro, MT**), Guiana Francesa e Paraguai.

Planta associada: *Oxycaryum cubense* (Poepp. & Kunth) Lye (Cyperaceae).

BARIDINAE

Baridinae spp. (três morfotipos reconhecidos).

Distribuição: Brasil (AM e MT).

Planta associada: *Oxycaryum cubense*.

LIXINAE

LIXINI

Lixus Fabricius, 1801. O'Brien & Wibmer, 1982 (cat.); White *et al.*, 1984 (chave); Wibmer & O'Brien, 1986 (cat.); Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999 (cat.).

Lixus sp.

Distribuição: Brasil (MT).

Planta associada: desconhecida.

3.2. Chave de identificação dos adultos de Curculionoidea aquáticos e semi-aquáticos do Pantanal mato-grossense e várzeas da Amazônia Central

- 1 - Antenas retas; trocânter cilindróide e alongado, separando completamente o fêmur da coxa. Apionini (Brentidae, Apioninae) *Apion* Herbst, 1797
- 1' - Antenas geniculadas; trocânter triangular e curto, estando o fêmur e a coxa próximos em um dos lados. Curculionidae (2)
- 2 - Corpo coberto por escamas hidrófugas (aglutinadas) e plumosas (Stenopelmini), exceto em *Hypselus* Schoenherr, 1843 (Eirrhinini), que apresenta escamas de outra forma e tegumento exposto. Eirrhininae (13)
- 2' - Corpo glabro ou coberto por escamas e setas de diferente forma e densidade, escamas plumosas ausentes. (3)
- 3 - Mesepimero ascendente, frequentemente visível em vista dorsal, entre a base do pronoto e élitro. (4)
- 3' - Mesepimero não ascendente, não visível em vista dorsal. (5)

- 4 - Tegumento brilhante, glabro ou com poucas escamas; lobos pós-oculares usualmente ausentes; tíbia posterior frequentemente com *uncus* bem desenvolvido; pigídio exposto ou encoberto pelos élitros. Centrinini (Baridinae)
- 4' - Tegumento usualmente opaco e com escamas; lobos pós-oculares frequentemente presentes, cobrindo os olhos parcialmente quando o rostro encontra-se em repouso no prosterno; tíbia posterior com *uncus* rudimentar ou ausente; pigídio exposto, nunca encoberto pelos élitros. Ceutorhynchini (Curculioninae)
- 5 - Rostro muito longo, geralmente tão ou mais longo que o comprimento do corpo; protórax alongado, mais longo que largo, estrangulado na base; garras tarsais apendiculadas. Erodiscini (Curculioninae)
- 5' - Rostro geralmente subigual ao comprimento do protórax; protórax transverso, usualmente mais largo que longo; garras tarsais não apendiculadas. (6)
- 6 - Rostro mais curto que a cabeça, robusto; pelo menos um par de tíbias inermes, ou com *uncus* inconspícuo nas tíbias posteriores; fileira de setas apicais orientadas transversalmente em relação ao eixo tibial. Listroderini (Rhytirrhininae)
..... *Listronotus* Jekel, 1865
- 6' - Rostro mais longo que a cabeça, fino; tíbias dos três pares de pernas com *uncus* bem desenvolvido, às vezes um premucro pode estar presente; fileira de setas apicais orientadas obliquamente ou subparalelamente em relação ao eixo tibial. (7)
- 7 - Prosterno canaliculado para alojar o rostro. Cryptorhynchini (Cryptorhynchinae)
..... *Tyloderma* Say, 1831 (8)
- 7' - Prosterno não canaliculado. (11)
- 8 - Funículo antenal com cinco segmentos; fronte usualmente sem sulco ou fóvea, frequentemente com impressão mediana; margem anterior do protórax acima dos lobos pós-oculares com moderada e distinta forma de “V” *T. brevisquameum* Wibmer, 1989
- 8' - Funículo antenal com seis segmentos; fronte com sulco mediano ou fóvea; margem anterior do protórax acima dos lobos pós-oculares com moderada e distinta forma de “U”.
..... (9)

- 9 - Lobos pós-oculares fortemente arredondados; área lateral do metasterno fraca a moderadamente deprimida em frente às coxas posteriores. *T. affine* Wibmer, 1989
- 9' - Lobos pós-oculares fraca a moderadamente arredondados; área lateral do metasterno fortemente a moderadamente deprimida em frente às coxas posteriores. (10)
- 10 - Pontuações da cabeça mais largas e profundas, quando comparadas às da metade basal do rosto; margem basal do primeiro esterno abdominal reta. *T. frontale* Wibmer, 1989
- 10' - Pontuações da cabeça tão largas e profundas, algumas vezes menores e menos profundas, quando comparadas às da metade basal do rosto; margem basal do primeiro esterno abdominal distintamente pronunciada para trás. *T. innotatum* Hustache, 1939
- 11 - Coloração negro-fosco, corpo cilindróide-alongado; metepimero exposto e revestido por escamas e pontuações semelhantes às do metepisterno; garras tarsais conatas na base. Lixini (Lixinae)
- 11' - Coloração negro-brilhante, corpo ovalado-alongado; metepimero encoberto pelo élitro; garras tarsais separadas, livres. Amalactini (Molytinae)
- *Amalactus* Schoenherr, 1836 (12)
- 12 - Tamanho entre 6-8 mm; pontuações do pro-, meso- e metasterno densas e grossas; primeiro segmento abdominal fortemente pontuado nos lados e fracamente no centro, os demais segmentos finamente pontuado. *A. carbonarius* Faust, 1888
- 12' - Tamanho entre 9-11 mm; pontuações do prosterno fina e esparsa, meso e metasterno com pontuação fina no centro e grossa nos lados; primeiro segmento abdominal finamente pontuado no centro, grossa e esparsa nos lados, os demais segmentos finamente pontuados. *A. nigrinus* Gyllenhal, 1836
- 13 - Tíbias medianas comprimidas, com pêlos natatoriais nas margens interna e externa, ou pelo menos em uma das margens. (14)
- 13' - Tíbias medianas não comprimidas (subcilíndricas), sem pêlos natatoriais nas margens interna e externa. (17)

- 14 - Pontos das estrias elitrais grossos e profundos. (15)
- 14' - Pontos das estrias elitrais não evidentes ou muito pequenos..... (16)
- 15 - Élitros subplanos no disco; tíbias com premucro. *Helodytes* Kuschel, 1952
- 15' - Élitros fortemente convexos no disco; tíbias sem premucro.
..... *Hydrotimeles* Kolbe, 1911
- 16 - Sulco supraescrobal presente; prosterno subplano, sem elevação em frente às coxas; revestimento composto por escamas plumosas presentes no prosterno, esternos abdominais 3 a 5 e margem interna das tíbias. *Lissorhoptrus* LeConte, 1876
- 16' - Sulco supraescrobal ausente; prosterno com elevação em frente às coxas; escamas plumosas ausentes, apenas escamas aglutinadas revestindo a superfície do prosterno, esternos abdominais e margem interna das tíbias. *Oryzophagus* Kuschel, 1952
- 17 - Escamas hidrófugas aglutinadas e/ou plumosas cobrindo o tegumento. (18)
- 17' - Escamas hidrófugas plumosas ou de outro tipo, tegumento exposto. (31)
- 18 - Escapo antenal ultrapassando a margem anterior do olho, funículo com sete segmentos. *Stenopelmus* Schoenherr, 1836
- 18' - Escapo antenal não ultrapassando a margem anterior do olho, funículo com seis segmentos. (19)
- 19 - Primeiro artículo da clava antenal glabro; calosidades elitrais das interestrias bem desenvolvidas ou ausentes; ápice das tíbias inerme, sem ângulo apical.
..... *Tanysphiroideus* Hustache, 1926
- 19' - Primeiro artículo da clava antenal piloso; calosidade elitrais ausentes ou muito pequenas; ápice das tíbias com mucro e premucro. (20)
- 20 - Setas suberetas, curvadas e decumbentes distribuídas no rosto, pronoto, élitros, fêmures e tíbias; coxas cobertas por escamas aglutinadas; apenas o quinto esterno abdominal revestido com escamas plumosas. *Pistiacola* Wibmer & O'Brien, 1989
..... (21)

- 20' - Setas não como acima; coxas cobertas total ou parcialmente por escamas plumosas; esternos abdominais 3 a 5 revestidos por escamas plumosas, ou todos os esternos revestidos apenas por escamas aglutinadas. (22)
- 21 - Mesosterno fortemente convexo, levemente projetado anteriormente; superfície ventral do rostro, em vista lateral, fracamente curvada em comparação com a face dorsal. *P. cretatus* (Champion, 1902)
- 21' - Mesosterno fraca a moderadamente convexo, não projetado anteriormente; superfície ventral e dorsal do rostro, em vista lateral, moderadamente curvas. *P. fasciatus* Wibmer & O'Brien, 1989
- 22 - Cabeça, superfície dorsal e ventral do corpo, pernas e abdome total ou parcialmente coberta por escamas plumosas; escutelo visível. *Neohydronomus* Hustache, 1926. (23)
- 22' - Maior parte do corpo revestida por escamas aglutinadas; escutelo escondido. (25)
- 23 - Superfície do corpo sem escamas aglutinadas, completamente encoberta por escamas plumosas. *N. affinis* Hustache, 1926
- 23' - Superfície dorsal do corpo parcialmente encoberta por escamas aglutinadas. (24)
- 24 - Interestrias sutural dos élitros completamente revestidas com escamas plumosas, ou seja, escamas aglutinadas ausentes. *N. pulchellus* Hustache, 1926
- 24 - Interestrias sutural dos élitros parcialmente revestidas por faixas de escamas plumosas que se alternam com as aglutinadas. *N. elegans* O'Brien & Wibmer, 1989a (conhecida para a América Central e Grandes Antilhas)
- 25 - Rostro fino (cerca de 2/3 da distância interorbital) e longo (pelo menos 1,4 vezes mais longo que o comprimento do pronoto) ou curto (subigual ao comprimento do pronoto) e giboso nos machos; 3º tarsômero dos três pares de pernas, inteiro, não bilobado. *Ochetina* Pascoe, 1881 (26)

- 25' - Rostro largo (subigual à distância interorbital) e curto (subigual ao comprimento do pronoto) ou fino (cerca de 2/3 da distância interorbital) e curto, nunca giboso; 3° tarsômero dos três pares de pernas, bilobado. (27)
- 26 - Rostro fino (cerca de 2/3 da distância interorbital) e longo (pelo menos 1,4 vezes mais longo que o comprimento do pronoto), ultrapassando a margem posterior do prosterno; escapo antenal não atingindo o olho. *O. uniformis* Pascoe, 1881
- 26' - Rostro curto (subigual ao comprimento do pronoto), giboso nos machos, não ultrapassando a margem posterior do prosterno; escapo antenal atingindo o olho. *O. bruchi* Hustache, 1926
- 27 - Lobos oculares ausentes ou apenas indicados; tubérculos prosternais ausentes; margens internas das tíbias não revestidas por escamas plumosas; último tarsômero, dos três pares de pernas, escondido entre os lobos do terceiro. *Notiodes* Schoenherr, 1838
- 27' - Lobos pós-oculares bem desenvolvidos; prosterno trituberculado atrás das coxas; margens interna das tíbias com escamas plumosas; último tarsômero, dos três pares de pernas, ultrapassando o ápice do terceiro. *Neochetina* Hustache, 1926 (28)
- 28 - Presença de tubérculos nas interestrias ímpares, mais evidentes a partir do declive posterior dos élitros; calosidades suturais sempre ausentes. *N. neoaffinis* O'Brien, 1976
- 28' - Interestrias sem tubérculos (em *N. bruchi* pequenos tubérculos podem estar presentes nas interestrias alternadas); calosidades suturais presentes ou ausentes nos élitros. (29)
- 29 - Élitros pelo menos 1/3 mais longos que largos; calosidades suturais ausentes. *N. confusor* O'Brien, 1976
- 29' - Élitros cerca de ¼, ou menos, mais longos que largos; calosidades suturais presentes. (30)

- 30 - Escamas elitrais com coloração irregular; calosidade sutural alongada; espaço entre a calosidade e margem anterior dos élitros com distância equivalente a $\frac{1}{2}$ do comprimento do pronoto. *N. eichhorniae* Warner, 1970
- 30' - Escamas elitrais com coloração uniforme; calosidade sutural curta; espaço entre a calosidade e margem anterior dos élitros com distância subigual ao comprimento do pronoto. *N. bruchi* Hustache, 1926
- 31 - Tegumento negro e opaco, com escamas subcirculares amareladas amplamente distribuídas ao longo do corpo; escapo antenal não atingindo o olho; primeiro artigo da clava antenal glabro; margem ventral do escrobo, em vista dorsal, expandida lateralmente; fêmures e tíbias com faixa interna de escamas plumosas; 3° tarsômero, dos três pares de pernas, inteiro. *Cyrtobagous* Hustache, 1929 (32)
- 31' - Tegumento escuro e brilhante, escamas subcirculares amareladas ausentes, escamas plumosas amplamente distribuídas ao longo do corpo; escapo antenal atingindo o olho; primeiro artigo da clava antenal piloso; margem ventral do escrobo, em vista dorsal, não expandida lateralmente; faixa de escamas plumosas ausentes nos fêmures e tíbias; 3° tarsômero, dos três pares de pernas, bilobado. *Argentinorhynchus* Brèthes, 1910 (33)
- 32 - Escamas subcirculares amareladas, da superfície dorsal do rostro, estendem-se até a frente; margem ventral do sulco supraescrobal reta, com comprimento subigual a distância entre a inserção antenal e ápice do rostro. *C. salviniae* Calder & Sands, 1985
- 32' - Escamas subcirculares amareladas, da superfície dorsal do rostro, não se estendem até a frente; margem ventral do sulco supraescrobal sinuosa, com comprimento correspondendo a $\frac{1}{2}$ da distância entre a inserção antenal e ápice do rostro. *C. singularis* Hustache, 1929
- 33 - Lobos do 3° tarsômero assimétricos, pelo menos um dos lobos tão longo quanto o comprimento do 5° tarsômero. *A. minimus* O'Brien & Wibmer, 1989c
- 33' - Lobos do 3° tarsômero simétricos, mais curtos que o comprimento do 5° tarsômero. (34)

- 34 - Escamas plumosas esparsamente distribuídas ao longo da superfície dorsal do corpo.
 *A. breyeri* Brèthes, 1910
- 34' - Escamas plumosas densamente distribuídas ao longo da superfície dorsal do corpo.
 *A. squamosus* (Hustache, 1926)

4. REFERÊNCIAS

- Alonso-Zarazaga, M. A. & C. H. C. Lyal. 1999. **A World catalogue of Families and Genera of Curculionoidea (Insecta: Coleoptera) (Excepting Scolytidae and Platypodidae)**. Barcelona, Spain, Entomopraxis, S. C. P., 315 p.
- Arnett, R. H. 1963. **The beetles of the United States (A manual for identification)** Washington, D. C., The Catholic University of America Press, 1112 p.
- Buckingham, G. & S. Passoa. 1985. Flight muscle and egg development in waterhyacinth weevils, pp. 497-510. *In*: E. S. Delfosse (ed.). **Proceeding of VI International Symposium of Biological Control Weeds**. Vancouver, 1984. Ottawa, Agriculture Canada, 537 p.
- Burke, H. R. 1961. Notes on *Onychylis* LeConte with descriptions of two new species (Curculionidae). **The Coleopterists Bulletin 15**: 1-7.
- Calder, A. A. & D. P. A. Sands. 1985. A new brazilian *Cyrtobagous* Hustache (Coleoptera: Curculionidae) introduced into Australia to control *Salvinia*. **Journal of the Australian Entomological Society 24**: 57-64.
- Camargo, L. M. P. C. de A. 1991. Gorgulhos aquáticos do arroz - caracterização e controle. **Lavoura Arrozeira 44**: 7-14.
- Center, T. D. 1987. Do waterhyacinth leaf age and ontogeny affect intra-plant dispersion of *Neochetina eichhorniae* (Coleoptera: Curculionidae) eggs and larvae? **Environmental Entomology 16**: 699-707.
- Center, T. D. & F. A. Dray Jr. 1992. Associations between waterhyacinth weevils (*Neochetina eichhorniae* and *N. bruchi*) and phenological stages of *Eichhornia crassipes* in southern Florida. **Florida Entomologist 75**: 196-211.
- Colonnelli, E. 2004. **Catalogue of Ceutorhynchinae of the world with a key to genera**. Barcelona, 124 p.

- Cordo, H. A. & C. J. DeLoach. 1982a. Notes on the weevils *Tyloderma*, *Auleutes*, and *Onychylis* that feed on *Ludwigia* and other aquatic plants in southern South America. **Coleopterists Bulletin** 36: 291-297.
- Cordo, H. A. & C. J. DeLoach. 1982b. Weevils *Listronotus marginicollis* and *L. cinnamomeus* that feed on *Limnobium* and *Myriophyllum* in Argentina. **Coleopterists Bulletin** 36: 302-308.
- Cordo, H. A. & A. Sosa. 2000. The weevils *Argentinorhynchus breyeri*, *A. bruchi* and *A. squamosus* (Coleoptera: Curculionidae), candidates for the biological control of waterlettuce (*Pistia stratiotes*), 4-14 p. In: N. R. Spencer (ed.). **Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds**. Montana, Montana State University, 970 p.
- Cordo, H. A.; C. J. DeLoach; J. Runnacles & R. Ferrer. 1978. *Argentinorhynchus bruchi*, a weevil from *Pistia stratiotes* in Argentina: biological studies. **Environmental Entomology** 7: 329-333.
- Cordo, H. A.; C. J. DeLoach & R. Ferrer. 1981. Biological studies on two weevils, *Ochetina bruchi* and *Onychylis cretatus*, collected from *Pistia* and other aquatic plants in Argentina. **Annals of the Entomological Society of America** 74: 363-368.
- Cordo, H. A.; C. J. DeLoach & R. Ferrer. 1982. The weevils *Lixellus*, *Tanysphiroideus* and *Cyrtobagous* that feed on *Hydrocotyle* and *Salvinia* in Argentina. **Coleopterists Bulletin** 36: 279-286.
- Costa, C. 2000. Estado de conocimiento de los Coleoptera Neotropicales, p. 99-144. In: F. M. Piera; J. J. Morrone & A. Melic (eds.). **Hacia un Proyecto CYTED para el Inventario y Estimación de la Diversidad Entomológica en Iberoamérica: PrIBES-2000**, m3m: Monografías Tercer Milenio, vol. 1, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, 326 p.
- Costa-Lima. A. 1956. **Insetos do Brasil**. Coleópteros. 10º Tomo. Coleópteros, 4ª. e última parte. Escola Nacional de Agronomia, Rio de Janeiro. Série Didática nº12, 373 p.
- Crowson, R. A. 1955. **The natural classification of Coleoptera**. London, Nathaniel Lloyd & Co., 187 p.
- DeLoach, C. J. 1975. Identification and biological notes on the species of *Neochetina* that attack Pontederiaceae in Argentina (Coleoptera: Curculionidae: Bagoini). **Coleopterists Bulletin** 29: 257-265.

- DeLoach, C. J. 1976. *Neochetina bruchi*, a biological control agent of waterhyacinth: host specificity in Argentina. **Annals of the Entomological Society of America** **69**: 635-642.
- DeLoach, C. J. & H. A. Cordo. 1974. Control biológico de malezas acuáticas. **Malezas y su Control** **3**: 76-82.
- DeLoach, C. J. & H. A. Cordo. 1976a. Ecological studies of *Neochetina bruchi* and *N. eichhorniae* on waterhyacinth in Argentina. **Journal of Aquatic Plant Management** **14**: 53-59.
- DeLoach, C. J. & H. A. Cordo. 1976b. Life cycle and biology of *Neochetina bruchi*, a weevil attacking waterhyacinth in Argentina, with notes on *N. eichhorniae*. **Annals of the Entomological Society of America** **69**: 643-652.
- DeLoach, C. J. & H. Cordo. 1983. Control of waterhyacinth by *Neochetina bruchi* (Coleoptera: Curculionidae: Bagoini) in Argentina. **Environmental Entomology** **12**: 19-23.
- DeLoach, C. J.; A. D. DeLoach & H. A. Cordo. 1976. *Neohydronomus pulchellus*, a weevil attacking *Pistia stratiotes* in South America: biology and host specificity. **Annals of the Entomological Society of America** **69**: 830-834.
- Faust, J. 1894. Reise von E. Simon in Venezuela. Curculionidae. **Stettiner Entomologische Zeitung** **54**: 313-367.
- Fernández Carrillo, J. L.; E. Fernández Carrillo & M. A. Alonso-Zarazaga. 2005. Primera cita de *Stenopelmus rufinasus* Gyllenhal, 1835 en la Península Ibérica (Coleoptera, Eirrhinidae). **Graellsia** **61**: 139-140.
- Fiedler, C. 1941. Die amerikanische rüsslergattung *Phyrdenus* Lec. (Curc. Cryptorhynch.) (28. Beitrag zur Kenntnis der amerik. Cryptorhynciden). **Zoologische Anzeiger** **143**: 123-137.
- Forno, I. W.; D. P. A. Sands & W. Sexton. 1983. Distribution, biology and host specificity of *Cyrtobagous singularis* Hustache (Coleoptera: Curculionidae) for the biological control of *Salvinia molesta*. **Bulletin of Entomological Research** **73**: 85-95.
- Grodowitz, M. J.; T. D. Center & J. E. Freedman. 1997. A physiological age-grading system for *Neochetina eichhorniae* (Warner) (Coleoptera: Curculionidae), a biological control agent of waterhyacinth, *Eichhorniae crassipes* (Mart.) Solms. **Biological Control** **9**: 89-105.

- Guedes, J. V. C.; A. A. Lanteri & J. R. Parra. 2005. Chave de Identificação, Ocorrência e Distribuição dos Curculionídeos-das-Raízes dos Citros em São Paulo e Minas Gerais. **Neotropical Entomology** **34**:577-584.
- Heard, T. A. & S. L. Winterton. 2000. Interactions between nutrient status and weevil herbivory in the biological control of water hyacinth. **Journal of Applied Ecology** **37**: 117-127.
- Hill, M. P. 1998. Life history and laboratory host range of *Stenopelmus rufinasus*, a natural enemy for *Azolla filiculoides* in South Africa. **BioControl** **43**: 215-224.
- Hill, M. P. & C. J. Cilliers. 1999. A review of the arthropod natural enemies, and factors that influence their efficacy, in the biological control of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach (Pontederiaceae), in South Africa. **African Entomology Memoir** **1**: 103-112.
- Hix, R. L.; D. T. Johnson & J. L. Bernhardt. 2001. Trapping adult *Lissorhoptrus oryzophilus* (Coleoptera: Curculionidae) with aquatic barrier traps. **Environmental Entomology** **30**: 770-775.
- Hix, R. L.; D. T. Johnson & J. L. Bernhardt. 2003. Antenal sensory structures of *Lissorhoptrus oryzophilus* (Coleoptera: Curculionidae) with notes on aquatic adaptations. **The Coleopterists Bulletin** **57**: 85-94.
- Hustache, A. 1926. Contribution à l'étude des curculionides de la République Argentine. **Anales del Museo Nacional de Historia Natural Bernardino Rivadavia** **34**: 155-261.
- Hustache, A. 1929. Nouveaux Curculionides de l'Amérique du Sud. **Revista de la Sociedad Entomológica Argentina** **2**: 227-232.
- Hustache, A. 1938. Ceratopinae Sus-Américains (Col. Curculionides). **Miscellanea Entomologica** **39**: 89-99.
- Kissinger, D. G. 1964. **Curculionidae of America north of Mexico. A key to the genera.** Taxonomic Publications, South Lancaster, Massachusetts, 143 p.
- Kissinger, D. G. 1968. **Curculionidae subfamily Apioninae of North and Central America with reviews of the world genera of Apioninae and world subgenera of Apion Herbst (Coleoptera).** Taxonomic Publications, South Lancaster, MA, 559 p.
- Kuschel, G. 1952. Revision de *Lissorhoptrus* Leconte y generos vecinos de America. **Revista Chilena de Entomologia** **1**: 23-74, 1951[1952].

- Kuschel, G. 1956. Revisión de los Premnotrypini y adiciones a los Bagoini (Aporte 17 sobre Coleoptera Curculionoidea). **Boletín del Museo Nacional de Historia Natural** **26**: 187-235.
- Kuschel G. 1995. A phylogenetic classification of Curculionoidea to families and subfamilies. **Memoirs of the Entomological Society of Washington** **14**: 5-33.
- Lacordaire, [J.] T. 1863. **Histoire naturelle des insectes**. Genera des Coléoptères ou exposé méthodique et critique de tous les genres proposés jusqu'ici dans cet ordre d'insectes. Vol.6, 1-608, 615-637 p., Roret, Paris.
- Lanteri, A. A.; J. C. Guedes & J. R. P. Parra. 2002. Weevils injurious for roots of citrus in São Paulo State, Brazil. **Neotropical Entomology** **31**: 561-569.
- Lawrence, J. F. & A. F. Newton Jr. 1995. Families and subfamilies of Coleoptera (with selected genera, notes, references and data on family-group names), p. 779-1006. In: Pakaluk, J. & S. A. Slipinski (eds.). **Biology, phylogeny, and classification of Coleoptera. Papers celebrating the 80th birthday of Roy A. Crowson**. Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa, Poland, 1092 p.
- Madeira, P. T.; P. W. Tipping; D. E. Gandolfo; T. D. Center; T. K. Van & C. W. O'Brien. 2006. Molecular and morphological examination of *Cyrtobagous* sp. collected from Argentina, Paraguay, Brazil, Australia, and Florida. **BioControl** **51**: 679-701.
- Marvaldi, A. E. 2003. Key to larvae of the South American subfamilies of weevils (Coleoptera, Curculionoidea). **Revista Chilena de Historia Natural** **76**: 603-612.
- Marvaldi, A. E. & A. E. Lanteri. 2005. Key to higher taxa of South American weevils based on adult characters (Coleoptera, Curculionoidea). **Revista Chilena de Historia Natural** **78**: 65-87.
- Marvaldi, A. E. & J. J. Morrone. 2000. Phylogenetic systematics of weevils (Coleoptera: Curculionoidea): a reappraisal based on larval and adult morphology. **Insect Systematics and Evolution** **31**: 43-58.
- Marvaldi, A. E.; A. S. Sequeira; C. W. O'Brien & B. D. Farrell. 2002. Molecular and morphological phylogenetics of weevils (Coleoptera: Curculionoidea): do niche shifts accompany diversification? **Systematic Biology** **51**: 761-785.
- May, B. M. & D. P. A. Sands. 1986. Descriptions of larvae and biology of *Cyrtobagous* (Coleoptera: Curculionidae): Agents for biological control of *Salvinia*. **Proceedings of the Entomological Society of Washington** **88**: 303-312.

- Moran, P. J. 2004. Feeding by waterhyacinth weevils (*Neochetina* spp.) (Coleoptera: Curculionidae) in relation to site, plant biomass, and biochemical factors. **Environmental Entomology** **33**: 346-355.
- Morimoto, K. 1962a. Comparative morphology and phylogeny of the superfamily Curculionoidea of Japan (Comparative morphology, phylogeny and systematics of the superfamily Curculionoidea of Japan I). **Journal of the Faculty of Agriculture, Kyúshú University (Japan)** **11**: 331-373.
- Morimoto, K. 1962b. Key to families, subfamilies, tribes and genera of the superfamily Curculionoidea of Japan excluding Scolytidae, Platypodidae and Cossoninae (Comparative morphology, phylogeny and systematics of the superfamily Curculionoidea of Japan III). **Journal of the Faculty of Agriculture, Kyúshú University (Japan)** **12**: 21-66.
- Morris, M. G. 1991. **Weevils**. England, Richmond Publishing Co. Ltd, 76 p.
- Morrone, J. J. 1996. Clave ilustrada para la identificación de las familias sudamericanas de gorgojos (Coleoptera: Curculionoidea). **Revista Chilena de Entomología** **23**: 59-63.
- Morrone, J. J. 2000. Mexican weevils (Coleoptera: Curculionoidea): A preliminary key to families and subfamilies. **Acta Zoológica Mexicana** **80**: 131-141.
- Morrone, J. J. & C. W. O'Brien. 1999. The aquatic and semiaquatic weevils (Coleoptera: Curculionoidea: Curculionidae, Dryophthoridae and Eriirhinidae) of Argentina, with indication of their host plants. **Physis, Secc. C** **57**: 25-37.
- Morrone, J. J. & P. E. Posadas. 1998. Curculionoidea, p.258-278. In: Morrone J. J. & S. Coscarón (eds.). **Biodiversidad de artrópodos argentinos. Una perspectiva biotaxonómica**. Ediciones Sur, La Plata, Argentina, 599 p.
- Morrone, J. J.; A. E. Marvaldi & C. O'Brien. 1995. *Lixellus* LeConte, a new synonym of *Listronotus* Jekel (Coleoptera: Curculionidae). **Entomological News** **106**: 108-112.
- O'Brien, C. W. 1976. A taxonomic revision of the new world subaquatic genus *Neochetina* (Coleoptera: Curculionidae: Bagoini). **Annals of the Entomological Society of America** **69**: 165-174.
- O'Brien, C. W. 1977. Curculionidae p. 245-247. In: S. H. Hurlbert (ed.). **Biota Acuática de Sudamérica Austral**. San Diego, California, 342 p.
- O'Brien, C. W. 1996. Two new *Lissorhoptrus* rice pests in northern South America, with a review of the species in Colombia and Venezuela (Coleoptera: Curculionidae). **Transactions of the American Entomological Society** **122**: 115-134.

- O'Brien, C. W. & G. J. Wibmer. 1978. Numbers of genera and species of Curculionidae (Coleoptera). **Entomological News** **89**: 89-92.
- O'Brien, C. W. & G. J. Wibmer. 1982. Annotated checklist of the weevils (Curculionidae *sensu lato*) of North America, Central America, and the West Indies (Coleoptera: Curculionoidea). **Memoirs of the American Entomological Institute** **34**: 382 p.
- O'Brien, C. W. & G. J. Wibmer. 1989a. Revision of the Neotropical genus *Neohydronomus* Hustache (Coleoptera: Curculionidae). **Coleopterists Bulletin** **43**: 291-304.
- O'Brien, C. W. & G. J. Wibmer. 1989b. Revision of the Neotropical weevil genus *Argentinorhynchus* Brèthes (Coleoptera: Curculionidae). **Annals of the Entomological Society of America** **82**: 267-278.
- O'Brien, C. W. & G. J. Wibmer. 1989c. Two new South American species of the weevil genus *Argentinorhynchus* Brèthes (Coleoptera: Curculionidae). **Southwestern Entomologist** **14**: 213-223.
- Pantoja, A.; L. M. Ramirez; L. E. Escalona; H. Bastidas & M. C. Duque. 1999. Number of instars of *Lissorhoptrus kuscheli* (Coleoptera: Curculionidae) from rice in Venezuela. **Annals of the Entomological Society of America** **92**: 236-238.
- Pieterse, A. H.; M. Kettunen; S. Diouff; I. Ndao; K. Sarr; A. Tarvainen; S. Kloff & S. Hellsten. 2003. Effective biological control of *Salvinia molesta* in the Senegal river by means of the weevil *Cyrtobagous salviniae*. **Ambio** **32**: 458-461.
- Poi de Neiff, A. S. & S. L. Casco. 2003. Biological agents that accelerate winter decay of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. in northeastern Argentina, p. 127-144. In: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, UEM, 341 p.
- Pott, V. J. & A. Pott. 2000. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília, Embrapa, 404 p.
- Sands, D. P. A.; M. Schotz & A. S. Bourne. 1983. The feeding characteristics and development of larvae of a salvinia weevil, *Cyrtobagous* sp. (Coleoptera: Curculionidae). **Entomologia Experimentalis et Applicata** **34**: 291-296.
- Schoenherr, C.J. 1826. **Curculionidum dispositio methodica cum generum characteribus, descriptionibus atque observationibus variis, seu prodromus ad synonymiae insectorum. Partem 4**, 338 p., Fleischer, Lipsiae.
- Sousa, W. O. de; M. I. Marques; G. H. Rosado-Neto & J. Adis. 2007. Surface swimming behavior of the curculionid *Ochetina uniformis* Pascoe (Eirrhinae, Stenopelmini) and

- Ludovix fasciatus* (Gyllenhal) (Curculioninae, Erodiscini). **Revista Brasileira de Entomologia** **51**: 87-92.
- Thompson, R. T. 1992. Observations on the morphology and classification of weevils (Coleoptera, Curculionoidea) with a key to major groups. **Journal of Natural History** **26**: 835-891.
- Vanin, S. A. 1986. Systematics, cladistic analysis, and geographical distribution of the tribe Erodiscini (Coleoptera, Curculionidae, Otidocephalinae). **Revista Brasileira de Entomologia** **30**: 427-670.
- Viana, M. J. 1951. Nuevas especies de curculionidos argentinos. Subfamilia Amalactinae (Coleop. Curculionidae). **Ciências Zoológicas** **2**: 29-51.
- Warner, R. E. 1970. *Neochetina eichhorniae*, a new species of weevil from waterhyacinth, and biological notes on it and *N. bruchi* (Coleoptera: Curculionidae: Bagoini). **Proceedings of the Entomological Society of Washington** **72**: 487-496.
- White, D. S.; W. U. Brigham & J. T. Doyen. 1984. Aquatic Coleoptera, p. 361-437. *In*: R. W. Merritt & K. W. Cummins (eds.). **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque, Kendall/Hunth, 722 p.
- Wibmer, G. J. 1989. Revision of the weevil genus *Tyloderma* Say (Col.: Curculionidae) in Mexico, Central America, South America, and the West Indies. **Evolutionary Monographs** **11**: 1-118.
- Wibmer, G. J. & C. W. O'Brien. 1986. Annotated checklist of the weevils (Curculionidae *sensu lato*) of South America (Coleoptera: Curculionoidea). **Memoirs of the American Entomological Institute** **39**, 563 p.
- Wibmer, G. J. & C. W. O'Brien. 1989. Two new Neotropical genera in the weevil tribe Stenopelmini (Coleoptera: Curculionidae). **Southwestern Entomologist** **14**: 395-407.
- Wilson, J. R. U.; M. Rees & O. Ajuonu. 2006. Population regulation of a classical biological control agent: larval density dependence in *Neochetina eichhorniae* (Coleoptera: Curculionidae), a biological control agent of water hyacinth *Eichhornia crassipes*. **Bulletin of Entomological Research** **96**: 145-152.
- Wright, A. D. & T. D. Center. 1984. Predicting population intensity of adult *Neochetina eichhorniae* (Coleoptera: Curculionidae) from incidence of feeding on leaves of waterhyacinth, *Eichhornia crassipes*. **Environmental Entomology** **13**: 1478-1482.

- Zhang, Z.; M. J. Stout; H. Shang & R. C. Pousson. 2004. A method for rearing the rice water weevil, *Lissorhoptrus oryzophilus* (Coleoptera: Curculionidae), in the laboratory. **The Coleopterists Bulletin** 58: 644-651.
- Zimmerman, E. C. 1993. **Australian Weevils (Coleoptera : Curculionoidea). Volume III.** Nanophyidae, Rhynchophoridae, Eriirhinidae, Curculionidae: Amycterinae, literature consulted. CSIRO, Melbourne, Australia, 854 p.
- Zimmerman, E. C. 1994a. **Australian Weevils (Coleoptera : Curculionoidea). Volume I.** Orthoceri: Anthribidae to Attelabidae, the primitive weevils. CSIRO, Melbourne, Australia, 741 p.
- Zimmerman, E. C. 1994b. **Australian Weevils (Coleoptera : Curculionoidea). Volume II.** Brentidae, Eurhynchidae, Apionidae and a chapter on immature stages by Brenda May. CSIRO, Melbourne, Australia, 755 p.