

**SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO PARANÁ
INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ - IAP
DIRETORIA DE BIODIVERSIDADE E ÁREAS PROTEGIDAS – DIBAP**

Cadernos da Biodiversidade

Cadernos da Biodiversidade

v. 5 n. 1

Jul. 2005

Semestral

GOVERNO DO PARANÁ
Governador: Roberto Requião de Mello e Silva
SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS
Secretário: Lindsley da Silva Rasca Rodrigues
INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ - IAP
Diretor Presidente: Lindsley da Silva Rasca Rodrigues
DIRETORIA DE BIODIVERSIDADE E ÁREAS PROTEGIDAS - DIBAP
Diretor: João Batista Campos

ENDEREÇO:
Instituto Ambiental do Paraná - IAP
Rua Engenheiro Rebouças, 1206
CEP: 80.215-100 - Curitiba-PR
Tel: (0xx41) 213-3700
joabatista@iap.pr.gov.br

EDITOR/ORGANIZADOR

João Batista Campos
Sidinei Magela Thomaz

COMISSÃO EDITORIAL:

Amalia Maria Goldberg Godoy
Cláudia Sonda
Gerson Antonio Jacobs
João Batista Campos
Márcia de Guadalupe Pires Tossulino
Mariese Cargnin Muchailh
Mauro de Moura Britto
Sidinei Magela Thomaz
Willians Rubens Mendonça
Wilson Loureiro

Arte: Lysias Vellozo da Costa Filho
Capa: Michelle Poitevin

APOIO:

Nupélia – Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura - Biblioteca Setorial

Solicita-se permuta./ Exchange disued./ On demande échange – Biblioteca do IAP

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Biblioteca Setorial – UEM, Nupélia, Pr, Brasil)

Cadernos da Biodiversidade / Diretoria de Biodiversidade e Áreas Protegidas, Instituto Ambiental do Paraná. --V.1, n.1 (jul. 1998)- . – Curitiba : DIBAP/IAP, 2003.

Periodicidade semestral
Organizado e editado por João Batista Campos - IAP.
ISSN 1415-9112

1. Biodiversidade - Periódicos. 2. Ecologia - Periódicos. 3. Biodiversidade – Paraná - Periódicos. 4. Proteção Ambiental – Legislação - Periódicos. 5. Unidades de Conservação - Periódicos. 6. Ecossistemas - Periódicos. I. Instituto Ambiental do Paraná. Diretoria de Biodiversidade e Áreas Protegidas.

CDD 21. ed. -577.05
-578.705
CIP – NBR 12899 – AACR/2

Maria Salete Ribelatto Arita CRB 9/858
Ivone Bello CRB 9/1116

CADERNOS DA BIODIVERSIDADE

Volume 5, número 1, Julho de 2005

SUMÁRIO

O PAPEL ECOLÓGICO DAS PLANTAS AQUÁTICAS NOS CORREDORES DE BIODIVERSIDADE - <i>Eric D. Dibble</i>	1
BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO DE PEIXES NA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ - <i>Fernando Mayer Pelicice; Angelo Antonio Agostinho; Luiz Carlos Gomes</i>	11
DIVERSIDADE DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO VALE DORIO PARANÁ – GOIÁS - <i>Miriam Plaza Pinto; Luis Mauricio Bini; Débora C. Souza</i>	17
DIVERSIDADE DE ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM LAGOAS DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO TROPICAL: O PAPEL DE CONECTIVIDADE E DO NÍVEL DA ÁGUA - <i>Anderson Medeiros dos Santos; Sidinei Magela Thomaz</i>	25
COMUNIDADES DE PLANTAS AQUÁTICAS DO ALTO RIO PARANÁ: RESPOSTAS ÀS ALTERAÇÕES DO ESTRESSE AMBIENTAL - <i>Judith M. Milne; Kevin J. Murph; Sidinei M. Thomaz</i>	34
PRODUÇÃO PRIMÁRIA DE <i>PASPALUM</i> SP NA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ - <i>André Andrian Padial; Thomaz Aurélio Pagioro; Sidinei Magela Thomaz; Heloísa Beatriz Antoniasi Evangelista</i>	45
REGENERAÇÃO DE FLORESTAS NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL – APA DAS ILHAS E VÁRZEAS DO RIO PARANÁ - <i>João Batista Campos; Gordon Dickinson</i>	50
COMPOSIÇÃO ESPECÍFICA E DENSIDADE FITOPLANCTÔNICA DO LAGO MUNICIPAL DIVA PAIM BARTH – TOLEDO - PARANÁ - <i>Éder André Gubiani; Carlos Eduardo Gonçalves Aggio; Geuza Cantanhêde da Silva</i>	60

O papel ecológico das plantas aquáticas nos corredores de biodiversidade

Eric D. Dibble¹



RESUMO

Uma prática comum das agências de conservação é projetar zonas de manejo e corredores de biodiversidade com o primeiro propósito de promover a diversidade de espécies e proteger os ecossistemas aquáticos. É geralmente aceito que o crescimento vegetal na transição terra-água em corredores manejados é importante na preservação da integridade dos sistemas aquáticos. Os responsáveis pela conservação tendem a focar a restauração, preservação e o crescimento da vegetação terrestre nos corredores de proteção para reduzir a erosão do solo, a transferência de sedimentos, a poluição e a alteração da biota, entretanto, os benefícios protetores da vegetação aquática são algumas vezes negligenciados. Nesse trabalho nós revisamos a literatura para conceitualmente ilustrar atributos das plantas aquáticas importantes para a conservação e proteção da integridade dos ecossistemas aquáticos. Nós discutimos o papel funcional das plantas aquáticas no melhoramento do habitat e na proteção contra poluição de sedimentos e nutrientes, e identificamos um distúrbio potencial no ambiente ao longo das margens dos reservatórios que podem requerer preocupação especial no manejo. Nós concluímos que o papel funcional das plantas aquáticas nos corredores protetores não deveria ser ignorado e a contribuição de uma diversa comunidade de plantas aquáticas é importante para os esforços conservacionistas. O manejo, a restauração e até o estabelecimento de populações de plantas aquáticas nativas na interface terra-água são importantes e deveriam ser incorporados no plano de corredores protetores, especialmente onde os ambientes têm sido severamente perturbados por práticas agrícolas.

INTRODUÇÃO

A interface terra-água é uma importante região para a conservação e proteção de ecossistemas aquáticos. Nos Estados Unidos (zonas de manejo marginal – “stream-side management zones”) e no Brasil (corredores de biodiversidade) essas zonas são projetadas e implementadas pelas agências de conservação com o primeiro propósito de promover a diversidade de espécies e proteger a integridade do habitat aquático (EMBRAPA/IAPAR 1984, BARBOUR *et al.*, 1999). É geralmente aceito que a vegetação crescendo nas áreas de transição

terra-água é importante na preservação da integridade dos ecossistemas aquáticos (FIGURA 1). A existência de plantas terrestres ao longo das margens de corpos aquáticos, por exemplo, rios, córregos e reservatórios, é incentivada, pois essas podem reduzir a erosão, a transferência de sedimentos, a alteração da biota e a poluição aquática (O’LAUGHLIN & BELT 1995, SHIELDS *et al.*, 2003, CARROL *et al.*, 2004). A vegetação alagável na interface da água ajuda a filtrar sedimentos retendo partículas em suspensão, reduzindo a entrada de sedimentos, nutrientes e substâncias tóxicas para os sistemas aquáticos (CRONK & FENNESSY, 2001). A

¹ Department of Wildlife and Fisheries, Mississippi State University, Mississippi, U.S.A

retirada ou a alteração da vegetação protetora do ambiente pode ter impactos prejudiciais nas comunidades aquáticas (BORG *et al.*, 1988, DAVIES & NELSON, 1984).

A conservação enfatiza tipicamente o uso apropriado da terra, restaurando árvores e promovendo o crescimento de outras plantas terrestres dentro dos corredores ripários e marginais (“riparian and stream-side corridors”) para proteger impactos potenciais dos usos do ambiente (por exemplo, agricultura,

desmatamento) nas comunidades aquáticas. Entretanto, os benefícios da vegetação que cresce dentro e embaixo da água (por exemplo, espécies emergentes e submersas) são freqüentemente negligenciados nos esforços de conservação. Plantas aquáticas exercem um papel fundamental na proteção dos sistemas aquáticos em diferentes níveis. Essas são importantes componentes funcionais em micro-escala do habitat aquático bem como em macro-escala na proteção dos ecossistemas aquáticos.

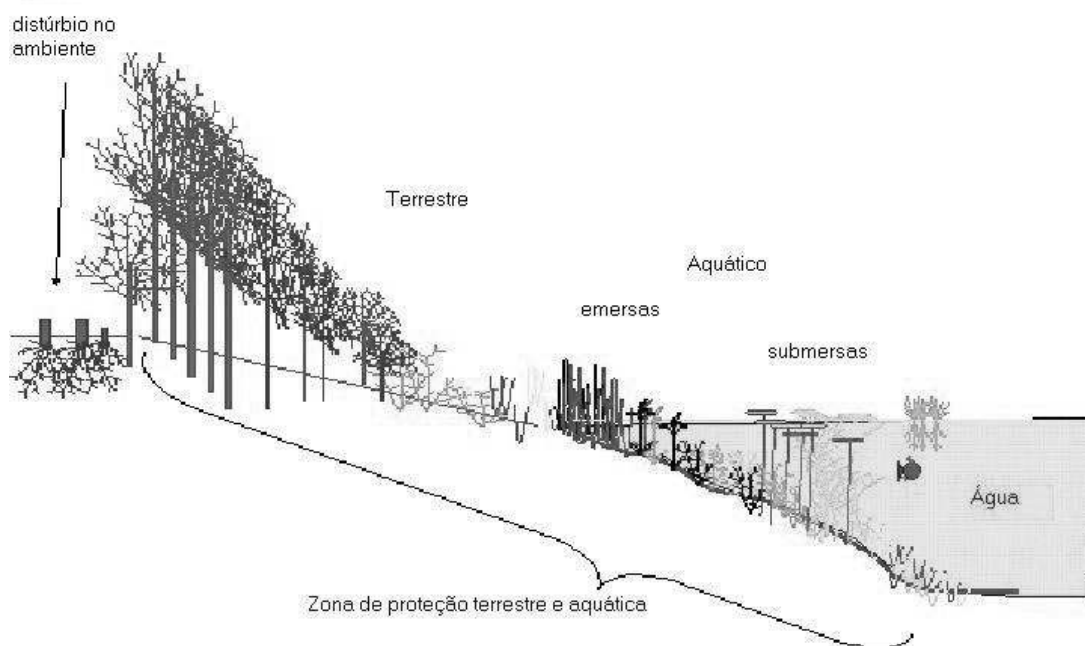


Figura 1. Um exemplo de um corredor completamente coberto por vegetação constituindo uma zona de proteção terrestre e aquática.

O objetivo deste trabalho é ilustrar conceitualmente a importância ecológica da vegetação aquática na conservação e na proteção de habitats aquáticos. Foi identificado um distúrbio potencial ao longo das margens dos reservatórios do Paraná que necessita preocupação e atenção especial dos responsáveis pela conservação. Também foi revisada a literatura para ilustrar a importância da heterogeneidade de habitat e o papel

funcional que as plantas aquáticas exercem no incremento dessa e na recuperação da integridade desse habitat. O intuito da discussão apresentada não pretende ser totalmente conclusivo, mas a mesma pretende apenas realçar algumas importantes contribuições das plantas aquáticas na manutenção da qualidade do habitat e na conservação das comunidades aquáticas. Muitos dos exemplos apresentados aqui são

originários de pesquisas prévias conduzidas na América do Norte e têm sido usadas para identificar importantes atributos encontrados nas plantas aquáticas que suportam organismos aquáticos. Ainda que muitos dos exemplos usados não sejam especificamente de pesquisas conduzidas no Brasil, as informações trazidas desses estudos podem ser consideradas ecologicamente universais e suas contribuições aplicáveis na manutenção da integridade dos ecossistemas aquáticos mundiais.

O PAPEL DA PLANTAS AQUÁTICAS NOS CORREDORES RIPÁRIOS

Qualidade de Água

A prevalência de vegetação aquática submersa e emergente pode mediar a magnitude na qual sistemas aquáticos são impactados por distúrbios no ambiente. Plantas aquáticas aumentam a qualidade de água por possuírem a capacidade de utilizar nutrientes livres e metais e por absorverem contaminantes (REDDY *et al.*, 1989, TANNER, 1996, ICE & BINKLEY, 2003). O crescimento da vegetação na interface terra-água influencia a hidrologia e a transferência de sedimentos de várias maneiras, contribuindo para a diminuição da alteração do habitat e da poluição aquática. As estruturas das plantas terrestres, por exemplo complexos de raízes e caules, e a morfologia das folhas, mitigam o impacto da chuva no solo e retardam a intensidade do fluxo da água diminuindo a transferência de sedimento e a erosão de solos superficiais (FIGURA 2). Além disso, a transpiração das plantas limita as enchurradas (GOSSELINK AND TURNER,

1978). Corredores ripários que contêm comunidades vegetais estruturalmente complexas reduzem a probabilidade de transferência de sedimentos e poluição para os sistemas aquáticos, por causa de suas influências benéficas na hidrologia. Os complexos de caules, folhas e raízes originários do crescimento de plantas aquáticas nas margens funcionam como um filtro, retendo sedimentos em suspensão (FIGURA 3). Por outro lado, corredores sem vegetação na interface terra-água (devido à agricultura ou ao desmatamento) aumentam as chances de poluição e de alta transferência de sedimentos (FIGURA 4).

QUALIDADE E HETEROGENEIDADE DO HABITAT

Bancos com diversidade de plantas aquáticas oferecem substrato para a colonização de macroinvertebrados aquáticos, aumentando significativamente a diversidade e biomassa desses organismos (PARDUE, 1973). Plantas aquáticas são naturalmente diferentes em sua morfologia e arquitetura, resultando em diferentes complexidades estruturais nos habitats aquáticos (DIBBLE *et al.*, 1996, DIBBLE & THOMAZ, in press). A heterogeneidade espacial proporcionada pelas plantas é importante para a sobrevivência dos peixes em suas fases iniciais de vida, para peixes forrageadores e para suas presas (WYCHERA *et al.*, 1993, DIONNE & FOLT, 1999). Essa complexidade espacial é essencial na regulação da dinâmica da comunidade e é um importante componente na definição da qualidade do habitat aquático (STENSETH, 1980, GILINSKEY, 1984).

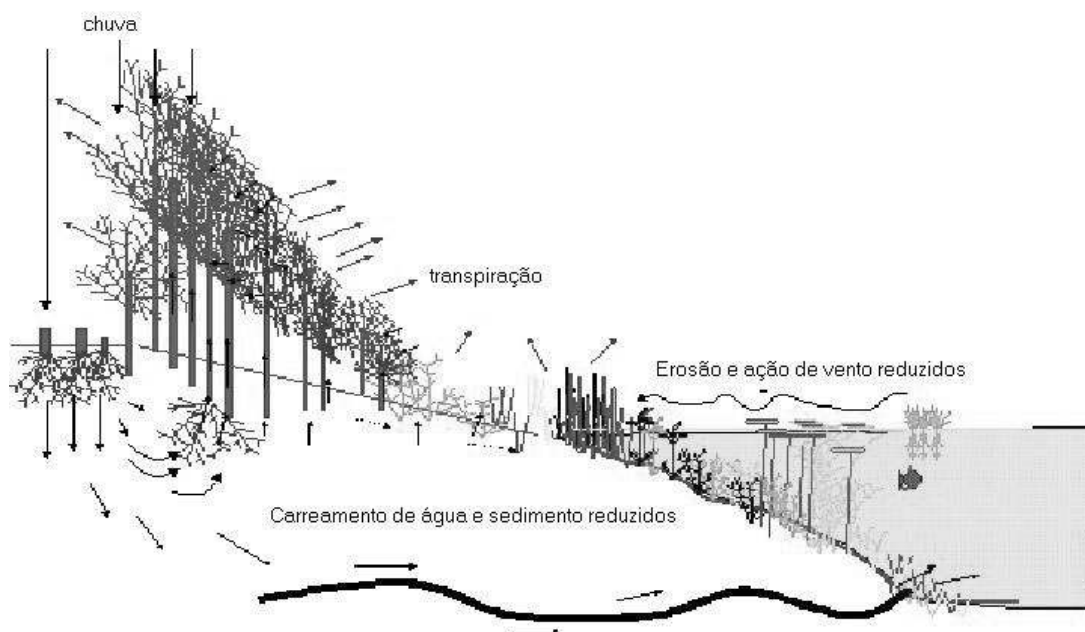


Figura 2. Caminhos hidrológicos na interface terra-água e a função protetora do corredor de vegetação em um solo estabilizado, que reduz as enxurradas, a transferência de sedimentos e erosão causada pela ação do vento.

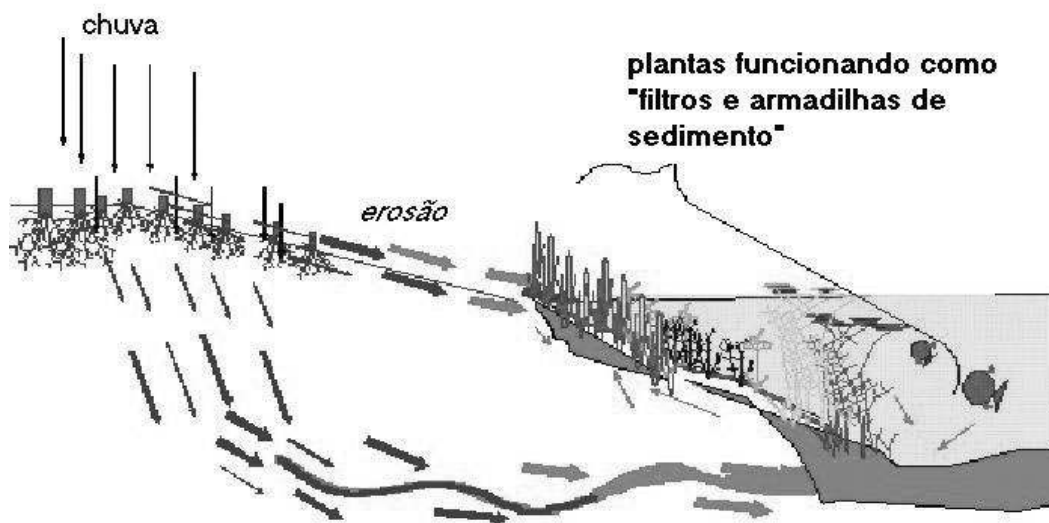
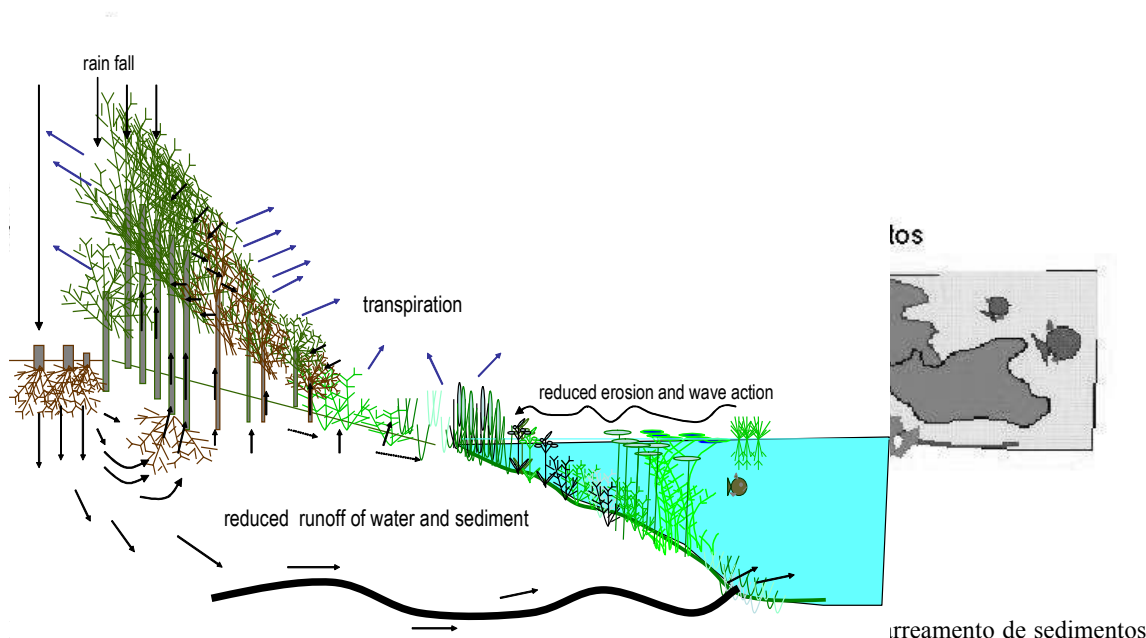


Figura 3. Em um ambiente altamente perturbado onde o distúrbio no solo e a transferência de sedimentos são altos, as plantas aquáticas ao longo das margens funcionam como armadilhas, filtrando sedimentos e nutrientes erodidos reduzindo sua introdução aos ecossistemas aquáticos.



Um complexo sistema subaquático de folhas e pecíolos pode mediar a eficiência de forrageamento, de predação e do consumo de energia para o crescimento (ANDERSON, 1984, SAVINO & STEIN, 1982, HARREL & DIBBLE, 2001). Considerando que todos esses fatores têm uma influência significativa na mortalidade individual, a heterogeneidade estrutural das plantas aquáticas proporciona no habitat aquático, possivelmente, um dos atributos ambientais mais importantes na determinação da estrutura das populações de peixes.

ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

Plantas aquáticas que crescem nas zonas litorais dos reservatórios e rios geram um habitat crucial, importante na determinação da abundância e da diversidade de organismos

aquáticos. A riqueza de espécies e a abundância de peixes são positivamente correlacionadas com a abundância de plantas aquáticas (BORAWA *et al.*, 1979; AGOSTINHO *et al.*, 2003). Em alguns casos, as densidades de peixes dentro dos bancos de plantas aquáticas podem ultrapassar 2 milhões de peixes por ha (BARNET & SCHNEIDER, 1974). O substrato subaquático gerado pelas folhas e pecíolos das plantas aquáticas oferece um habitat crucial para a abundância e diversidade das larvas de insetos e outros macroinvertebrados, bactérias e algas perifíticas (CARPENTER & LODGE, 1986). Esses organismos fitofílicos que habitam plantas aquáticas servem de alimento para peixes, especialmente pequenos e jovens, que são frequentemente observados utilizando esses habitats estruturalmente ricos para evitar predação. Portanto plantas aquáticas não são somente bons locais de forrageamento, mas também berçários que influenciam o

crescimento e a sobrevivência individual. Os esconderijos visuais das plantas aquáticas são importantes para o habitat aquático. Esses esconderijos tendem a atrair peixes e aumentam suas eficiências de forrageamento, por causa da alta acuidade visual desses forrageadores (HELFMAN, 1981).

Uma ampla revisão das pesquisas sobre peixes conduzidas na América do Norte sugeriu uma forte relação entre peixes e plantas aquáticas, especialmente nas fases iniciais de vidas, por exemplo, juvenis e larvas (DIBBLE *et al.*, 1996b). Dezenove famílias de peixes fitofílicos da América do Norte foram identificados por essa revisão, e 112 espécies de peixes norte-americanos têm sido documentadas usando bancos de plantas aquáticas do Alto Rio Mississipi (JANECEK, 1988). Os peixes mais comuns que habitam plantas aquáticas em sistemas da América do Norte são os Centrarchidae, Esocidae, Percidae, Cyprinidae, Ictaluridae, Cyprinodontidae, Clupeidae, e Atherinidae. Por exemplo, *Lepomis* e *Micropterus* (“sunfishes”) são muito abundantes em bancos de plantas aquáticas que crescem em zonas litorais dos lagos norte-americanos e provavelmente representam os peixes mais estudados que utilizam habitats com vegetais (DIBBLE *et al.*, 1996b). Relações entre espécies de peixes e invertebrados são bem documentadas no estado do Paraná (AGOSTINHO *et al.*, 2003; LANSAC-TÔHA *et al.*, 2003; TAKEDA *et al.*, 2003). Mais de 40 espécies de peixes tem sido documentadas em plantas aquáticas nesse estado e outras espécies de 10 famílias são consideradas utilizadoras potenciais desses habitats em algum período de seus ciclos de vida (A.A. AGOSTINHO & F.M. PELICICE, comunicação pessoal).

PROTEÇÃO CONTRA ESPÉCIES EXÓTICAS

Bancos diversos de plantas aquáticas nativas podem proteger os habitats aquáticos contra a introdução de espécies exóticas e o crescimento de invasoras, potencialmente prejudiciais para a estrutura do habitat aquático. As margens dos reservatórios representam distúrbios antropogênicos e ecologicamente são regiões ideais para nova colonização de plantas (FIGURA 5). Por exemplo, a nova margem criada em reservatórios é análoga a um “campo antigo” ou a um estágio inicial de sucessão. Como as áreas de águas rasas ao longo das margens representam zonas continuamente perturbadas, tipicamente sem crescimento vegetativo, isso proporciona um nicho aberto que abre espaço para uma nova colonização de plantas invasoras e/ou espécies exóticas.

Como um campo recentemente arado, espécies daninhas (especialmente plantas exóticas) podem invadir mais facilmente zonas litorais, que representa um local perturbado sem competição de outras espécies. Como espécies daninhas terrestres, plantas aquáticas exóticas normalmente formam monoculturas, reduzindo criticamente a heterogeneidade do habitat. Uma candidata potencial para colonização é uma espécie exótica prolífica, por exemplo, *Hydrilla verticillata*. Se introduzida com sucesso, essa planta pode crescer em profundidades de até 10 metros e nas partes rasas formar um habitat mono-específico com baixa heterogeneidade estrutural. Tal monocultura reduz a capacidade do ecossistema em manter a biodiversidade e pode ser prejudicial para os organismos aquáticos como, por exemplo, populações de peixes de interesse (COLLE & SHIREMAN, 1980). A recuperação e a proteção dessas áreas nos Estados Unidos têm sido incentivadas a fim de reduzir a colonização de plantas daninhas e melhorar o habitat. Para tal, a introdução e o estabelecimento do crescimento de diversos bancos de espécies de plantas nativas não-

invasoras têm sido realizados (DIBBLE & ARRINGTON, 2003, SMART *et al.*, 1996).

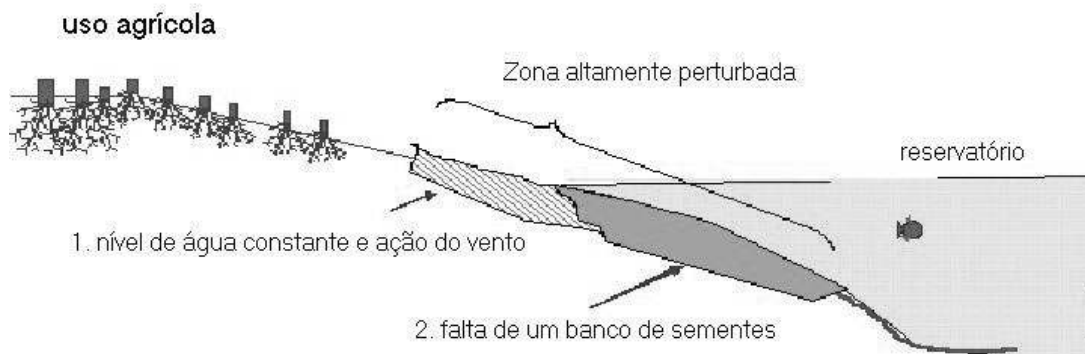


Figura 5. Exemplo de uma zona altamente perturbada ao longo de um reservatório onde o nível de distúrbios terrestres-aquáticos é exacerbado. As margens do reservatório contêm pouca ou nenhuma vegetação protetora devido ao distúrbio causado pela flutuação do nível de água e a ação do vento, e a falta de um banco de sementes natural.

PLANTAS AQUÁTICAS COMO UMA FERRAMENTA DE CONSERVAÇÃO

A diversidade, a abundância e a arquitetura de plantas da zona ripária/litoral são importantes componentes a serem considerados na conservação. É essencial que os responsáveis pela conservação reconheçam os benefícios ecológicos das plantas aquáticas no manejo e na proteção dos sistemas aquáticos. Plantas aquáticas influenciam a comunidade a um nível de macro-habitat, bem como no micro-habitat, promovendo heterogeneidade espacial fundamental para o ambiente. Usos do solo que reduzem a diversidade das plantas aquáticas e a heterogeneidade estrutural que as plantas geram devem ser limitados e seus impactos negativos irreversíveis nos ecossistemas aquáticos devem ser prevenidos. Os planos de conservação deveriam enfatizar a proteção de plantas aquáticas nativas e considerar o re-estabelecimento dessas plantas onde habitats críticos são muito perturbados. Em regiões sem vegetação devido à alteração antropogênica (por exemplo, reservatórios, locais submetidos à erosão da agricultura etc.), o crescimento protetor de plantas é desejado. A restauração da vegetação aquática nativa nesses locais altamente perturbados certamente ajudará os esforços de conservação e completará os corredores ripários projetados para proteger a biodiversidade e o habitat aquático.

A heterogeneidade do habitat é importante para as comunidades aquáticas. Plantas aquáticas individuais têm arquitetura inata e quando um banco diverso, multi-específico, de plantas aquáticas é

estabelecido, isso promove a heterogeneidade essencial para a qualidade e estabilidade dos ecossistemas aquáticos. Práticas conservacionistas preocupadas com o aumento da biodiversidade bem como com a proteção dos ecossistemas aquáticos, não deveriam apenas encorajar a preservação e o estabelecimento de uma vegetação terrestre diversa ao longo dos corredores, mas também um diverso banco de plantas aquáticas para aumentar a qualidade do habitat. Bancos diversos de plantas aquáticas deveriam ser implantados ao longo da interface terra-água. Isso é especialmente importante onde o padrão do uso de terra tem alterado a riqueza das espécies de plantas e/ou ameaçado a qualidade dos habitats aquáticos e dos organismos que os habitam. Áreas com desmatamento, agricultura ou “zonas mortas” dos reservatórios são bons exemplos. Os benefícios das plantas aquáticas não deveriam ser negligenciados, mas sim considerados um importante componente ambiental nos corredores ripários que protege e melhora a integridade dos ecossistemas aquáticos, auxiliando sobremaneira na conservação da biodiversidade. A faixa de segurança protetora deveria considerar tanto plantas aquáticas como terrestres para otimizar a conservação. Pesquisas futuras a fim de identificar a contribuição de plantas aquáticas, o melhor entendimento do papel ecológico dessas e sua função protetora nos corredores ripários vão beneficiar os esforços conservacionistas para restaurar a diversidade de espécies e proteger ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A. ; GOMES, L. C. ; JÚLIO JR., H. F. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In: THOMAZ, S. M. ; BINI, L. M. (Eds). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá : Eduem, 2003. p.261-289.
- ANDERSON, O. Optimal foraging by largemouth bass in structured environments. **Ecology**, v.65, p.851-861, 1984.
- BARBOUR, M. T. ; GERRITSEN, J. ; SNYDER, B.D. ; STRIBLING, J.B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish**. Washington, DC : U.S. EPA, Office of Water, EPA 841-B-99-002. 1999.
- BARNETT, B.S. ; SCHNEIDER, R. W. Fish population in dense submersed plant communities. **Hyacinth Control Journal**, v.12, p.12-14, 1974.
- BORAWA, J. C. ; KERBY, J. H. ; HUIH, M. T. ; MULLIS, E. A. W. Currituck Sound fish population before and after infestation by Eurasian water-milfoil. **Proceeding of the Annual Conference Southeast Association of fish and Wildlife Agencies**, v.32, p.520-528, 1979.
- BORG, H. ; HORDACRE, A. ; BATINI, F. 1988. Effects of logging in stream and rivers buffers on watercourses and water quality in the southern forest of western Australia. **Australian forestry**, v.51, p.98-105, 1988.
- CRONK, J. K. ; FENNESSY, E. M. S. Wetland plants: biology and ecology. New York : Lewis Publishers, 2001. 462p.
- CARPENTER, S. R. ; LODGE, E. D.W. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. **Aquatic Botany**, v.26, p.341-370, 1986.
- CARROLL, G. D. ; SCHOENHOLTZ, S.H. ; YOUNG, B.W. ; DIBBLE, E.D. Effectiveness of forestry streamside management zones in the sand-clay hills of Mississippi: early indications. **Water, Air and Soil Pollution: Focus**, v.4, n.1, p.275-296, 2003.
- COLLE, D. E. ; SHIREMAN, J. V. Coefficients of condition for largemouth bass, bluegill, and redear sunfish in hydrilla-infested lakes. **Transaction of the American Fisheries Society**, v.109, p.521-531, 1980.
- DAVIES, P. E. ; NELSON, M. Relationships between riparian buffer widths and the effects of logging on stream habitat, invertebrate community composition and fish abundance **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, v.45, p.1289-1305, 1994.
- DIBBLE, E. D. ; KILLGORE, K. J. ; DICK G. O. Measurement of plant architecture in seven aquatic plants **Journal of Freshwater Ecology**, v.11, p.311-318, 1996a.
- DIBBLE, E. D. ; KILLGORE, K. J. ; HARREL, S. L. Assessment of fish-plant interactions. In: Miranda, L. E. ; DeVries, D. R. (Eds.). **Multidimensional approaches to reservoir fisheries management**. Bethesda : American Fisheries Society Symposium 16, 1996b. p.357-372.
- DIBBLE, E. D. ; ARRINGTON, A. **Establishment of native aquatic plant species in Mississippi Delta reservoir**. Starkville : Annual Report -03, Mississippi Department of Wildlife, Fisheries and Parks, 2003, 34p.
- DIBBLE, E. D. ; THOMAZ, S. M. Structural complexity and habitat heterogeneity in aquatic plants of the Upper Paraná River Floodplain, South America. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. (in press).
- DIONNE, M. ; FOLT, C. L. An experimental analysis of macrophyte growth forms as fish foraging habitat. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v.48, p.123-131, 1991.
- EMBRAPA/IAPAR. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, Rio de Janeiro, RJ. **Levantamento e reconhecimento dos solos do Estado do Paraná**. Curitiba : Embrapa – SNLCS, Boletim técnico, 27, 2 v.:il., 1984.
- GILINSKY, E. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. **Ecology**, v.4, p.455-468, 1984.
- GOSSELINK, J. G. ; TURNER, R. E. The role of hydrology in freshwater wetland ecosystems. In: GOOD, R. E. ; WHIGHAM, D. F. ; SIMPSON, R. L. (Eds.). **Freshwater Wetlands : Ecological processes and management potential**. New York, Academic Press, 1978. p.339-363.
- HARREL, S. L. ; DIBBLE, E. D. Foraging efficiency of juvenile bluegill, *Lepomis macrochirus* among different vegetated habitats. **Environmental Biology of Fishes**, v.62, p.441-453, 2001.

- ICE, G. ; BINKLEY, D. Forest streamwater concentrations of nitrogen and phosphorus. **Journal of Forestry**, v.101, n.1, p.21-27, 2003.
- JANECEK, J. A. **Literature review on fishes interaction with aquatic macrophytes with special reference to the Upper Mississippi River System**. Upper Mississippi River Conservation Committee, Fish Section Rock Island Illinois. 1988.
- LANSAC-TÔHA, F. A. ; VELHO, L. F. M. ; BONECKER, C. C. Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zooplancônica. In: THOMAZ, S. M. ; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Maringá : Eduem, 2003. p.231-242.
- O'LAUGHLIN, J. ; BELT, G. H. Functional approaches to riparian buffer strip design. **Journal of Forestry**, v.93, p.20-32, 1995.
- PARDUE, G. P. Production response of the bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus* to added attachment surface for fish-food organisms. **Transactions American Fisheries Society**, v.102, p.622-626, 1973.
- REDDY, K. R. ; SACCO, P. D. ; GRAETZ, D. A. ; CAMPBELL, K. L. ; PORTER K. M. Effect of aquatic macrophytes on physico-chemical parameters of agricultural drainage water. **Journal of Aquatic Plant management**, v.21, p.1-7, 1983.
- SAVINO, J. F. ; STEIN, R.A. Predator-prey interaction between largemouth bass and bluegills as influence by simulated submersed vegetation. **Transactions of the American Fisheries Society**, v.11, p.255-266, 1982.
- SHIELDS, F. D. ; COOPER JR., C. M. ; KNIGHT, S. S. ; MOORE, M. T. Stream corridorrestoration research: a long and winding road. **Ecological Engineering**, v.20, p.441-454, 2003.
- SMART, M. R. ; DOYLE, R. D. ; MADSEN, J. D. ; DICK, G. O. **Establishing native submersed aquatic plants communities in southern Reservoirs**. Vicksburg : U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Technical report A-96-2, 1996.
- STENSETH, N. C. Spatial heterogeneity and population stability: some evolutionary consequences. *Oikos*, v.35, p.165-184, 1980.
- TAKEDA, A. M. ; SOUZA-FRANCO, G. M. ; MELO, S. M. ; MONKOLSKI, A. Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil). In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Maringá, Eduem, 2003. p.243-260.
- TANNER, C. C. Plants for constructed wetland treatment systems: a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species *Ecological Engineering* 7:59-83, 1996.
- WYCHERA, U. ; ZOUFAL, R. ; CHRISTOF-DIRRY, P. ; JANAUER, G. A. Structure and environmental factors in macrophyte stands. **Journal of Aquatic plant Management**, v.31, p.118-122, 1993.

Comunidades de plantas aquáticas do alto rio Paraná: respostas às alterações do estresse ambiental

Judith M. Milne²
Kevin J. Murph¹
Sidinei M. Thomaz³



RESUMO

São apresentados nesse trabalho os principais resultados obtidos em levantamentos da abundância e diversidade da comunidade de macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná. Foram realizadas relações entre atributos dessa vegetação e fatores abióticos, utilizando uma abordagem preditiva. Três sub-comunidades foram descritas através de uma TWINSpan: (i) *Eichhornia azurea* – *Limnobium laevigatum*, ocorrendo em 20% das estações amostradas; (ii) *E. azurea* – *Salvinia* spp, comum em 67% das estações; e (iii) *Nymphaea amazonum* – *Myriophyllum aquaticum*, rara, encontrada em 13% das estações. Essas sub-comunidades ocorreram em habitats com diferenças significativas das condições ambientais. A diversidade da comunidade de macrófitas foi melhor predita pelas concentrações de ferro e cálcio no sedimento, fósforo na água e pelo peso total das plantas. Os resultados aqui apresentados ajudarão a avaliar mudanças futuras na planície de inundação do alto rio Paraná e em outros sistemas similares.

INTRODUÇÃO

Estresse pode ser definido como qualquer fator ou combinação de fatores que reduzem a eficiência de funcionamento de um ou mais processos fisiológicos no organismo. Em plantas, a fotossíntese pode ser considerada o processo chave mais importante. O estresse ambiental pode assim ser considerado um termo bastante útil para definir uma gama de variáveis ambientais que influenciam a capacidade das plantas em acumularem carbono e, assim, potencialmente limitarem sua capacidade de sobreviver, crescer e se reproduzir.

Em sistemas lóticos sub-tropicais (como no alto rio Paraná), controlados por pulsos anuais de inundação e que suportam zonas de transição entre os ambientes aquáticos e terrestres (ZTAT *sensu* JUNK *et al.*, 1989), fatores ambientais relevantes que representam estresse e que influenciam o crescimento de plantas aquáticas incluem o sombreamento induzido pela turbidez, limitação por nutrientes, a exposição de habitats temporários à condição seca durante os períodos de água baixa ou ainda a submersão da ZTAT ou de lagoas rasas durante as águas altas (BINI, 1996; NEIFF, 1996; JUNK 1986). A capacidade de as populações de plantas tolerarem esses fatores estressantes depende do balanço dos

² IBLS Division of Environmental and Evolutionary Biology, University of Glasgow, Glasgow G12 8QQ, Scotland, k.murphy@bio.gla.ac.uk

³ Universidade Estadual de Maringá, Nupélia, DBI, Maringá, PR, 87020-900, smthomaz@nupelia.uem.br

atributos fenotípicos que ajudam a tolerar o estresse e também de outras pressões maiores sobre a sobrevivência das plantas, como por exemplo, os distúrbios causados por correnteza, herbivoria e ação do vento, além da competição com outras plantas, que também afeta o sucesso na aquisição de recursos.

Quando as características dos sistemas lóticos são alteradas, por exemplo, através de barramentos (como é o caso da barragem de Porto Primavera, localizada a montante da planície do alto rio Paraná), que mudam substancialmente o regime de inundação e as características da água, espera-se que a importância relativa das características de tolerância ao estresse da vegetação também mude, de tal forma a refletir as novas condições ambientais. Caso uma espécie vegetal não tenha flexibilidade suficiente para se adaptar às novas condições, então essa espécie pode ser localmente extinta em parte de seu habitat, ou pode ainda ser forçada a migrar para outras regiões da planície de inundação (caso o tempo e vetores assim o permita). Desde que o novo regime hídrico possa favorecer a entrada ou expansão de outras espécies, é provável que como resultado da introdução de um regime hídrico modificado, que altera o padrão do estresse ambiental do rio, ocorram mudanças na distribuição de plantas aquáticas e na composição da comunidade. Considerando-se o importante papel das plantas aquáticas na manutenção da biodiversidade em sistemas rios-planícies de inundação (AGOSTINHO *et al.*, 2003; LANSAC-TÔHA *et al.*, 2003; TAKEDA *et al.*, 2003), tais alterações podem ter impactos substanciais sobre a sobrevivência de outros organismos e sobre a dinâmica do sistema como um todo.

Assim, torna-se fundamental avaliar aspectos básicos da comunidade vegetal do sistema, preferencialmente antes dos

represamentos, a fim de detectar a escala e natureza de mudanças subseqüentes causadas por modificações das condições de estresse que afetam a vegetação do rio e de sua planície de inundação. No alto rio Paraná, tais alterações devem ocorrer em função da redução da amplitude das cheias, após o enchimento do reservatório de Porto Primavera, que ocorreu durante a realização do estudo descrito nesse trabalho. Esse reservatório reduziu os pulsos de inundação do rio Paraná, assim como as concentrações de nutrientes e de sólidos suspensos transportados por esse rio (THOMAZ *et al.*, 2004). Como resultado, espera-se também uma queda dos aportes de sólidos e nutrientes para os corpos aquáticos da planície.

Nesse trabalho é apresentado um resumo dos resultados obtidos em levantamentos da abundância e diversidade da comunidade de macrófitas aquáticas presente nos corpos aquáticos da planície de inundação do alto rio Paraná. Detalhes sobre o trabalho são descritos em MURPHY *et al.* (2003), MILNE *et al.* (2002) e MILNE (2004).

ENFOQUE EMPREGADO

Levantamentos de campo foram realizados em 1999, em 45 estações de amostragem, localizadas em 20 corpos aquáticos (canal principal de rios, canais secundários e ressacos, lagoas temporárias e lagoas permanentes) na planície de inundação do alto rio Paraná.

A frequência de espécies de plantas foi registrada usando quadrados de 1m² subdivididos em 25 sub-quadrados (n = 3 amostras por estação de amostragem). Medidas coletivas da vegetação (independente das espécies presentes) foram realizadas. A densidade de estruturas reprodutivas presentes dentro da vegetação como um todo foi contada dentro de cada quadrado. A biomassa total foi obtida em quadrados de 0,5 m x 0,5 m. Medidas

de atributos morfológicos de 3 indivíduos da espécie dominante presente em cada local foram também tomadas: área foliar total, peso foliar total, área foliar específica (peso por unidade de área), peso de raízes (ou estruturas análogas), comprimento das estruturas emersas, peso dos caules, peso total da planta, número de ramos laterais e número de inflorescências (ou estruturas reprodutivas análogas).

Em cada estação de amostragem, foram medidas a velocidade da água e profundidade, pH, condutividade elétrica e atenuação da radiação sub-aquática. Amostras de água foram coletadas para análises da alcalinidade e das concentrações de fósforo total e nitrogênio orgânico Kjeldahl. O potencial redox do sedimento foi medido *in situ* e amostras de sedimento foram também obtidas para determinar as concentrações de cálcio, nitrogênio total Kjeldahl, fósforo e ferro.

Os dados foram analisados utilizando procedimentos de correlação e regressão múltipla para desenvolver modelos lineares mínimos da diversidade e biomassa de macrófitas utilizando variáveis da vegetação e variáveis ambientais como fatores preditores (SCHEFFER & BEETS, 1994). Uma “Two-Way Indicator Species Analysis” (TWINSpan; HILL, 1979) foi empregada para produzir uma classificação da matriz estações de amostragem x espécies de plantas. Análise de variância (com comparações *a posteriori* utilizando procedimento de Tukey para separação de médias) foi empregada para examinar a significância das diferenças entre variáveis ambientais e da vegetação dos grupos de amostras identificados pela TWISpan. Uma ordenação da vegetação e dos dados ambientais foi realizada usando Análise de Correspondência Canônica (CCA), considerando as variáveis ambientais e os atributos das espécies dominantes presentes em

cada estação de amostragem (TER BRAAK, 1987; JONGMAN *et al.*, 1995).

RESULTADOS E CONCLUSÕES

Os dados evidenciaram uma grande dominância de cinco espécies de macrófitas aquáticas (sendo a mais importante *Eichhornia azurea*), entre 28 espécies de macrófitas registradas nas estações amostradas.

Três tipos de vegetação principais foram encontrados pela classificação realizada pela TWINSpan. Essas compreenderam uma sub-comunidade de *Eichhornia azurea* – *Limnobium laevigatum* (em 20% das estações amostradas); uma sub-comunidade formada por *E. azurea* – *Salvinia* spp (comum em 67% das estações); e uma comunidade de *Nymphaea amazonum* – *Myriophyllum aquaticum* (rara, encontrada em 13% das estações). Essas sub-comunidades ocorreram em habitats com diferenças significativas das condições ambientais.

Nos estudos desenvolvidos em 2000 e 2001, uma sub-comunidade com elevada biomassa e alta diversidade da vegetação, composta por elevada abundância *E. azurea* juntamente com espécies flutuantes livres (primeira sub-comunidade) ocorreu principalmente em locais mais profundos, lóticos e com baixos valores da condutividade elétrica e altas concentrações de nitrogênio no sedimento. As espécies dominantes apresentaram, em geral, pequeno porte.

Uma segunda sub-comunidade com menores valores de biomassa e menor riqueza de espécies (representada por dois grupos de vegetação em 1999 e um grupo em 2000-2001), mas com dominância relativamente elevada de algumas espécies ocorreu em locais com reduzido fluxo de água, mais rasos, com elevada condutividade elétrica e sedimentos ricos em nitrogênio e fósforo. *E. azurea* foi bastante abundante nesse

grupo enquanto espécies flutuantes livres foram menos importantes.

Uma sub-comunidade com baixa biomassa foi registrada em 2000-2001 (representando a terceira sub-comunidade), em locais com os maiores fluxos de água, maior transparência e baixas concentrações de fósforo e nitrogênio no sedimento.

Houve padrões previsíveis de variação do tamanho e forma da vegetação entre as populações das espécies dominantes (*Eichhornia azurea*, *Cyperus diffusus*, *Polygonum ferrugineum*, *Salvinia* spp, *Eichhornia crassipes*, *Nymphaea amazonum*) ao longo dos gradientes de características físicas e químicas da água e do sedimento. Por exemplo, *E. azurea* apresentou maiores valores da área foliar e de biomassa em locais com maiores concentrações de nitrogênio, fósforo, cálcio e ferro no sedimento e fósforo na água, o que torna essa espécie uma típica “competitiva”. Amostras realizadas em 2000 indicam preferência de espécies emergentes por águas mais rasas, com maior turbidez do que os habitats onde espécies submersas ocorreram. Espécies emergentes foram também associadas com sedimentos mais ricos em oxigênio e nutrientes e águas ricas em nutrientes, o que proporciona condições menos estressantes necessárias para que elas atinjam tamanhos maiores.

As variações na biomassa das espécies dominantes foram parcialmente explicadas pelos valores da Z_{eu}/d (profundidade da zona eufótica sobre profundidade total) e pelo nitrogênio da água. A altura do dossel aumentou com a condutividade da água. 30% da variação da altura do dossel foi explicada pela riqueza de espécies e condutividade da água. O comprimento dos caules das espécies dominantes foi também relacionado com variáveis ambientais, aumentando com o nitrogênio e cálcio do sedimento.

Além disso, houve também uma variação significativa tanto na abundância das macrófitas como na diversidade de espécies entre os três tipos de vegetação, com os maiores valores de riqueza específica ocorrendo na sub-comunidade *E. azurea* – *Limnobium laevigatum*, mas a maior biomassa total ocorrendo na sub-comunidade *E. azurea* – *Salvinia*.

O estresse associado com os aspectos físicos e químicos do sedimento (Ca, Fe, P e potencial redox) proporcionou um forte grupo de variáveis preditoras da composição da comunidade (considerando essas três principais assembleias). A diversidade da comunidade de macrófitas (representada pela riqueza de espécies: S) foi melhor predita por variáveis relacionadas à composição química do sedimento e da água e pela biomassa vegetal:

$$\log_e S = 4,75 - 0,237(\log_e Fe_{sed}) - 0,0148 (P_{ág}) + 0,0045 (\log_e PEST) - 0,000026 (Ca_{sed})$$

($r^2 = 0,63$; $p < 0,001$ ***)

onde:

Fe_{sed} = concentrações de ferro no sedimento;

$P_{ág}$ = concentrações de fósforo na água;

PEST = peso total das plantas;

Ca_{sed} = concentrações de cálcio no sedimento.

Entre as variáveis independentes às quais a riqueza de espécies e os demais atributos vegetais responderam, a transparência da água, profundidade, fósforo e ferro são os mais severamente afetados pela presença de reservatórios na bacia do rio Paraná (BARBOSA *et al.*, 1999). Assim, os resultados aqui apresentados proporcionam uma visão básica que permite avaliar mudanças futuras no sistema, e também uma metodologia para o monitoramento e previsão de impactos da regulação do rio sobre a vegetação aquática de planícies de inundação com regime hidrológico

regulado, como é o caso da planície do alto rio Paraná.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A. ; GOMES, L. C. ; JÚLIO JR., H. F. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In: THOMAZ, S. M. ; BINI, L. M. (Eds). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas** BARBOSA, F. A. R. ; PADISÁK, J. ; ESPÍNDOLA, E. L. G. ; BORICS, G.; ROCHA, O. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its applications to the River Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI, J. G. ; M. STRAŠKRABA (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos : IIE/ Backhuys, 1999. p.425-437.
- BINI, L. M. Influência do pulso de inundação nos valores de fitomassa de três espécies de macrófitas aquáticas na planície de inundação do alto Rio Paraná. **Aquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 39, p. 715-721, 1996.
- HILL, M.O. **TWINSPAN - a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes**. Section of Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York, USA. 1979.
- JONGMAN, R. H. G. ; TER BRAAK, C. J. F.; VAN TONGEREN, O. F. R. **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge : Cambridge University Press, 1995. 299 pp.
- JUNK, W. J. Aquatic plants of the Amazon system. In: Davies, B. R. ; Walker, K. F. (Eds.). **The ecology of river systems**. Dordrecht : Dr. W. Junk Publishers, 1986. p.319-337.
- JUNK, W. J., BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: D.P. DODGE (Eds). **Proc. Intern. Large River Symp. (LARS). Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Sciences**, v.106, p.110-127, 1989.
- LANSAC-TÔHA, F. A. ; VELHO, L. F. M. ; BONECKER, C. C. Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zooplantônica. In: THOMAZ, S. M. ; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Maringá : Eduem, 2003. p.231-242.
- MILNE, J. M. **Plant community ecology of a major sub-tropical riverine floodplain**. Glasgow : University of Glasgow, 2004. Tese (doutorado).
- MILNE, J. M. ; MURPHY, K. J. ; THOMAZ S. M. Morphological variation in *Eichhornia azurea* (Kunth) and *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. in relation to vegetation type and environmental factors in the floodplain of the Rio Paraná, Brazil. In: **EWRS International Symposium on Aquatic Weeds**, 11, 2002. Moliets, France : EWRS. p.171-174.
- MURPHY, K. J. ; DICKINSON, G. ; THOMAZ, S. M. ; BINI, L. M. ; DICK, K. ; GREAVES, K. ; KENNEDY, M., LIVINGSTONE, S. ; MCFERRAN, H. ; MILNE, J. ; OLDROYD, J. ; WINGFIELD, R. Aquatic plant communities and predictors of diversity in a sub-tropical river floodplain: the Upper Rio Paraná, Brazil. **Aquatic Botany**, v.77, p.257 – 276, 2003.
- NEIFF, J. J. Large rivers of South America: toward the new approach. **Verh. Int. Verein. Limnol.** v.26, p.167-180, 1996.
- SCHEFFER, M. ; BEETS, J. Ecological models and the pitfalls of causality. **Hydrobiologia**, v.275/276, p.115-124, 1994.
- TAKEDA, A. M. ; SOUZA-FRANCO, G. M. ; MELO, S. M. ; MONKOLSKI, A. Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil). In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Maringá, Eduem, 2003. p.243-260.
- TER BRAAK, C. J. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, v.69, p.69–77. 1987.
- THOMAZ, S. ; PAGIORO, T. A. ; BINI, L. M. ; ROBERTO, M. C. ROCHA, R. R. A. Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In: THOMAZ, S. M. ; AGOSTINHO, A. A. ; HAHN, N. S. (Eds.). **The upper Paraná River and its floodplain:Physical Aspects, Ecology and Conservation**. Leiden, Baclhuys, 2004. p.75-102.

Diversidade de espécies de macrófitas aquáticas em lagoas de uma planície de inundação tropical: o papel de conectividade e do nível da água

Anderson Medeiros dos Santos⁴

Sidinei Magela Thomaz⁵



RESUMO

O objetivo deste trabalho é avaliar como as assembléias de macrófitas aquáticas, em ambientes com diferentes graus de conectividade, se comportam face às alterações do nível da água. As coletas foram realizadas em 7 lagoas da planície de inundação do rio Paraná com diferentes graus de conectividade. Foram registradas 29 espécies de macrófitas aquáticas. Houve relação positiva entre a profundidade e o número de espécies (r -Spearman = 0.86; $p < 0.01$). A redução da profundidade afetou de forma diferenciada as lagoas abertas e fechadas, sendo que no período de seca, a “contração de habitats” foi maior. A correlação positiva entre o número médio de espécies e a profundidade subsidia essa afirmação..

INTRODUÇÃO

Os pulsos de inundação, característicos das planícies de inundação em regiões tropicais, podem ser de curta ou longa duração, previsíveis ou imprevisíveis, de grande ou pequena amplitude (JUNK *et al.*, 1989). Grandes sistemas, como a região amazônica, exibem um padrão de inundação previsível e unimodal. Porém, dependendo dos fatores que causam a inundação, estes sistemas podem apresentar um padrão bimodal ou polimodal. THOMAZ *et al.* (1997) e AGOSTINHO *et al.* (2000) relatam que alto rio Paraná pode apresentar vários pulsos de inundação durante um mesmo ciclo hidrológico. Além da grande variação da frequência e amplitude do nível da

água, os diferentes graus de conectividade que as áreas alagáveis apresentam em planícies de inundação, são responsáveis pela elevada biodiversidade características desses ecossistemas (BORNETTE *et al.*, 1998a; WARD & TOCKNER, 2001; AGOSTINHO *et al.*, 2000).

Além do grande aporte de efluentes industriais e agropecuários que muitos dos afluentes do rio Paraná recebe, a construção de barragens em seu curso, especialmente nas duas últimas décadas, são exemplos de impactos antrópicos cada vez mais frequentes (AGOSTINHO *et al.*, 1995). Como consequência da construção de barragens, as áreas naturalmente alagáveis pelos rios ficam menores, pois a operação destes ecossistemas

⁴Universidade Federal de Minas Gerais, ICB, Laboratório de Limnologia, BI I3, CP 486, 31270-901, Belo Horizonte, MG (amsantos@icb.ufmg.br)

⁵ Universidade Estadual de Maringá, DBI, Nupelia - Av. Colombo, 5790, Maringá, 87020-900, PR, Brasil. (smthomaz@nupelia.uem.br).

artificiais acarreta um achatamento dos pulsos de inundação reduzindo a conectividade entre o rio principal e os ambientes da planície (AMOROS, 1991).

Alterações no padrão de inundação podem modificar a dinâmica natural da vegetação que em planícies de inundação é influenciada por fatores como: (i) a duração das fases aquática e terrestre; (ii) estabilidade de habitats influenciada por processos de sedimentação e erosão, ação de ondas e correntes; (iii) sucessão ecológica e (iv) impactos antrópicos locais (JUNK & PIEDADE, 1997). Não está claro, porém, o papel da variação no nível da água sobre a diversidade em assembléias de macrófitas aquáticas. Alguns autores argumentam que a variação no nível da água, especialmente eventos de baixos níveis, contribui para o aumento da diversidade, desestabilizando assembléias de pequena diversidade em favor de espécies oportunistas e exóticas (HUDON, 1997). Outros autores consideram a redução do nível da água como responsável pela baixa diversidade, pois ela reduz a conectividade entre os ambientes aumentando a competição interespecífica e impedindo o aporte de propágulos (BORNETTE *et al.*, 1998a).

Este trabalho apresenta uma síntese de parte dos trabalhos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidas no Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) na APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná. Os resultados e comentários são apresentados de forma mais detalhada em SANTOS (2004). Como principal objetivo, procurou-se avaliar os efeitos das oscilações dos níveis de água e de alguns fatores morfométricos dos habitats analisados sobre atributos da assembléia de macrófitas aquáticas de lagoas com diferentes graus de conectividade com os rios Baía e Ivinheima. Tendo em vista que as transformações pelas quais a planície do rio

Paraná vem passando certamente resultarão em mudanças da conectividade dos habitats desta área, os resultados apresentam um grande potencial de aplicação no monitoramento e manejo desta importante unidade de conservação. Assim, os mesmos complementam os trabalhos de MILNE *et al.* (este volume), que versam principalmente sobre os fatores abióticos que afetam a estrutura da assembléia de macrófitas e atributos das espécies dominantes.

ÁREA DE ESTUDO

As coletas foram realizadas trimestralmente em 7 lagoas da planície de inundação dos rios Baía e Ivinheima, localizadas a jusante da UHE de Porto Primavera, no período de maio de 2000 a março de 2002. As lagoas diferem quanto ao grau de conectividade em abertas, isto é, conectadas permanentemente com o canal principal (lagoas: Onça, Patos, Boca do Ipoitã, Finado Raimundo) e fechadas (Zé do Paco, Traíra e Ventura). Detalhes sobre sua limnologia podem ser obtidos em THOMAZ *et al.* (1997).

MATERIAL E MÉTODOS

Amostragem

Em cada lagoa foi marcada uma transecção (sentido margem-lagoa) permanente. Nas lagoas Patos e Boca do Ipoitã foram feitas duas transecções devido à maior extensão dessas. A cada 2 m foi obtida a profundidade e a cobertura de cada espécie de macrófita aquática, de acordo com a escala de cobertura de Domin-Krajina (1= <20; 2= 21-40; 3= 41-60; 4= 61-80; 5= 81-100% de cobertura) dentro de um quadrado de 0,25 m². A distância da margem para cada quadrado também foi medida e a declividade da região litorânea para cada transecção em cada período amostral foi estimada.

Análises empregadas

Uma análise de correspondência destendenciada (DCA) foi aplicada à matriz com os dados de cobertura por espécie com intuito de explorar algum tipo de gradiente (espacial ou temporal) na distribuição das espécies e dos locais de coleta.

Para avaliar a importância das espécies nos locais amostrados, foi realizada a análise de espécies indicadoras (“indicator species” – DUFRÊNE & LEGENDRE, 1997), tendo como característica divisiva de grupo a conectividade dos ambientes. Este método combina informação da abundância e fidelidade de ocorrência da espécie num grupo em particular, e a significância estatística é testada usando técnicas de Monte Carlo.

Os valores indicadores (IndVal) variam de zero (nenhuma indicação) a 100 (perfeita indicação). Um limite de 25% para o índice IndVal foi escolhido, supondo que aquela espécie característica (indicadora) está presente em ao menos 50% naquele grupo e que a abundância relativa dessa espécie nesse grupo, é de pelo menos 50% (DUFRÊNE & LEGENDRE, 1997).

As análises de ordenação e de espécies indicadoras foram realizadas com o pacote PC-ORD v3.15 for windows (McCUNE & MEFFORD, 1997) e os testes de ANOVA e correlação de Spearman, com o programa STATISTICA v5.5 for Windows StatSoft, Inc. (2000). Quando os pressupostos de normalidade homocedasticidade foram violados, utilizou-se a rotina “Standard tests” e o teste de ANOVA - Monte-Carlo do programa ECOSIM, versão 7.22 (GOTELLI & ENTSMINGER, 2001).

RESULTADOS

Foram registradas 29 espécies de macrófitas aquáticas compreendidas em 19 famílias (TABELA 1). Durante o período de estudo foi observado um decréscimo atípico do

nível fluviométrico. O fechamento do reservatório de Porto Primavera também contribuiu para a redução da descarga do rio Paraná neste período (SOUZA-FILHO *et al.*, 2004). Porém, o decréscimo do nível fluviométrico não pode ser atribuído exclusivamente a este fato, visto que baixos índices pluviométricos, ou seja, um período de seca anormal, também foram obtidos no mesmo período em todo o país.

A profundidade variou de 0,65 m, em agosto de 2001 a 2,70 m em março de 2002, e a declividade entre 0,057 m.m⁻¹ a 0,12 m.m⁻¹. As lagoas abertas e fechadas diferiram significativamente tanto quanto à profundidade ($F = 5,03$; $p = 0,028$) quanto à declividade ($F = 6,67$; $p = 0,012$). A profundidade parece ser uma importante variável na determinação da riqueza de espécies de macrófitas, pois foi observada uma correlação positiva entre ambas essas variáveis ($r = 0,86$; $p < 0,01$).

A TABELA 2 mostra o número total de espécies amostradas nas lagoas abertas e fechadas. Após a época da seca, o número total de espécies nas lagoas abertas quase triplicou, passando de 7 em agosto de 2001 para 20 espécies em março de 2002. O mesmo não foi observado nas lagoas fechadas, onde o número de espécies passou de 18 em novembro de 2000 para 8 em março de 2002.

Não só a profundidade influenciou a riqueza de macrófitas aquáticas, mas também o tamanho do estande, visto que foi encontrada uma correlação positiva entre o número de espécies e o tamanho das transecções ($r = 0,67$; $p < 0,01$). De forma indireta, esta relação indica um efeito positivo da área amostrada sobre a riqueza de espécies. Uma observação atípica da lagoa da Onça no período de cheia (março/2002) revelou 17 espécies num estande de 50 metros.

A DCA (autovalor do eixo 1 = 0,53) ordenou os locais amostrados como um gradiente de

conectividade, distinguindo as lagoas abertas das fechadas (FIGURA 1a). De acordo com a ANOVA de Monte Carlo (FIGURA 1b), os escores dos dois grupos de lagoas são significativamente diferentes ($F = 13,47$; p (observado $\geq$ esperado) = 0,0003). A despeito desta diferenciação, o número médio de espécies das lagoas abertas (4,62) não diferiu significativamente do número médio de espécies das lagoas fechadas (5,39) (ANOVA F

= 1,32; $p = 0,25$). Porém, algumas espécies foram características de cada ambiente. Por exemplo, *Polygonum punctatum* ocorreu com mais frequência nas lagoas abertas, enquanto duas outras espécies do mesmo gênero, *P. meisneriano* e *P. ferrugineum*, foram registradas majoritariamente nas lagoas fechadas (FIGURA 1a).

TABELA 1: Lista de espécies de macrófitas aquáticas, biótopo e os respectivos códigos usados nas análises de ordenação e grupamento.

ESPÉCIE	CÓDIGO	FAMÍLIA	BIÓTOPO
<i>Azolla</i> sp.	Azolla	AZOLLACEAE	Flutuante
<i>Bacopa</i> sp.	Baco	SCROPHULARIACEAE	Enraizada-folha flutuante
<i>Bulbostylis</i> sp.	Bulb	CYPERACEAE	Emergente
<i>Commelina</i> sp.	Com	COMMELINACEAE	Emergente
<i>Cyclanthera hystrix</i>	C.hys	CURCUBITACEAE	Emergente
<i>Echinodorus</i> sp.	Echin	ALISMATACEAE	Emergente
<i>Egeria najas</i>	E.naj	HYDROCHARITACEAE	Submersa
<i>Eichhornia azurea</i>	E.azu	PONTEDERIACEAE	Flutuante
<i>E. crassipes</i>	E.cra	PONTEDERIACEAE	Flutuante
<i>Eleocharis</i> sp.	Eleoc	CYPERACEAE	Emergente
<i>Gramineae</i>	GRAM	POACEAE	Flutuante
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Hydro	APIACEAE	Flutuante
<i>Lemna</i> sp.	Lem	LEMNACEAE	Flutuante
<i>Limnobium laevigatum</i>	Limn	HYDROCHARITACEAE	Flutuante
<i>Ludwigia</i> sp.	Ludw	ONAGRACEAE	Submersa
<i>Nymphaea amazonum</i>	Nymph	NYMPHAEACEAE	Enraizada-folha flutuante
<i>Oxycaryum cubense</i>	O.cub	CYPERACEAE	Emergente
<i>Paspalum repens</i>	P.rep	POACEAE	Flutuante
<i>Pistia stratiotes</i>	P.str	ARACCEAE	Emergente
<i>Polygonum acuminatum</i>	P.acu	POLYGONACEAE	Emergente
<i>P. ferrugineum</i>	P.fer	POLYGONACEAE	Emergente
<i>P. punctatum</i>	P.pun	POLYGONACEAE	Emergente
<i>P. stelligerum</i>	P.ste	POLYGONACEAE	Emergente
<i>P. meisnerianum</i>	P.meis	POLYGONACEAE	Emergente
<i>Rhabdadenia pohlii</i>	Rhabd	APOCYNACEAE	Emergente
<i>Ricciocarpus natans</i>	Ricci	RICCIACEAE	Flutuante
<i>Salvinia</i> spp.	Salv	SALVINACEAE	Flutuante
<i>Utricularia foliosa</i>	Utric	LENTIBULARIACEAE	Submersa
<i>Wolffiella oblonga</i>	Wol	LEMNACEAE	Flutuante

TABELA 2: Número total de espécies amostradas nas lagoas abertas e fechadas. O menor número total de espécies foi registrado na época de seca (agosto de 2001), e o maior na época de cheia (março de 2002).

DATA	LAGOAS ABERTAS					LAGOAS FECHADAS				TOTAL GERAL
	Pat	Ipo	Frai	Onça	Total	Zepa	Vent	Trai	Total	
Maio/00	5	7	3	10	12	7	6	4	10	17
Agosto/00	6	4	4	9	11	6	6	4	12	15
Novembro/00	5	6	2	7	10	11	9	7	18	18
Fevereiro/01	5	4	3	8	13	6		3	6	14
Maio/01	5	5	3	8	11	4	8	3	11	16
Agosto/01	5	3	4	0	7	4	5	5	9	11
Outubro/01	11	5	3	3	12	5	2	6	8	13
Março/02	6	7	3	17	20	3	5	5	8	20
Total	11	10	5	22		15	12	9		
Total Geral					25					21

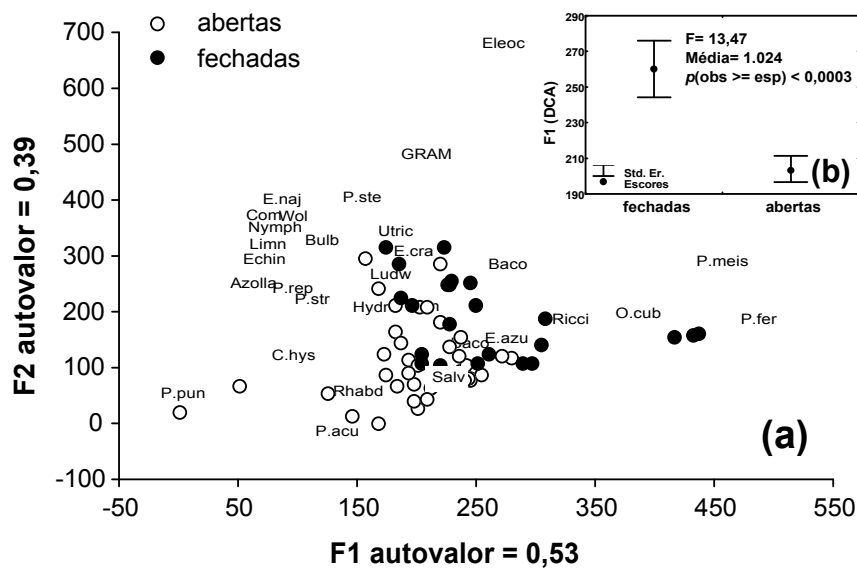


FIGURA 1: (a) ordenação dos locais de coleta e espécies de macrófitas aquáticas pela DCA. Os círculos abertos representam as lagoas abertas e os círculos fechados, as lagoas fechadas. (b) Valores médios ($\pm$ desvio padrão) dos escores do eixo 1 da DCA (modificado de Santos & Thomaz, 2004).

Além do efeito da conectividade, foi observada uma correlação negativa entre o coeficiente de variação do eixo 1 da DCA e a profundidade dos ambientes ($r = -0,74$; $p < 0,05$), indicando que os escores da DCA são mais heterogêneos quando os ambientes se encontram mais rasos. Em outras palavras, a heterogeneidade da assembléia de macrófitas é maior na época de águas baixas, quando os ambientes encontram-se mais isolados entre si e da calha dos rios. As lagoas abertas (Patos, Ipoitã, Finado Raimundo e Onça) ficam mais parecidas entre si, com características que mais fielmente

descrevem o grupo “abertas”, e mais distante do grupo das lagoas fechadas (Zé-do-Paco, Ventura e Traíra), que por sua vez também ficam mais parecidas entre si.

Espécies Indicadoras

A análise de espécies indicadoras mostrou que, para as lagoas abertas, *Salvinia* spp e *P. acuminatum* (IndVal de 62 e 44% respectivamente) foram as mais representativas em termos de abundância e frequência relativas. *Ricciocarpus natans* (IndVal de 0%) também pode ser considerada espécie indicadora devido sua ausência. Já para as lagoas fechadas, as espécies mais representativas foram *Oxycaryum cubense*, *P. meisneriano* e *P. ferrugineum* (IndVal de 52, 30 e 25% respectivamente).

DISCUSSÃO

Nos últimos anos tem crescido o número de trabalhos que relacionam os efeitos da variação dos níveis fluviométricos sobre as comunidades aquáticas em planícies de inundação, seja pelo aumento da vazão ou aumento da área inundada (HUDON, 1997; WARD & TOCKNER, 2001; BORNETTE *et al.*, 1998b). Um dos motivos que contribuem para o aumento destas pesquisas é o crescimento populacional e conseqüente aumento na demanda de energia, geralmente produzida por hidrelétricas. Desta forma, os ecossistemas fluviais passaram a ter o regime de cheias regulado por barragens, que reduzem o fluxo, área inundada e tempo de inundação, alterando os padrões de conectividade entre o canal principal dos rios e os ambientes marginais, assim como a profundidade desses últimos (BORNETTE *et al.*, 1998b; TOCKNER & WARD, 1999; WARD & STANFORD, 1995).

Alguns autores afirmam que o distúrbio natural causado pela inundação favorece o aumento da biodiversidade (WARD, 1998). Outros autores, porém, argumentam que baixos níveis fluviométricos contribuem para a diversidade de espécies desestabilizando as assembléias formadas e favorecendo a colonização de espécies oportunistas e exóticas (HUDON, 1997; BORNETTE *et al.*, 1998a). No presente trabalho, o aumento da profundidade contribuiu positivamente para o aumento no número médio de espécies de macrófitas aquáticas. Provavelmente, a causa para a redução da riqueza observada na época de águas baixas (agosto/2001) foi a alteração (contração) dos habitats. Nesta época a conectividade nas lagoas abertas foi reduzida e os locais onde os transecções foram marcados ficaram expostos, causando a mortalidade de espécies euhydrófitas. A redução da profundidade é um conhecido fator responsável pela mortalidade de macrófitas aquáticas (SANTOS & ESTEVES, 2004).

O tamanho das transecções também foi importante para predizer a riqueza de espécies, explicando 45% de sua variância total. Essa relação demonstra que estandes mais extensos são em geral compostos por mais espécies. Assim, espera-se que a contração dos habitats da planície, que deve ocorrer como consequência das alterações do regime hidrológico do rio Paraná, leve a uma redução da extensão dos estandes, o que provocaria uma queda da diversidade alfa de macrófitas. A relação significativa entre o comprimento dos transecções e a declividade sugere que, indiretamente, a declividade pode ser um importante fator para determinar a riqueza de assembléias de macrófitas aquáticas (SANTOS, 2004).

A ordenação dos locais de coleta pela DCA evidenciou que a composição específica das lagoas abertas e fechadas é diferente, apesar do número médio de espécies ser praticamente igual (4,62 e 5,39 espécies respectivamente). A diferença na composição específica pode ser explicada pela diferença das

características geomorfológicas entre lagoas abertas e fechadas. As lagoas abertas apresentaram uma menor profundidade e declividade, provavelmente causados pela conectividade (quase) permanente com o canal principal, que maximiza o transporte de matéria orgânica e sedimento para as lagoas (WARD & STANFORD, 1995; LEWIS-Jr *et al.*, 2000). Além disso, lagoas conectadas com o rio provavelmente recebem maior quantidade de propágulos de macrófitas do que as isoladas podendo levar a diferenças na composição de espécies entre ambos os grupos de lagoas.

A análise de espécies indicadoras mostrou que *Salvinia* spp e *Polygonum acuminatum* foram características das lagoas abertas, apresentando elevados valores do índice (62% e 44% respectivamente). *Ricciocarpus natans* também pode ser considerada indicadora de lagoas abertas, pois o IndVal de 0% significa que ela está presente na maioria dos ambientes do outro grupo (lagoas fechadas) e sua ausência indica uma condição ecológica peculiar (DUFRENE & LEGENDRE, 1997). Essa condição ecológica peculiar pode ser a competição com *Salvinia* spp uma vez que ambas partilham o mesmo biótopo. *Salvinia* spp foi o gênero que obteve o maior IndVal, isto é, foi a mais freqüente e a mais abundante entre todas nas lagoas abertas.

A competição é um importante fator no controle da distribuição de macrófitas (WILSON & KEDDY, 1991). Os elevados valores do índice para *Salvinia* spp e *P. acuminatum* sugerem que sejam fortes competidoras, ocupando nichos diferentes, uma vez que seus biótopos são diferentes. Nas lagoas fechadas a distribuição parece estar mais equitativa (Tabela 2) sendo *Oxycaryum cubense*, *P. meisneriano* e *P. ferrugineum* as espécies mais representativas. Todas as espécies indicadoras apresentam mecanismos de hidrocoria: *Salvinia* spp e *Ricciocarpus natans* são flutuantes e os gêneros *Oxycaryum* e *Polygonum* possuem diásporos com estratégia para assegurar a flutuabilidade (BARRAT-SEGRETAIN, 1996). Este fato é mais um exemplo da importância da dinâmica de inundação na estruturação das comunidades aquáticas.

O grau de conectividade entre os ambientes da várzea e o canal principal do rio é um dos fatores que mais se alteram com as mudanças do pulso hidrológico provocado pelas barragens. Por exemplo, a conectividade entre os habitats é aumentada durante os pulsos de inundação, mas vários habitats (principalmente os que não apresentam canais de ligação) permanecem isolados nos períodos de seca. Espera-se uma redução da conectividade dos habitats da planície como resultado da retenção de água pelas barragens. Assim, a determinação de espécies que indicam o grau de conectividade de ambientes da planície é relevante, por apresentar um grande potencial no monitoramento de longo prazo dos impactos provocados nesta área.

CONCLUSÕES

A drástica redução da profundidade dos ambientes estudados em agosto de 2001 refletiu negativamente na assembléia de macrófitas aquáticas, uma vez que neste período, a “contração de habitats” foi maior. A correlação positiva entre o número médio de espécies e a profundidade subsidia essa afirmativa.

A troca de materiais entre as lagoas fechadas e o canal principal dos rios Ivinheima, Baía e Paraná só acontece em eventos de inundação acima de 3,5 metros (THOMAZ, *et al.*, 1997), o que não foi observado durante o período de estudo. A inundação “rejuvenesce” os ambientes em planícies de inundação (BORNETTE *et al.*, 1998a), isto é, faz retroceder aos estágios iniciais de sucessão. Desta forma, a ausência de inundação fez com que as assembléias de macrófitas aquáticas permanecessem

por maior período de tempo isoladas do canal principal e, conseqüentemente, permitiu um maior tempo para a estabilização das interações bióticas.

Os resultados apresentados indicam que a ocorrência de cheias é fundamental para a manutenção da diversidade de macrófitas da planície do alto Paraná. Considerando-se a grande importância deste grupo de vegetais para a manutenção da elevada diversidade de invertebrados (LANSAC-TÔHA *et al.*, 2003; TAKEDA *et al.*, 2003) e peixes (AGOSTINHO *et al.*, 2002), as alterações provocadas nesta assembléia levarão a conseqüências ainda não devidamente avaliadas para a biodiversidade da área em questão.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao CNPq pelos recursos fornecidos para a realização desta pesquisa, através do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (sítio número 6). S.M. Thomaz também agradece ao CNPq por receber uma bolsa de Produtividade em Pesquisa.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A., VAZZOLER, A. E. A. M. & THOMAZ, S. M. The high River Paraná Basin: Limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J.G., BICUDO, C.E.M & MATSUMURA-TUNDISI, T. (eds). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro ABC/SBL, 1995. p.59-103.
- AGOSTINHO, A. A., THOMAZ, S. M., BALTAR, L. S. M. A. & GOMES, L. C. Influence of aquatic macrophytes on fish assemblages structure of the upper Paraná River floodplain (Brazil). In: **Proceedings of the 11th EWRS International Symposium on Aquatic Weeds**. EWRS 2002 p.69-72.
- AGOSTINHO, A. A. ; THOMAZ, S.M. ; VERA, C. M. ; WINEMILLER, K. O. Biodiversity in the high Paraná River floodplain. In: GOPAL, B. ; JUNK, W. J. ; DAVIS, J. A. (Eds.). **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation**. Leiden : Bachuys, 2000, p. 89-118.
- AMOROS, C. Changes in side-arm connectivity and implications for river systems management. **Rivers**, v.2, p.105-112, 1991.
- BARRAT-SEGRETAIN, M. H. Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: A review. **Vegetatio**, v.123, p.13-37, 1996.
- BORNETTE, G.; AMOROS, C. & LAMOUROUX, N. Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. **Freshwater Biology**, v39, p.267-283, 1998a.
- BORNETTE, G.; AMOROS, C.; PIEGAY, H.; TACHET, J. & HEIN, T. Ecological complexity of wetlands within a river landscape. **Biological Conservation**, v.85, p.35-45, 1998b.
- DUARTE, C. M. & KALFF, J. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophytes communities. **Limnology Oceanography**, n.31, n.5, p.1072-1080, 1986.
- DUARTE, C. M. Variance and the description of nature. In: J. COLE, G. LOVETT & S. FINDLAY (EDS). **Comparative analysis of Ecosystems: Patterns, mechanisms and theories**. 1991, 375p.
- DUFRÊNE, M. & LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological monographs**, v.67, n.3, p.345-366, 1997.
- GOTELLI, N. J. & ENTSMINGER, G. L. **EcoSim: Null models software for ecology**. Version 7.22. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. 2001.
- HARISON, S.; ROSS, S. J.; LAWTON, J. H. Beta diversity on geographic gradients in Britain. **Journal of Animal Ecology**, v.61, p.151-158, 1992.
- HUDON, C. Impact of water level fluctuations on St. Lawrence River aquatic vegetation. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.54, p.2853-2865, 1997.
- JUNK, W. J. & PIEDADE, M. T. F. Plant life in floodplain with special reference to herbaceous plants. In: JUNK, W. J. (Ed). **The Central Amazon Floodplain: Ecology of a pulsing system**. Ecological Studies v.126, Spring-Verlag, Berlin, 1997.

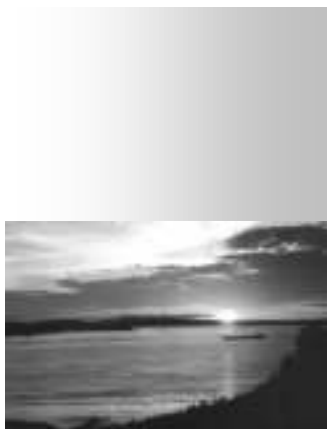
- JUNK, W. J., BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: D.P. DODGE (Eds). **Proc. Intern. Large River Symp. (LARS). Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Sciences**, v.106, p.110-127, 1989.
- LEWIS-JR., W. M. ; HAMILTON, S. K.; LASI, M. A., RODRÍGUEZ, M. & SAUNDERS-III, J. F. Ecological determinism on the Orinoco floodplain. **Bioscience**, v.50, n. 8, p.680-692, 2000.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. **Multivariate analysis of ecological data**. version 3.15 MJM software Gleneden Beach, Oregon, USA, 1997.
- SANTOS, A. M. Macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio paraná: produtividade primária, decomposição, ciclagem de nutrientes e diversidade. **Tese**. UEM, Maringá, PR. 104 p. 2004.
- SANTOS, A. M & ESTEVES, F. A. Influence of water level fluctuation on the mortality and aboveground biomass of the aquatic macrophyte *Eleocharis interstincta* (VAHL) Roemer et Schults. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n.2, p.281-290, 2004.
- SANTOS, A. M. & THOMAZ, S. M. The role of connectivity in structuring aquatic macrophytes assemblages. In: AGOSTINHO, A. A.; RODRIGUES, L.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M.; MIRANDA, L. E. (Eds). **Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain : LTER – Site 6 (PELD – sítio 6)**. Maringá : EDUEM, 2004, 275 pp.
- SOUZA, D. C.; THOMAZ, S. M. & BINI, L. M. Species richness and beta-diversity of aquatic macrophytes assemblages in three floodplain tropical lagoons: evaluating the effects of sampling size and depth gradients. **Amazoniana**, v.17, n.1-2, p.213-225, 2002.
- SOUZA-FILHO, E. E. & STEVAUX, J. C. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba e Ivinheima. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A. & HAHN, N. S. (Eds). **A Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá : EDUEM : Nupélia, 1997. 460 p.
- STATSOFT, Inc. (2000). **STATISTICA for Windows** [Computer program manual]. Tulsa, OK: StatSoft, Inc., 2300 East 14th Street, Tulsa, OK 74104.
- THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C. & BINI, L. M. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A. & HAHN, N. S. (Eds). **A Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá : EDUEM : Nupélia, 1997. 460 p.
- TOCKNER, K. & WARD, J. V. Biodiversity along riparian corridors. **Large Rivers**, v.11, n.3, p.293-310, 1999.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. **Regulated Rivers**, v.11, p.105-119, 1995.
- WARD, J. V. & TOCKNER, K. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. **Freshwater Biology**, v.46, p.807-819, 2001.
- WARD, J. V. & WIENS, J. A. Ecotones of riverine landscape: Role and typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v1, n.1-2, p.25-36, 2001.
- WARD, J. V. Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. **Biological Conservation**, v.83, n.3, p.269-278, 1998.
- WHITTAKER, R. H. Evolution and measurements of species diversity. **Taxon**, v.21, p.213-251, 1972.
- WILSON, M. V. & SHMIDA, A. Measuring beta diversity with presence-absence data. **Journal of Ecology**, v.72, p.1055-1064, 1984.

Diversidade de macrófitas aquáticas no vale do rio Paranã - Goiás

*Miriam Plaza Pinto*⁶

*Luis Mauricio Bini*⁷

*Débora C. Souza*⁸



RESUMO

Neste estudo, a riqueza de macrófitas aquáticas foi estimada em diferentes ambientes (riachos, rios, lagoas temporárias e represas) localizados em uma região classificada como prioritária para a conservação, o Vale do rio Paranã (Estado de Goiás, Brasil). As coletas foram realizadas nas duas estações climáticas características do bioma Cerrado (estações de estiagem e chuvosa). Nestes períodos, 57 taxa foram registrados. No entanto, índices de extrapolação não-paramétricos indicam uma riqueza ainda maior para a região. Padrões espaciais e temporais de mudança na composição de espécies foram detectados. Poucas euhidrófitas foram registradas nos ambientes lóticos; estes são os ambientes aquáticos “naturais” da paisagem. Por outro lado, elevada riqueza de espécies foi encontrada nos ambientes lênticos criados por obras de engenharia (e.g. represas de irrigação, pequenas lagoas temporárias criadas em depressões próximas de estradas). Provavelmente, estas obras que criaram ambientes adequados para a colonização de macrófitas podem explicar o recente aumento da riqueza de espécies no Vale do rio Paranã. No entanto, não é possível avaliar como este aumento afetará a biodiversidade de outros grupos biológicos que são, geralmente, os principais alvos das preocupações relacionadas com a conservação (e.g. vertebrados). Durante o final do período de estiagem, uma elevada incidência de Characeae foi detectada em todos os ambientes. Este resultado pode ser interpretado considerando a reconhecida importância do banco de diásporos formado por este grupo de macrófitas aquáticas.

INTRODUÇÃO

O inventário de macrófitas aquáticas do Vale do rio Paranã (região Centro-Oeste do Brasil - Goiás) faz parte do Programa de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO) e é gerenciado pelo Ministério do Meio Ambiente. Basicamente, o objetivo principal desse programa consiste na avaliação da biodiversidade dos biomas brasileiros e o

estabelecimento de áreas prioritárias para a conservação.

O objetivo deste trabalho foi basicamente realizar um levantamento das espécies de macrófitas aquáticas na região do Vale do Rio Paranã, estimar a riqueza de espécies de macrófitas aquáticas através de índices não-paramétricos de extrapolação e, deste modo, contribuir para a quantificação da biodiversidade na região.

Departamento de Biologia Geral, ICB, Universidade Federal de Goiás, Caixa Postal 131, 74.001-970, Goiânia, GO, Brasil. e-mail: bini@icb.ufg.br.

⁶ Bacharel em Ciências Biológicas e mestranda em Ecologia e Evolução na Universidade Federal de Goiás.

⁷ Ecólogo. Autor para correspondência.

⁸ Bióloga.

LOCAL DE ESTUDO

A região da Serra e do Vale do rio Paranã faz parte do bioma Cerrado e está localizada no nordeste do Estado de Goiás. Neste bioma ocorre uma relativa homogeneidade climática caracterizada pela repetição das estações, ao longo dos anos, com variações pouco

significativas quanto à temperatura, precipitação, umidade atmosférica, insolação, velocidade dos ventos e demais parâmetros climáticos. A distribuição sazonal das chuvas mostra, durante o ano, dois períodos característicos: o seco e o chuvoso (FIGURA 1).

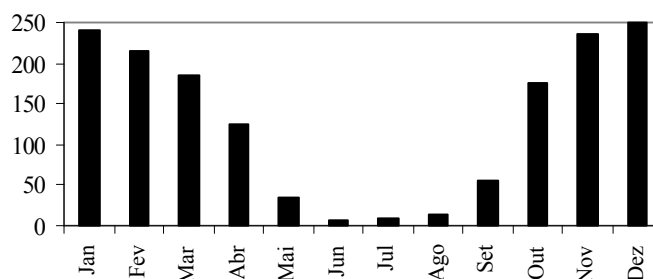


FIGURA 1: Curva de precipitação (mm - médias mensais) em Brasília no período 1961-1990 (Fonte: INMET).

A bacia hidrográfica do Paranã faz parte da grande bacia hidrográfica Tocantins/Araguaia, que drena 767.000 km², sendo que 343.000 km² correspondem à bacia do rio Tocantins, 382.000 km² ao Araguaia (seu principal afluente) e 42.000 km² ao rio Itacaiúnas (o maior contribuinte do curso inferior). Limitado pelas bacias do Paraná-Paraguai (Sul), do Xingu (Oeste), do São Francisco (Leste) e Parnaíba (Nordeste), o rio Tocantins integra a paisagem do Planalto Central, composta por cerrados que recobrem 76% da bacia, tendo o seu curso inferior coberto por floresta amazônica. Os rios Tocantins e Araguaia são bastante diferentes. O rio Tocantins é do tipo canalizado, com estreita planície de inundação. Nasce no escudo brasileiro e flui em direção Norte por cerca de 2.500 km até desaguar no estuário do Amazonas (Baía de Marajó), nas proximidades de Belém. Os principais formadores do rio Tocantins são os rios Paranã e Maranhão. O

regime hidrológico da bacia é bastante definido. No rio Tocantins, a época de cheia estende-se de outubro a abril, com pico em fevereiro, no curso superior, e março, nos cursos médio e inferior (página eletrônica do IBAMA).

MATERIAL E MÉTODOS

Em cada ponto de coleta, os espécimes de macrófitas aquáticas foram coletados manualmente, procurando-se coletar, pelo menos, três espécimes de cada táxon. As amostragens foram realizadas em duas épocas do ano: uma no período chuvoso (março/2003) e outra no período de estiagem (setembro de 2003).

Os espécimes, quando necessários, foram lavados em água corrente para remover o excesso de material aderido. Na herborização, o material botânico foi disposto entre folhas de jornais, papelão e prensa botânica. Posteriormente, as prensas foram

acondicionadas em estufa para completa desidratação. Algumas macrófitas submersas foram conservadas em álcool 70% ou em formaldeído (SCREMIN-DIAS *et al.* 1999). As seguintes informações foram anotadas na ficha de herborização: número do exemplar, data e local de coleta, latitude e longitude (obtidos com GPS), nome do coletor, tipo ecológico (segundo ESTEVES 1988) e identificação preliminar. A identificação posterior foi feita através de consulta a especialistas e de acordo com a seguinte literatura: HOEHNE (1979), COOK (1990), VELASQUEZ (1994) e LORENZI (2000).

A análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA - Detrended Correspondence Analysis; HILL & GAUCH 1980, GAUCH 1994) foi utilizada para sintetizar os padrões de composição de espécies ao longo dos ambientes e nas duas épocas do ano (período chuvoso e seco). Os escores para a DCA foram calculados através do programa PC-ORD (versão 3; MCCUNE & MEFFORD 1997).

Com o objetivo de estimar a riqueza de espécies de macrófitas aquáticas de toda a região amostrada, foram usados índices de extrapolação não-paramétricos descritos em BINI *et al.* (2001). Esses índices são baseados nos dados de incidência (presença/ausência) (CHAZDON *et al.* 1998). Cada ambiente foi considerado uma unidade amostral. Os estimadores *Chao 2* (S_{Chao2} ; CHAO 1987), *ICE* (*Incidence-based Coverage Estimator*, S_{ice} , LEE & CHAO 1994, CHAZDON *et al.* 1998) e *jackknife* (S_{jack1} , BURNHAM & OVERTON 1978, 1979, HELTSHE & FORRESTER 1983) foram calculados usando o programa *EstiMateS* (COLWELL 1997).

RESULTADOS

Foram encontrados 57 táxons de macrófitas aquáticas pertencentes a 24 famílias (TABELA 1). A família das Cyperaceae teve o maior número de espécies (13 espécies), cerca de um quarto do número total, seguida das Poaceae e Alismataceae, a primeira com cinco e a segunda com quatro espécies diferentes. As espécies com maior número de ocorrências foram: *Chara* sp. (FR = 0,3659), *Cyperus* sp., *Eleocharis* spp., *Utricularia* sp., *Utricularia foliosa*, e *Echinodorus grandiflorus*. As espécies menos frequentes, que ocorreram em apenas um local dos 42 locais amostrados foram *Alternanthera brasiliensis*, *Alternanthera* sp., *Alternanthera tenella*, *Eryngium* sp., *Bulbostylis*, *Cyperus ferax*, *Cyperus iria*, *Eleocharis sellowiana*, *Aeschynomene paniculata*, *Thalia* sp., cf. *Mayaca*, *Nymphaea* sp., *Ludwigia octovalvis*, *Ludwigia* sp., *Coix lacryma-job*, *Hymenachne amplexicaulis*, *Reussia rotundifolia*, *Potamogeton*, *Borreria* sp., *Diodia* sp. e *Typha*.

A maioria das espécies de macrófitas encontradas era emergente, com poucas plantas aquáticas pertencentes a outros grupos ecológicos. Apenas seis táxons eram de macrófitas submersas, cinco enraizadas com folhas flutuantes, três submersas livres e uma flutuante livre.

Os escores dos dois primeiros eixos de ordenação, derivados da DCA, sugerem que os ambientes lênticos e lóticos apresentaram composições de espécies diferenciadas (Figura 2a). Basicamente, esse resultado pode ser interpretado em função da maior riqueza de espécies (e, portanto, grupos ecológicos) nos ambientes lênticos (brejos e represa), quando comparada com a riqueza média estimada para ambientes lóticos (córregos e rios de maior porte).

Os períodos de coleta (chuvoso e seco) também foram diferenciados, principalmente ao longo do segundo eixo de ordenação (FIGURA 2b). O predomínio de submersas no período de seca, preponderantemente as Characeae, além

de algumas espécies emergentes que ocorreram apenas nesse período (*Borreria*, *Heteranthera reniformes* e *Polygonum*), foram os fatores determinantes desse padrão (FIGURA 2b e 2c).

TABELA 1: Relação das espécies encontradas. Grupo ecológico em que se enquadram: EM = emergentes; FL = flutuantes livres; SL = submersas livres; EF = enraizadas com folhas flutuantes; SU = submersa. Frequência relativa (FR): número de locais onde a espécie foi encontrada / número de locais visitados.

Famílias	Táxon	Grupo Ecológico	FR
ALISMATACEAE	<i>Echinodorus grandiflorus</i> (Cham. & Schlecht.) M. Micheli	EM	0.2195
	<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schlecht.	EM	0.1951
	<i>Sagittaria</i> sp.	EM	0.0976
	Táxon não identificado	EM	0.0244
AMARANTHACEAE	<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	EM	0.0244
	<i>Alternanthera</i> sp.	EM	0.0244
	<i>Alternanthera tenella</i> Colla	EM	0.0244
APIACEAE	<i>Eryngium</i> sp.	EM	0.0244
AZOLLACEAE	<i>Azolla</i> Lamarck	FL	0.0732
CABOMBACEAE	<i>Cabomba</i> Aublet	SU	0.0732
CHARACEAE	<i>Chara</i> sp.	SU	0.3659
	<i>Nitella furcata</i>	SU	0.0488
COMMELINACEAE	<i>Commelina</i> sp.	EM	0.0976
CYPERACEAE	<i>Bulbostylis</i> Kunth	EM	0.0244
	<i>Cyperus difformis</i> L.	EM	0.0488
	<i>Cyperus ferax</i> L. C. Rich	EM	0.0244
	<i>Cyperus iria</i> L.	EM	0.0244
	<i>Cyperus</i> sp.	EM	0.2927
	<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	EM	0.0488
	<i>Eleocharis filiculmis</i> Kunth	EM	0.0732
	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	EM	0.0976
	<i>Eleocharis minima</i> Kunth	EM	0.1951
	<i>Eleocharis sellowiana</i> Kunth	EM	0.0244
	<i>Eleocharis</i> spp.	EM	0.2439
	<i>Rhynchospora</i> sp.	EM	0.0488
FABACEAE	Táxon não identificado	EM	0.0244
	<i>Aeschynomene paniculata</i> Willd. ex Vogel	EM	0.0244
HYDROCHARITACEAE	<i>Ottelia brasiliensis</i> (Planch.) Walp.	SU	0.0488
LENTIBULARIACEAE	<i>Utricularia foliosa</i> L.	SL	0.2195
	<i>Utricularia gibba</i> L.	SL	0.0732

	<i>Utricularia</i> sp.	SL	0.2195
MARANTACEAE	<i>Thalia</i> sp.	EM	0.0244
MAYACACEAE	cf. <i>Mayaca</i>	EM	0.0244

Tabela 1. Continuação

Famílias	Táxon	Grupo Ecológico	FR
MENYANTHACEAE	<i>Nymphoides indica</i> (L.) O. Kuntze	EF	0.1463
	<i>Nymphoides</i> sp.	EF	0.0488
NAJADACEAE	<i>Najas conferta</i> A. Br.	SU	0.1707
NYMPHAEACEAE	<i>Nymphaea amazonum</i> Mart. & Zucc.	EF	0.1951
	<i>Nymphaea</i> sp.	EF	0.0244
ONAGRACEAE	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H. Raven	EM	0.0244
	<i>Ludwigia peploides</i> (HBK) Raven	EM	0.0732
	<i>Ludwigia</i> sp.	EM	0.0244
POACEAE (Gramineae)	<i>Coix lacryma-job</i> L.	EM	0.0244
	<i>Hymenachne amplexicaulis</i> (non Nees) Monod	EM	0.0244
	<i>Paspalum repens</i> Berg.	EM	0.0488
	<i>Pennisetum americanum</i> (L.) Leake	EM	0.1220
	Táxon não identificado	EM	0.0244
POLYGONACEAE	<i>Polygonum</i> L.	EM	0.1463
	<i>Rumex</i> sp.	EM	0.0488
PONTEDERIACEAE	<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	EM	0.1220
	<i>Heteranthera reniformes</i> Ruiz & Pav.	EM	0.0488
	<i>Reussia rotundifolia</i> L. f.	EM	0.0244
POTAMOGETONACEAE	<i>Potamogeton</i> L.	SU	0.0244
RUBIACEAE	<i>Borreria</i> sp.	EM	0.0244
	<i>Diodia</i> sp.	EM	0.0244
TRAPACEAE	<i>Trapa</i> L.	EF	0.0976
TYPHACEAE	<i>Typha</i> L.	EM	0.0244

Os números estimados de espécies, utilizando diferentes índices, foram muito maiores que o valor observado (57) (FIGURA 3). A maior estimativa foi obtida com o ICE (Incidence-based Coverage Estimator) (≈ 80 espécies). Os valores estimados pelos índices Chao 2 e Jack 1 foram iguais a 75,0 e 73,4, respectivamente.

DISCUSSÃO

A riqueza de espécies observada no Vale do rio Paranã foi similar àquelas registradas no Alto rio Paraná (BINI *et al.* 2001, THOMAZ *et al.* 2004), no reservatório de Itaipu (THOMAZ

et al. 1999) e na planície de inundação do rio Amazonas (JUNK 1986). No entanto, os índices de extrapolação de riqueza de espécies estimados variaram de 73,42 a 77,9, indicando que novos táxons podem ser identificados com a intensificação das amostragens.

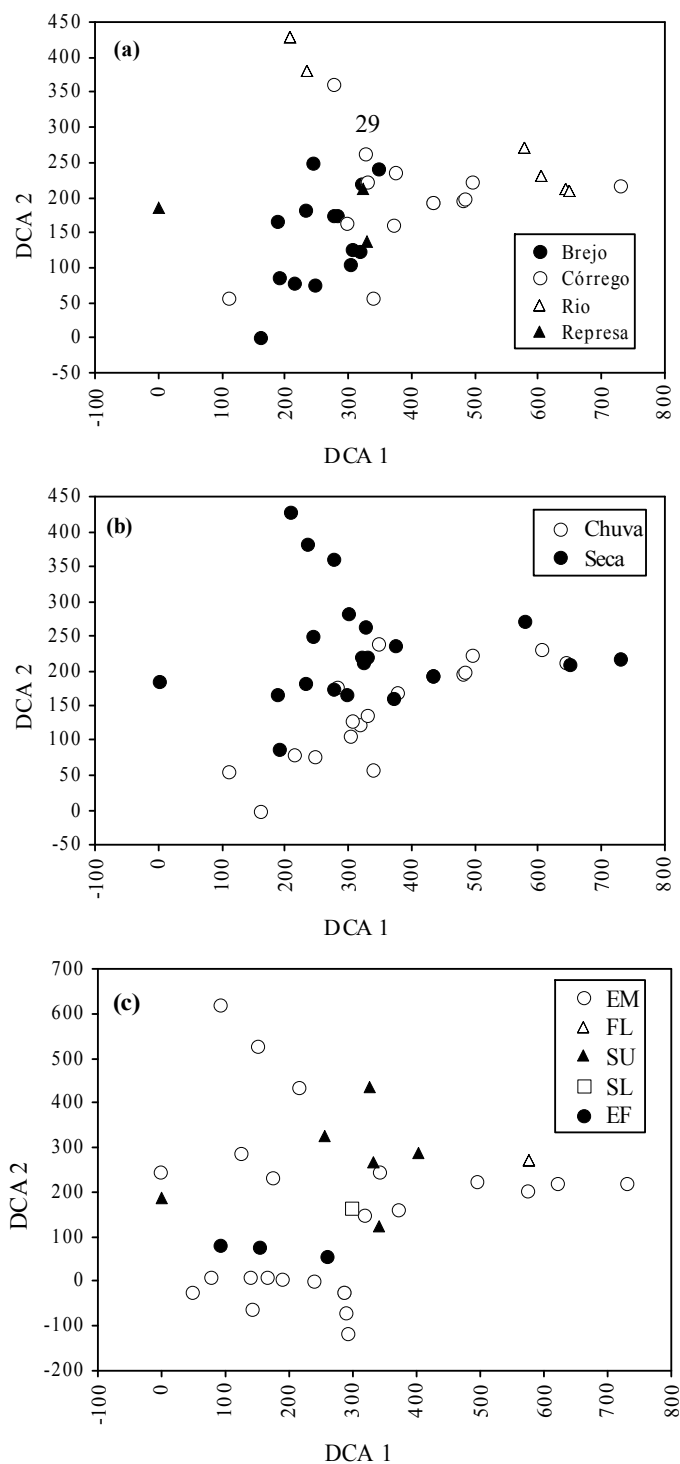


FIGURA 2: Relação entre os escores derivados dos primeiro e segundo eixos de uma Análise de Correspondência “Detrended”, aplicada à composição de espécies de macrófitas aquáticas (a) em distintos ambientes do Vale do Rio Paraná (brejo, córrego, rio e represa), (b) nos dois períodos de coleta (seco e chuvoso) e (c) dos diversos grupos ecológicos de macrófitas (emergente (EM), flutuante livre (FL), submersa (SU), submersa livre (SL) e enraizadas com folhas flutuantes (EF)).

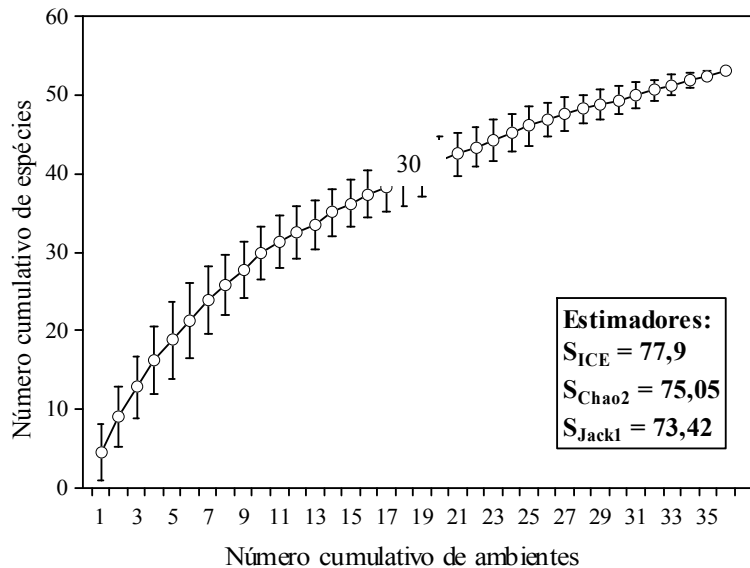


FIGURA 3: Curva de acumulação de espécies para as amostragens realizadas na região do rio Paraná. Barra vertical = desvio padrão.

Os resultados da DCA demonstraram uma mudança na composição e na riqueza de espécies ao longo dos diferentes tipos de ambientes analisados no Vale do rio Paraná. Nos ambientes lóticos, as assembléias foram compostas, geralmente, por táxons emergentes (Cyperaceae e Poaceae). Provavelmente, a elevada velocidade da água, o sombreamento ocasionado pela vegetação ripária, nos casos de córregos com águas transparentes, e a elevada turbidez abiogênica, nos córregos que escoam em áreas densamente utilizadas para a agricultura e/ou pecuária, são fatores que restringem a colonização de euhidrófitas dos ecossistemas lóticos da região analisada. Por outro lado, os ambientes lânticos apresentaram maior riqueza de espécies e, além disso, maior diversidade de grupos ecológicos de macrófitas aquáticas. No entanto, é necessário destacar que muitos dos ambientes lânticos analisados foram criados através de obras de engenharia. Muitos brejos, por exemplo, são formados (principalmente no período chuvoso) ao longo de estradas construídas sobre aterros. Assim, pode-se inferir que os empreendimentos econômicos implementados na região (incluindo as obras de infraestrutura) criaram áreas propícias à invasão de macrófitas aquáticas. Para fins de conservação da biodiversidade, esse resultado pode ser analisado de duas maneiras. Por um lado, as macrófitas aquáticas, dependendo das espécies e das áreas de coberturas, podem exercer, através do aumento da complexidade do habitat, um efeito positivo sobre a biodiversidade regional. Por outro lado, o crescimento acentuado de algumas espécies pode afetar negativamente a diversidade aquática (e.g. invasão de espécies exóticas) e, além disso, comprometer a eficiência dos empreendimentos econômicos (e.g. obstrução dos canais de irrigação). Os resultados obtidos até o momento não permitem precisar qual é, dentre essas alternativas, a situação atual. Em resumo, parece evidente, através da comparação com os ambientes lóticos, que a criação de ambientes lânticos promoveu o aumento da riqueza de espécies na região do vale do rio

Paraná. A influência das mudanças ambientais sobre a biodiversidade de outros grupos biológicos, se positiva ou negativa, é ainda uma questão que demanda maiores estudos.

Os períodos de estiagem e chuvoso foram diferenciados (Figura 2b) principalmente em função da elevada incidência de *Chara* sp. e *Nitella Furcata*. O mês de setembro é caracterizado por baixos índices pluviométricos (Figura 1). No entanto, as chuvas que ocorrem nesse mês são suficientes para criar ambientes aquáticos (temporários) de reduzida profundidade em depressões naturais da paisagem ou em depressões do terreno criadas pelas obras de engenharia (como discutido acima). Assim, a elevada incidência de Chararaceae no final do período de estiagem pode ser interpretada considerando a eficiente regeneração através do banco de oósporos (WADE 1990, BELTMAN & ALLEGRIINI 1997).

Em resumo, os resultados obtidos até o momento, a despeito da insuficiência das amostragens (ver Figura 3), indicam que os recentes empreendimentos instalados no Vale do rio Paraná (e.g. represas-canais de irrigação e estradas) criaram condições que favoreceram a rápida colonização por macrófitas aquáticas. Essa inferência é amparada através da comparação com os ecossistemas lóticos, que podem ser considerados os ambientes “naturais” da região (antes dos empreendimentos), tendo em vista que estes apresentam apenas algumas poucas espécies verdadeiramente aquáticas. A influência do recente aumento da incidência de macrófitas aquáticas sobre a biodiversidade da região, considerando outros grupos de organismos que são utilizados para a delimitação de áreas prioritárias para a conservação (geralmente vertebrados) é, no entanto, uma questão em aberto.

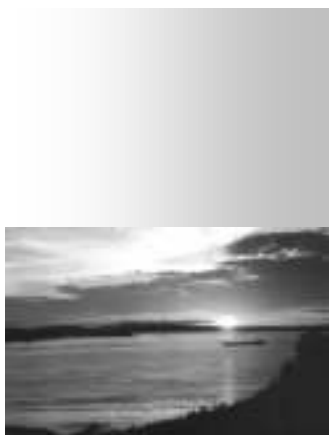
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BELTMAN, B. ; ALLEGRINI, C. Restoration of lost aquatic plant communities: new habitats for *Chara*. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, v. 30, p. 331-337, 1997.
- BINI, L. M. ; THOMAZ, S. M. ; SOUZA, D. C. Species richness and β -diversity of aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 151, p. 511-525, 2001.
- BURNHAM, K. P. ; OVERTON, W. S. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. **Biometrika**, 32, p. 623-633, 1978.
- BURNHAM, K. P. ; OVERTON, W. S. Robust estimation of population size for capture probabilities vary among animals. **Ecology**, v. 60, p. 927-936, 1979.
- CARPENTER, S. R. ; LODGE, D. M. Effects of submersed macrophytes on ecosystems processes. **Aquatic Botany**, v. 26, p. 341-370, 1986.
- CAVALCANTI, R. B. ; JOLY, C. A. Biodiversity and conservation priorities in the Cerrado region. In: OLIVEIRA, P. S. ; MARQUIS, R. J. (eds.). **The Cerrados of Brazil – Ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 351-367.
- CHAO, A. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. **Biometrics**, v. 43, p. 783-791, 1987.
- CHAZDON, R. L. ; COLWELL, R. K. ; DENSLOW, J. S. ; GUARIGUATA, M. R. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of Northeastern Costa Rica. In: DALLMEIER, F. ; COMISKEY, J. A. (eds.). **Forest Biodiversity Research, monitoring and modeling**. Washington: The Pathernon Publishing Group, 1998, p. 285-309.
- COOK, C. D. K. **Aquatic Plant Book**. The Hague: SPB Academic, 1990. 228p.
- COLWELL, R. K. **EstimateS: User Guide**, 1997. 22p.
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência LTDA, 1988. 575 p.
- FERNÁNDEZ, O. A. ; SUTTON, D. L. ; LALLANA, V. H. ; SABBATINI, M. R. ; IRIGOYEN, J. Aquatic weeds problems and management in South and Central America. In: PIETERSE, A. H. ; MURPHY, K. J. (eds.). **Aquatic Weeds: The ecology and management of nuisance aquatic vegetation**. New York: Oxford University Press, 1990. p. 406-425.
- GAUCH, H. G. **Multivariate Analysis in Community Ecology**. Cambrige: Cambrige University Press, 1994. 298 p.
- GENTRY, A. H. Endemism in tropical versus temperate plant communities. In: SOULÉ, M. E. (ed.). **Conservation Biology. The science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer Associates, 1986. p. 153-181.
- GRILLAS, P. ; GARCIA-MURILLO, P. ; GEERTZ-HANSEN, O. ; MARBÁ, N. ; MONTES, C. ; DUARTE, C. M. ; TAN HAM, L. ; GROSSMANN, A. Submerged macrophyte seed bank in a Mediterranean temporary marsh: abundance and relationship with established vegetation. **Oecologia**, v. 94, p. 1-6, 1993.
- HELTSHE, J. F. ; FORRESTER, N. E. Estimating species richness using the jackknife procedure. **Biometrics**, v. 39, p. 1-11, 1983.
- HILL, M. O. ; GAUCH, H. G. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. **Vegetatio**, v. 42, p. 47-58, 1980.
- HOEHNE, F. C. **Plantas aquáticas**. São Paulo: Instituto de Botânica Série D, 1979. 168 p.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Desenvolvido por IBAMA. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/pescaamadora/loais/b_doaraguaiaatocantins.htm>. Acesso em: 14 abr. 2004.
- INMET - Instituto Nacional de Metereologia. Desenvolvido por INMET. Disponível em <www.inmet.gov.br>. Acesso em: 14 abr. 2004.
- JUNK, W. J. Aquatic plants of the Amazon system. In: DAVIES, B. R. ; WALKER, K. F. (eds.). **The ecology of river systems**, Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers, 1986. p. 379-337.
- KRUESS, A. ; TSCHARNTKE, T. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. **Science**, v. 264, p. 1581-1584, 1994.
- LANDE, R. Genetics and demography in biological conservation. **Science**, v. 241, p. 1455-1460, 1988.
- LEE, S. M. ; CHAO, A. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. **Biometrics**, v. 50, p. 88-97, 1994.

- LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. Nova Odessa: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2000. 608 p.
- MCCUNE, B. ; MEFFORD, M. J. **Multivariate Analysis of Ecological Data (Version 3.0)**. Gleneden Beach: MjM Software, 1997.
- MCKINNEY, M. L. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. **Annual Review Ecology and Systematics**, v. 28, p. 495-516, 1997.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Termo de compromisso visando a formulação e a implementação do Plano de Ação Integrado 33 os Biomas Cerrado e Pantanal. Ministério do Meio Ambiente**. Brasília: SECEX, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 1999.
- MORRIS, D. W. ; HEIDINGA, L. Balancing the books on biodiversity. **Conservation Biology**, v. 11, p. 287-289, 1997.
- SCREMIN-DIAS, E. ; POTT, V. J. ; DA HORA, R. C. ; SOUZA, P. R. **Nos submersos jardins da Bodoquena: Guia de identificação de plantas aquáticas de Bonito e região**. Campo Grande: Editora da UFMS, 1999. 160 p.
- THOMAZ, S. M. ; BINI, L. M. ; SOUZA, M. C.; KITA, K. K. ; CAMARGO, A. F. M. Aquatic macrophytes in Itaipu reservoir, Brazil: Survey of species and ecological considerations. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 42, p. 15-22, 1999.
- VAN DEN BERG, M. S. **Charophyte colonization in shallow lakes – Process, ecological effects and implications for lake management**. Amsterdam: Thesis Vrije Universiteit Amsterdam, 1999. 138pp.
- VELASQUEZ, J. **Plantas acuaticas vasculares de Venezuela**. Caracas: Universidade Central de Venezuela, Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico, 1994. 992 p.
- VERBOOM, J. ; LANKESTER, K. ; METZ, J. Linking local and regional dynamics in stochastic metapopulations models. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 42, p. 39-55, 1991.
- WADE, P. M. The colonization of disturbed freshwater habitats by Characeae. **Folia Geobotanica & Phytotaxonomica**,

Biodiversidade e conservação de peixes na planície de inundação do alto rio Paraná

Fernando Mayer Pelicice⁹
Angelo Antonio Agostinho¹⁰
Luiz Carlos Gomes²



RESUMO

A planície de inundação do Alto rio Paraná é o último trecho remanescente com características líticas do Alto Paraná, uma vez que o restante da bacia encontra-se sob intensa influência de represamentos. Esta planície é fundamental para a manutenção da biodiversidade da região, em função de sua elevada heterogeneidade de ambientes e habitats. Seu funcionamento é garantido por um pulso de inundação sazonal, responsável pela dinâmica de nutrientes, energia e distribuição da biota. Com relação à fauna de peixes, a planície apresenta mais de 150 espécies. Estes peixes se distribuem de maneira irregular pelos rios, canais e lagoas, de acordo com as características bióticas e abióticas. Para completar etapas do ciclo de vida, inúmeras espécies sedentárias e migradoras necessitam, em diferente grau, de ambientes específicos da planície e da ocorrência do pulso de inundação. Por exemplo, lagoas marginais são ambientes cruciais para o desenvolvimento inicial de jovens de espécies migradoras, e o acesso a estes ambientes depende da cheia. Porém, a construção de reservatórios à montante vem controlando dramaticamente a vazão do rio Paraná, e atualmente, a ausência de pulsos pode se estender por anos seguidos. Os efeitos negativos impostos à biota podem ser severos, incluindo a perda de habitats, biodiversidade e dos recursos aquáticos explorados na região da planície. Caso as tendências atuais persistam, com ausência das cheias por anos consecutivos, existe o risco de que as populações de peixes migradores, importantes na pesca artesanal e recreativa da região apresentem restrições ao recrutamento e desapareçam com o tempo.

INTRODUÇÃO

A bacia do rio Paraná possui cerca de 600 espécies de peixes e esta elevada diversidade de espécies reflete, na verdade, um rico conjunto de formas, cores, histórias de vida e padrões comportamentais. Apesar disso, os inventários são ainda incompletos e há carências de revisões taxonômicas de diversos grupos de espécies, o

que leva à crença que este numero espécies possa ser bem maior (AGOSTINHO *et al.*, 2004a).

Aspecto interessante é que as espécies não estão uniformemente distribuídas ao longo do rio Paraná. A história geomorfológica da região, em conjunto com a história evolutiva de cada espécie, determinou padrões de distribuição geográfica bem definidos. Tal fato estimulou a

⁹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA), Universidade Estadual de Maringá - UEM

¹⁰ UEM/Nupélia/DBI. Avenida Colombo 5790, Bloco H90, Maringá-PR, Brasil. CEP: 87020-900. e-mail: agostinhoaa@nupelia.uem.br

separação da bacia em três províncias ictiofaunísticas distintas (BONETTO, 1986): o Baixo, o Médio e o Alto rio Paraná, cada uma contendo, ainda, particularidades ambientais que fazem com que a ictiofauna se apresente distribuída de forma heterogênea dentro de uma mesma província.

A Província do Alto rio Paraná, anteriormente delimitada pela barreira geográfica do Salto das Sete Quedas, possuía um registro total de 130 espécies de peixes na década de 1980 (BONETTO, 1986). Após a construção do reservatório de Itaipu, em 1986, esta barreira natural foi inundada e algumas espécies da Província do Médio e Baixo Paraná tiveram acesso às regiões superiores. Atualmente, o alto Paraná tem seu extremo inferior delimitado pelo reservatório de Itaipu, e se considerarmos também a bacia do rio Iguaçu (acima das cataratas), a província registra um total superior a 250 espécies de peixes. Este relevante aumento no número de espécies é atribuído ao alagamento de Sete Quedas, mas principalmente, à intensificação e aumento no número de estudos (AGOSTINHO *et al.*, 2004a).

Mais da metade desta diversidade de peixes é encontrada na região da planície de inundação do Alto rio Paraná. Esta planície, localizada entre a foz do rio Paranapanema e o início do reservatório de Itaipu, é formada por diversos tipos de ambientes, como rios de grande porte, riachos, canais de drenagem, lagoas permanentes e temporárias, isoladas ou não. Além de abrigar uma elevada diversidade ictiofaunística, esta planície se destaca por se constituir no último trecho remanescente com características lóticas do Alto Paraná, e conseqüentemente, por manter a integridade de habitats fundamentais para o cumprimento de etapas do ciclo de vida de diversas espécies de peixes, incluindo aquelas de

importância comercial para a pesca (grandes migradoras).

Apesar de a área ser classificada como levemente modificada de acordo com o critério proposto por WELCOMME (1979), nos últimos anos houve uma diversificação e intensificação de impactos antropogênicos na região. Em particular, a construção de reservatórios a montante e jusante tem alterado profundamente a histórica dinâmica hidrológica promovida pelas cheias sazonais, considerada a função de força que garantia o funcionamento deste ecossistema. Existem centenas de reservatórios localizados em rios e tributários à montante desta planície, mas a construção da usina hidrelétrica de Porto Primavera, concluída em 1998, e que alagou uma imensa área (2.250 km²), tem promovido os impactos ambientais mais relevantes. Este reservatório está situado logo a montante da planície e, associada a outras, tem controlado sobremaneira a vazão do rio Paraná. A fauna de peixes que habita os ambientes da planície tem sido severamente impactada, com claros reflexos sobre a manutenção da biodiversidade e dos recursos aquáticos naturais da região.

Inserido neste contexto, o presente trabalho tem por objetivo sintetizar e descrever aspectos da biodiversidade e ecologia de peixes na planície de inundação do Alto rio Paraná, após um período de amostragens e observações superior a uma década. Os problemas quanto à conservação destes recursos também são discutidos.

2. COMPOSIÇÃO O DA ICTIOFAUNA

As informações apresentadas foram coletadas em levantamentos intermitentes realizados entre 1986 e 2001, pelo Núcleo de Pesquisas em Limnologia e Aqüicultura (Nupelia) da Universidade Estadual de Maringá.

Nos mais de 10 anos de amostragem, estes levantamentos registraram a presença de 153 espécies de peixes na planície, pertencentes a 8 ordens taxonômicas: Characiformes (ex.: lambaris – *Astyanax*) Siluriformes (bagres – *Pseudoplatystoma*, *Zungaro* e *Pinirampu* e cascudos – *Hypostomus*), Perciformes (acarás – *Geophagus*), Gymnotiformes (morenitas – *Gymnotus*), Myliobatiformes (arraias – *Potamotrygon*), Cyprinodontiformes (guarus – *Poecilia*), Synbranchiformes (mussum – *Synbranchus*) e Pleuronectiformes (liguado – *Achirus*), em ordem decrescente de número de espécies (Fig. 1). Em termos gerais de biodiversidade, a maior parte das espécies pertence às ordens Characiformes e Siluriformes, que somam quase 78% das espécies registradas. A presença e representatividade destas ordens são características marcantes de sistemas de água doce Neotropicais (LOWE-McCONNELL, 1999).

153 espécies estão distribuídas em 31 famílias, porém de maneira desigual. É interessante notar que sete famílias contêm mais de 67% das espécies (Fig. 2). Characidae é responsável por mais de 24% e, junto com as famílias Pimelodidae, Loricariidae e

Anostomidae, compreendem mais de 50% do total de espécies da região.

Os caracídeos incluem, por exemplo, os lambaris, piranhas (*Serrasalmus*), piaus (*Leporinus*), curimbas (*Prochilodus*), dourado (*Salminus*) e traíra (*Hoplias*), enquanto que os silurídeos incluem bagres (*Rhamdia*), mandis (*Pimelodus*) e cascudos. A elevada representatividade destas ordens, tanto em número de espécies quanto em número de indivíduos e biomassa, faz com que dominem as assembléias de todos os ambientes da planície.

Grande parte das espécies registradas é nativa da província do Alto rio Paraná, contendo espécies residentes e espécies que realizam curtas migrações ou que migram grandes distâncias para completar etapas do ciclo de vida (reprodução e alimentação). A Tabela 1 lista algumas destas espécies.

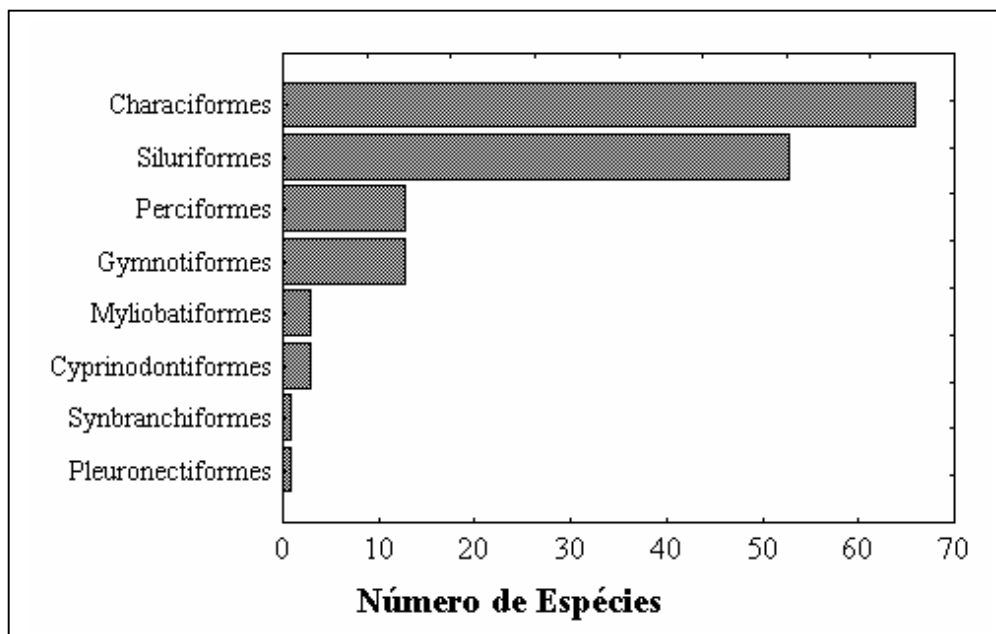


FIGURA 1. Número de espécies de peixes registrados na planície de inundação do Alto rio Paraná, discriminadas por ordem taxonômica.

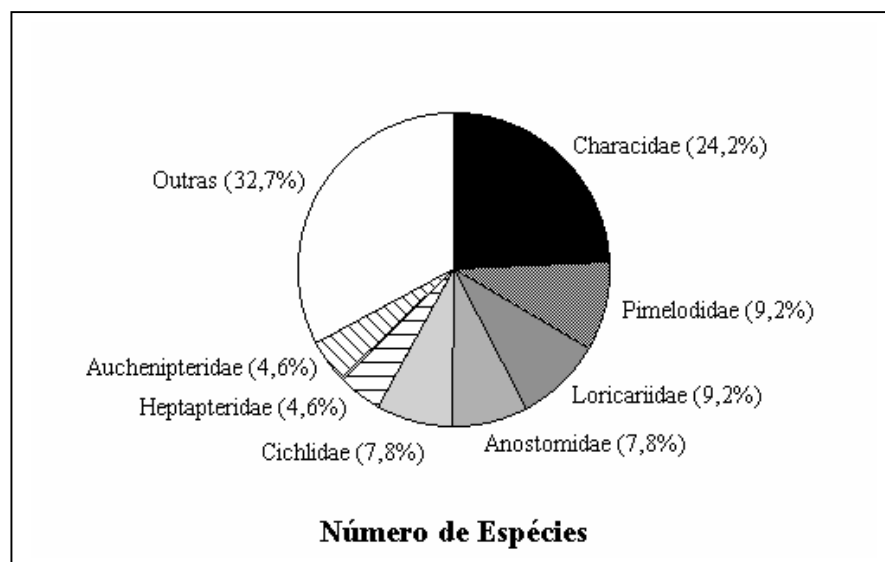


FIGURA 2. Famílias mais representativas em número de espécies.

TABELA 1. Espécies nativas típicas da planície de inundação do Alto rio Paraná

Espécies	Nome Comum
Residentes	
<i>Serrapinus notomelas</i>	Piquira
<i>Moenkhausia intermedia</i>	Corintiano
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra

<i>Steindachnerina insculpta</i>	Sagüiru
<i>Serrassalmus maculatus</i>	Piranha
<i>Satanoperca pappaterra</i>	Acará
<i>Hypostomus</i> spp.	Cascudo
<i>Gymnotus</i> spp.	Morenita
Migradoras de Curta Distância	
<i>Leporinus friderici</i>	Piau
<i>Schizodon borelii</i>	Piava
<i>Myleus tiete</i>	Pacu
<i>Astyanax altiparanae</i>	Tambuí
Grandes Migradoras	
<i>Salminus brasiliensis</i>	Dourado
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Pacu
<i>Leporinus obtusidens</i>	Piapara
<i>Prochilodus lineatus</i>	Curimbatá
<i>Pimelodus maculatus</i>	Mandi
<i>Pterodoras granulosus</i>	Armado
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	Pintado

Algumas espécies do médio e baixo Paraná misturaram-se a esta fauna após a formação do reservatório de Itaipu e o alagamento de Sete Quedas, e representam quase 16% do total de espécies inventariado. Assim, pelo menos 24 espécies dispersaram para montante a partir de regiões inferiores, destacando a piranha *Serrassalmus marginatus*, o cascudo *Loricariichthys platymetopon*, o cangati *Parauchenipterus galeatus*, o mapará *Hypophthalmus edentatus* e três espécies de raias *Potamotrygon*.

Espécies de outras bacias e continentes representam 8,5% do total. Estas foram introduzidas por programas oficiais de peixamento, escapes acidentais de aquicultura ou mesmo solturas deliberadas não-oficiais (aquaristas e liberação de iscas vivas). Destacam-se algumas espécies amazônicas,

como a corvina *Plagioscion squamosissimus*, o tucunaré *Cichla* spp, o apaiari *Astronotus ocellatus* e o tambaqui *Colossoma macropomum*. Porém, diversas outras também estão presentes, como por exemplo, o piaucú do Pantanal *Leporinus macrocephalus*, o trairão *Hoplias lacerdae* e guarus *Poecilia reticulata* e *Phalloceros caudimaculatus*.

Apesar dos representantes nativos predominarem em número de espécies, fato preocupante tem sido a distribuição de abundâncias e biomassa entre espécies nativas e não-nativas (Fig. 3). Espécies que se dispersaram de porções inferiores da bacia têm apresentado níveis de abundância equiparáveis aos das espécies nativas. Em relação a biomassa, as espécies dispersas já compõem 25% do total observado. Espécies introduzidas possuem, por enquanto, baixa representatividade.

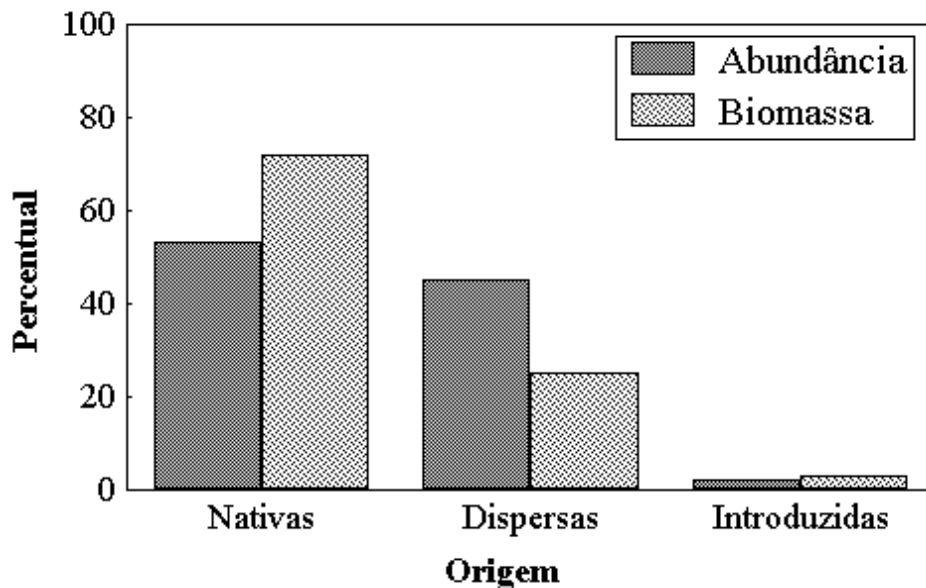


FIGURA 3. Abundância e biomassa (%) de espécies nativas da planície, de espécies que se dispersaram de regiões inferiores da bacia e de espécies introduzidas.

3. DOMINÂNCIA E DISTRIBUIÇÃO DA ICTIOFAUNA

Algumas espécies se destacam nas assembléias devido a elevada abundância e por estarem presentes em diferentes tipos de ambientes. Esta dominância contribui para que a ictiofauna entre os ambientes da planície não difira marcadamente quanto à composição das principais espécies.

É importante destacar que tal fenômeno se intensificou nos últimos anos, visto que a ausência de cheias vem favorecendo a proliferação de certas espécies, tanto em canais e rios, como nas lagoas. Como exemplo, o cascudo-chinelo *L. platymetopon* e a piranha *S. marginatus*, ambas dispersas dos trechos inferiores, dominam em todos os ambientes

(LUIZ *et al.*, 2004). Algumas das principais espécies, comuns a todos os tipos de ambientes, que se destacam em número de indivíduos e ocorrência, estão apresentadas na Tabela 2.

Apesar da dominância, a composição das assembléias de peixes apresenta proeminente variação entre os ambientes da região. Por exemplo, as assembléias de peixes de riachos, tributários e os ambientes da planície (rios, canais e lagoas), ou de ambientes lânticos (lagoas) e lóticos (rios), apresentam considerável substituição de espécies. Diferenças menores são observadas também entre lagoas conectadas com um rio e lagoas sazonalmente isoladas (GASPAR DA LUZ *et al.*, 2004). Estas modificações decorrem, principalmente, da presença de espécies de pequeno porte, características de lagoas e riachos, como por exemplo, *Serrapinus notomelas*, *Moenkhausia sanctae-filomenae* e *Aphyocharax anisitsi* nos primeiros, e *Astyanax scabripinnis*,

Imparfinis schubarti e *Farlowella* spp. nos últimos.

De maneira geral, em escalas espaciais maiores, os fatores que mais influenciam a composição das assembléias de peixes nos ambientes da planície, e por isso podem ser utilizados como variáveis preditoras são (i) o sistema hídrico e (ii) o tipo de ambiente (rio, canal e lagoas). Três principais sistemas formam a planície, sendo os rios Paraná, Baía e Ivinheima. Diferenças marcantes nas condições limnológicas e hidrológicas entre estes sistemas determinam, em certo grau, as espécies que os habitam.

Um padrão característico é a elevada dissimilaridade na composição da fauna entre os ambientes de lagoas e rios, com os canais apresentando similaridade intermediária com estes dois ambientes. AGOSTINHO *et al.* (2004a) verificaram que 36 espécies são típicas de rios (ex.: mandi-beiçudo - *Iheringichthys*, cascudos - *Hypostomus*, piaus - *Leporinus* e dourado - *Salminus*), 15 de lagoas (ex.: cascudo-chinelo - *Loricariichthys*, piau - *Leporinus lacustris* e piranha - *Serrasalmus*) e 6 de canais (ex.: piava - *Schizodon*).

O fato da riqueza de espécies local (α) apresentar relevante variação entre os ambientes e os meses de coleta, também indica a existência de uma significativa substituição, adição e subtração de espécies no tempo e no espaço. Assim, apesar de um elevado valor de riqueza regional de espécies (153), as assembléias locais apresentam valores consideravelmente mais baixos, variando de 3 a 39 espécies, sendo uma tendência observada em diversas partes do mundo (MATTHEWS, 1998). Considerando as 524 amostras obtidas no período de estudo, os valores de riqueza mais freqüentes (> 70% das

amostras) estiveram entre 11 e 27 espécies por amostra.

TABELA 2. Algumas das espécies mais abundantes e freqüentes capturadas na planície de inundação do alto rio Paraná, presentes em todos os tipos de ambientes.

Espécies	Nome Comum
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	Cascudo-chinelo
<i>Serrassalmus marginatus</i>	Piranha
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra
Moenkhausia intermedia	Corintiano
<i>Astyanax altiparanae</i>	Lambari
<i>Steindachnerina insculpta</i>	Sagüiru
<i>Hypostomus</i> spp.	Cascudo
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	Cangati
<i>Schizodon borellii</i>	Piava
<i>Iheringichthys labrosus</i>	Mandi-beiçudo

Os maiores valores de riqueza são comumente observados em rios e canais da planície, quando em comparação com as lagoas. No entanto, estes últimos ambientes apresentam as maiores abundâncias de peixes, em razão da presença de espécies de pequeno porte. Maiores valores de riqueza em rios de planícies de inundação também foram observados por WINEMILLER *et al.* (2000) e AGOSTINHO *et al.* (2001), e algumas hipóteses foram formuladas na tentativa de explicar este padrão: (i) rios possuem uma maior área; (ii) o uso do rio como rota de dispersão por espécies que habitam distintos habitats; (iii) lagoas podem adquirir condições físico-químicas extremas em certos períodos, tornando-se ambientes intoleráveis para certas espécies de peixes; (iv) o efeito de interações bióticas nas lagoas, como a competição e a predação, mais conspícua quando o nível do rio está baixo.

4. VARIAÇÃO TEMPORAL

Em escala temporal, a composição das assembléias parece não mudar substancialmente entre os anos. Por exemplo, a substituição de espécies (*turnover*, diversidade β) entre os ambientes é quase duas vezes maior que a substituição entre os anos.

Da mesma forma, os valores de abundância total (CPUE; captura por unidade de esforço) apresentaram elevada similaridade entre os anos. Para esta constatação, o coeficiente de correlação de Pearson (R) foi calculado entre pares de anos, de 1986 a 2001, independentemente para os tipos de ambientes e sistemas. Interessantemente, a maioria dos valores de correlação ficou acima de 0,7, indicando elevada similaridade na abundância total ⁴⁰ entre anos.

Estes resultados indicam que numa escala temporal inter-anual, as assembléias de peixes na planície apresentam relevante estabilidade em seus atributos, ou seja, as assembléias persistem sem grandes alterações de composição e abundância. Este padrão, de estabilidade em maior escala temporal, também tem sido reportado para outros ecossistemas (WINEMILLER, 1996; MATHEWS, 1998).

No entanto, as correlações tiveram menor intensidade quando anos distantes foram comparados. Na verdade, uma diminuição progressiva nos valores de correlação foi constatada quando o ano mais antigo (1986) foi comparado com anos subseqüentes, em especial com os anos 2000 e 2001. Isso indica que a abundância das espécies apresenta alguma variação em períodos de tempo superiores à escala interanual.

Porém, estas diferenças foram muito mais acentuadas no sistema Paraná, visto que a correlação diminuiu de um valor de 0,90 (1986 x 1987) para 0,39 (1986 x 2001). Como esta tendência de acentuada dissimilaridade não foi observada nos sistemas Ivinheima e Baía, é muito provável que no sistema Paraná ela decorra dos múltiplos efeitos de ações antrópicas na região, basicamente o controle da vazão do rio por barramentos à montante (AGOSTINHO *et al.*, 2004a).

Finalmente, a riqueza de espécies correlacionou-se positivamente com o nível do rio, indicando que em anos com cheias, a riqueza de espécies tendeu a apresentar maiores valores. Na verdade, observou-se uma diminuição da riqueza nos anos de 2000 e 2001, quando houve uma seca atípica e ausência de cheias. O maior efeito desta seca sobre a riqueza de espécies foi observado nas lagoas, provavelmente pela ausência de jovens de espécies migradoras, que não tiveram acesso a estes ambientes.

5. IMPACTOS AMBIENTAIS E CONSERVAÇÃO

A região da planície de inundação do Alto rio Paraná tem sido aproveitada de diversas formas, como agropecuária, extração de *Pfaffia* (erva medicinal), mineração, navegação, aquicultura e pesca. Estas atividades têm promovido diferentes tipos de impactos ambientais ao ecossistema, com possíveis efeitos negativos (diretos e indiretos) sobre as comunidades de peixes e outros organismos da planície (AGOSTINHO *et al.*, 2004b). Dentre os principais impactos, podem ser citados a remoção e degradação da vegetação ripária, compactação do solo, liberação de agrotóxicos nos cursos d'água, a erosão das encostas e a depleção de recursos pesqueiros.

Além destes, a introdução de espécies não-nativas, em especial, tem provocado grande preocupação. Alguns exemplos têm demonstrado que estas espécies têm grande potencial em deslocar ou até mesmo substituir os representantes nativos. Por exemplo, AGOSTINHO *et al.* (2003) atestaram a progressiva substituição da piranha nativa *S. mac*⁴¹ pela congênere, dispersa após a formação do reservatório de Itaipu, *S. marginatus*, postulando que a última possui vantagens competitivas, graças a particularidades comportamentais. Da mesma forma, suspeita-se que o jeju *Hoplerethinus unitaeniatus* esteja deslocando populações da traíra nativa *H. malabaricus*. Além disso, a disseminação de espécies piscívoras pode desencadear profundas alterações na fauna nativa. A recente dispersão do tucunaré *Cichla* spp., um voraz predador, aumentou a preocupação com a manutenção da biodiversidade original da planície, visto que aonde o tucunaré foi introduzido – em outras partes do mundo – a ictiofauna nativa sofreu severas modificações, incluindo a extinções.

Contudo, inequivocamente, a maior fonte de prejuízos para o meio ambiente tem advindo das alterações promovidas com a construção de reservatórios, basicamente o controle da vazão do rio. A dinâmica de nutrientes e energia de uma planície de inundação é mantida historicamente por pulsos hidrológicos sazonais, responsáveis, igualmente, pelos padrões de biodiversidade na região (JUNK *et al.*, 1989; NEIFF, 1990). A ausência da cheia é deletéria para a manutenção do funcionamento do ecossistema e assim, para a manutenção dos recursos naturais sob exploração. Os barramentos existentes à montante, em tributários e no próprio rio Paraná, já provocavam alterações no ciclo de cheias da planície, mas a construção de Porto Primavera promoveu alterações muito mais efetivas. Atualmente, a intensidade das cheias diminuiu dramaticamente, assim como a sua amplitude temporal. Além disso, aspecto muito preocupante é a variação diária registrada no nível do rio, que pode ultrapassar 1m em um período de 24h. Esta constante instabilidade do nível tem efeitos óbvios e diretos na promoção de erosão das encostas, mas seu impacto na biota ainda é incerto.

Para as comunidades de peixes, a ausência de cheias, ou alterações pronunciadas na sua intensidade, duração e frequência, afetam negativamente o recrutamento e a sobrevivência de algumas espécies, especialmente as migradoras (GOMES & AGOSTINHO, 1997; AGOSTINHO *et al.*, 2004c). A ocorrência de cheias, além de estimular a atividade reprodutiva das espécies de peixes migradoras, aumenta a área alagada e permite acesso à ambientes fundamentais para o desenvolvimento de ovos, larvas e juvenis, que são as lagoas marginais (NAKATANI *et al.*, 2004; SUZUKI *et al.*, 2004). Estas lagoas possuem condições adequadas para o desenvolvimento inicial, como por exemplo, abundante oferta de recursos alimentares e refúgios contra a predação.

Espécies de peixes migradoras, as que sustentam grande parte da pesca artesanal e recreativa da região (ex.: pintado, dourado, curimba, armado), necessitam que seus jovens alcancem as lagoas marginais, onde passam os primeiros anos de suas vidas. Caso contrário, é esperada uma grande mortalidade e falhas no recrutamento. Com isso, fica claro que a ausência de cheias sazonais dificultará a reprodução destas espécies, ameaçando a manutenção dos estoques. Como exemplo, nos anos de 2000 e 2001, juvenis de espécies migradoras estiveram ausentes nas amostragens em lagoas isoladas da planície (PETRY *et al.*, 2003), contrastando com as elevadas abundâncias documentadas em anos passados (AGOSTINHO *et al.*, 2001). Sem o recrutamento, espera-se uma diminuição do rendimento da pesca na região e, inclusive, no reservatório de Itaipu, que sustenta uma das pescarias mais produtivas da bacia, como já mostrado por GOMES & AGOSTINHO (1997). Os estoques pescados neste reservatório provêm de jovens recrutados em tributários a montante do reservatório e na planície de inundação do Alto rio Paraná.

Assim, a diminuição da conectividade entre o rio e os corpos de água adjacentes da planície tem a desastrosa perspectiva de alterar, igualmente, a dinâmica das populações de espécies de peixes sedentárias, bem como de outros grupos de organismos, como zooplâncton, fitoplâncton e macrófitas aquáticas (AGOSTINHO *et al.*, 2004b). Contudo, é importante salientar também que, mesmo com as alterações provocadas pela regulação das cheias, a planície ainda mantém um elevado grau de heterogeneidade de habitats, o que influencia positivamente na manutenção de elevados níveis de biodiversidade. Não se sabe, porém, se esta heterogeneidade continuará a existir após longos períodos com a ausência de cheias.

Após 5 anos sem cheias pronunciadas na planície, uma cheia de grandes proporções ocorreu no verão de 2005, resultado de uma elevada e incomum pluviosidade registrada no começo do ano. Deste exemplo, fica claro que a manipulação da vazão⁴² no Início da Primavera, quando operada em períodos adequados, pode constituir-se em importante ação de manejo na simulação das antigas cheias sazonais, mesmo em anos mais secos. A hidrelétrica tem a possibilidade de elevar em até 2 m o nível hidrométrico do rio à jusante, mas tal decisão depende da ação de órgãos federais (Operador Nacional do Sistema). Uma maior flexibilidade nos procedimentos de controle de vazão, em conjunto com uma melhor apreciação – por parte dos tomadores de decisão – de que a cheia é vital para a manutenção da planície e de seus recursos, certamente facilitará a conservação da biodiversidade regional.

Uma progressiva elucidação do papel das cheias nos diversos componentes bióticos e abióticos da planície, certamente contribuirá subsidiando as companhias hidrelétricas e outros usuários dos recursos da região, com informações cruciais ao manejo deste ecossistema. Além disso, a inclusão dos componentes sociais envolvidos no debate (pescadores, agricultores, ilhéus, ribeirinhos, companhias hidrelétricas e cientistas) sobre o melhor aproveitamento e conservação da biodiversidade da planície, contribuirá, na mesma proporção, em iluminar os horizontes em direção às decisões mais justas, prudentes e auspiciosas.

A implementação de um Comitê de Bacia, que formalize e clarifique as discussões, configura-se em interessante e urgente estratégia.

6. REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A.A.; BINI, L.M.; GOMES, L.C.; JÚLIO Jr., H.F.; PAVANELLI, C.S.; AGOSTINHO, C.S. Fish assemblages. In: THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO A.A.; and HAHN, N.S. (Ed.). **The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden: Backhuys Publishers, 2004a. p. 223-246.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; THOMAZ, S.M.; HAHN, L. The Upper Paraná River and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. In: S.M. THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO A.A.; and Hahn, N.S. (Ed.). **The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden: Backhuys Publishers, 2004b. p. 381-393.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; VERISSIMO, S.; OKADA, E.K. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná river: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**. v. 14, p. 11-19, 2004c.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; ZALEWSKI, M. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 1, p. 209-217, 2001.
- AGOSTINHO, C.S.; HAHN, N.S.; MARQUES, E.E. Patterns of food resource use by two congeneric species of piranhas (*Serrassalmus*) on the Upper Paraná River floodplain. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, p. 177-182, 2003.
- BONETTO, A.A. The Paraná River system. In: DAVIES B.R.; WALKER K.F. (Ed.). **The ecology of river systems**. The Netherlands: Dr. Junk Publisher, 1986. p. 541-556.
- GASPAR DA LUZ, K.D.; OLIVEIRA, E.F.; PETRY, A.C.; JULIO JR., H.F.; PAVANELLI, C.S.; GOMES, L.C. Fish assemblages in the Upper Paraná River floodplain. In: AGOSTINHO A.A.; RODRIGUES L.; GOMES L.C.; THOMAZ S.M. 43 MIRANDA L.E. (Ed.). **Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain (LTER - 6)**. Maringá: EDUEM, 2004. p. 107-115.
- GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner. **Fisheries Management and Ecology**, v. 4, n. 4, p. 263-274, 1997.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain ecosystems. **Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 106, p. 110-117, 1989.
- LOWE-McCONNELL, R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. 534p.
- LUIZ, E.A.; GASPAR DA LUZ, K.D.; COSTA, R.S.; LATINI, J.D.; JÚLIO Jr.; H.F.; GOMES, L.C. Structure of the fish assemblage in biotopes and subsystems of the Upper Paraná River floodplain. In: AGOSTINHO A.A.; RODRIGUES L.; GOMES L.C.; THOMAZ S. M.; MIRANDA L.E. (Ed.). **Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain (LTER - 6)**. Maringá: EDUEM, 2004. p. 117-123.
- MATTHEWS, W.J. **Patterns in freshwater fish ecology**. New York: Chapman & Hall, 1998. 756p.
- NAKATANI, K.; BIALETZKI, A.; BAUMGARTNER, G.; SANCHES, P.V.; MAKRAKIS, M.C. Temporal and spatial dynamics of fish eggs and larvae. In: THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO A.A.; AND HAHN, N.S. (Ed.). **The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden: Backhuys Publishers, 2004. p. 293-308.
- NEIFF, J. J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. **Interciencia**, v. 15, p. 424-441, 1990.
- PETRY, A.C.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. **Neotropical Ichthyology**, v. 1, p. 111-119, 2003.
- SUZUKI, H.I.; VAZZOLER, A.E.A.M.; MARQUES, E.E.; LIZAMA, M.A.P.; INADA, P. Reproductive ecology of the fish assemblages. In: THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO A.A.; AND HAHN, N.S. (Ed.). **The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden: Backhuys Publishers, 2004. p. 271-291.

- WELCOMME, R.L. **Fisheries ecology and floodplain rivers**. London & New York: Longman, 1979. 317p.
- WINEMILLER, K.O. Dynamic diversity in fish assemblages of tropical rivers. In: Cody M.L.; Smallwood J.A. (Ed.). **Long-term studies of vertebrate communities**. San Diego: Academic Press, 1996. p. 99-134.
- WINEMILLER, K.O.; TARIM, S.; SHORMAN, D.; COTNER, J.B. Fish assemblage structure in relation to environmental variation among Brazos River oxbow lakes. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 129, p.451-468, 2000

Produção primária de *Paspalum* sp. na planície de inundação do alto rio Paraná

André Andrian Padial¹¹

Thomaz Aurélio Pagioro²

Sidinei Magela Thomaz¹²

Heloísa Beatriz Antoniasi Evangelista²



RESUMO

As áreas de transição entre os ecossistemas aquáticos e terrestres da planície de inundação do alto rio Paraná são cobertas por extensos campos naturais, onde várias espécies de gramíneas dominam. No presente trabalho, foram medidas as taxas de produção primária de *Paspalum* sp, em áreas localizadas na várzea do rio Ivinheima e do rio Baía (alto rio Paraná). O método empregado baseou-se em medidas de alteração temporal de biomassa viva, morta e das taxas de decomposição. As medidas de produção encontram-se dentro do espectro de valores encontrados em outras áreas alagáveis do Brasil. Não houve efeito significativo dos locais de coleta sobre as taxas de produção primária, mas o tempo afetou de forma significativa esse processo na várzea do rio Ivinheima. A semelhança dos resultados entre as áreas investigadas sugere um grande potencial de extrapolação dos resultados para a planície, possibilitando sua utilização em modelos de fluxo de energia nesse trecho do rio Paraná.

INTRODUÇÃO

A produção primária constitui uma importante etapa para o entendimento do funcionamento dos ecossistemas, pois esse processo está diretamente relacionado com o fluxo de energia (MENEZES *et al.*, 1993; SANTOS, 2004). Plantas aquáticas ou anfíbias enraizadas no sedimento e com folhas emersas, como ocorrem com várias espécies do gênero *Paspalum*, abundantes nas regiões de várzea, têm uma melhor eficiência fotossintética, devido à obtenção otimizada de nutrientes do sedimento e menor limitação por luz (MENEZES *et al.*, 1993). Seu curto ciclo de vida e sua alta taxa de reprodução permitem que essas plantas colonizem amplas áreas em planícies inundáveis (JUNK & PIEDADE, 1997).

Planícies de inundação tipicamente exibem altas taxas de produção primária (SANTOS, 2004), principalmente devido à adaptação da vegetação à influência da periodicidade do regime hidrológico (JUNK & PIEDADE, 1997; NEIFF, 2003). Nesses ecossistemas, as macrófitas aquáticas apresentam elevada biomassa e produção, servindo de habitats para diversos organismos (AGOSTINHO *et al.*, 2003; LANSAC-TÔHA *et al.*, 2003). A duração da fase aquática e da fase terrestre em planícies inundáveis é um dos principais fatores que afetam a dinâmica da vegetação (JUNK & PIEDADE, 1997; NEIFF, 2003). A estabilidade do habitat, influenciada pela sedimentação, processos erosivos, correnteza e ação eólica, juntamente com

¹¹ Universidade Estadual de Maringá, PEA, Nupelia. E-mail: aapadial@nupelia.uem.br. Maringá-PR.

¹² Universidade Estadual de Maringá, DBI, Nupelia. E-mail: smthomaz@nupelia.uem.br. Maringá-PR

processos sucessionais e com impactos antrópicos, são os outros fatores importantes.

A despeito da importância da vegetação aquática e anfíbia para o aporte de matéria orgânica em ecossistemas inundáveis (JUNK & PIEDADE, 1997; NEIFF, 2003; SANTOS, 2004), poucos estudos enfocando a produção primária destes vegetais têm sido realizados no Brasil. O objetivo desse trabalho foi avaliar a produção primária de *Paspalum* sp. em duas regiões de várzea da planície de inundação do alto rio Paraná. Nós testamos duas hipóteses: (i) a produção primária é afetada pela sazonalidade, ou seja, este processo varia ao longo do tempo e (ii) as alterações da produção primária são determinadas principalmente por fatores regionais, ou seja, são semelhantes em diferentes locais da planície.

MATERIAIS E MÉTODOS

A produção primária de *Paspalum* sp. foi avaliada nas regiões de várzea dos rios Ivinheima e Baía, importantes tributários do rio Paraná. Nesses locais, essa gramínea se desenvolve em áreas que são alagadas periodicamente, formando extensos campos naturais. Por ser adaptada a solos encharcados e a períodos curtos de alagamento, pode, portanto, ser considerada uma macrófita anfíbia.

A taxa de produção primária (PP) foi calculada com base nas alterações da biomassa viva e morta em dois períodos consecutivos, considerando-se a perda por decomposição (WIEGERT & EVANS, 1964):

$$PP = \Delta BV + di$$

$$di = xi + \Delta BM$$

$$xi = [(BM1 + BM2)/2] * r * \Delta T$$

sendo:

ΔBV = Variação da Biomassa viva em quadrados vizinhos entre dois períodos consecutivos

di = mortalidade

xi = porção da biomassa de detritos que desaparece por decomposição

ΔBM = Variação da biomassa de detritos em quadrados vizinhos entre dois períodos consecutivos

BM1 = Biomassa de detritos no tempo 1

BM2 = biomassa de detritos no tempo 2

r = taxa de decomposição

ΔT = intervalo de tempo

Esse método foi escolhido por fornecer uma estimativa mais precisa da produção primária líquida de macrófitas emersas (SANTOS, 2004). Para tal, foi realizado, paralelamente às coletas de biomassa, um experimento de decomposição a fim de determinar a taxa de decaimento dos detritos. A taxa de decomposição foi medida pela equação exponencial proposta por Olson (1963). No entanto, por esse método, as perdas por herbivoria são ignoradas.

Cinco coletas foram realizadas juntamente com o monitoramento do programa “PELD” (Programa Pesquisas Ecológicas de Longa Duração) em 27/2/2002, 1/5/2002, 1/8/2002, 7/3/2003 e 2/9/2003, contemplando entre a primeira e última coleta, 550 dias. Portanto, a produção primária foi estimada em quatro períodos. A produção acumulada durante todo período também foi estimada.

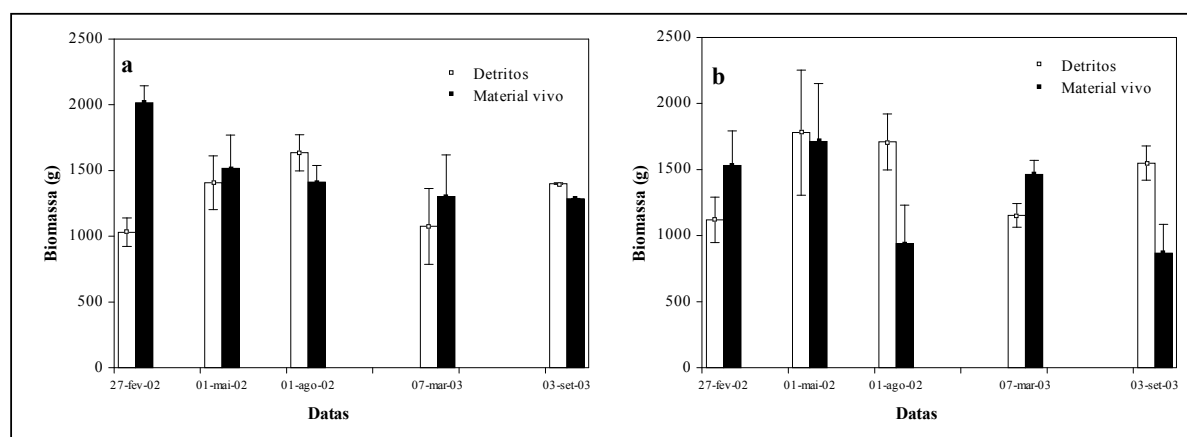
A biomassa foi coletada utilizando quadrados de 0,25 m², no interior dos quais todo o material aéreo foi cortado e acondicionado em sacos plásticos. Foram alocados quinze quadrados em cada local, distantes aproximadamente dois metros entre si. O experimento foi realizado em três réplicas, o que implicou na coleta do material vegetal de três quadrados por local em cada período de amostragem. O material foi levado ao laboratório, onde os detritos e o material vegetal vivo foram separados e empacotados. Os pacotes foram secos em estufa até peso constante. Após secos, o peso seco foi determinado utilizando balança de duas casas decimais.

Uma Análise de Variância Bifatorial foi realizada com o intuito de testar efeitos do tempo, do local, e da interação tempo x local sobre a produção. Foram consideradas diferenças significativas aquelas nas quais a probabilidade de ocorrer erro do tipo I foi menor do que 5 %. Em caso de diferenças significativas, o teste Tukey *a posteriori* foi realizado para identificar os valores que diferiram.

RESULTADOS

A biomassa viva de *Paspalum sp.* variou entre 1303 gPS/m² e 2017 gPS/m² no rio Baía e entre 1714 gPS/m² e 940 gPS/m² no rio Ivinheima. Os detritos dessa espécie também apresentaram

grande variação, atingindo valores máximos de 1635 e 1780 gPS/m² e valores mínimos de 1031 e 1120 gPS/m² no rio Baía e Ivinheima respectivamente (Fig. 1). As taxas de decomposição dos detritos foram de 0,0018 gPS/m²/dia (DP = 0,0005 gPS/m²/dia) no rio Baía e de 0,0010 gPS/m²/dia (DP = 0,0003 gPS/m²/dia) no rio Ivinheima.



e a interação tempo x local também não foi significativa ($F=0,4$, $g.l.=3$, $p=0.76$). O teste Tukey *a posteriori* mostrou que a produção de *Paspalum sp.* no rio Ivinheima, entre os dias 01 de agosto de 2002 e 07 de março de 2003 (terceiro período), foi significativamente menor do que aquela obtida no primeiro e no quarto períodos. Para *Paspalum sp.* no rio Baía, no entanto, não houve diferenças significativas das taxas de produção entre as diferentes coletas.

A produção acumulada durante os 550 dias de observação também foi estimada, sendo de 9901gPS/m² para *Paspalum sp.* no rio Baía e 10755gPS/m² para *Paspalum sp.* no rio Ivinheima (Fig. 2b).

encontrados no presente estudo. Dentre as várias medidas efetuadas em áreas alagáveis na Amazônia, por exemplo, destacam-se as de JUNK & HOWARD-WILLIAMS (1984), que estimaram a produção de *Ludwigia densiflora* como sendo de aproximadamente 16gPS/m²/dia, as de PIEDADE *et al.* (1991), que encontraram valores de produção primária de 25,9gPS/m²/dia para *Eichinocloa polystachya* e as de JUNK & PIEDADE (1993), que mediram a produção primária através de três diferentes métodos e encontraram valores entre 25,04 e 30,43gPS/m²/dia para *Paspalum fasciculatum* e entre 18,33 e 27,5gPS/m²/dia para *Paspalum repens*. PALMA-SILVA (2000), trabalhando com *Eleocharis mutata* em lagoas costeiras do

Rio de Janeiro, estimou a produção primária dessa espécie como sendo de 18,9gPS/m²/dia. Finalmente, SANTOS (2004), trabalhando também na várzea do rio Baía (planície do alto rio Paraná), encontrou valores de produção máxima de 18,4gPS/m²/dia para *Polygonum ferrugineum* e

de 25,1gPS/m²/dia para *Eichhornia azurea*. Entretanto esses escassos estudos são de difícil comparação, pois os métodos utilizados para estimar a produção primária diferem em relação à consideração de perdas por decomposição (SANTOS, 2004).

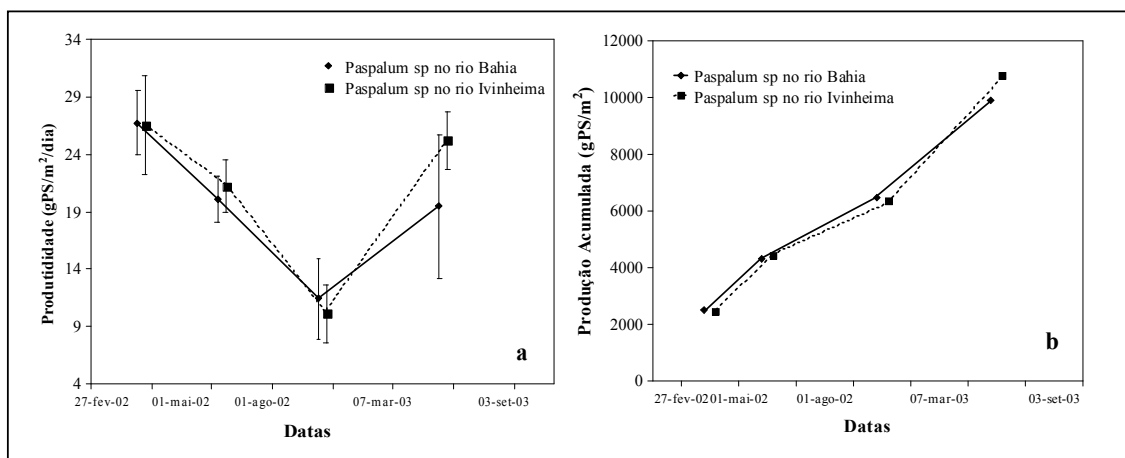


FIGURA 2: Produtividade média $\pm$ Erro Padrão (a) e produtividade acumulada no período de amostragem (b) de *Paspalum* sp. no rio Baía e no rio Ivinheima.

Na região objeto do presente estudo, as alterações na produção de espécies de macrófitas aquáticas e anfíbias (p. ex., *Eichhornia azurea* e *Polygonum ferrugieum*), são afetadas principalmente pelo nível hidrométrico (SANTOS, 2004; THOMAZ *et al.*, 2004). No entanto, nosso trabalho demonstrou que a produção primária de *Paspalum* sp. apresentou efeitos de sazonalidade apenas no sistema do rio Ivinheima. Talvez os menores valores observados no terceiro período nesse sistema estejam refletindo os efeitos da seca história registrada em 2002, período coincidente com o do valor discrepante. Porém a mesma espécie no sistema do rio Baía não apresentou efeitos do tempo nas taxas de produção, revelando que ainda são necessárias mais investigações sobre os efeitos da sazonalidade na produção de plantas aquáticas nessa planície de inundação, e especialmente em planícies com alta influência de barramentos à montante.

Os valores semelhantes de produção de *Paspalum* sp. nas duas localidades indicam que a produção dessa macrófita na planície de inundação do alto rio Paraná é determinada por fatores regionais. Dentre esses, os mais prováveis são os níveis de água, chuva e temperatura. A semelhança dos valores em ambas as áreas também sugere um grande potencial para a extrapolação da estimativa de produção dessa espécie para a planície de inundação do alto rio Paraná, o que permitiria obter projeções iniciais sobre os aportes de matéria orgânica autóctone, fundamentais na confecção de modelos de fluxo de energia. Porém, embora o presente estudo forneça os primeiros dados sobre produção primária de gramíneas na planície de inundação do alto rio Paraná, mais estudos são necessários para entender os efeitos da sazonalidade sobre esse processo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao CNPq pelos recursos fornecidos para a realização desta pesquisa, através do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (sítio número 6). A.A. Padial e H.B.A. Evangelista são especialmente gratos ao CNPq por receberem bolsas de IC. S.M. Thomaz também agradece ao CNPq por receber uma bolsa de Produtividade em Pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; JÚLIO JR., H. F. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá : Eduem, 2003. p.261-289.
- JUNK, W. J.; HOWARD-WILLIAMS, C. Ecology of aquatic macrophytes in Amazonia. In: SIOLI, H. (Ed.) **The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its ecology**. Dordrecht: W. Junk Publishers, 1984. p.263-293.
- JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. Biomass and primary-production of herbaceous plant communities in the Amazon floodplain. **Hydrobiologia**, v.263, p.155-162, 1993.
- JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: JUNK, W. J. (Ed.). **The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system**. Berlin : Springer, 1997. p.147-185.
- LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. M. ; BONECKER, C. C. Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zooplantônica. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Maringá : Eduem, 2003. p.231-242.
- MENEZES, C. F. S; ESTEVES, F. A.; ANESIO, A. M. Influência da variação artificial do nível d'água da represa do lobo (SP) sobre a biomassa e produtividade de *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze e *Pontederia cordata* L. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.VI, p.163-172, 1993.
- NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A. S. G. Connectivity processes as a basis for the management of aquatic plants. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá : EDUEM: Nupélia, 2003. p.39-58.
- OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, v. 44, p. 322-331, 1963.
- PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F. ; ESTEVES F. A. *Eleocharis mutata* (L.) Roem. et Shult. subject to drawdowns in a tropical costal lagoon, State of Rio de Janeiro, Brazil. **Plant Ecology**, v.148, n.2, p.157-164, 2000.
- PIEDEADE, M. T. F.; JUNK, W. J.; LONG, S. P. The productivity of the C4 grass *Eichinocloa polystachya* on the Amazon floodplain. **Ecology**, v.72, n.4, p.1456-1463, 1991.
- SANTOS, A. M. **Macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná: produtividade, decomposição, ciclagem de nutrientes e diversidade**. Maringá, 2004. 103 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2004.
- SOUZA-FILHO, E. E.; ROCHA, P. C.; COMUNELLO, E.; STEVAUX, J. C. Effects of the Porto Primavera dam on physical environment of the downstream floodplain. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **The upper Paraná river floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden : Backhuys Publishers, 2004. p.55-74.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; PAGIORO, T. A.; MURPHY, K. J.; SANTOS, A. M.; SOUZA, D. C. Aquatic Macrophytes: diversity, biomass and decomposition. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **The upper Paraná river floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden: Backhuys Publishers, 2004. p.331-352.
- WIEGERT, R. G.; EVANS, F. C. Primary production and the disappearance of dead vegetation on an old field in southeastern Michigan. **Ecology**, v.45, p.49-63, 1964

Regeneração de florestas na Área de Proteção Ambiental – APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná

*João Batista Campos*¹³

*Gordon Dickinson*¹⁴



RESUMO

Objetivando avaliar se a criação da Área de Proteção Ambiental - APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná trouxe melhoria na qualidade dos ambientes em termos de conservação da biodiversidade, foi realizada uma comparação do estado de conservação atual de uma ilha da APA (53°15'W e 22°45'S) em relação ao seu estado à época da criação da UC, através da avaliação do processo de estabelecimento e de sucessão da vegetação. Como resultado obteve-se que, com o abandono da área, as pastagens evoluíram para uma formação florestal, atualmente em franco processo de desenvolvimento sucessional, onde o dossel é dominado por poucas espécies pioneiras e invasoras, mas que já apresentam em seus estratos arbustivo e herbáceo espécies de grupos ecológicos de estágios mais avançados de sucessão, indicando que na área o processo de sucessão está se realizando com relativo sucesso.

INTRODUÇÃO

A Área de Proteção Ambiental Federal das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná - APA-IVRP, juntamente com o Parque Nacional de Ilha Grande, foi criada em 1997 e teve como grande objetivo e mérito garantir a proteção de um ecossistema complexo de extrema importância e fragilidade ambiental, o “Varjão do Rio Paraná”, inserido no último trecho lótico do rio Paraná em território brasileiro, reconhecendo-se, formalmente, as iniciativas de proteção da área levadas a efeito por diversos segmentos da sociedade organizada (Campos, 1999a).

Uma análise histórica sobre o processo de ocupação das ilhas e várzeas do rio Paraná mostra que, por estarem sujeitas a inundações periódicas, eram consideradas áreas “marginais” à exploração agropecuária e serviram como absorvedoras da população expulsa do meio rural pelo processo de transformação da agricultura regional (substituição do café pela pecuária) até meados da década de 60 (Campos, 1999b). Entre os anos 70 e meados dos anos 80, com o esgotamento da fronteira agrícola das terras de melhor potencial agropecuário, as ilhas novamente despertaram o interesse da população, principalmente dos grandes criadores

¹³ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ecologia Ciências Ambientais do Instituto Ambiental do Paraná (IAP) - redbio@wnet.com.br

² Geógrafo, PhD, University of Glasgow – Department of Geography and Geomatics

de gado bovino, que as enxergavam como áreas propícias a expansão de suas atividades, devido ao baixo valor do custo de aquisição da terra (Rosa, 1997). Estava assim configurado o processo de degradação dos ecossistemas: a expansão das pastagens artificiais implantadas em substituição aos ambientes naturais.

Com a criação da APA - IVRP (1.003.059,00ha), que tem como objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais, algumas questões são levantadas: esse fato trouxe melhoria da qualidade dos ambientes em termos de conservação da biodiversidade? A unidade de conservação está cumprindo o seu papel? Qual o impacto da política pública no processo de conservação da natureza?

Objetivando dar respostas a estas questões, foi realizado um estudo sobre o estado atual de conservação de uma ilha (Porto Rico) inserida na APA-IVRP, avaliado o processo de estabelecimento e sucessão da vegetação e realizado uma comparação com a estado de conservação dessa ilha à época da criação da unidade de conservação.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo compreende a ilha Porto Rico, localizada na APA-IVRP a aproximadamente 22°45'S e 53°15'W. O clima da região, de acordo com o sistema de Köppen, é classificado como Cfa - clima tropical-subtropical com verão quente (média de 22° C anuais) e precipitação média anual de 1.500mm. A área localiza-se a uma altitude aproximada de 230m (Fig. 1) e encontra-se inserida na região fitoecológica da Floresta Estacional Semidecidual, sendo a vegetação local classificada como

Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, de acordo com IBGE (1992) (Campos & Souza, 1997)

2.2 Análise da regeneração e sucessão

Para dimensionar e analisar o processo de desflorestamento e identificar os remanescentes florestais foram utilizadas fotografias aéreas verticais métricas de 1952 (escala 1:25.000) e 1996 (escala 1:50.000). Na análise espacial do processo de regeneração e sucessão da vegetação foi utilizada imagem de satélite Landsat 7 de 2002, com composição colorida nas bandas 3 (azul), 4 (verde) e 5 (vermelho) - RGB. A imagem foi geo-referenciada e tratada no programa Spring[®] com auxílio de fotografias aéreas panorâmicas para ajustar e refinar a classificação da vegetação.

2.3 Análise da estrutura e composição florística da vegetação arbórea

Para a análise da estrutura e composição florística da vegetação foi realizado um levantamento fitossociológico pelo método de parcelas (Müeller-Dombois & Ellenberg, 1974), sendo delimitado um transecto de 150m perpendicular ao leito do rio Paraná e 15m paralelo a este, totalizando uma área amostrada de 2,250m².

A conservação enfatiza tipicamente o uso apropriado da terra, restaurando árvores e promovendo o crescimento de outras plantas terrestres dentro dos corredores ripários e marginais ("riparian and stream-side corridors") para proteger impactos potenciais dos usos do ambiente (por exemplo, agricultura, desmatamento) nas comunidades aquáticas. Entretanto, os benefícios da vegetação que cresce dentro e embaixo da água (por exemplo, espécies emergentes e submersas) são

freqüentemente negligenciados nos esforços de conservação. Plantas aquáticas exercem um papel fundamental na proteção dos sistemas aquáticos em diferentes níveis. Essas são importantes componentes funcionais em micro-escala do habitat aquático bem como em macro-escala na

proteção dos ecossistemas aquáticos.

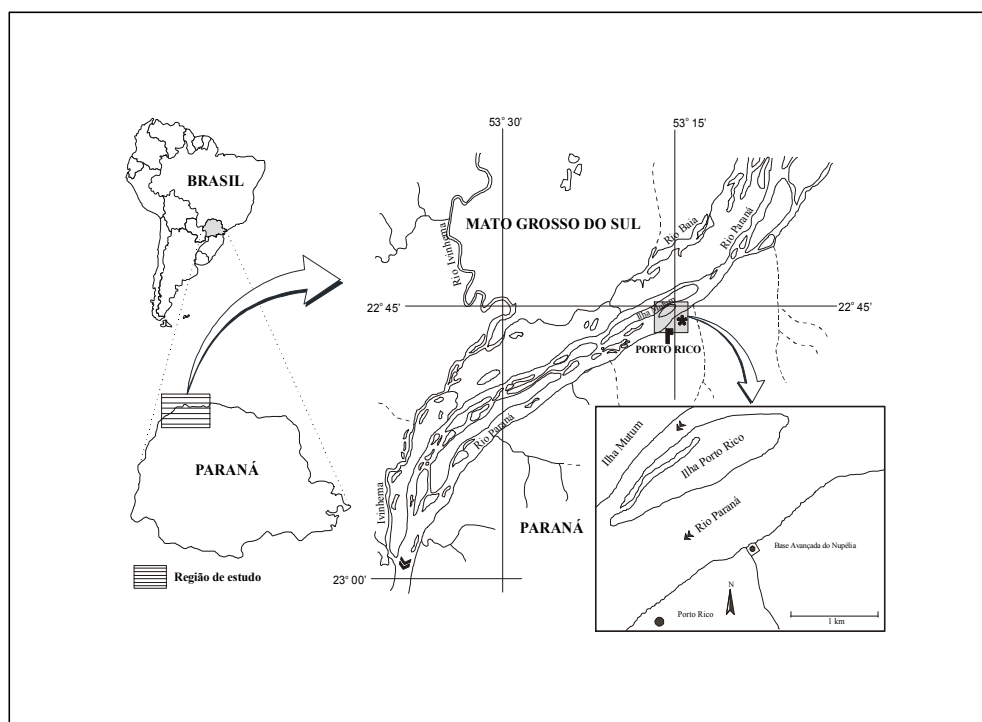


FIGURA 1. Localização da área de estudo.

Nessa análise fitossociológica foram consideradas as espécies arbóreas em três estratos da vegetação, aqui denominados de estrato 1 (indivíduos com Perímetro à Altura do Peito - PAP maior ou igual a 15cm – 15 parcelas de 10x15m), estrato 2 (indivíduos com menos de 15cm de PAP e mais de 1m de altura – 15 sub-parcelas de 10x5m - sendo mensurado o perímetro ao nível do solo) e estrato 3 (plântulas) (ind. com menos de 1m de altura – 15 sub-parcelas de 1x1m - registrado o número de indivíduos).

Os parâmetros fitossociológicos foram obtidos utilizando-se o programa Fitopac®, sendo calculados os parâmetros de densidade, dominância e freqüência, absolutas e relativas.

A partir destes dados foram estimados o valor de importância (VI), equitabilidade e a diversidade de Shannon (H') (Müeller-Dombois & Ellenberg, 1974; Matteucci & Colma, 1982).

O estágio sucessional da vegetação foi avaliado com o auxílio da classificação das espécies nas seguintes categorias sucessionais: pioneira, secundária e clímax, de acordo com a literatura pertinente (Budowski, 1965 e 1966; Kageyama *et al.*, 1992) e por observações pessoais realizadas em campo.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise espacial da regeneração e sucessão

A figura 2 mostra a situação da ilha Porto Rico em 1952, onde é registrada a situação da cobertura vegetal original e em 1996, época imediatamente anterior a criação da UC, onde aparecem as três florestas remanescentes, que

totalizavam 6,17ha, e o restante da área (96,95ha) composta por pastagem e árvores isoladas (Campos, 1999b).

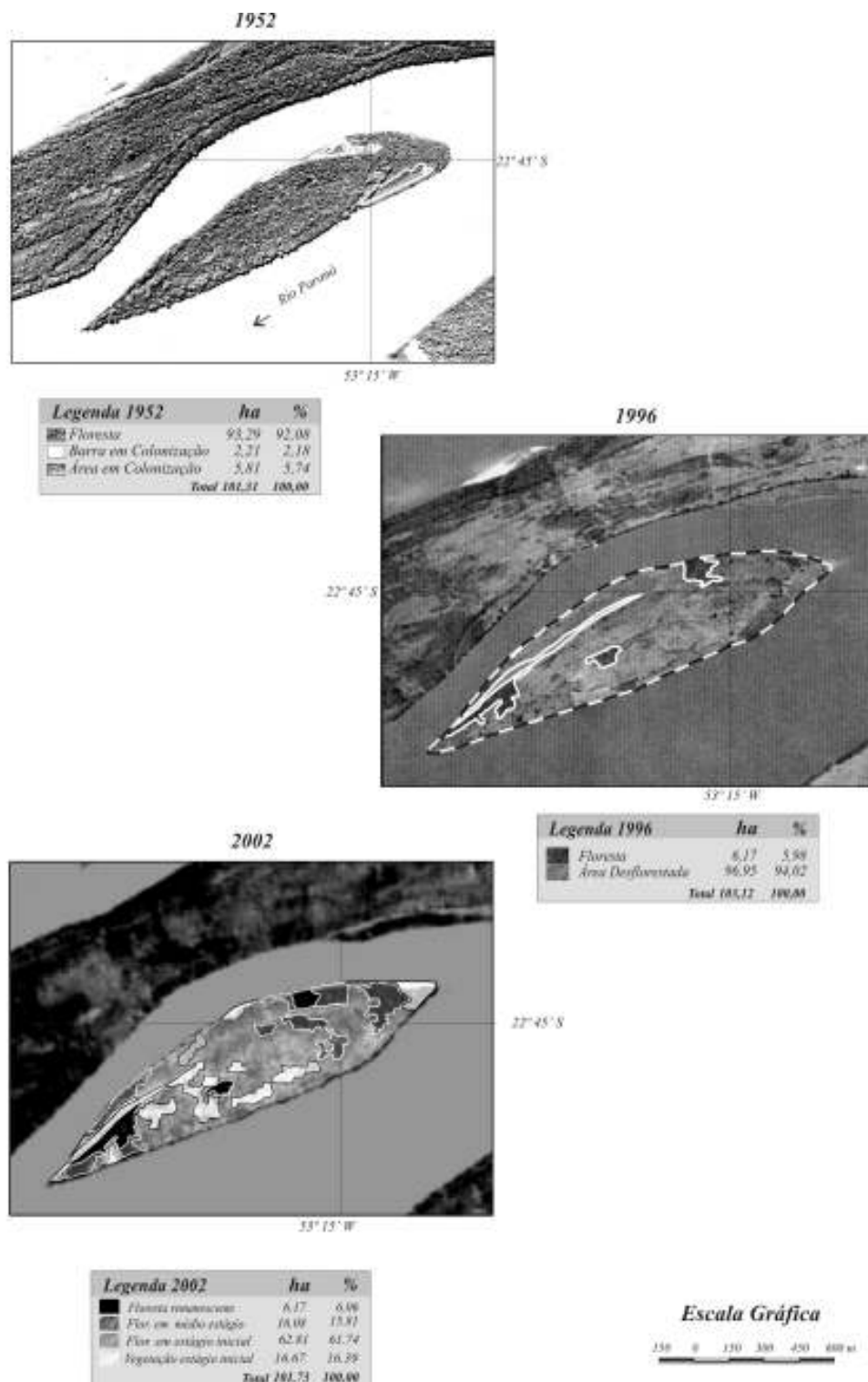


FIGURA 2. Ilha Porto Rico - APA-IVRP mostrando a situação da cobertura florestal original (1952), os remanescentes florestais em 1996 e a situação em 2002, após 5 anos da criação da UC.

A situação após cinco anos da criação da UC é bastante diferenciada, permanecendo as áreas de florestas remanescentes e já se configurando florestas em estágio médio e inicial de sucessão secundária e vegetação em estágio inicial, que se caracteriza por serem áreas com gramíneas exóticas da pastagem implantada e árvores dispersas.

Aparentemente o processo de estabelecimento de florestas na ilha é bastante rápido, quando em apenas cinco anos 77,25% da área de pastagem evoluiu para uma formação florestal. Esse fato pode ser atribuído ao processo de dispersão e chegada de sementes ao local, às características de boa fertilidade do solo e às condições climáticas da região, onde não ocorrem frios intensos e as chuvas são bem distribuídas durante o ano, sem períodos secos típicos.

Em relação ao banco de sementes do solo, fator importante para o entendimento da dinâmica do processo de sucessão secundária em áreas antropizadas, Campos & Souza (2003) o avaliaram na área quando ainda era pastagem e a espécie que dominou foi *Cecropia pachystachya*, com 28 e 34 sementes/m² na profundidade de 0-5cm e 5-10cm respectivamente. *C. pachystachya* é espécie pioneira típica, de ampla distribuição geográfica e de grande abundância na região da área de estudo, portanto era de se esperar que essa

espécie também dominasse no processo sucessional. Mas os citados autores já alertavam que, devido as características físicas das sementes encontradas no banco, sua localização no perfil do solo e as características do solo da área de pastagem, sugeriam a incapacidade dessas sementes de promoverem o imediato restabelecimento natural da vegetação no local, indicando que restabelecimento da vegetação estaria mais condicionado ao processo de chegada de outras sementes ao local (chuva e enxurrada de sementes) do que ao estoque de sementes existentes no banco.

Esse fato é corroborado no levantamento fitossociológico realizado na área, onde *C. pachystachya* sequer foi amostrado no levantamento do estrato arbóreo (estrato 1), aparecendo apenas no estrato arbustivo (estrato 2) com três indivíduos, ocupando a 12^ª posição em relação ao valor de importância, como pode ser observado no próximo item e nas tabelas 1 e 2.

Análise da vegetação

Em termos de suficiência amostral as curvas Espécies/Áreas se estabilizaram ao redor da parcela 12 para o estrato 1, parcela 7 para o estrato 2 e parcela 11 para o estrato das plântulas, mostrando que a área foi suficientemente amostrada.

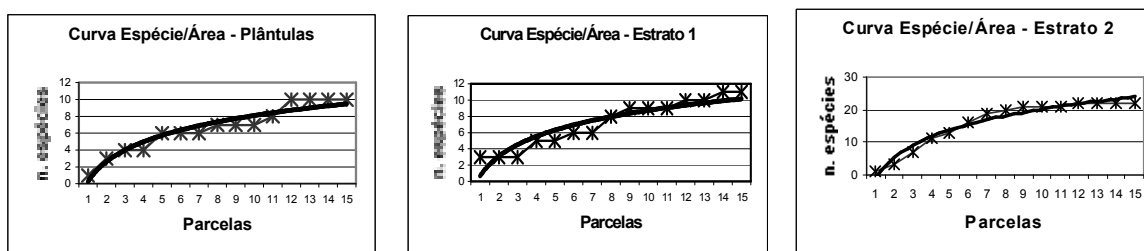


FIGURA 3 - Curva espécie/área para os estratos amostrados na análise fitossociológica - APA-IVRP.

No levantamento fitossociológico do estrato 1 (arbóreo) foram amostrados 130 indivíduos, estando eles distribuídos em 9 famílias, 11 gêneros e 11 espécies, além da categoria morta (Tab. 1). A densidade total foi de 667 indivíduos/ha com uma área basal de 6,40m²/ha. Esta densidade de indivíduos por unidade de área pode ser considerada baixa quando comparada com outros levantamentos que utilizaram a mesma metodologia na mesma região (Romagnolo, 1997; Campos *et al.* 2000; Campos & Souza, 2002). A relação área basal/densidade total, que indica a área basal média ocupada por cada indivíduo (0,00096 m²/ind.) é muito baixa quando comparada com estes mesmos estudos (0,0168;

0,0182; 0,0287 m²/ind. respectivamente). Estes valores, baixa densidade e baixa relação área basal/densidade total, são esperados para áreas em processo inicial de sucessão.

Para o estrato 2 foram amostrados 468 indivíduos distribuídos em 14 famílias, 20 gêneros e 21 espécies, além da categoria morta. (Tab. 2). A densidade total foi de 6240 ind./ha e a área basal foi de 9,16m²/ha, ocorrendo um aumento expressivo desses valores quando comparado ao estrato 1. Em relação ao Valor de Importância (VI), a contribuição das sete espécies de maior valor pode ser observado na figura 3 ■

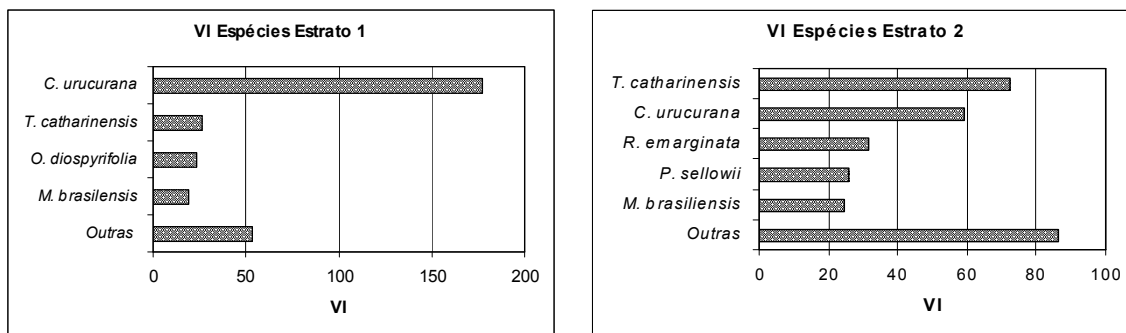


FIGURA 3 - Valor de Importância (VI) para as principais espécies nos estratos florestais na APA-IVRP.

No estrato 1 *Croton urucurana* dominou completamente o dossel, com mais da metade do VI global para a área (177,19), seguido de *Tabernaemontana catharinensis* (33,15) e as demais espécies (9) tiveram participação pouco expressiva em termos de VI. *Croton urucurana* pode ser considerada uma espécie-indicadora de perturbação e/ou antropização, aparecendo com muita frequência e altos valores de importância em áreas perturbadas e com baixos valores, ou mesmo não ocorrendo, em áreas em bom estado de conservação. Essa

espécie foi registrada na 3ª posição em termos de importância em área severamente impactada (diversidade - índice de Shannon $H' = 1,97$), 8ª posição em área pouco impactada ($H' = 2,24$) e não foi registrada em área em bom estado de conservação ($H' = 2,48$) em levantamentos fitossociológicos realizados nos três fragmentos remanescentes nessa mesma ilha (Campos, 1997). Em um transecto realizado em área próxima a ilha Porto Rico em área em bom estado de conservação ($H' = 3,20$) essa espécie apareceu na 42ª posição (Campos *et al.*, 2000).

Devido a estes fatos Kageyama *et al.* (1992) considera *C. urucurana* espécie “pioneira antrópica” e Neiff (1986) como uma das espécies mais frequentes em áreas de vegetação pioneiras sobre bancos de areia de formação recente.

Quanto a *Tabernaemontana catharinensis* essa possui todas as características fenotípicas de uma espécie secundária ou mesmo climática, mas tem um comportamento de espécie invasora de pastagem ou de áreas abandonadas na região. Essa espécie foi registrada em todos levantamentos fitossociológicos realizados na ilha Porto Rico bem como no transecto na área próxima a ilha aparecendo respectivamente na 5^a, 7^a, 9^a e 15^a posição, na mesma ordem de citação anterior.

Para o estrato 2 a distribuição é um pouco mais igualitária, mas ocorrendo um predomínio de *Tabernaemontana catharinensis*, que tem os maiores valores de importância (72,15) e *Croton urucurana* (59,37). Neste estrato é registrado, também, maior riqueza de espécies, com a ocorrência de um grande número de espécies secundárias, como pode ser observado na tabela 2.

No estrato 3 foram registradas 10 espécies sendo que *Rollinia emarginata* (23 ind.), *Picramnia selowii* (18 ind.) e *Tabernaemontana catharinensis* (12 ind.)

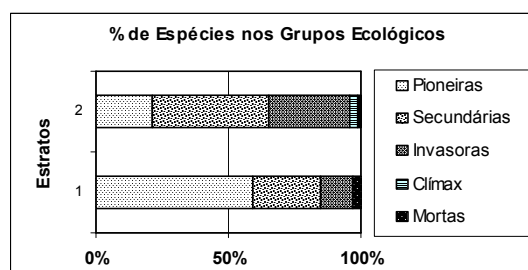
foram as mais frequentes, aparecendo em 6, 5 e 5 parcelas respectivamente. O predomínio de plântulas nesse estrato é de espécies secundárias, como no estrato 2. Essas informações evidenciam o estabelecimento e desenvolvimento de espécies de estágios sucessionais mais avançados e é um indicativo que na área o processo de sucessão ecológica está se realizando com relativo sucesso.

O índice de diversidade de Shannon para espécies (H') foi de 1,15 e 2,29 para o estrato 1 e 2 respectivamente. O valor para o estrato 1 é considerado baixo e para o estrato 2 dentro da média para os estudos fitossociológicos realizados na APA-IVRP. Nestes estudos os valores variaram de 1,30 a 3,20 ficando, a maioria dos estudos, entre 2,0 a 3,0 nats (Souza *et al.*, 1997). O baixo valor de H' encontra-se dentro do esperado para o estrato 1, pois áreas em sucessão inicial se caracterizam por baixa diversidade, com o predomínio de poucas espécies pioneiras (ODUN, 1986). Para o estrato 2 o valor de H' foi surpreendentemente alto, o que reforça a afirmação de que o processo de sucessão está em pleno desenvolvimento, ocorrendo o aporte e estabelecimento de outras espécies, principalmente de grupos ecológicos de estágios sucessionais mais avançados, como pode ser observado na tabela 3.

TABELA 3 - Somatório dos Valores de Importância das espécies amostradas nos respectivos Grupos Ecológicos e mortas nos estratos 1 e 2. Ilha Porto Rico - APA-IVRP.

Grupo Ecológico	IV	
	Estrato 1	Estrato 2
Pioneiras	177,19	63,24
Secundárias	77,04	133,37
Invasoras	37,29	90,71
Clímax	-	8,99
Mortas	8,48	3,72

FIGURA 4 - Percentual dos VIs para os diferentes Grupos Ecológicos das espécies arbóreas e mortas amostradas nos estratos 1 e 2 na APA-IVRP.



Em termos de grupos ecológicos para o estrato 1 as espécies pioneiras predominaram sobre as demais, com 59,06% do VI total, seguido pelas secundárias (25,68% do VI total) não ocorrendo espécies climáticas nesse estrato. Para o estrato 2 a predominância foi das espécies secundárias, com 44,46% do VI total, seguido das espécies invasoras (30,24% do VI total) ficando registrado uma diminuição das espécies pioneiras e o aparecimento de espécies climáticas.

Essa configuração da distribuição dos VIs para os grupos ecológicos indicam que a área está no rumo previsível do processo sucessional, onde o estrato 1 é dominado por espécies de fases iniciais de sucessão e o estrato 2 pelas espécies de estágio mais avançado de sucessão. Apesar dessa situação aparentemente indicar um rápido desenvolvimento da floresta para um estágio mais estável de sucessão, os indicativos temporais de sucessão de florestas na APA-IVRP são relativamente longos. Estudo realizado por Campos & Souza (2002) em uma floresta com 44 anos de idade ainda registou o predomínio das espécies pioneiras com 60,69% do VI total. Por outro lado, outros estudos realizados na mesma APA em áreas com florestas em estágios avançados de sucessão sempre registraram o predomínio de espécies secundárias, com 55,00% no levantamento de Souza & Cilinski (1996), 51,89 em Campos (1997) e 69,26% do VI total em Campos *et al.* (2000). Portanto, o caminho que essa floresta percorrerá para atingir estágios de sucessão mais estáveis para melhor interagir com outros componentes do ecossistema parece ser bastante longo.

4. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÃO

O processo de estabelecimento de florestas em áreas impactadas por pastagem na APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná é relativamente rápido, sendo que em áreas que existiam pastagem com gramíneas exóticas em apenas cinco anos de abandono evoluíram para uma formação florestal. Essa formação florestal encontra-se em um franco processo de desenvolvimento sucessional, sendo que o dossel é dominado por poucas espécies pioneiras e invasoras, o que é esperado para a idade da floresta, mas que já apresentam em seus estratos arbustivo e herbáceo espécies de grupos sucessionais de estágios mais avançados de sucessão. Este fato é um indicativo de que na área o processo de sucessão ecológica está se realizando com sucesso. Apesar dessa situação aparentemente indicar uma rápida recuperação da área, os indicativos temporais para que a floresta atinja níveis avançados de sucessão na planície de inundação do alto rio Paraná são relativamente longos.

É importante reconhecer, entretanto, que a criação da APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná teve importante contribuição na diminuição do ritmo de degradação ambiental da região.

Agora está se configurando um grande desafio a comunidade científica, que é a contribuição no processo de consolidação de unidades de conservação, especialmente as de uso sustentável, pois nesse tipo de categoria devem ser buscadas respostas para equacionar o atual processo conflitante de geração de rendas e conservação da biodiversidade.

Para esse processo é importante considerar que a implementação da APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná é fundamental para a proteção e manutenção das frágeis teias ecológicas do ecossistema planície de inundação

que, devido as suas características peculiares e fragilidade ambiental (JUNK *et al.*, 1989), é recomendável serem evitados os usos que objetivam a satisfação de interesses econômicos imediatos e devem ser encaminhadas ações para reservar a área à sua potencialidade, que é a conservação da biodiversidade.

5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos o British Council e a Universidad of Glasgow pelo financiamento do trabalho através do Projeto Fisheries and Biodiversity.

TABELA 1 - Relação das espécies amostradas e mortas na análise fitossociológica do Estrato 1 (2.225,00 m²) na Ilha Porto Rico, APA-IVRP, com seus respectivos parâmetros fitossociológicos: n = número de indivíduos; np = número de parcelas em que a espécie ocorreu; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa e VI = valor de importância e classificação nos grupos ecológicos (GE): pioneira (P), secundária (S), clímax (C) e Invasora (I).

Espécies/Mortas	GE	n	np	DR	DoR	FR	VI
<i>Croton urucurana</i> Baill.	P	93	10	71.54	73.40	32.26	177.19
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC	I	13	5	10.00	7.02	16.13	33.15
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	S	5	3	3.85	9.61	9.68	23.13
<i>Machaonia brasiliensis</i> (Hoff. ex Humb) Cham. & Schldl.	S	8	3	6.15	3.49	9.68	19.33
<i>Rollinia emarginata</i> Schldt	S	2	2	1.54	0.64	6.45	8.63
Dead	-	2	2	1.54	0.49	6.45	8.48
<i>Inga uruguensis</i> Hook. & Arn.	S	1	1	0.77	2.11	3.23	6.10
<i>Pouteria glomerata</i> (Miq.) Radlk.	S	1	1	0.77	1.47	3.23	5.47
<i>Albizzia haslerii</i> (Chodat) Burr.	S	2	1	1.54	0.42	3.23	5.19
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	S	1	1	0.77	0.69	3.23	4.69
<i>Picramnia sellowii</i> Planch.	S	1	1	0.77	0.51	3.23	4.50
<i>Psidium guajava</i> L.	I	1	1	0.77	0.14	3.23	4.14
Total		130		100	100	100	300

TABELA 2 - Relação das espécies amostradas e mortas na análise fitossociológica do Estrato 2 (750,00 m²) na Ilha Porto Rico, APA-IVRP, com seus respectivos parâmetros fitossociológicos: n = número de indivíduos; np = número de parcelas em que a espécie ocorreu; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa e VI = valor de importância e classificação nos grupos ecológicos (GE): pioneira (P), secundária (S), clímax (C) e Invasora (I).

Espécies/Mortas	GE	n	np	DR	DoR	FR	VI
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC	I	96	12	20.51	39.40	12.24	72.15
<i>Croton urucurana</i> Baill.	P	93	11	19.87	28.27	11.22	59.37
<i>Rollinia emarginata</i> Schldl.	S	78	8	16.67	6.70	8.16	31.53
<i>Picramnia sellowii</i> Planch.	S	44	12	9.40	4.04	12.24	25.69
<i>Machaonia brasiliensis</i> (Hoff. ex Humb) Cham. & Schldl.	S	36	8	7.69	8.82	8.16	24.68
<i>Psidium guajava</i> L.	I	30	10	6.41	1.94	10.20	18.56
<i>Albizzia haslerii</i> (Chodat) Burr.	S	22	5	4.70	1.40	5.10	11.20
<i>Inga uruguensis</i> Hook & Arn.	S	15	5	3.21	1.37	5.10	9.67
<i>Pouteria glomerata</i> (Miq.) Radlk.	S	18	2	3.85	3.17	2.04	9.06
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	C	10	3	2.14	1.27	3.06	6.47
<i>Nectandra falcifolia</i> (Nees.) Cast. ex Mart.	S	3	3	0.64	0.47	3.06	4.17
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	P	3	3	0.64	0.17	3.06	3.87
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	S	5	2	1.07	0.74	2.04	3.85
Dead	-	3	2	0.64	1.03	2.04	3.72
<i>Triplaris americana</i> L.	S	2	2	0.43	0.22	2.04	2.69
<i>Xylosma glaberrimum</i> Sleumer	S	2	2	0.43	0.17	2.04	2.64
<i>Eugenia florida</i> DC.	S	2	2	0.43	0.10	2.04	2.57
<i>Eugenia Egensis</i> DC.	C	2	2	0.43	0.05	2.04	2.52
<i>Lonchocarpus guilleminianus</i> (Tul.) Malme	S	1	1	0.21	0.27	1.02	1.61
<i>Allophylus edulis</i> (A.St. Hil.) Radlk	S	1	1	0.21	0.19	1.02	1.43
<i>Zygia cauliflora</i> (Willd.) Killip ex Record	S	1	1	0.21	0.10	1.02	1.33
<i>Erythroxylum anguifugum</i> Mart.	S	1	1	0.21	0.02	1.02	1.25
Total		468		100	100	100	300

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Budowski, G. 1965. Distribution of tropical american rain forest species in the light of sucessional processes. *Turrialba*, v.15, p.40-42.
- Budowski, G. 1966. Los bosques de los trópicos húmedos de América. *Turrialba*, v.16, n.3, p.278-285.
- Campos, J. B. 1997. *Análise dos desflorestamentos, estrutura dos fragmentos florestais e avaliação do banco de sementes do solo da ilha Porto Rico na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil*. Maringá: UEM, 1997. 101p. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais - Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá.
- Campos, J. B. 1999a. Caracterização física e ambiental do Parque Nacional de Ilha Grande. In: Campos, J.B. (Org.) *Parque Nacional de Ilha Grande – re-conquista e desafios*. IAP/CORIPA, 1999. 118p.
- Campos, J. B. 1999b. Spatial and multi-temporal analysis of deforestation and quantification of the remnant forests on Porto Rico Island, Paraná, Brazil - *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 42, n. 1 , p. 91-100 – 1999.
- Campos, J.B.; Souza, M.C. 1997. Vegetação. In: Vazzoler, A.E.A.M.; Agostinho, A.A.; Hahn, N.S. (Eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá : EDUEM : Nupélia. p.331-342.
- Campos, J.B., Romagnolo, M.B.; Souza, M.C. 2000. Structure, composition and spatial distribution of tree species in a remnant of the semideciduous seasonal alluvial forest of the upper Paraná river floodplain. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 43, n. 2 p. 185-194.
- Campos, J. B.; Souza, M. C. 2002. Arboreus vegetation of an alluvial riparian forest and their soil relations: Porto Rico Island, Paraná River, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 45 (2), 137-149.
- Campos, J. B.; Souza, M. C. 2003. Potencial for natural forest regeneration from seed bank in an Upper Paraná River Floodplain, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 46 (4), p.625-639.
- Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) -. 1992. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro : IBGE. 92p. (Série Manuais Técnicos em Geociências; 1).
- Kageyama, P. Y.; Equipe técnica da CESP. 1992. Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP. *Série técnica IPEF*, Piracicaba (BRA), v.8 n.25. p.1-43.
- Mateucci, S.; Colma, A. 1982. *Metodologia para el estudio de la vegetación*. Washington D.C., Secretaria general de la Organización de los Estados Americanos. OEA. 168p.
- Müeller-Dombois; Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York : John Wiley & Sons. 547p.
- Neiff, J. J. 1986. Las grandes unidades de vegetacion y ambiente insular del rio Paraná en el tramo Candelaria - Ita Itabe. *Revista de la asociacion de ciencias naturales del litoral* (Argentina), v.17, n.11. p.7-13.
- Odum, E.P. 1986. *Ecologia*. Ed. Guanabara, Rio de Janeiro. 434p.
- ordenation technique. *Vegetatio*, v.42. p.47-58.
- Romagnolo, M.B. 1997. *Análise da mata ciliar do alto rio Paraná, município de Taquaruçu, MS*. UEM. Dissertação (mestrado). Curso de pós graduação em ecologia de ambientes aquáticos continentais. Depto. de Biologia - Universidade Estadual de Maringá, 25p.
- Rosa, M.C. 1997. Processo de ocupação e situação atual. In: Vazzoler, A.E.A.M.; Agostinho, A.A.; Hahn, N.S. (Eds.) *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM: Nupélia, p.371-394.
- Souza, M.C.; Cislinski, J.; Romagnolo, M.B. 1997. Levantamento florístico. In: Vazzoler, A.E.A.M.; Agostinho, A.A.; Hahn, N.S. (Eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá : EDUEM : Nupélia, p.344-368.

Souza-Stevaux, M. C; Cislinski, J. 1996. Vegetação de uma área do Trecho Superior do rio Paraná e seu potencial para reflorestamento. In: *Seminário regional de ecologia*, 8. São Carlos, SP : Resumos... UFSCar. p.97.

Composição específica e densidade fitoplanctônica do Lago Municipal Diva Paim Barth – Toledo - Paraná

Éder André Gubiani¹⁵,
Carlos Eduardo Gonçalves Aggio¹⁶,
Geuza Cantanhêde da Silva¹⁷.



RESUMO

O principal objetivo do trabalho foi conhecer a composição específica e a densidade fitoplanctônica, afim de identificar possíveis pontos de eutrofização no local de estudo. As coletas foram realizadas durante um período de seis meses (julho a dezembro/99), com periodicidade mensal, em três pontos: ponto A (entrada), ponto B (central) e ponto C (saída de água), e em dois períodos (manhã, 9:00 horas e tarde, 15:00 horas). Para identificação e contagem, a água foi coletada através da filtragem em rede de plâncton de 20 μ m de abertura, sendo filtrados 100 litros de água. Em seguida, as amostras foram reduzidas ao volume aproximado de 300 ml e preservadas em solução Transeau. A contagem foi realizada através de câmara de sedimentação de Sedgwick - Rafter, em microscópio óptico, onde 1 ml da amostra foi analisado. Os resultados mostraram maior riqueza de táxons em clorofíceas, porém, maior densidade em cianofíceas. Através de análise de variância unifatorial (ANOVA) foram encontradas diferenças significativas ($p < 5\%$), entre os meses e horários, porém, não entre os pontos de coleta amostrados. Conclui-se que fatores tais como, a entrada de material alóctone ocasionado por fortes precipitações, ventos de alta intensidade, bem como ações antropogênicas podem estar influenciando na composição específica e densidade fitoplanctônica, por causa da grande quantidade de cianofíceas encontradas (42%) no período amostrado, as quais são indicadoras de eutrofização.

1. INTRODUÇÃO

Define-se limnologia como o estudo ecológico de todas as massas de águas continentais, independentemente de suas origens, dimensões e concentrações salinas. Portanto, além de lagos, inúmeros outros corpos de água são objeto de estudo da limnologia, como por exemplo: lagoas, açudes, lagoas, represas, rios, riachos, brejos, áreas alagáveis, águas subterrâneas, coleções de água temporárias, nascentes e fitotelmos. Além destes, os estuários

são objeto de estudo dos limnólogos assim como dos oceanógrafos (ESTEVES, 1998).

O estudo da comunidade fitoplanctônica em lagos e reservatórios assume um caráter de extrema importância quando se pretende avaliar ao longo do tempo o processo de eutrofização nestes ecossistemas. Embora o processo de eutrofização não esteja relacionado apenas à comunidade fitoplanctônica, seu efeito mais visível é caracterizado por um desequilíbrio na diversidade e quantidade de algas que, em alguns casos, podem chegar a formar florações que cobrem toda a superfície do corpo da água

¹⁵ Eng.º de Pesca, Doutorando, Nupélia, Campus de Maringá, UEM, Maringá, PR, CEP 87020-900 e-mail: eagubiani@nupelia.uem.br

¹⁶ Biólogo/Msc., Profº adjunto, CCE, Campus de Toledo, UNIOESTE, Toledo, PR.

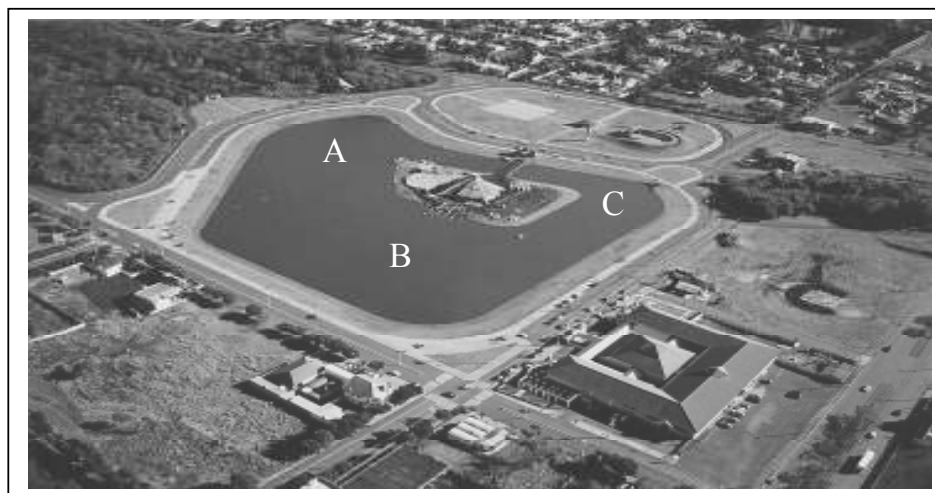
¹⁷ Bióloga, Mestranda, Nupélia; Campus de Maringá, UEM, Maringá, PR.

(INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ, 2001).

Em águas interiores podem ser encontrados representantes de praticamente todos os grupos de algas. A dominância de um ou outro grupo em determinado ecossistema é função, principalmente, das características predominantes do meio (ESTEVES, 1998). Assim, estudos que identifiquem a composição fitoplanctônica de um lago podem ser importantes para contribuir para o

conhecimento dos processos limnológicos predominantes no local.

O principal objetivo deste estudo foi conhecer, no Lago Municipal de Toledo/PR, a composição específica da comunidade fitoplanctônica, bem como as densidades dos grupos encontrados, observando suas flutuações espaço-temporais. Esses dados podem identificar possíveis pontos de eutrofização antropogênica ao longo do período estudado.



2. MATERIAL E MÉTODOS

O Lago Municipal Diva Paim Barth está localizado na área central de Toledo, sendo fruto de um projeto de arborização, numa área total de 215.000 m² que foi subdividido em horto florestal, centro de criatividade, lago e sistema viário. Anteriormente, essa área era constituída de uma região pantanosa que limitava a expansão da cidade na direção oeste e provocava problemas com a proliferação de insetos e outros aspectos negativos do ponto de vista do desenvolvimento urbano. Ocorreu que, a partir da interferência do poder público, o local foi transformado em uma área com espaço para cultura e lazer (PONTILI, 1997).

O lago possui profundidade média aproximada de 1,80m e máxima de 2,50m;

quanto à classificação trófica, não há dados disponíveis.

Os locais de coleta foram divididos em três pontos, sendo um à direita (entrada de água-A), um à esquerda (saída de água-C) e um na parte central do lago (B) (Fig. 1). As coletas foram realizadas entre julho e dezembro de 1999, com periodicidade mensal, em dois horários de amostragem: 9:00 e 15:00 horas, compreendendo coletas de superfície.

Para análise da comunidade fitoplanctônica a água foi coletada através da filtragem em rede de plâncton de 20 µm de abertura, sendo filtrados 100 litros de água. Em seguida, as amostras foram reduzidas ao volume aproximado de 300 ml e preservadas em solução Transeau. A contagem para análise quantitativa e qualitativa foi realizada através de câmara de sedimentação de Sedgwick - Rafter, em microscópio óptico

com aumento de quarenta vezes, onde 1 ml da amostra foi analisado. Para a identificação dos organismos foram utilizadas as referências de PARRA *et al.* (1982), BOURRELLY (1968; 1970; 1972), PRESCOTT (1968) e BICUDO & BICUDO (1970).

Uma análise de variância unifatorial (ANOVA) foi aplicada, a fim de comprovar diferenças significativas a $p < 5\%$ entre os meses, horários e pontos de coleta. Estas análises foram realizadas com o auxílio do software Statistica versão 6.0, (STATSOFT Inc., 2001).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Composição

A análise das amostras coletadas no período de julho a dezembro de 1999 possibilitou a identificação de 23 táxons, distribuídos em 5 classes taxonômicas (Tab. I). A classe Chlorophyceae apresentou a maior riqueza com 14 táxons, seguida da classe Bacillariophyceae com 4 táxons, Euglenophyceae e Cyanophyceae com 2 táxons cada e Dinophyceae com 1 táxon.

Tabela I - Classificação taxonômica do fitoplâncton identificado no Lago Municipal de Toledo, segundo BOURRELLY (1968; 1970; 1972).

REINO: VEGETAL	Família: Hydrodictyaceae		s
	D	<i>Pediastrum</i> sp.	ã
	i	<i>Coelastrum</i> sp.	o
	v	Família: Oocystaceae	:
	i	<i>Ankistrodesmus</i> sp	
	s	<i>Selenastrum</i> sp	E
	ã	<i>Kirchnieriella</i> sp	u
	o	Família: Scenedesmaceae	g
	:	<i>Scenedesmus</i> sp.	l
		<i>Tetrallantos tieling</i>	e
	C	Ordem: Zygnematales	n
	h	Família: Zygnemataceae	o
	l	<i>Spirogyra</i> sp.	p
	o	Família: Desmidiaceae	h
Classe: Chlorophyceae Ordem: Chlorococcales	r	<i>Staurastrum</i> sp.	y
	o	<i>Micrasterias</i> sp.	t
	p	<i>Cosmarium</i> sp.	a
	h	<i>Euastrum</i> sp.	
	y	<i>Pleurotaenium</i> sp.	
	t	<i>Staurodesmus</i> sp.	
	a		
	D		
	i		
	v		
	i		
		Classe: Euglenophyceae	
		Ordem: Euglenales	
		Subordem: Eugleninae	
		Família: Euglenaceae	
		<i>Euglena</i> sp.	
		<i>Phacus</i> sp.	

	D		ã		D
	i		o		i
	v		:		v
	i				i
	s		C		s
	ã		h		ã
	o		r		o
	:		y		:
			s		
	P		o		C
	y		p		y
	r		h		a
	r		y		n
	o		t		o
	p		a		p
	h	Classe: Bacillariophyceae			h
	y	<i>Diatomaceas</i> sp.			y
	t	Subclasse: Penatophycidae			t
	a	Ordem: Naviculales			a
Classe: Dinophyceae		Subordem: Naviculinae	Classe: Cyanophyceae		
Ordem: Peridinales		Família: Naviculaceae	Ordem: Chroococcales		
Família: Peridiniaceae		<i>Navicula</i> sp.	Família: Chroococcaceae		
<i>Peridinium</i> sp.		<i>Pinnulario</i> sp.	<i>Microcystis</i> sp.		
	D	Subclasse: Centrophycidae	<i>Merismopedia</i> sp.		
	i	Ordem: Coscinodiscales			
	v	Família: Coscinodiscaceae			
	i	<i>Aulacoseira</i> sp.			
	s				

DALAGUSTINHO (1998) encontrou em seu estudo no Lago Municipal de Toledo apenas quatro divisões (Cyanophyta, Cholorophyta, Euglenophyta e Chrysophyta) com algumas espécies diferentes das identificadas, tais como *Tetraspora lemmermanie*, *Botrycoccus braumii*, *Mougeotia sclaris*, *Netrium oblungun*, *Closterium pseudalunula*, *Rhizoclonium crassipellitum*, *Aphanocapsa delicatissima*, *Chroococcus varius* e *Eunothia* sp.. Segundo

ODUM (1983), uma substituição mais ou menos contínua de espécies ao longo do tempo é característica da maioria das séries sucessionais.

A figura 2 demonstra a abundância total das classes fitoplantônicas para o período estudado. Cyanophyceae dominou com 42% do total, seguida por Chlorophyceae (25%), Bacillariophyceae e Dinophyceae (13% cada) e Euglenophyceae (7%). SILVA (1999), verificou uma considerável complexidade na composição

florística do lago Monte Alegre (Ribeirão Preto – SP), conforme registrado para outros lagos e reservatórios tropicais, porém com maior contribuição da classe Chlorophyceae (59%).

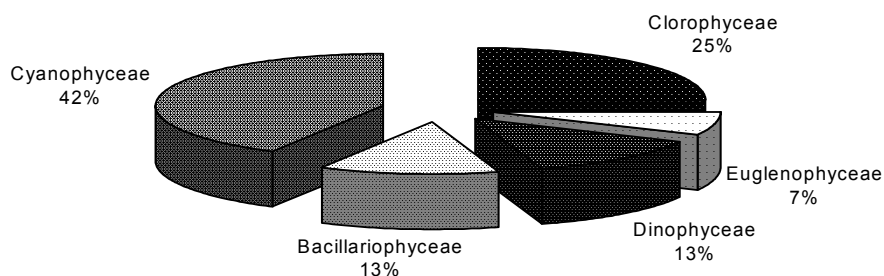


Figura 2 – Abundância total da comunidade fitoplanctônica por classe.

3.2 Densidade das Classes Fitoplanctônicas

A figura 3 apresenta a flutuação mensal das densidades das classes fitoplanctônicas. Observou-se maior variação entre as Cyanophyceae (de 1.030.190 ind/m³ em julho para 4.450.330 ind/m³ em novembro), sendo que

essa classe foi ainda a mais abundante em quase todos os meses amostrados. Apenas em julho houve maior abundância de Chlorophyceae (4.702.920 ind/m³).

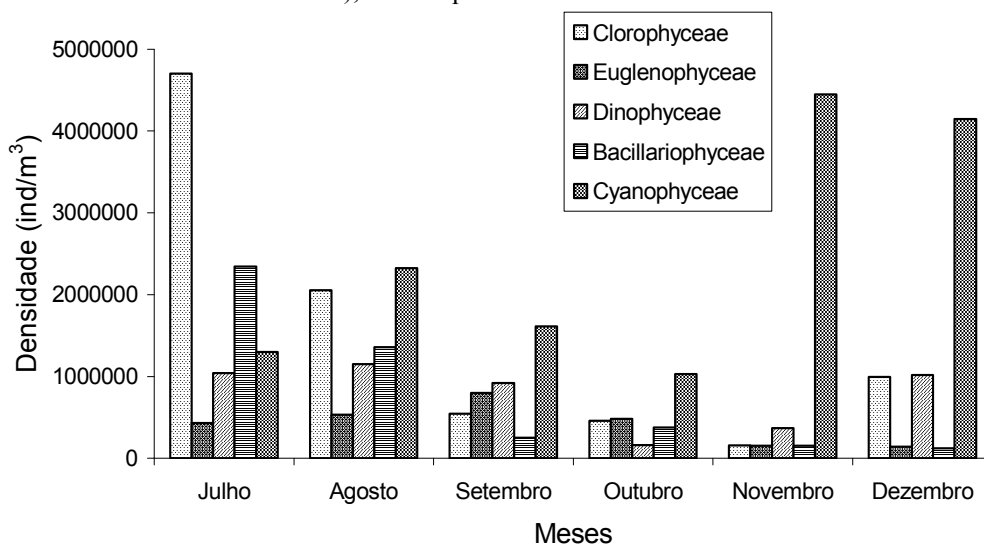


Figura 3 – Flutuação mensal da densidade das classes fitoplanctônicas no período estudado.

Os resultados da análise de variância para meses, hora e pontos de coleta de cada classe fitoplanctônica estão demonstrados na tabela II.

Com exceção da classe Euglenophyceae, todas as outras apresentaram diferenças expressivas na densidade durante os meses de estudo (Tab. II).

Tabela II – Resultados estatísticos (ANOVA e Teste de Tukey) para a comunidade fitoplanctônica durante o período de estudo.

<i>Variáveis</i>	Meses		Hora		Ponto	
<i>Bióticas</i>						
Fitoplâncton	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Chlorophyceae*	102,62**	0,00000	0,028	0,860	0,003	0,99
Euglenophyceae*	2,26	0,07400	2,170	0,150	0,730	0,48
Dinophyceae*	2,78**	0,03500	4,29**	0,046	1,230	0,30
Bacillariophyceae*	21,85**	0,00000	0,910	0,340	0,350	0,70
Cyanophyceae*	5,1**	0,00170	3,590	0,066	0,091	0,91

* A variável ambiental descrita, não possui dados referentes a estratos, somente coletas de superfície.

** Diferença significativa a $p < 5\%$.

Para os horários amostrados, apenas a classe Dinophyceae apresentou diferença significativa ($p = 0,046$) (Tab. II), apresentando maior densidade no período da tarde (15:00 h). Segundo ESTEVES (1998), a radiação solar influencia a produtividade fitoplanctônica de duas maneiras: agindo diretamente sobre a taxa de fotossíntese e contribuindo na determinação da profundidade da zona eufótica. Assim, a maior incidência da radiação ocorreria à tarde com pico ao meio-dia.

Em relação aos padrões de sazonalidade do fitoplâncton em regiões tropicais, ESPÍNDOLA *et al.* (1996a) concluem que não apenas luz e temperatura, que são fatores mais constantes ao longo do ano, são as variáveis ambientais reguladoras de maior relevância. Outras variáveis, tais como precipitação, vento e flutuação no nível da água, as quais desenvolvem padrões de variações na disponibilidade de nutrientes e luz, refletem nos ciclos de populações fitoplanctônicas. ESPÍNDOLA *et al.* (1996b), estudando uma lagoa no pantanal matogrossense, verificaram que a densidade de fitoplâncton relacionou-se com o padrão sazonal de flutuação do nível da água, o que também pode ter influenciado na distribuição da densidade fitoplanctônica no Lago Municipal de Toledo. Nos meses mais quentes (novembro e dezembro), quando foram observadas as maiores

precipitações, houve um aumento considerável na densidade de indivíduos (Fig. 3).

PÉREZ *et al.* (1999) citam que a redução na biomassa do fitoplâncton coincide com a queda de temperatura e redução da zona eufótica, consequentemente, temperaturas mais altas e aumento na luminosidade seriam responsáveis por aumentar a densidade fitoplanctônica. ESTEVES (1998) concluiu que clorofíceas, cianofíceas e, menos acentuadamente, dinoflagelados, têm maior crescimento em tais condições. Em nosso estudo, Chlorophyceae, Bacillariophyceae e Euglenophyceae, entretanto, apresentaram diminuição em densidade nos meses mais quentes do período estudado. XAVIER (1993) concluiu em estudo realizado em uma represa no rio Grande (São Paulo) que a temperatura da água foi um dos fatores que influenciou na variação qualitativa e quantitativa das Euglenáceas, estando o ótimo de crescimento em torno de 20°C.

HENRY *et al.* (1998) mostraram que as diferenças entre os pontos de coleta na produtividade primária são, em parte, decorrentes das alterações da espessura da zona eufótica. Estas zonas variam longitudinalmente em função da quantidade de material alóctone presente e a sua possível sedimentação e ressuspensão, em função da circulação parcial ou completa da

água, e da nebulosidade distinta em cada local e dia de coleta. Para o Lago Municipal de Toledo não foi observado diferenças significativas entre os pontos de coleta amostrados (Tab. II).

Segundo ESTEVES (1998), em lagos tropicais, a variação temporal da comunidade fitoplanctônica também pode ser controlada por fatores bióticos como herbivoria e parasitismo. Porém, para lagos e represas tropicais rasos, ambientes geralmente sujeitos a muita turbulência, torna-se difícil o reconhecimento dos fatores mais importantes na determinação das variações temporais.

3.3 Abundância por Gêneros

A abundância fitoplanctônica por gêneros, calculada para o período amostrado está demonstrada na figura 4. Os gêneros que

apresentaram maiores abundâncias foram os pertencentes à classe Cyanophyceae, representada por *Microcystis* sp. e *Merismopedia* sp., alcançando valores na ordem de 20 e 24%, respectivamente. FALCO e CALIJURI (2002) também verificaram uma maior dominância de Cyanophyceae em locais com características lânticas, especialmente de *Microcystis aeruginosa*. Isso poderia ser justificado pela capacidade competitiva superior das cianofíceas em relação as demais classes fitoplanctônicas.

SILVA (1999) utilizou a densidade das espécies fitoplanctônicas como um dos aspectos para caracterizar o Lago Monte Alegre (Ribeirão Preto-SP) como eutrofizado. Dessa forma, a dominância de cianofíceas no Lago Municipal de Toledo pode ser utilizada para classificá-lo como um ambiente em processo de eutrofização.

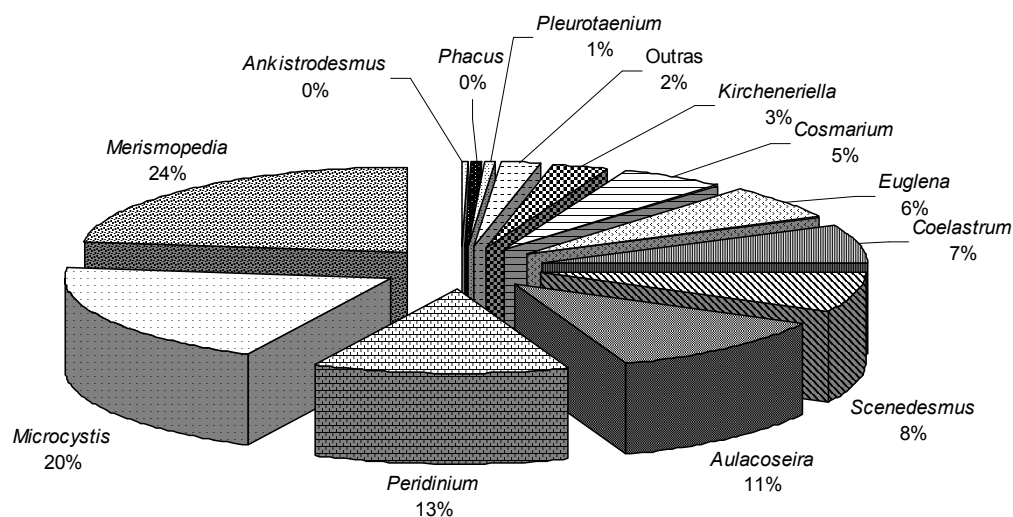


Figura 4 – Flutuação da abundância por gêneros fitoplanctônicos no período amostrado.

4. CONCLUSÕES

Os resultados mostraram maior riqueza de táxons para a classe Chlorophyceae, porém, maior densidade para a classe Cyanophyceae. Ocorreram diferenças significativas nas densidades das classes fitoplantônicas entre os meses amostrados, exceto em Bacillariophyceae. Em relação aos horários de coleta, apenas Dinophyceae apresentou densidades significativamente diferentes. Não foram encontradas diferenças estatísticas entre os três pontos de coleta.

A maior densidade da classe Cyanophyceae refletiu em maior densidade dos gêneros *Microcystis* e *Merismopedia*, pertencentes a esse grupo. Essas densidades foram mais altas nos meses mais quentes. Esse aumento poderia estar relacionado à entrada de material alóctone ocasionado por fatores tais como, fortes precipitações, ventos de alta intensidade, bem como ações antropogênicas

advindos de lançamentos de dejetos das mais variadas naturezas. Por essa razão, o Lago Municipal de Toledo foi considerado como um ambiente em processo de eutrofização, além do que as cianofíceas são consideradas bons indicadores de ambientes eutrofizados.

Sugere-se uma educação ambiental mais efetiva, afim de não comprometer drasticamente as condições ecológicas do Lago, propiciando um melhor uso por parte da população e retardando o efeito de eutrofização e sucessão natural que ocorrem nestes ambientes.

5. AGRADECIMENTOS

Ao IAP, GERPEL, SEMA, UNIOESTE, e as pessoas de Iria Matielo e André Paulo Johann, pelo apoio nas coletas e análise das amostras.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BICUDO, C.E.M.; BICUDO, R.M.T. **Algas de águas continentais Brasileiras. Chave ilustrada para a identificação de gêneros.** Fundação Brasileira para o desenvolvimento do ensino de ciências. São Paulo, 1970. 228p.
- BOURRELLY, P. **Les Algues D'Eau douce. Initiation à la systématique. Tome I: Les Algues Vertes.** Ouvrage publié avec le concours du Centre National de la Recherche Scientifique. Réimpression revue et augmentée. Éditions N. Boubée & Cie 3, Place SAINT – ANDRÉ – DES – ARTS, Paris – VI, 1972. 569p.
- BOURRELLY, P. **Les Algues D'Eau douce. Initiation à la systématique. Tome II: Les Algues jaunes et brunes Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées.** Ouvrage publié avec le concours du Centre National de la Recherche Scientifique. Éditions N. Boubée & Cie 3, Place SAINT – ANDRÉ – DES – ARTS, Paris – VI, 1968. 433p.
- BOURRELLY, P. **Les Algues D'Eau douce. Initiation à la systématique. Tome III: Les Algues bleues et rouges Les Euglêniens, Peridiniens et Cryptomonadines.** Ouvrage publié avec le concours du Centre National de la Recherche Scientifique. Éditions N. Boubée & Cie 3, Place SAINT – ANDRÉ – DES – ARTS, Paris – VI, 1970. 512p.
- DALAGUSTINHO, M. **Análise qualitativa das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas, da dieta de tilápias (*Oreochromis niloticus*) e de algumas variáveis limnológicas no lago Municipal de Toledo – PR.** Toledo: PREMEM, 1998. 24p. Relatório (Estágio Supervisionado), curso Técnico em Piscicultura - Colégio Estadual Presidente Castelo Branco.
- ESPÍNDOLA, E.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; MORENO, I.D. Estrutura da comunidade fitoplanctônica da lagoa Albuquerque (Pantanal Matogrossense), Mato Grosso do Sul, Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, p.13-27, 1996a.
- ESPÍNDOLA, E. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; MORENO, I.H. Efeitos da dinâmica hidrológica do sistema Pantanal Matogrossense, sobre a estrutura da comunidade de zooplâncton da lagoa Albuquerque. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, p.37-57, 1996b.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2ª. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 548p.
- FALCO, P.B.; CALIJURI, M.C. Longitudinal phytoplanktonic community distribution in a tropical reservoir (Americana, São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 14, n. 2, p.27-37, 2002.
- HENRY, R.; NUNES, M.A.; MITSUKA, P.M. *et al.* Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 4, p.571-590, 1998.
- INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Monitoramento, avaliação e classificação da qualidade das águas das Usinas Hidroelétricas de Salto Santiago e Salto Osório.** Relatório Final, 2001. 68 p.
- ODUM, E.P. **Ecologia.** Rio de Janeiro: Guanabara, 1983. 423p.
- PARRA, O.O.; GONZALEZ M.; DELLAROSSA, V.; RIVERA, P.; ORELLANA M. **Manual Taxonomico del fitoplancton de aguas continentales. Con especial referencia al fitoplancton de Chile. II. Chrysophyceae – Xanthophyceae.** Universidad de Concepcion: Concepcion, 1982. 98p.

- PEREZ, M.C.; BONILLA, S.; MARTINEZ, G. Comunidade do fitoplâncton em um reservatório polimítico, bacia do Rio de la Plata, Uruguai. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 4, p.535-541, 1999.
- PONTILI, R.M. **Valoração monetária de benefícios sociais do parque ecológico Diva Paim Barth – Toledo – PR**. Toledo: Unioeste, 1997. 68p. Monografia (bacharelado em ciências econômicas) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.
- PRESCOTT. G.W. **The algae: A Review**. Boston: Michigan state University, Houghton Mifflin Company, 1968. 436p.
- SILVA, L.H.S. Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (lago Monte Alegre), Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p.281-303, 1999.
- STATISTICA (data analysis software system). Statsoft Inc. (2001), version 6. www.statsoft.com.
- XAVIER, M. B. Distribuição vertical das Euglenaceae pigmentadas do Rio Grande, Represa Billings, São Paulo, Brasil. **Acta limnologica Brasiliensia**, v. 7, p.11-30, 1993.

NORMAS PARA APRESENTAÇÃO DE ARTIGOS

Os artigos a serem publicados na Revista Cadernos da Biodiversidade, deverão ser inéditos, de no máximo 15 páginas e seguir as instruções abaixo.

1) TEMA

Biodiversidade

2) ESTRUTURA

TÍTULO (Caixa alta negrito), centralizado.

Abaixo o(s) nome(s) do(s) autor(es) em *itálico* negrito, à direita da página, remetendo à nota de rodapé a formação, instituição e endereço eletrônico para correspondência.

RESUMO

INTRODUÇÃO e demais títulos em caixa alta, negrito e à esquerda da página.

Corpo do texto (poderá ser subdividido de acordo com critério do autor)

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (normas da ABNT)

3) FORMATO

Papel tamanho A4, margens de 2,5cm em cada borda, espaçamento entre linhas simples, primeira linha do parágrafo com afastamento de 1,0cm. Títulos em caixa alta, subtítulos e itens com primeira letra maiúscula, numerados e/ou devidamente hierarquizados, a esquerda da página.

Usar processador de texto Word for Windows 6.0 ou 97, letra Times New Roman tamanho 11, cor preta para o texto. Figuras em preto e branco ou em escalas cinzas.

O RESUMO deverá ser escrito em um único parágrafo, letra tamanho 10, com no máximo 12 linhas em espaçamento simples.

As legendas deverão ser escritas com letra tamanho 10 e virem abaixo de figuras e gráficos e acima de tabelas. As figuras deverão estar inseridas no texto (FIGURA 1. Mapa de solos da região...)

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS E CITAÇÕES

As citações bibliográficas no texto deverão ser em caixa alta e constar do(s) nome(s) do(s) autor(es) seguido do ano. Nas citações com 2 (dois) autores, utiliza-se o *ampersand* (&) e mais de dois autores usar a expressão *et al.* Exemplo:

...

O ICMS ecológico, de acordo com LOUREIRO *et al.* (1998), é uma experiência...

Citações longas (mais de 5 linhas) ou que hajam necessidade de enaltecer ou reforçar uma idéia ou pensamento, deverão constar de um afastamento de 1cm da margem esquerda, letra *itálico* tamanho 10, espaçamento

simples e virem acompanhadas do nome do autor, ano e página. Exemplo:

... Desse modo, a lógica cartesiana, que visa reduzir a complexidade e temporalidade dos objetos para produzir um conhecimento, uma ciência estática, não se presta para entender meio ambiente, que é algo complexo e dinâmico (POLINARI, 1998 pg.4).

As referências bibliográficas devem constar em ordem alfabética, de acordo com os exemplos a seguir:

- artigo de periódico

ANDERSON, A. ; MAY, P. A palmeira de muitas vidas. **Ciência Hoje**, v. 4, n. 20, p.41-47, 1985.

- livro

WILSON, E. O. ; PETER, F.M. (Eds). **Biodiversity**. Washington : National Academy Press, 1988. 521p.

- capítulo de livro

HERCULANO, S. C. Do desenvolvimento (in) suportável à sociedade feliz. In: GOLDENBERG, Mirian (Coord.). **Ecologia, Ciência e Política**. Rio de Janeiro : Ed. Revan, 1992. p.9-49.

- dissertações e teses

FLORES, E. J. M. **Potencial produtivo e alternativas de manejo sustentável de um fragmento de Mata Atlântica secundária, município de Viçosa, Minas Gerais**. Viçosa : UFV, 1993. 165p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa.

- trabalho apresentado em evento

CAMPOS, J. B. Efeitos socioeconômicos e ambientais das indústrias ceramistas e das atividades de extração de argila (barreiros) em áreas de preservação ambiental: o caso da região de Maringá – PR. In: **SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS**, 3., 1997. Ouro Preto : Sobrade/UFV. p.534-543.

Os artigos deverão ser enviados para:

João Batista Campos
Instituto Ambiental do Paraná - IAP
Av. Bento Munhoz da Rocha Neto, 16
87.030-010 Maringá - Pr.
Fone/Fax (44) 226-3665
End. eletrônico: redebio@wnet.com.br

Deverá ser entregue 1 (uma) cópia original de boa qualidade (impresso em impressora Laserjet ou jato de tinta) e arquivo em disquete 3 ½ ou CD - ROM devidamente etiquetado e identificado.