

## Efeito das características ambientais sobre a riqueza e composição de macrófitas aquáticas em córregos urbanos

### Effects of environmental characteristics on the richness and composition of aquatic macrophytes in urban streams

Gabriela Serra do Vale Duarte<sup>1</sup>, Vali Joana Pott<sup>2</sup>, Ana Paula Lemke<sup>3</sup>, Yzel Rondon Suárez<sup>4</sup>

1. Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul/Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais. Rod. Dourados-Itahum, Km 12, CEP 79804-970, Dourados, MS.
2. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul/Centro de Ciências Biológicas e da Saúde/Laboratório de Botânica /CCBS – Herbário CGMS. Av. Senador Filinto Muller, Caixa postal 549, CEP 79070-900, Campo Grande, MS.
3. Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul/Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais. Rod. Dourados-Itahum, Km 12, CEP 79804-970, Dourados, MS.
4. Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul/Centro Integrado de Análise e Monitoramento Ambiental/Laboratório de Ecologia, – UEMS, Rod. Dourados-Itahum, Km 12, CEP 79804-970, Dourados, MS.

#### Resumo

As macrófitas aquáticas são plantas que contribuem para o equilíbrio do ecossistema aquático tendo sua distribuição e abundância determinadas, entre outros fatores, pela velocidade da correnteza e nível da água, eutrofização, pressões antrópicas e luminosidade. Este trabalho objetivou analisar a relação da riqueza e da composição das macrófitas aquáticas de duas microbacias da cidade de Dourados, Mato Grosso do Sul com as características ambientais locais. O levantamento florístico foi realizado em dezesseis locais, assim como a retirada de variáveis físicas e químicas e o grau de degradação através do Protocolo de Avaliação Rápida - PAR. Registramos a ocorrência de 79 espécies de plantas, distribuídas em 33 famílias, apresentando maior riqueza a família Cyperaceae. Através da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) constatamos que o PAR é o principal descritor da distribuição e da riqueza de macrófitas aquáticas nos trechos de córregos urbanos analisados, sendo que locais classificados como alterados apresentam maior riqueza de espécies e de formas de vida, como: *Salvinia biloba*, *Utricularia gibba*, *Helanthium bolivianum*, *Rotala mexicana*. Por outro lado, os trechos impactados apresentam menor riqueza, sendo esta representada principalmente por espécies anfíbias das famílias Cyperaceae e Poaceae, como: *Cyperus alternifolius*, *Urochloa arrecta* e *Pennisetum purpureum*.

**Palavras-chave:** Urbanização, conservação e levantamento florístico.

#### Abstract

The aquatic macrophytes are plants that contribute to aquatic ecosystem with its distribution and abundance determined, among others factors, by water level and velocity, eutrophication, anthropogenic pressure and luminosity. We describe the richness and composition of species aquatic macrophytes in two small basins of Dourados city, Mato Grosso do Sul State, Brazil and their relationship with environmental characteristics. The floristic survey was performed in 16 sites, the aquatic-paludal macrophytes found were recorded as well as some physical and chemical variables and degradation level of streams through Rapid Assessment Protocol-PAR. A Non-Metric Multidimensional Scaling Analysis (NMDS) was performed to investigate differences in species composition and richness among the sampled sites. We recorded 79 plant species, distributed in 33 families. The richest family was Cyperaceae. We observed that PAR was the main descriptor of species richness and composition of aquatic macrophytes in urban streams analyzed, altered stream stretches present higher species richness and life forms, such as *Salvinia biloba*, *Utricularia gibba*, *Elanthium bolivianum*, *Rotala Mexicana*. On the other hand, impacted portions presented lower richness, being represented by amphibian species of the families Cyperaceae and Poaceae, such as *Cyperus alternifolius*, *Urochloa arrecta* and *Pennisetum purpureum*.

**Key-Words:** Urbanization, conservation and floristic survey.

## 1 Introdução

O aumento populacional que gera um crescimento acelerado da urbanização, somado a grande expansão industrial e novas tecnologias para práticas agrícolas, compromete a saúde ambiental de corpos hídricos (HEPP; SANTOS, 2009). As principais atividades que afetam os recursos naturais incluem: contaminação dos ambientes aquáticos, desmatamentos, contaminação de lençol freático e introdução de espécies exóticas (GOULART; CALLISTO, 2003), o que, em muitos casos, promove a perda da diversidade biológica.

A avaliação das respostas das comunidades biológicas aos diferentes impactos ambientais é uma forma efetiva de análise da integridade ecológica de ambientes aquáticos (BARBOUR et al., 1999). Isto porque as comunidades são formadas por espécies que apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e limites de tolerância diferentes às alterações das mesmas (ALBA-TERCEDOR, 1996).

As macrófitas aquáticas constituem uma das principais comunidades dos ecossistemas límnicos por contribuírem para a diversidade biológica e colonizarem diversos tipos de ambientes aquáticos (ESTEVES, 1998; WETZEL, 1993; CAMARGO et al., 1997; SCREMIN-DIAS et al., 1999).

Desempenham importante papel nos ecossistemas lênticos e lóticos como produtoras primárias, fonte de alimentos (JUNK; PIEDADE, 1997) estocagem e ciclagem de nutrientes (ESTEVES; CAMARGO, 1986), liberação de detritos orgânicos (POTT; POTT, 2000), local de

abrigo e alimento para animais aquáticos (ESTEVES, 1998; SILVA; MARTINS, 2004) e ainda são representativas das atuais condições ambientais, pois podem atuar como bioindicadoras (POMPÊO, 2008; THOMAZ et al., 2005), indicando tanto o estágio sucessional quanto o estágio trófico do ecossistema aquático. Desta forma, a preservação das macrófitas aquáticas torna-se fundamental para a manutenção da biodiversidade dos ambientes aquáticos.

Dentre os fatores ambientais considerados determinantes sobre a distribuição e abundância de plantas aquáticas em ecossistemas de água doce, são considerados os abióticos, como profundidade da coluna d'água, estado trófico, temperatura, pH, entre outros, concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo). E bióticos como competição inter e intraespecífica, herbivoria, potencial de dispersão e de colonização de cada espécie (LACOUL; FREEDMAN, 2006), poluição e pressões antrópicas (JUNK; PIEDADE, 1997; HRIVNÁK et al., 2006; GECHEVA et al., 2013).

As investigações dos efeitos da expansão urbana em ecossistemas aquáticos têm recebido uma atenção considerável por parte da comunidade científica (HALL et al., 1999, PAUCHARD et al., 2006; STRANKO et al., 2010; CHEN et al., 2014). Poucos trabalhos têm sido escritos sobre as respostas de comunidades de macrófitas aquáticas quanto à urbanização, sendo que a maior parte dos trabalhos encontrados foram realizados em outros países (PRESTON et al., 2003; BALANSON et al., 2005; UZULE, 2013) aumentando a necessidade de estudos que realizem esta caracterização em nosso país.

Desta forma, os objetivos deste trabalho foram: 1) realizar um inventário das macrófitas aquáticas em córregos urbanos de duas microbacias da cidade de Dourados-MS e 2) Estabelecer a relação entre as variáveis ambientais e a distribuição das espécies de macrófitas.

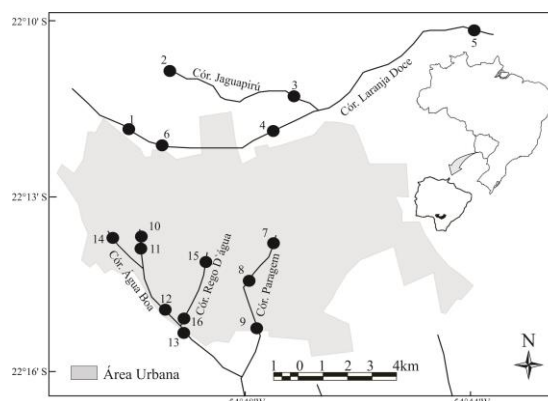
## 2 Material e métodos

### *Área de estudo*

As amostragens foram realizadas nos meses de agosto/2010, novembro/2010 e fevereiro/2011, em dezesseis locais, sendo seis (do Local 1 ao 6) na microbacia do córrego Laranja Doce que deságua no Rio Brillhante e dez locais (do Local 7 ao 16) na microbacia do córrego Água Boa (Figura 1) que deságua no Rio Dourados. Todos os locais foram amostrados no período diurno em um trecho de aproximadamente 100m. Os critérios para seleção dos locais amostrados foram facilidade de acesso e representatividade das diferentes condições ambientais nessas microbacias.

### *Amostragem*

As macrófitas aquáticas/palustres encontradas nos pontos de amostragem foram coletadas em triplicata manualmente, prensadas, desidratadas em estufa a 60°C, por aproximadamente 72 horas e identificadas posteriormente baseada principalmente nos trabalhos de Kissmann (1997), Scremin-Dias et al. (1999), Pott; Pott (2000) e Amaral et al. (2008). As exsicatas foram depositadas no Herbário da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (CGMS) em Campo Grande.



**Figura 1.** Localização dos trechos de córregos amostrados nas microbacias dos Córregos Laranja Doce e Água Boa, da cidade de Dourados (em cinza), Mato Grosso do Sul.

Em cada ponto de amostragem foi obtido um conjunto de variáveis ambientais: condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ ; Delta OHM Conductivity Meter HD 8706 – R2), profundidade (m) e a largura (m) foram obtidas em cinco locais em cada trecho dos córregos amostrados, com a utilização de uma haste de madeira graduada. A velocidade da correnteza ( $\text{m}/\text{s}^{-1}$ ) foi obtida utilizando um fluxômetro digital (Global Water FP101) e a turbidez (NTU) foi medida em laboratório utilizando um turbidímetro de bancada HACH, modelo 2100P.

Para cada ponto de amostragem foi utilizada a média aritmética de cada variável. Foram atribuídas três categorias de luminosidade (1 = 60-100%, 2 = 35-59% e 3  $\leq$  34% de luminosidade), com referência a cobertura vegetal da mata ciliar em torno dos trechos de córregos amostrados.

### *Análise da Qualidade Ambiental*

Para verificar se os graus de degradação dos pontos de amostragem influenciaram a comunidade de

macrófitas aquáticas existentes, foi realizada uma avaliação da integridade dos locais, referente ao estado de conservação e aos níveis de impacto ambiental. Essa avaliação foi feita através da adaptação de um Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) proposto por Hannaford et al. (1997), pela Environmental Protection Agency of Ohio, EPA (1987), e dos trabalhos desenvolvidos por Callisto et al. (2002) e Casatti et al. (2006a, 2006b).

Foi utilizado um conjunto de parâmetros limnológicos (condutividade, velocidade da correnteza e turbidez) e métricas de paisagem (% área urbana, agropecuária, florestal e úmida) obtidas através de imagens de satélite CBERS 2B/CCD que descrevem as condições ambientais existentes, no qual, situações de melhor qualidade ambiental receberam maiores pontuações (Tabela 1).

Dessa forma foi criado um índice multimétrico de qualidade do ambiente, resultante da somatória dos parâmetros em cada ponto, em extensões de 100m amostradas em cada córrego. Esse protocolo forneceu informações quali/quantitativas dos locais através da somatória da pontuação dada a cada parâmetro avaliado. Consequentemente, e, de acordo com a pontuação obtida, esses valores correspondem a classes denominadas: Impactado (até 30 pontos), Alterado (31 a 45 pontos) e Natural (46 a 55 pontos).

#### *Análises estatísticas*

A riqueza total nos locais amostrados foi estimada através do método *bootstrap* (EFRON, 1979). A curva de acumulação de espécies foi calculada para cada microbacia para visualizar a relação de espécies por número de locais

amostrados, uma vez que a microbacia do córrego Laranja Doce teve seis locais amostrados enquanto a microbacia do córrego Água Boa teve dez locais amostrados.

A fim de quantificar se o nível de degradação dos locais influenciou a riqueza de espécies em relação às formas de vida das macrófitas aquáticas, realizamos uma análise de qui-quadrado.

Para analisar se alguma espécie pode ser utilizada como indicadora de algum nível de integridade, calculamos o “valor de indicação” (Indval) das espécies de macrófitas aquáticas em função dos níveis de integridade resultantes do PAR. Este método, desenvolvido por Dufrene; Legendre (1997), combina o grau de especificidade de uma determinada espécie para um *status* ecológico, por exemplo, tipo de hábitat e sua fidelidade dentro do *status*, medida através da sua percentagem de ocorrência (MCGEOCH et al., 2002). O Indval foi calculado com 999 randomizações para determinar a significância estatística dos valores de Indval.

Os dados de ocorrência das espécies de macrófitas foram utilizados primariamente para definir o número de espécies em cada local amostrado, sendo posteriormente realizada uma Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), para verificar diferenças na composição e na riqueza das espécies de macrófitas entre os ambientes. A NMDS organiza os locais de amostragem em um espaço multidimensional de acordo com a similaridade na composição de espécies (coeficiente de Jaccard) de cada local. Uma vez realizada esta etapa a importância das variáveis ambientais (profundidade, largura, luminosidade e o

PAR) para a formação deste gradiente foi testada através da aplicação da rotina “envfit” no pacote “vegan” que após a obtenção de um valor de  $r^2$  para as variáveis ambientais utiliza um processo de randomização para definir a significância destas (999 permutações) para todos os eixos em conjunto. Todas as análises foram realizadas utilizando o software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

### 3 Resultados e Discussão

Foram registradas 33 famílias e 54 gêneros distribuídos em 79 espécies (Tabela 2). A microbacia do córrego Água Boa apresentou a maior riqueza com 67 espécies, sendo que 50% das espécies ocorreram somente nesta microbacia. A estimativa *bootstrap* de riqueza de espécies sugere que existam 98 espécies ( $\alpha=0,05$ ) nas microbacias analisadas, com intervalo de confiança variando entre 71 e 124 espécies, desta forma estimamos que 80,8% das espécies existentes nas microbacias foram amostradas.

No entanto, considerando o esforço amostral nestas microbacias se observa através da curva de acumulação de espécies, que a riqueza é equivalente entre as microbacias (Figura 2).

Os locais amostrados apresentam o predomínio de representantes da família Cyperaceae, com 17 espécies (21,25%), seguida de Poaceae (10 espécies), Alismataceae e Araliaceae (4 espécies, cada) (Figura 3). Além disso, a maior riqueza de espécies foi restrita em local (local 10) de elevada intensidade luminosa e com alta disponibilidade de nutrientes, sendo esta última indicada pela presença de espécies como *Eichhornia*

*crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Hedychium coronarium*, *Pennisetum purpureum*, *Echinodorus floribundus*, *Typha domingensis*, *Polygonum punctatum* e *Polygonum ferrugineum* (PEDRALI, 2003).

O predomínio de Cyperaceae e Poaceae é consistente com outros trabalhos de macrófitas aquáticas (eg. POTT; POTT, 2000; CERVI et al., 2009; HENRY-SILVA et al., 2010; MORMUL et al., 2010; FERREIRA et al., 2011), dado seu comportamento generalista. O fato das espécies dessas famílias possuírem sistema subterrâneo complexo, formado por rizomas e tubérculo, permite eficiente propagação vegetativa (GOETGHEBEUR, 1998; LORENZI, 2008) e, conseqüentemente, as tornam espécies competitivamente eficientes. Além disso, os representantes dessas famílias são perenes (eg. *C. alternifolius*, *Cyperus haspan*, *Rhynchospora corymbosa*, *Andropogon bicornis*, *Pennisetum purpureum*, *Hymenachne amplexicaulis*), dominando completamente os ambientes no período de redução da coluna d'água (BOVE et al., 2003).

**Tabela 1** – Protocolo de avaliação da qualidade ambiental, níveis e impacto ambientais e conservação de habitats (Adaptado de Hannaford et al. (1997), Agência de Proteção Ambiental de Ohio, EUA (1987) dos trabalhos desenvolvidos por Callisto et al. (2002) e Casatti et al. (2006).

Parâmetros	Pontuação			
	5	3	2	0
<b>A - Tipos de ocupação das margens dos córregos</b>	Ausência de ocupação; Vegetação Natural	Sítios, Chácaras, locais para recreação	Pecuária; Animais domésticos em quantidade significativa	Residencial; Comercial; Industrial
<b>B – Características da vegetação</b>	Vegetação Natural	Capoeira com sub-bosque; Áreas de reflorestamento	Pasto/Agricultura	Solo exposto, sem vegetação
<b>C – Largura da Mata ciliar</b>	> 30 m	30 m ≤ 20 m	20 m ≤ 10 m	< 10 m
<b>D – Erosão próxima e/ou nas margens dos córregos e assoreamento em seu leito</b>	Ausente	Ambiente propício a erosões	Erosão moderada	Acentuada
<b>E – Assoreamento</b>	0 – 5% da região amostrada	5 – 30% da região amostrada	30 – 50% da região amostrada	> 50% da região amostrada
<b>F – Características no fluxo da água</b>	Fluxo d'água constante, sem interrupções; Ausência de barragens	Presença de pequenas barragens efeito antrópico e acúmulo de	Fluxo d'água prejudicado por construções, captação de água	Fluxo d'água interrompido por assoreamento,

		lixo		construções, captação de água; substrato exposto
<b>G – Substrato</b>	Substrato heterogêneo; ótima proporção de material alóctone	Presença de galhos e folhas em menor proporção que seixos, pedras e lajes	Areia, argila, silte e pedras	Ausência generalizada de habitats, prevalência de argila, areia, silte e matéria orgânica
<b>H – Variação de velocidade e profundidade</b>	Proporção de lento-profundo; lento-raso; rápido-raso e rápido-profundo	Presença de apenas 3 das 4 descrições de pontuação máxima	Presença de 2 das 4 descrições da pontuação máxima	Dominância de apenas um item dos descritos da pontuação máxima (lento - profundo)
<b>I – Transparência da água</b>	Transparente	Barrenta - Marrom Claro	Turva/ cor de chá forte (verde escuro/ou acinzentada)	Colorida/Afluentes industriais
<b>J – Combinação de meso – habitats</b>	Presença de quedas d'água, porção de água lântica e menor proporção de corredeiras	Predomínio de corredeiras e porções de água lântica	Ambiente totalmente lântico	Ambiente totalmente lótico
<b>K – Condutividade</b>	75 – 105 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$	105 – 305 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$	305 – 550 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$	550 - 760 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$

---

**Tabela 2.** Lista de espécies de macrófitas aquáticas amostradas nas microbacias dos córregos Laranja Doce (1 a 6) e Água Boa (7 a 16) em Dourados, Mato Grosso do Sul. Forma de vida segundo Irgang et al.(1984): Anf = Anfíbia, Em = Emergente, Ff = Flutuante Fixa, Fl = Flutuante Livre, Sf = Submersa Fixa, Sl = Submersa Livre.

<b>Família/Espécie</b>	<b>Forma de vida</b>	<b>Local de coleta</b>
<b>ACANTHACEAE</b>		
<i>Hygrophila costata</i> Nees	Anf	1 e 10
<i>Justicia laevilinguis</i> (Nees) Lindau	Anf	10
<b>ALISMATACEAE</b>		
<i>Elanthium bolivianum</i> (Rusby) Lehtonen & Myllys	Em	14
<i>Echinodorus floribundus</i> (Seub.) Seub.	Em	2 e 10
<i>Hydrocleys nymphoides</i> (Willd.) Buchenau	Ff	14
<i>Limnocharis laforestii</i> Griseb.	Em	2 e 14
<b>APIACEAE</b>		
<i>Apium leptophyllum</i> (Pers.) F.Muell. ex Benth.	Anf	4
<i>Eryngium eburneum</i> Decne	Anf	2 e 10
<b>ARACEAE</b>		
<i>Pistia stratiotes</i> L.	Fl	1, 2 e 10
<b>ARALIACEAE</b>		
<i>Hydrocotyle leucocephala</i> Cham. & Schltdl.	Em	10
<i>Hydrocotyle pusilla</i> A.Rich.	Em	2 e 10
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.f.	Ff	10 e 14
<i>Hydrocotyle verticillata</i> Thunb.	Em	10
<b>ASTERACEAE</b>		



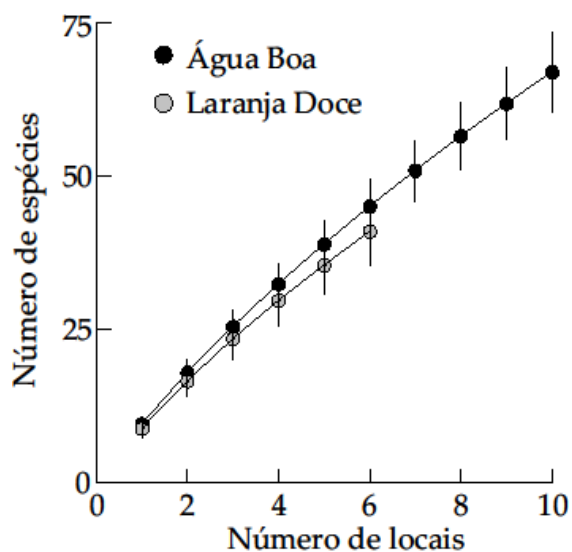
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Anf	10
<i>Spilanthes acmella</i> (L.) Murr	Anf	9 e 10
<b>BEGONIACEA</b>		
<i>Begonia cucullata</i> Willd.	Em	2 e 10
<b>CANNACEAE</b>		
<i>Canna indica</i> L.	Anf	2
<b>CHAROPHYCEAE</b>		
<i>Nitella cf. furcata</i> (C.Roxburgh ex A.Bruzelius) C.Agardh	Sf	1 e 2
<i>Nitella cf. cernua</i> A. Braun	Sf	14
<b>CLEOMACEAE</b>		
<i>Cleome spinosa</i> Jacq.	Anf	11
<b>COMMELINACEAE</b>		
<i>Commelina benghalensis</i> L.	Em	1
<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	Em	11 e 16
<i>Commelina schomburgkiana</i> Klotzsch	Em	1, 2, 5, 10 e 12
<b>CONVOLVULACEAE</b>		
<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	Anf	15
<i>Ipomoea ramosissima</i> (Poir.) Choisy	Anf	2 e 10
<b>CYPERACEAE</b>		
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	Anf	10
<i>Cyperus alternifolius</i> L.	Em	6, 8, 15 e 16
<i>Cyperus brevifolius</i> (Rottb.) Endl. ex Hassk.	Anf	10
<i>Cyperus friburgensis</i> Boeckeler	Anf	2
<i>Cyperus haspan</i> L.	Anf	2 e 10
<i>Cyperus lanceolatus</i> Poir.	Anf	10

<i>Cyperus odoratus</i> L.	Anf	6 e 10
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	Anf	10
<i>Cyperus virens</i> Michx.	Anf	6
<i>Eleocharis acutangula</i> (Roxb.) Schult.	Em	2
<i>Eleocharis sellowiana</i> Kunth	Em	10
<i>Eleocharis minima</i> Kunth	Em	2
<i>Eleocharis montana</i> (Kunth) Roem. & Schult.	Em	2 e 10
<i>Eleocharis maculosa</i> (Vahl) Roem. & Schult.	Em	14
<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	Anf	10
<i>Lipocarpa humboldtiana</i> Nees	Anf	10
<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	Anf	1, 2, 4, 11 e 14
<b>FABACEAE</b>		
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Anf	10
<b>HELICONIACEAE</b>		
<i>Heliconia psittacorum</i> L.f.	Anf	10
<b>LENTIBULARIACEAE</b>		
<i>Utricularia gibba</i> L.	Sl	10
<b>LYTHRACEAE</b>		
<i>Rotala mexicana</i> Cham. & Schltl.	Sf	2 e 10
<b>MELASTOMATACEAE</b>		
<i>Acisanthera variabilis</i> (Mart. & Schrank) Triana	Anf	2 e 14
<i>Rhynchanthera novemnervia</i> DC.	Em	10
<b>ONAGRACEAE</b>		
<i>Ludwigia bullata</i> (Hassl.) H.Hara	Anf	10
<i>Ludwigia lagunae</i> (Morang) H.Hara	Em	2, 4, 5, 8, 9, 10, 12, 13

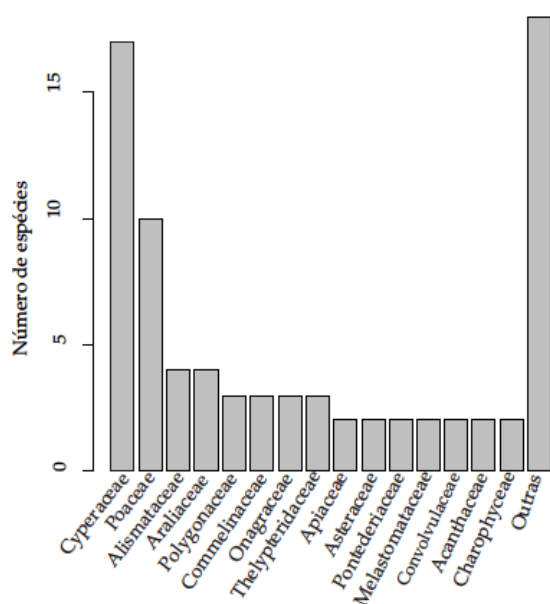
		e 14
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven	Anf	10
<b>PLANTAGINACEAE</b>		
<i>Bacopa australis</i> V.C. Souza	Em	10 e 14
<b>PHYLLANTHACEAE</b>		
<i>Phyllanthus amarus</i> Schumach.	Anf	10
<b>PIPERACEAE</b>		
<i>Piper regnellii</i> (Miq.) C.DC.	Anf	1
<b>POACEAE</b>		
<i>Andropogon bicornis</i> L.	Anf	2, 10 e 14
<i>Coix lacryma-jobi</i> L.	Anf	9
<i>Hymenachne amplexicaulis</i> (Rudge) Nees	Anf	11
<i>Oplismenus hirtellus</i> (L.) P.Beauv.	Anf	1
<i>Panicum dichotomiflorum</i> Michx.	Anf	11
<i>Paspalum conjugatum</i> P.J.Bergius	Anf	2
<i>Paspalum virgatum</i> L.	Anf	10
<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	Em	11 e 16
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	Anf	1 e 10
<i>Urochloa arrecta</i> (Hack. ex T.Durand & Schinz) Morrone & Zuloaga	Anf	4, 5, 7, 12, 13 e 14
<b>POLYGONACEAE</b>		
<i>Polygonum acuminatum</i> Kunth	Em	9
<i>Polygonum ferrugineum</i> Wedd.	Em	16
<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	Em	2, 4, 7, 9, 11, 12 e 13
<b>PONTEDERIACEAE</b>		

<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Fl	7 e 10
<i>Heteranthera reniformis</i> Ruiz & Pav.	Sf	2, 4 e 10
<b>PTERIDACEAE</b>		
<i>Pityrogramma calomelanos</i> (L.) Link	Anf	2 e 10
<b>RUBIACEAE</b>		
<i>Borreria pulchristipula</i> (Bremek.) Bacigalupo & E.L. Cabral	Anf	14
<b>SALVINIACEAE</b>		
<i>Salvinia biloba</i> Raddi	Fl	10
<b>SOLANACEAE</b>		
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Anf	9
<b>THELYPTERIDACEAE</b>		
<i>Macrothelypteris torresiana</i> (Gaudich.) Ching	Anf	6
<i>Thelypteris</i> cf. <i>opposita</i> (Vahl) Ching	Anf	3, 10 e 15
<i>Thelypteris serrata</i> (Cav.) Alston	Anf	11
<b>TYPHACEAE</b>		
<i>Typha domingensis</i> Pers.	Em	1, 8, 10, 12, 13 e 14
<b>XYRIDACEAE</b>		
<i>Xyris jupicai</i> Rich.	Em	2, 10 e 14
<b>ZINGIBERACEAE</b>		
<i>Hedychium coronarium</i> J. Koenig	Anf	1, 2, 6 e 10

---



**Figura 2.** Curva de acumulação de espécies das comunidades de macrófitas aquáticas nas microbacias dos córregos Laranja Doce e Água Boa, Dourados, Mato Grosso do Sul.



**Figura 3.** Relação das principais famílias de macrófitas aquáticas amostradas nas microbacias Laranja Doce e Água Boa, Dourados, Mato Grosso do Sul.

Parte dos táxons encontrados neste trabalho são espécies ruderais ou oportunistas (eg. *Eryngium eburneum*, *R. corymbosa*, *A. bicornis*, *Urochloa arrecta*, *E. floribundus*, *T. domingensis*, *S. biloba*, *H. coronarium*, *Heteranthera reniformis*). Este fato pode ser facilmente explicado pela alta capacidade de adaptação e resistência das mesmas, grande produção de sementes, facilidade na dispersão das sementes, alta capacidade de brotamento e regeneração e longevidade das mesmas (LORENZI, 2008). Trabalhos em que foram registrado uma elevada porcentagem de espécies ruderais ou invasoras (KISSMANN, 1997; KITA; SOUZA, 2003; BOVE et al., 2003; HENRY-SILVA et al., 2010), relatam que isso pode ser indicativo de ambientes menos preservados, proporcionando condições favoráveis para a colonização de espécies de plantas daninhas potenciais.

Além desses fatores explicarem o predomínio de Cyperaceae e Poaceae, observamos que os trechos amostrados localizados mais próximos à região urbana possuem suas matas ciliares desmatadas. Desta forma como a maioria das espécies dessas duas famílias são perenes e possuem alta taxa de regeneração, recolonizam muito rapidamente estes locais se tornando dominantes sob estas condições. Entre as principais causas dessas infestações destaca-se a ação antrópica, que promove a eutrofização dos cursos d'água, elevando a concentração de nutrientes (e.g. nitrogênio, fósforo, potássio, carbono e ferro; CARVALHO, 2004) essenciais para plantas.

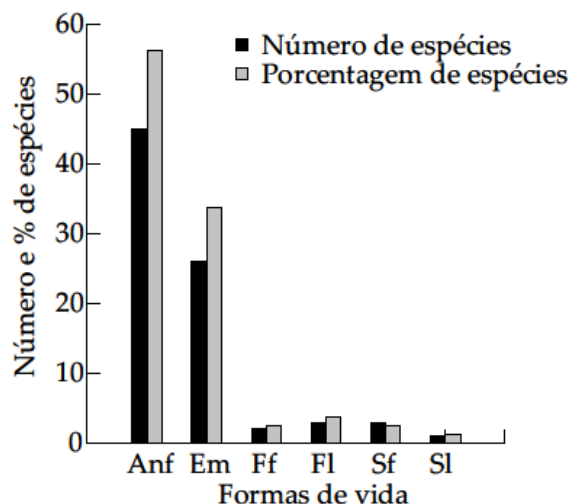
As espécies registradas são, em sua maioria anfíbias, seguidas pelas espécies emergentes e flutuantes livres (Figura 4). Não constatamos diferenças

significativas entre os níveis de degradação dos trechos dos córregos das microbacias quanto à riqueza em cada forma de vida ( $\chi^2 = 5,58$ ;  $p = 0,06$ ), ainda que o resultado seja marginalmente significativo, sugerindo que estudos posteriores devam ser realizados buscando elucidar de forma mais clara esta relação entre forma de vida e diferenciação entre microbacias.

O Indval calculado para as espécies de macrófitas aquáticas amostradas não resultou em nenhuma espécie que possa ser utilizada como indicadora dos níveis de integridade propostos pelo PAR.

As espécies emergentes se destacaram na paisagem por serem frequentes tanto em locais impactados quanto alterados (eg. *Ludwigia lagunae* e *P. punctatum*). Desta forma, corroborando os dados do Indval não foi possível utilizar a ocorrência destas espécies como indicadoras da integridade dos habitats analisados. Essa forma biológica, muitas vezes, não é considerada um vegetal verdadeiramente aquático, pois apesar de estar num meio com água, pode apresentar características xeromórficas (RIZZINI, 1997).

A grande representatividade de espécies anfíbias e emergentes pode ser atribuída à condição de ecótono dos trechos amostrados, uma



**Figura 4.** Frequência de ocorrência das formas de vida das macrófitas aquáticas amostradas nas microbacias Laranja Doce e Água Boa, Dourados, Mato Grosso do Sul. Anf = Anfíbia, Em = Emergente, Ff = Flutuante Fixa, Fl = Flutuante Livre, Sf = Submersa Fixa, Sl = Submersa Livre, segundo Irgang et al., (1984).

vez que estas se encontram nas margens, área de interface entre o ambiente terrestre e o aquático onde, ocorre uma grande diversidade de espécies e de formas biológicas (SCULTHORPE, 1967), principalmente, as anfíbias e emergentes, o que pode estar associado a um conjunto de condições ambientais mais favoráveis ao desenvolvimento destas espécies.

Apenas três espécies de flutuantes livres (*P. stratiotes*, *E. crassipes*, *Salvinia biloba*), duas flutuantes fixas (*Hydrocotyle ranunculoides* e *Hydrocleys nymphoides*), duas submersas fixas (*Nitella* sp. e *Heteranthera reniformis*) e apenas uma submersa livre (*Utricularia gibba*), foram encontradas em ambientes semi-lênticos. Este resultado pode ser um reflexo da ação da baixa correnteza sobre a maior probabilidade de estabelecimento das espécies de macrófitas, conforme relatado por Camargo et al. (2003), já que a

correnteza carrega as sementes e/ou propágulos para os córregos/rios de maior volume e menor correnteza. Além da atuação da correnteza, o pequeno volume destes córregos limita a ocorrência destas espécies, aumentando a dominância das espécies anfíbias.

Através dos resultados do protocolo de avaliação rápida (PAR), observa-se que os locais das microbacias Água Boa e Laranja Doce encontram-se impactados e alterados (Tabela 3). Os trechos de córregos impactados são: 6, 8, 9, 10, 11, 13 e 16 enquanto os trechos alterados foram: 1, 2, 3, 4, 5, 7, 12, 14 e 15.

Os parâmetros que apresentaram os menores valores obtidos para o PAR, como tipo de ocupação ocupação das margens do rio e largura da mata ciliar estão diretamente relacionados à composição da paisagem e à uma boa estrutura da formação florestal.

Uma vez que a presença de espécies invasoras reflete a ação antrópica interferindo na composição florística das comunidades de plantas aquáticas (PEDRALLI; GONÇALVES, 1997), torna-se evidente que a infestação por parte das macrófitas registradas neste trabalho está relacionada principalmente à ação antrópica, pela retirada de mata ciliar e eutrofização, proveniente da urbanização e atividade agropecuária ao redor dos trechos de córregos amostrados.).

Na análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) (Figura 5), com os dois eixos explicando 55,04% da matriz constatou-se que o PAR foi a única variável com relação significativa com a distribuição das espécies de macrófitas ( $r^2 = 0,56$ ;  $p = 0,003$ ).

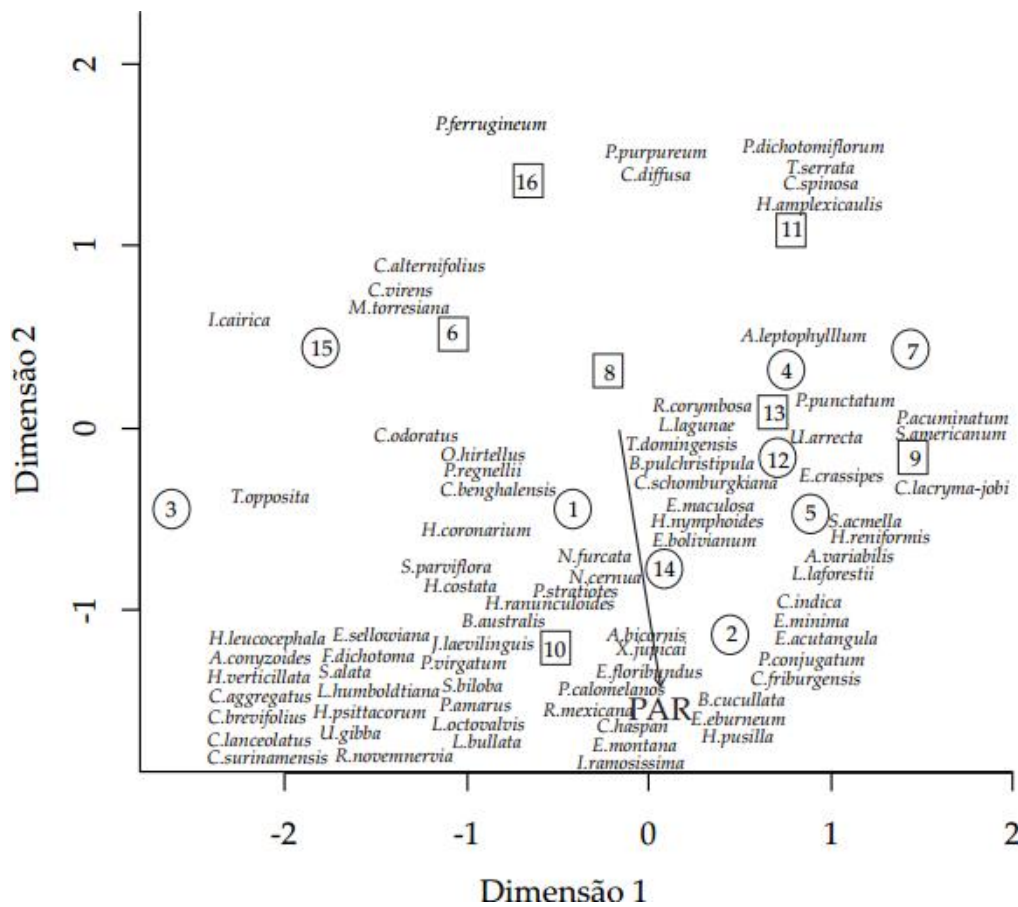
Ainda que os resultados da NMDS não permitam uma diferenciação clara entre os pontos amostrais, é possível observar que a distribuição dos locais classificados como impactados encontra-se relacionada a uma menor riqueza de espécies. Porém é preciso considerar que os trechos 6, 9 e 10, encontram-se no limite de pontuação que difere impactados de alterados sendo que dois (6 e 10) destes trechos apresentaram maior riqueza de espécies.

Os trechos de córregos classificados como alterados, se encontram preferencialmente na região inferior do gráfico, no sentido em que o aumento da riqueza de espécies possui uma correlação significativa com Parâmetro de Avaliação Rápida, sugerindo que a integridade ambiental seja um fator determinante na distribuição das espécies. De forma complementar, podemos observar ainda, que as espécies emergentes que foram mais frequentes (*Ludwigia lagunae*, *T. domingensis*, *C. schomburgkiana* e *P. punctatum*) em ambas as microbacias se encontram na região central do gráfico. Notamos ainda maior diversidade de formas de vida (flutuante livre, submersa livre, emergente e submersa fixa): *S. biloba*, *U. gibba*, *Helanthium bolivianun* e *Rotala mexicana*, nos trechos alterados. Já os trechos impactados foram caracterizados por uma riqueza concentrada principalmente em espécies anfíbias das famílias Cyperaceae e Poaceae, como: *C. alternifolius*, *U. arrecta*, e *P. purpureum*.

**Tabela 3.** Pontuação dos trechos de riachos amostrados nas microbacias dos córregos Laranja Doce (1 a 6) e Água Boa (7 a 16) em Dourados, Mato Grosso do Sul quanto aos parâmetros utilizados do Protocolo de Avaliação Rápida e suas respectivas classes de qualidade: Alt = Alterado, Im = Impactado.

Parâmetros	Trechos de Córregos Urbanos/Dourados-MS															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
A - Tipos de ocupação das margens dos córregos	3	3	3	3	3	0	3	0	0	3	0	0	0	5	0	0
B – Características da vegetação	5	2	5	2	5	2	5	5	5	3	0	5	3	5	3	0
C – Largura da Mata ciliar	0	0	2	0	2	0	5	2	2	0	0	2	0	3	0	0
D – Erosão próxima e/ou nas margens dos córregos e assoreamento em seu leito	3	3	2	2	3	5	3	3	2	5	0	3	2	5	5	2
E – Assoreamento	5	5	5	5	5	5	5	3	3	5	3	5	5	5	5	3
F – Características no fluxo da água	2	2	5	3	5	3	2	3	5	5	3	5	5	5	5	3
G – Substrato	5	5	5	2	5	2	5	5	5	0	2	2	5	2	5	5
H – Variação de velocidade e profundidade	2	3	2	3	5	2	2	0	3	0	0	2	2	2	0	0
I – Transparência da água	5	5	2	3	2	3	2	5	2	5	2	5	3	5	5	3
J – Combinação de meso –hábitats	3	2	0	5	3	5	3	0	3	2	2	5	0	2	0	2
K – Condutividade	5	5	3	3	3	3	3	3	0	2	2	3	0	2	3	0
<b>Somatória</b>	<b>38</b>	<b>35</b>	<b>34</b>	<b>31</b>	<b>41</b>	<b>30</b>	<b>38</b>	<b>29</b>	<b>30</b>	<b>30</b>	<b>14</b>	<b>37</b>	<b>25</b>	<b>41</b>	<b>31</b>	<b>18</b>
<b>Qualidade</b>	<b>Alt</b>	<b>Alt</b>	<b>Alt</b>	<b>Alt</b>	<b>Alt</b>	<b>Im</b>	<b>Alt</b>	<b>Im</b>	<b>Im</b>	<b>Im</b>	<b>Im</b>	<b>Alt</b>	<b>Im</b>	<b>Alt</b>	<b>Alt</b>	<b>Im</b>





**Figura 5.** Ordenação resultante da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMS) das espécies de macrófitas aquáticas e trechos de córregos amostrados nas microbacias Laranja Doce (1 a 6) e Água Boa (7 a 16) em Dourados, Mato Grosso do Sul. Os trechos de córregos marcados com círculos foram classificados como Alterados e os marcados com quadrados como Impactados.

A formação de grupos de trechos de córregos de acordo com a integridade sugere influência de fatores antrópicos sobre a riqueza de espécies nos locais amostrados conforme a categorização realizada através do PAR. A interferência antrópica sobre os ecossistemas aquáticos amostrados, demonstrada através da marcante ausência de mata ciliar e presença de habitações, lavouras, esgotos e deposição de lixo nas margens e nos corpos d'água, é a principal responsável pelos baixos valores pontuais dos parâmetros revelados pelos resultados obtidos.

Contudo, a ampliação das amostragens para trechos de córregos mais íntegros é importante para que um amplo gradiente de integridade possa revelar com maior clareza o seu papel sobre a distribuição das macrófitas aquáticas em córregos.

### Agradecimentos

À Prefeitura Municipal de Dourados pelo apoio financeiro e à CAPES pela concessão da bolsa de mestrado da primeira autora. A todos do Herbário da UFMS (CGMS) em Campo Grande pelo auxílio nas identificações das macrófitas aquáticas. À Fabiane S. Ferreira, pelo auxílio nas atividades de campo.

### Referências

ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In: **IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA)**, Almeria, p. 203-213, 1996.

AMARAL, M. C. E. et al. **Guia de campo para plantas aquáticas e palustres do Estado de São Paulo**. Ribeirão Preto: Holos, 2008. 452 p.

BALANSON, S. et al. Aquatic macrophyte diversity and habitat characterization of the Cuyahoga River watershed in northeastern Ohio. **The Ohio Journal of Science**, v. 105, n. 4), p. 88-96, 2005.

BARBOUR, M. T. et al. **Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish**. 2. ed. Washington, D. C.: U.S. Environmental Protection Agency; Office Of Water (EPA 841-B-99-002). 1999.

BOVE, C. P. et al. Hidrófitas fanerogâmicas de ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n.1, p.119-135, 2003.

CALLISTO, M. et al. Aplicação de um protocolo de avaliação da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 14, n. 1, p.91-98, 2002.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; SILVA, G.G.H. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (eds.) **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Universidade Estadual de Maringá. 2003. p. 59-84.

CAMARGO, A. F. M.; SCHIAVETTI, A.; CETRA, M. Efeito da Mineração de areia sobre a estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em um ecossistema lótico do litoral sul paulista. **Revista Brasileira de Ecologia**, v. 1, n. 2, p.54-59, 1997.

- CARVALHO, S. L. **EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL: Um Problema em Rios, Lagos e Represas**. 2004. Disponível em: <<http://www.agr.feis.unesp.br/ctl28082004.php>>. Acesso em: 27 maio 2013.
- CASATTI, L. et al. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2b, p.681-696, 2006a.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental management**, v. 38, n. 6, p. 974-982, 2006b.
- CERVI, A. C. et al. Macrófitas aquáticas do Município de General Carneiro, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p.214-222, 2009.
- CHEN, Y. et al. Palynological evidence of natural and anthropogenic impacts on aquatic environmental changes over the last 150 years in Dongping Lake, North China. **Quaternary International**, v. 349, p. 2-9, 2014.
- DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p.345-366, 1997.
- EFRON, B. Bootstrap methods: another look at the jackknife. **Annals of Statistics**, v. 7, n. 1, p.1-26, 1979.
- ESTEVES, F. A. & CAMARGO, A. F. M. 1986. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 1, n. 1, p.273-298, 1986.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.
- FERREIRA, F. A. et al. Macrophytes in the upper Paraná river floodplain: checklist and comparison with other large South American wetlands. **Revista de Biologia Tropical**, v. 59, n. 2, p.541-556, 2011.
- GECHEVA, G.; YURUKOVA, L.; CHESHMEDJIEV, S. Patterns of aquatic macrophyte species composition and distribution in Bulgarian rivers. **Turkish Journal of Botany**, v. 37, p.99-110, 2013.
- GOETGHEBEUR, P. Cyperaceae. In: KUBITZKI, K. et al. **Flowering Plants - Monocotyledons: The Families and Genera of Vascular Plants Volume 4**. Springer - Verlag, 1998. p. 141-190.
- GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 2, n. 1, p.153-164, 2003.
- HALL, R. I. et al. Effects of agriculture, urbanization, and climate on water quality in the northern Great Plains. **Limnology and Oceanography**, v. 44, n. 3 part 2, p. 739-756, 1999.
- HANNAFORD, M. J.; BARBOUR, M. T.; RESH, V. H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 4, p.853-860, 1997.
- HENRY-SILVA, G. G.; MOURA, R. S. T.; DANTAS, L. L. O. Richness and distribution of aquatic macrophytes in Brazilian semi-arid aquatic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p.147-156, 2010.

HEPP, L. U.; SANTOS, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 157, p. 305-318, 2009.

HRIVNÁK, R.; OŤAHEL'OVÁ, H.; JAROLÍMEK, I. Diversity of aquatic macrophytes in relation to environmental factors in the Slatina river (Slovakia). **Biologia**, v. 61, n. 4, p.413-419, 2006.

IRGANG, B. E., PEDRALLI, G. & WAECHTER, J. L. Macrófitos aquáticos da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Roessleria**, v. 6, n. 1, p.395-404, 1984.

JUNK, W. J.; PIEDEDE, M. T. F. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: JUNK, W. J. **The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system** Volume 126. Springer - Verlag, 1997. p. 147-185.

KISSMANN, K. G. **Plantas infestantes e nocivas**: tomo I: plantas inferiores, monocotiledôneas. 2. ed. São Paulo: BASF, 1997. v. 1. 825 p.

KITA, K. K.; SOUZA, M. C. Levantamento florístico e fitofisionomia da lagoa Figueira e seu entorno, planície alagável do alto rio Paraná, Porto Rico, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 25, n. 1, p. 145-155, 2003.

LACOU, P.; FREEDMAN, B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. **Environmental Review**, v. 14, n. 2: p. 89-136, 2006.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e

medicinais. 4. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. 640 p.

MCGEOCH, M. A.; RENSBURG, B. J. V.; BOTES, B. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, n. 4, p.661-672, 2002.

MORMUL, R. P. et al. Aquatic macrophytes in the large, sub-tropical Itaipu Reservoir, Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 58, n. 4, p.1437-1452, 2010.

PAUCHARD, A. et al. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). **Biological conservation**, v. 127, n. 3, p. 272-281, 2006.

PEDRALLI, G.. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativa para usos múltiplos de reservatórios. In: THOMAZ, S. M.;BINI, L. M. (eds.) **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Universidade Estadual de Maringá. 2003. p. 171-188.

PEDRALLI, G.; GONÇALVES, A. P. S. Levantamento florístico e aspectos da sucessão em duas lagoas na região Cárstica de Minas Gerais, Brasil. **Daphne**, v. 7, n. 3, p.17-25, 1997.

POMPÊO, Marcelo. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 5, 2008.

POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Corumbá: Embrapa/CPAP. 2000. 404 p.

PRESTON, C. D. et al. The long-term impact of urbanisation on aquatic plants: Cambridge and the River Cam. **Science of the total environment**, v. 314, p. 67-87, 2003.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. [2.2.0]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. 2011.

RIZIZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. Rio de Janeiro: Editora Âmbito Cultural. 1997. 747p.

RODRIGUES, L. et al. **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Rima. 2005. p. 281-292.

SCREMIN-DIAS, E. H. et al. **Nos jardins submersos da Bodoquena**. Campo Grande: Editora UFMS. 1999. 160 p.

SCULTHORPE, C. D. **The biology of aquatic vascular plants**. London: Edward Arnold Ltd. 1967. 610 p.

SILVA, J. R. V.; MARTINS, D. Controle químico de *Typha subulata* em dois estádios de desenvolvimento. **Planta Daninha**, v. 22, n. 3, p.437-443, 2004.

STRANKO, S. A. et al. Differential effects of urbanization and non-natives on imperiled stream species. **Northeastern Naturalist**, v. 17, n. 4, p. 593-614, 2010.

THOMAZ, S. M. et al. Ocorrência e distribuição espacial de macrófitas aquáticas em reservatórios. In: USA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Biological criteria for the protection of aquatic life**. Division of Water Quality Monitoring and Assessment, (Surface Water Section). Columbus I-III 120. 1987.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. 2. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 1993. 1129 p.