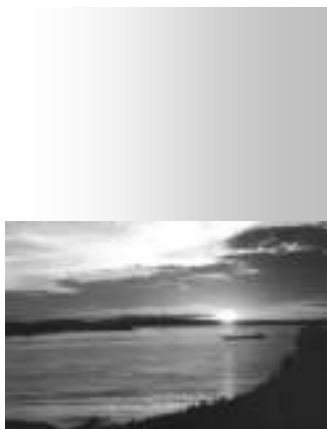


## Diversidade de macrófitas aquáticas no vale do rio Paranã - Goiás

*Miriam Plaza Pinto*<sup>6</sup>

*Luis Mauricio Bini*<sup>7</sup>

*Débora C. Souza*<sup>8</sup>



### 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.

<sup>6</sup> Bacharel em Ciências Biológicas e mestranda em Ecologia e Evolução na Universidade Federal de Goiás.

<sup>7</sup> Ecólogo. Autor para correspondência.

<sup>8</sup> 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).

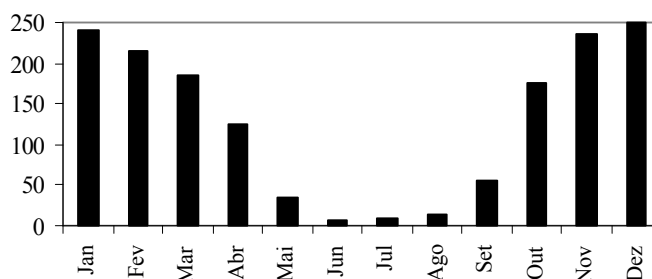


FIGURA 1: Curva de precipitação (mm - médias mensais) em Brasília no período 1961-1990 (Fonte: INMET).

A bacia hidrográfica do Paranã faz parte da grande bacia hidrográfica Tocantins/Araguaia, que drena 767.000 km<sup>2</sup>, sendo que 343.000 km<sup>2</sup> correspondem à bacia do rio Tocantins, 382.000 km<sup>2</sup> ao Araguaia (seu principal afluente) e 42.000 km<sup>2</sup> 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

aconditionadas 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 brasiliiana*, *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
	Táxon não identificado	EM	0.0244
FABACEAE	<i>Aeschynomene paniculata</i> Willd. ex Vogel	EM	0.0244
	Táxon não identificado	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.) Leeke	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) ( $\approx$  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.

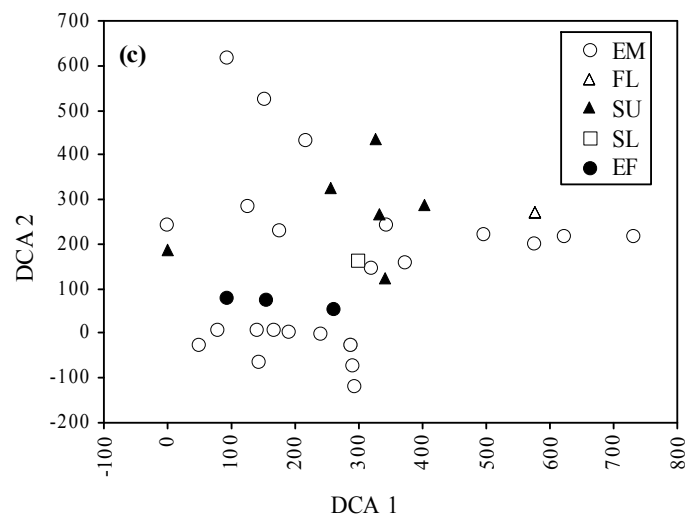
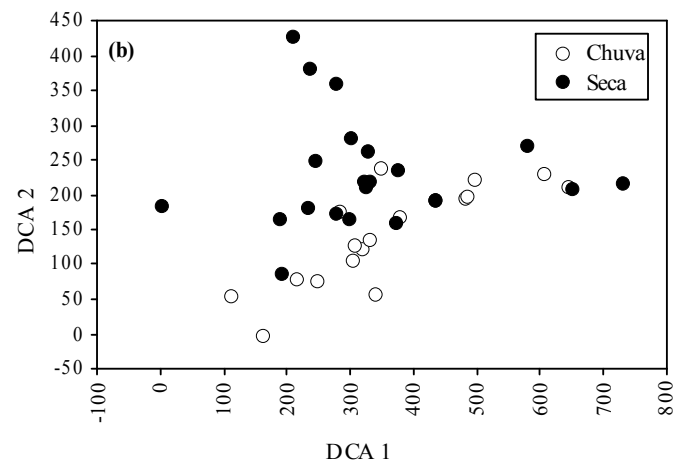
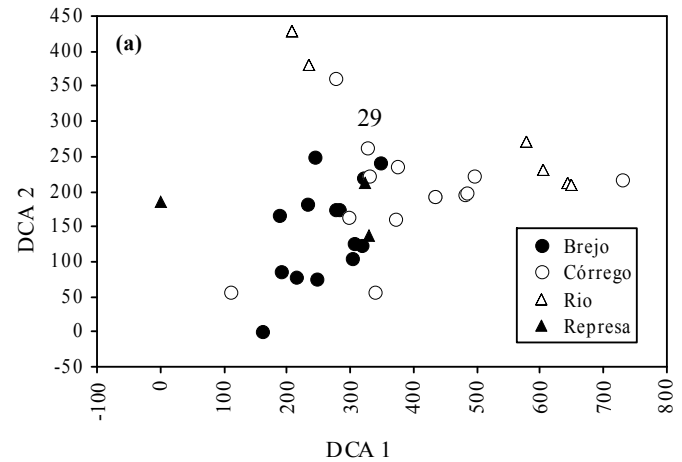


FIGURA 2: Relação entre os escores derivados dos primeiro e segundo eixos de uma Análise de Correspondência “Detrended”, aplicada à composição de espécies de macrófitas aquáticas (a) em distintos ambientes do Vale do Rio Paranã (brejo, córrego, rio e represa), (b) nos dois períodos de coleta (seco e 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)).

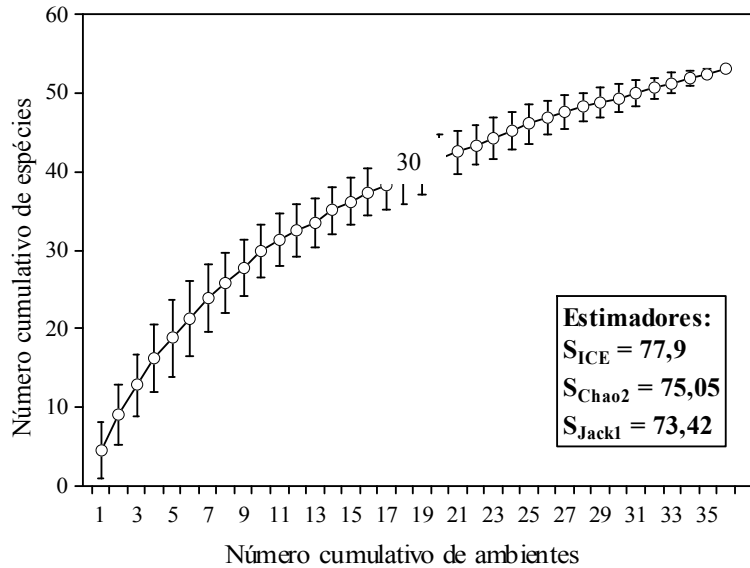


FIGURA 3: Curva de acumulação de espécies para as amostragens realizadas na região do rio Paranã. Barra vertical = desvio padrão.

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 Paranã. 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 eu-hidrófitas dos ecossistemas lóticos da região analisada. Por outro lado, os ambientes léticos 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 léticos 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 léticos 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 & ALLEGRINI 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  $\beta$ -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.
- ESTEVEs, 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**. Cambridge: Cambridge 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/locais/b\\_doaraguaiatocantins.htm](http://www.ibama.gov.br/pescaamadora/locais/b_doaraguaiatocantins.htm)>. Acesso em: 14 abr. 2004.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Desenvolvido por INMET. Disponível em <[www.inmet.gov.br](http://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 acuáticas 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**,