



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Departamento de Botânica

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal



MARCO OTÁVIO DIAS PIVARI

**INVENTÁRIO E DINÂMICA DA SUCESSÃO DE
MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO SISTEMA LACUSTRE DO
VALE DO RIO DOCE, MINAS GERAIS, BRASIL**

**Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Biologia Vegetal do Departamento de Botânica do Instituto
de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas
Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de
Doutor em Biologia Vegetal.**

**Área de Concentração Morfologia, Sistemática e
Diversidade Vegetal**

BELO HORIZONTE – MG

2011



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Departamento de Botânica

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal



MARCO OTÁVIO DIAS PIVARI

**INVENTÁRIO E DINÂMICA DA SUCESSÃO DE
MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO SISTEMA LACUSTRE DO
VALE DO RIO DOCE, MINAS GERAIS, BRASIL**

**Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Biologia Vegetal do Departamento de Botânica do Instituto
de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas
Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de
Doutor em Biologia Vegetal.**

**Área de Concentração Morfologia, Sistemática e
Diversidade Vegetal**

**Orientador: Prof. Dr. Alexandre Salino
Universidade Federal de Minas Gerais**

BELO HORIZONTE – MG

2011

Pivari, Marco Otávio Dias.

Inventário e dinâmica da sucessão de macrófitas aquáticas no sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. [manuscrito] / Marco Otávio Dias. – 2011.

118 f. : il. ; 29,5 cm.

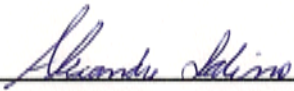
Orientador: Alexandre Salino.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Botânica.

1. Plantas aquáticas - Teses. 2. Flora lacustre - Doce, Rio, Vale (MG) – Teses. 3. Sensoriamento remoto - Teses. 4. Ecologia vegetal – Teses. 5. Botânica – Teses. I. Salino, Alexandre. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Botânica. III. Título.

CDU: 581.9(204)

**Tese defendida e aprovada, em 28 de fevereiro de 2011, pela banca
examinadora constituída pelos professores:**



Dr. Alexandre Salino - Orientador



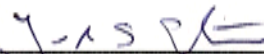
Dr. Arnildo Pott



Dra. Sylvia Therese Meyer Ribeiro



Dr. Philippe Maillard



Dr. Joao Renato Stehmann

*Dedico este trabalho aos meus pais, Marcos e Neuza,
à minha irmã, Isabela,
à minha esposa, Flávia,
aos meus irmãos, Thiago e Diogo,
aos meus professores, familiares e amigos
e àqueles que trabalham para conservação do Vale do Rio Doce em Minas Gerais.*

AGRADECIMENTOS

Ao Alexandre Salino, por aceitar orientar-me em uma linha de pesquisa diferente da sua, pela confiança e por todo auxílio durante quatro anos de trabalho.

Ao Vitor Baptista de Oliveira e Flavio Magalhães Costa, pela parceria, ajuda em campo e laboratório durante todo o desenvolvimento desta tese, sem restrições.

Ao Antônio Dias Veloso e Régis Moreira Ferreira, por toda discussão inspiradora e ajuda em campo.

Ao Geovane Tavares, pela parceria criada nos últimos anos através da vontade em comum de contribuir com o crescimento das pesquisas no Parque Estadual do Rio Doce.

Ao João Renato Stehmann pela inspiração, ensinamentos e formação botânica que me proporcionou.

Ao Philippe Maillard, pela prontidão em orientar sempre e por dividir gratuitamente a busca das respostas levantadas nesta tese.

À Thaís e à Renata, ao Tiago e ao Ivan pelo envolvimento no trabalho e todo apoio dado no sensoriamento remoto utilizado nesta tese.

Aos funcionários do Parque Estadual do Rio Doce, em especial a Marcus Vinícius, Lúcia, Nathália, Tiãzinho, Dora, Cláudio, Vinícius, Marquinhos, Vicente e Marco Antônio.

Ao Higor Magalhães, Rafael Cortat, Alex Chavier, Marcos Pivari, Douglas Soares e Flávia Silva pela ajuda no trabalho de campo.

Ao Jacinto Lana, por possibilitar o desenvolvimento da tese em áreas na empresa Cenibra, por disponibilizar fotos da área de estudo e pelas trocas de ideias.

Ao Jailton, Tiago e Celestino, funcionários da empresa Arcelor Mittal por possibilitarem o acesso às áreas da empresa.

Ao Sgto. Dutra, Cb. Cunha, Sd. Luciano e Sd. Íris, funcionários da Polícia Ambiental, pelo acompanhamento nas idas a campo em locais de difícil acesso.

Aos amigos companheiros de laboratório com quem pude aprender muito: Sobral, Pedrinho, Aristônio, Lu Kamino, Lu Melo, Vinícius, Nara, Taís, Vitor, André, Eric, Caetano, Leandro, Daniel, Gustavo, Mariana, Izabella, Erica, Danilo e Marcelo.

Aos especialistas que contribuíram com identificações de vários táxons: Arnildo Pott, Vali Pott, Pedro Viana, Nara Mota, Aristônio Teles, Erick Hattori, Jimi Nakagima, Thaís Almeida, Fátima Salimena, Rosana Romero, A. Rapini, M. Grappo Jr., Norma Bueno, G. Sehpherd, F.A. Vitta, M. Santos, Ana Odete Santos, João Batista e Vinícius Ditthrich.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo suporte financeiro.

SUMÁRIO

RESUMO	14
ABSTRACT	15
APRESENTAÇÃO	16
INTRODUÇÃO	18
ÁREAS ÚMIDAS E O GRUPO MACRÓFITAS AQUÁTICAS	18
SUCESSÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS	26
ESTUDOS SOBRE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO BRASIL	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35
HIPÓTESE	42
OBJETIVOS	44
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	45
CAPÍTULO 1 - MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO SISTEMA LACUSTRE DO VALE DO RIO DOCE, MINAS GERAIS, BRASIL	46
RESUMO	47
ABSTRACT	48
INTRODUÇÃO	49
OBJETIVOS	50
MATERIAL E MÉTODOS	50
RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65
ANEXOS DO CAPÍTULO 1	70
CAPÍTULO 2 - SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO ESTUDO DA DINÂMICA DA SUCESSÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO SISTEMA LACUSTRE DO VALE DO RIO DOCE, MINAS GERAIS, BRASIL	81
RESUMO	82
ABSTRACT	83
INTRODUÇÃO	84
OBJETIVOS	86
MATERIAL E MÉTODOS	86
RESULTADOS	95
DISCUSSÃO	100
CONCLUSÕES	106

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	107
ANEXOS DO CAPÍTULO 2	111
CONSIDERAÇÕES FINAIS	116

ÍNDICE DE FIGURAS

INTRODUÇÃO

Figura 1 – Formas biológicas de macrófitas aquáticas. Legenda: 1 - submersas fixas; 2 - submersas livres; 3 - flutuantes fixas; 4 - flutuantes livres; 5 - emergentes; 6 - anfíbias; 7 - epífitas (Fonte: Pedralli 1990). 21

Figura 2 – Algumas funções das plantas aquáticas nos ciclo biogeoquímicos e nos fluxos de nutrientes e MOP (matéria orgânica particulada) entre sedimento, macrófitas aquáticas, microflora epifítica e perifiton (Fonte: Tundisi & Tundisi 2008). 24

Figura 3 – Modelo de sucessão da vegetação aquática de lagoas no Pantanal, culminando com ilhas flutuantes com arbustos (Fonte: Pott & Pott 2003). 27

Figura 4 – Enfoques empregados com maior frequência (a) e principais temas abordados (b) no estudo sobre macrófitas aquáticas no Brasil (Fonte: Thomaz & Bini 2003). 31

CAPÍTULO 1

Figura 1 – Localização dos ambientes aquáticos (lagoas e brejos) do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, destacando o Parque Estadual do Rio Doce (PERD). 51

Figura 2 – Esquema de macrófitas aquáticas adaptado de Pott & Pott (2000) a partir das formas biológicas de Irgang *et al.* (1984). Legenda: 1 - anfíbia, 2 - emergente, 3 - flutuante fixa, 4 - flutuante livre, 5 - submersa fixa, 6 - submersa livre, 7 - epífita e 8 - embalsada (planta enraizada em histossolo de ilha flutuante). 64

ANEXOS CAPÍTULO 1

Prancha 1 – A - *Ceratopteris thalictroides* (Pteridaceae); B - *Thelypteris interrupta* (Thelypteridaceae); C - *Acrostichum danaeifolium* (Pteridaceae); D e E - *Salvinia auriculata* (Salviniaceae). 71

Prancha 2 – A - *Aeschynomene sensitiva* (Fabaceae); B - *Bactris setosa* (Arecaceae); C e D - *Cabomba furcata* (Cabombaceae); E - *Caperonia palustris* (Euphorbiaceae); F - *Cissus erosa* (Vitaceae). 72

Prancha 3 – A - *Adenostemma involucreatum* (Asteraceae); B - *Conocliniopsis prasiifolia* (Asteraceae); C - *Eclipta prostrata* (Asteraceae); D - *Pluchea sagittalis* (Asteraceae); E - *Sphagneticola trilobata* (Asteraceae); F - *Nymphoides indica* (Menyanthaceae). 73

Prancha 4 – A - *Begonia fischeri* (Begoniaceae); B - *Begonia cucullata* (Begoniaceae); C - *Cyperus giganteus* (Cyperaceae); D e E - *Eleocharis interstincta* (Cyperaceae). 74

Prancha 5 – A - *Cyperus cf. mundtii* (Cyperaceae); B - *Rhynchospora holoschoenoides* (Cyperaceae); C - *Scleria melaleuca* (Cyperaceae); D - *Cyperus sp.* (Cyperaceae); E - *Eleocharis geniculata* (Cyperaceae); F - *Fuirena umbellata* (Cyperaceae). 75

Prancha 6 – A - *Echinodorus bolivianus* (Alismataceae); B - *Hyptis microphylla* (Lamiaceae); C - *Habenaria nabucoi* (Orchidaceae); D - *Hydrolea spinosa* (Hydroleaceae); E - *Eichhornia azurea* (Pontederiaceae). 76

Prancha 7 – A e B - *Ludwigia torulosa* (Onagraceae); C - *Ludwigia octovalvis* (Onagraceae); D - *Ludwigia cf. quadrangularis* (Onagraceae); E - *Ludwigia hyssopifolia* (Onagraceae); F - *Ludwigia sedoides* (Onagraceae). 77

Prancha 8 – A - *Mayaca sellowiana* (Mayacaceae); B - *Nymphaea amazonum* (Nymphaeaceae); C - *Rhynchanthera dichotoma* (Melastomataceae); D - *Lobelia fistulosa* (Campanulaceae); E - *Nymphaea caerulea* (Nymphaeaceae). 78

Prancha 9 – A - *Irlbachia alata* (Gentianaceae); B - *Leersia hexandra* (Poaceae); C - *Paspalum commutatum* (Poaceae); D - *Hymenachne amplexicaulis* (Poaceae); E - *Myriophyllum aquaticum* (Haloragaceae); F - *Platythelys debilis* (Orchidaceae). 79

Prancha 10 – A - *Sauvagesia erecta* (Ochnaceae); B - *Thalia geniculata* (Marantaceae); C - *Utricularia foliosa* (Lentibulariaceae); D - *Utricularia hydrocarpa* (Lentibulariaceae); E - *Utricularia poconensis* (Lentibulariaceae); F - *Xyris jupicai* (Xyridaceae). 80

CAPÍTULO 2

Figura 1 – Localização dos ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, destacando o Parque Estadual do Rio Doce (PERD). 88

Figura 2 – Confeção de mosaico do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, localizado na região leste do estado de Minas Gerais. A - cena 73, órbita 217, sensor Thematic Mapper, satélite Landsat-5, data 15/07/1989; B - cena 74, órbita 217, sensor Thematic Mapper, satélite Landsat-5, data 15/07/1989 (Fonte: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais); C - mosaico composto pela junção das imagens A e B através do software E.R.Mapper 7.0. 91

Figura 3 – Interpretação de imagem Ikonos (2006) para delimitação de ambientes aquáticos no sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais através do *software* ArcGis 4.0. A - Seção da imagem Ikonos utilizada para vetorização de ambientes aquáticos. B - Buffer de parte das lagoas do sistema lacustre a partir da imagem Ikonos. 92

Figura 4 – Resultado de classificação supervisionada de áreas referentes a água aberta em imagem Landsat (15/07/1989) no sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais, através do *software* E.R.Mapper 7.0. 93

Figura 5 – Delimitação de água aberta nas lagoas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais. A e B - Aplicação de máscara com área tampão de 50 m para inclusão ou eliminação de pixels nas áreas de água aberta das lagoas. C - Resultado da delimitação de água aberta nas lagoas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce. 94

Figura 6 – Chave de identificação para os tipos de ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, baseada na vegetação aquática e na conservação do entorno. 96

Figura 7 – Localização de ilhas flutuantes (em vermelho) no sistema lacustre do Vale do Rio Doce, em relação ao Parque Estadual do Rio Doce e sua zona de amortecimento. 98

Figura 8 – Resultado da análise de regressão linear sobre os dados da área ocupada por água aberta entre os anos de 1989 e 2009 em uma amostra de 18 lagoas do Vale do Rio Doce em Minas Gerais, com superfície superior a 10 hectares. 100

Figura 9 – Supressão da vegetação no entorno de lagoas e consequências limnológicas. A - Lagoa oligotrófica com entorno inalterado; 1- ambiente aquático (região litorânea), 2- ecótono, 3- ambiente terrestre, i- *Nymphaea spp.*, ii- *Eleocharis interstincta*, iii- *Xyris jupicai*, iv- floresta estacional semidecidual em estágio avançado (Fonte: Lana, 2006). B - Supressão da floresta no entorno da lagoa ocasionando *input alóctone* de nutrientes e sedimentos. C - Lagoa torna-se eutrófica favorecendo proliferação de macrófitas aquáticas flutuantes; i- *Nymphaea spp.*, ii- *Salvinia auriculata*. D - Sucessão de macrófitas aquáticas: ocorrência de macrófitas aquáticas epífitas da espécie *Oxycaryum cubense* (iii), i e ii- idem C. E - Sucessão de macrófitas aquáticas: surgimento de ilha flutuante com histossolo, onde ocorrem *O. cubense* (i), *Ludwigia leptocarpa* (ii) e *Thelypteris interrupta* (iii). 103

Figura 10 – Esquema da sucessão de macrófitas aquáticas nas lagoas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais, com destaque para composição florística em cada estágio sucessional. Devido à persistência da coluna d'água nesses ambientes (lagoas perenes) e ausência de pulsos de inundação de origem fluvial (lagoas isoladas) a sucessão de macrófitas aquáticas avança indefinidamente culminando com a formação de ilhas flutuantes providas de histossolo. 105

ANEXOS CAPÍTULO 2

Prancha 1 – Ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais. A - Brejo (19°34'16"S; 42°25'00"O); B - Turfeira (19°36'33"S; 42°33'24"O). 112

Prancha 2 – Ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais. A e B - Lagoa com turfeira (19°44'20"S; 42°36'16"O). 113

Prancha 3 – Ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais. A - Lagoa oligotrófica (19°42'59"S; 42°33'49"O); B - Lagoa oligotrófica (19°46'54"S; 42°33'17"O). 114

Prancha 4 – Ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais. A - Lagoa eutrófica (19°47'54"S; 42°30'17"O); B - Lagoa eutrófica (19°27'31"S; 42°29'07"O). 115

ÍNDICE DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1 – Espécies de macrófitas aquáticas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais. Formas biológicas: A- anfíbia; Eb- embalsada; Em- emergente; Ep- epífita; FF- flutuante fixa; FL- flutuante livre; SF- submersa fixa; SL- submersa livre. Sistema lacustre: 1- espécie ocorrente no Parque Estadual do Rio Doce (PERD); 2- espécie ocorrente na Zona de Amortecimento PERD. Voucher: Herbário BHCB, exceto quando precedido por outra sigla. * Família pertencente a Carophyta; ** famílias pertencentes a Pteridophyta; demais famílias pertencentes a Angiospermae. 54

CAPÍTULO 2

Tabela 1 – Datas de captação das imagens Landsat-5 selecionadas e excluídas para estudo da dinâmica da sucessão de macrófitas aquáticas no Sistema Lacustre do Vale do Rio Doce. 90

Tabela 2 – Ambientes aquáticos no sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais. 97

Tabela 3 – Valores (em hectares) de área caracterizada por água aberta em perspectiva entre os anos de 1989 e 2009 em 18 lagoas (L1 a L18) do Vale do Rio Doce em Minas Gerais. 99

RESUMO (Inventário e dinâmica da sucessão de macrófitas aquáticas no sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil). Esta tese aborda a composição florística e a dinâmica da sucessão da vegetação presente no sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais. Tal conjunto de lagoas é considerado o terceiro maior em território brasileiro e constitui uma importante área úmida nacional, a qual teve cerca de um terço das lagoas reconhecido como Sítio Ramsar. Os dois terços restantes encontram-se em áreas pressionadas antropicamente, sendo um dos principais problemas a eutrofização causada pelo carreamento de nutrientes e sedimentos de origem terrestre (*alóctone*) para os corpos d'água, dada a retirada da vegetação nativa do entorno desses ambientes. O primeiro capítulo da tese trata da composição e da ocorrência de espécies da flora aquática em áreas de proteção ambiental e áreas não protegidas, além de trazer uma proposta de inclusão de nova categoria de forma biológica para macrófitas aquáticas, preenchendo uma lacuna existente na literatura. Já o segundo capítulo trata, por meio de sensoriamento remoto, da sucessão de macrófitas aquáticas relacionando o surgimento de ilhas flutuantes à degradação do entorno de lagoas, bem como estima a área ocupada por essa vegetação durante as duas últimas décadas. Dessa forma, foram observadas 184 espécies de macrófitas aquáticas (uma delas desconhecida pela ciência, descrita recentemente) pertencentes a carófitas, pteridófitas e angiospermas, além de oito formas biológicas. Em relação à ocorrência das espécies na área de estudo, foi verificado que 26% do total ocorreram exclusivamente em áreas não protegidas, sugerindo que a totalidade da comunidade de macrófitas aquáticas encontra-se ameaçada na região. Além disso, o estudo envolvendo imagens de satélite permitiu concluir que o surgimento de ilhas flutuantes tem relação com a degradação no entorno dos ambientes aquáticos, ocorrendo em cerca de 100 lagoas. Foi constatado, ainda, que informações sobre os tipos e o número total de ambientes aquáticos existentes no sistema lacustre eram defasadas até o presente trabalho, o que pode contribuir com a conservação dos recursos naturais na região.

Palavras-chave: checklist, plantas aquáticas, nova forma biológica, ilhas flutuantes, sensoriamento remoto.

ABSTRACT (Inventory and dynamics of succession of the aquatic macrophytes in the Rio Doce valley lacustrine system, Minas Gerais, Brazil). This thesis is dedicated to the composition and dynamics of succession of the aquatic flora species in the Rio Doce valley lacustrine system, the third largest Brazilian natural lakes system. One third of all lakes was recognized as Ramsar site, while the remaining two thirds are subjected to significant degradation of their surroundings. This impact can cause an increase in sediments and nutrients load that can alter the state of the lake from oligotrophic to eutrophic. The first chapter refers to aquatic flora species composition and distribution in protected and surrounding areas located in the Rio Doce valley lakes. Furthermore we propose the creation of a new life-form category, rafted plant, applied to plants established on floating meadows. The second chapter deals through remote sensing, the succession of aquatic macrophytes. The aim is to verify wherever the floating islands are occurring, how much space they are occupying and if the history of recent human interferences can help explain the formation of large areas of floating islands within the Rio Doce lacustrine system. We recorded 184 aquatic macrophyte species, one new species to science, in different taxonomic groups (Carophyta, Pteridophyta and Angiosperm) and eight life forms. A floristic similarity characterization between protected and surrounding areas indicated that 26% of all species are unsafe because they do not occur in this conservation unit. We conclude that the occurrence of floating islands has relation with degradation of the surroundings of the lakes, affecting about one hundred of them. Was verified also that information about the types and the total number of aquatic environments in lacustrine system were lagged until the present work, which may contribute to the conservation of natural resources in the region.

Keywords: checklist, aquatic plants, new life-form, floating meadow, remote sensing.

APRESENTAÇÃO

A existência de grande parcela dos organismos vivos no planeta Terra é possibilitada e limitada pela presença da água doce. Este capital natural vem se tornando cada vez mais escasso devido a atividades antrópicas como, por exemplo, a fragmentação de habitats, a poluição e a drenagem de corpos d'água. Ações dessa natureza têm impactos negativos diretos e indiretos na biodiversidade e nos processos da paisagem, capazes de provocar mudanças que obviamente afetam, inclusive, os seres humanos.

Tentativas internacionais de valoração da água doce têm sido desenvolvidas nos últimos tempos, visto a intitulação do ano de 2003 como “Ano Internacional da Água Doce” promovida pela UNESCO, ou ainda, a criação de incentivos das Nações Unidas para medidas que visem a melhor utilização desse patrimônio, denominando o período de 2005 a 2015 como “Decênio Internacional de Ação Água para Vida”.

Paradoxalmente, ações cotidianas e planos governamentais de crescimento acelerado, incluindo os do Brasil, que detém a maior rede hidrográfica do mundo, promovem alterações de cursos d'água antes mesmo do conhecimento sobre os impactos reais que serão advindos dessas práticas. O aumento do número de barragens, que geram extensas áreas alagadas de características lênticas completamente diferentes das condições originais lóticicas dos rios, ou a transposição de águas como realizada no “Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional”, são exemplos de grandes obras atuais que geram perdas já observadas sobre componentes da biota nativa e sobre os recursos abióticos.

Nesse (preocupante) contexto, as pesquisas científicas, ainda que regionais, tem a capacidade de promover o conhecimento necessário para conservação dos recursos naturais. Aquelas que consistem em esforços nesse sentido são fundamentais para que continuemos vislumbrando boas condições para as futuras gerações, não só de seres humanos, mas das espécies que co-existem em nosso planeta, bem como dos ambientes onde vivemos. Do contrário, tais bens

continuarão sendo perdidos continuamente, prejudicados por obras de desenvolvimento econômico, como se tem presenciado.

A presente proposta contribui para o desenvolvimento de um tema amplo acerca da conservação de recursos naturais em áreas úmidas, incluindo o próprio recurso hídrico. É disponibilizado um panorama atual sobre os estudos com macrófitas aquáticas realizados no Brasil, o qual enfoca a circunscrição do grupo de macrófitas aquáticas, a categorização de áreas úmidas e a sucessão da vegetação aquática, incluindo as principais metodologias e referências publicadas nessas linhas de pesquisa. São contempladas nesta tese a sistemática e taxonomia do grupo macrófitas aquáticas, além de aspectos ecológicos da vegetação aquática. Neste caso, aborda diferentes níveis hierárquicos de organização ecológica através do estudo da dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas e do ecossistema formado pelo conjunto de lagoas naturais do Vale do Rio Doce em Minas Gerais. A pesquisa aqui apresentada ainda explora o campo do sensoriamento remoto, de onde busca ferramentas para o entendimento, em grande escala, de padrões da dinâmica da vegetação em ambientes aquáticos.

INTRODUÇÃO

Áreas úmidas e o grupo macrófitas aquáticas

A expressão “área úmida” (em inglês - *wetland* - termo internacionalmente difundido) refere-se aos ambientes aquáticos continentais interiores e costeiros. Segundo a Convenção de Ramsar realizada no Irã em 1971 (SMASP 1997), criada com a finalidade primária de agrupar importantes áreas úmidas mundiais, ficou determinado que esse termo aplica-se de uma forma ampla a “áreas de pântano, charco, turfa ou com água, naturais ou artificiais, permanentes ou temporárias, com água corrente ou parada, doce, salobra ou salgada, incluindo áreas marinhas cuja profundidade na maré baixa não exceda seis metros”. Tal abordagem se originou pela necessidade de discernimento dos ambientes aquáticos, uma vez que essas áreas vinham sofrendo perdas significativas em várias partes do mundo.

Dessa forma, pode-se incluir no âmbito dessa categorização todas áreas de pântano, corixos (defluentes e braços fluviais), vazantes (cursos d'água temporários), brejos, turfeiras, banhados, manguezais, veredas, campos úmidos, campos alagáveis, igapós, várzeas, lagos, lagoas, lagoas de meandro, lagoas alcalinas, lagunas, cursos d'água, estuários, deltas, represas, açudes, fontes termais, cachoeiras, corredeiras, rios, riachos, córregos, baías, florestas paludosas, campos de arroz irrigado, terras irrigadas, além de florestas de galeria ou ciliares (Pott & Pott 2000).

Para se ter uma ideia da representatividade das áreas úmidas, os grandes lagos do continente africano, como o Vitória, o Kivu e o Tanganica ou os grandes lagos da América do Norte localizados entre o Canadá e os Estados Unidos, apesar de serem proeminentes nos mapas, ocupam uma área total muito menor que a soma de milhões de corpos d'água pequenos e rasos, de grande importância para a humanidade. Estes fazem parte de bacias naturalmente formadas pela ação glacial ou depressões em planícies alagáveis, dentre muitas outras, incluindo açudes e reservatórios pequenos feitos pelo homem (Tundisi & Tundisi 2008).

Com a evolução das discussões sobre a classificação de ambientes aquáticos, atualmente observa-se que definição de áreas úmidas leva em consideração três aspectos centrais: hidrológico, pedológico e vegetacional, o que pode ser verificado em conceitos formulados por países que apresentam legislações específicas para esses tipos de ambientes. A preocupação dessas nações em se criar leis voltadas para tal, advém da necessidade urgente de conservação dos ambientes aquáticos, já que possuem significativa relevância biológica, social, cultural, científica e econômica, sob diversos pontos de vista.

Segundo o Conselho Nacional de Pesquisa dos Estados Unidos (NRC 1995), “área úmida é um ecossistema que depende de constantes ou recorrentes inundações rasas ou saturação próxima da superfície do substrato. As características mínimas e essenciais são inundações recorrentes, inundações sustentadas ou saturação próxima ou na superfície onde a presença de características físicas, químicas e biológicas são reflexo dessas inundações. Características comuns de áreas úmidas são solos hídricos e vegetação hidrófita. Essas não estarão presentes apenas onde fatores fisioquímicos, bióticos ou antropogênicos específicos tenham os removido ou os impedido de desenvolver”.

Mais simplificada, o Grupo Canadense de Trabalho em Áreas Úmidas (NWWG 1997) definiu que “áreas úmidas são locais saturados com água por tempo suficiente para promover solos úmidos ou processos aquáticos como indicado por solos pobremente drenados, vegetação hidrófita e vários tipos de atividades biológicas que são adaptadas a ambientes úmidos”.

O Brasil não possui até o momento nenhum sistema de delimitação e classificação de suas áreas úmidas, apesar de ser o país detentor da maior rede hidrográfica do mundo. As principais dificuldades giram em torno da quantidade e diversidade de ambientes aquáticos brasileiros existentes, além da extensa área ocupada pelo território nacional. Entretanto, trabalhos pontuais como Maltchik *et al.* (2004) para o estado do Rio Grande do Sul e um movimento iniciado pela Comissão de Especialistas em Plantas Aquáticas da Sociedade Botânica do Brasil, através de um projeto a ser desenvolvido nos próximos anos intitulado “Categorização de Áreas Úmidas

Brasileiras com Base na Vegetação Aquática”, pretendem contribuir para mudança desse panorama. A proposta do grupo de pesquisadores é de iniciar um processo de mapear, quantificar e classificar os ambientes aquáticos nas diferentes regiões brasileiras, baseando-se centralmente no aspecto da vegetação associada aos mesmos (CEPA 2011).

Como pode ser observado, a vegetação consiste em um dos componentes principais para a definição das áreas úmidas, devido às específicas adaptações que apresentam em relação ao ambiente aquático (Sculthorpe 1985; Scremin-Dias *et al.* 1999). Nas áreas úmidas de todo o mundo está distribuída uma grande diversidade de táxons vegetais, os quais apresentam diferentes formas de relacionamento com os nichos dulciaquícolas. Devido ao interesse em distinguir esse grupo florístico pela particular forma de ocorrência e pelas importâncias ecológica e econômica, o termo “macrófita aquática” foi proposto por Cook *et al.* (1974) com o intuito de agrupar todos os vegetais visíveis a olho nu cujas partes fotossinteticamente ativas estão permanentemente, ou por alguns meses, submersas ou flutuantes em água.

Essa foi a tentativa de padronização conceitual que obteve maior aceitação dentre os estudiosos, sendo reconhecida e difundida internacionalmente (Esteves 1988), apesar de reformulada para oferecer uma maior abrangência ao incluir táxons distribuídos em corpos d’água salobros (Cook 1990). Inúmeras outras surgiram historicamente, revelando a complexidade da discussão a respeito de um termo que reúna todos os vegetais aquáticos ao abordar as diversas formas de relação entre esses e a água.

Nesse contexto, são encontrados na literatura diversos conceitos e terminologias, dentre os quais podem ser destacados “limnophila” (Warming 1908), “limnófitos” (Iversen 1936) e “hidrófitas” (Raunkiaer 1934), esta também adotada por Weaver & Clements (1938), Muenscher (1944), Sculthorpe (1967), Hoehne (1979) e Martins & Carauta (1984). Para esses autores, as hidrófitas ainda se dividem em “helófitos”, quando apresentam uma parte aquática e outra aérea, “holohidrófitos” caso estejam totalmente imersas na água ou flutuando na mesma, além de outras divisões ao se tratar das relações intermediárias entre essas duas concepções.

Parte da dificuldade em criar uma única definição para o grupo das plantas aquáticas pode ser atribuída à amplitude de adaptações morfo-fisiológicas que essas apresentam (Sculthorpe, 1985; Scremin-Dias *et al.* 1999). Por esse motivo, além dos termos criados com o intuito de agrupar tais espécies, também surgiram classificações quanto às suas “formas biológicas”, propostas por Irgang *et al.* (1984), complementada por Pedralli (1990). Em ambos os casos uma hidrosérie hipotética é ilustrada localizando sete formas de vida (hábitos) de macrófitas aquáticas na coluna d’água de uma região litorânea (Fig. 1).

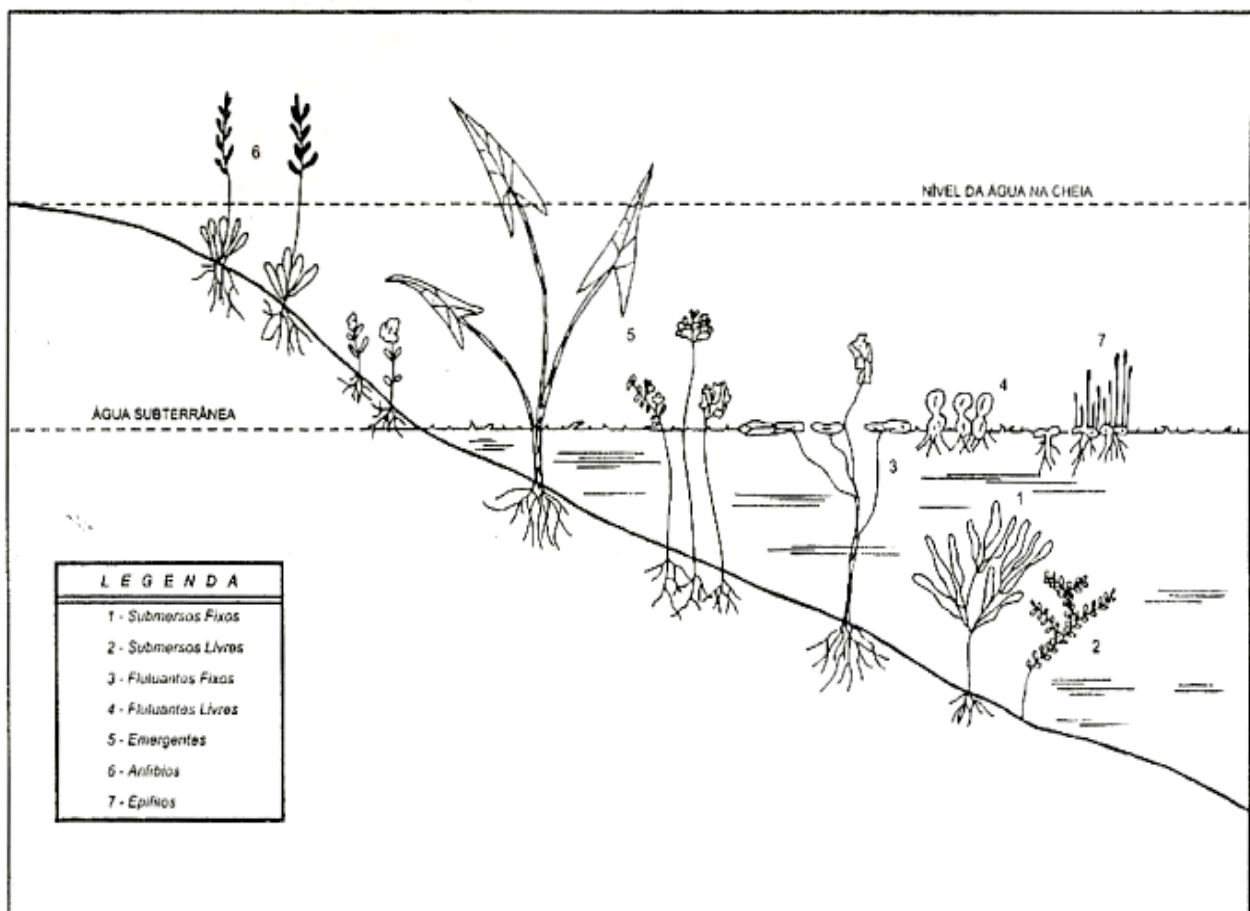


Figura 1 – Formas biológicas de macrófitas aquáticas. Legenda: 1 - submersas fixas; 2 - submersas livres; 3 - flutuantes fixas; 4 - flutuantes livres; 5 - emergentes; 6 - anfíbios; 7 - epífitas (Fonte: Pedralli 1990).

Os antigos problemas quanto aos termos, definições e interpretações acerca das plantas aquáticas trouxeram a necessidade da busca de padronizações visando permitir a troca de informações precisas entre pesquisadores e o público dessa área. Porém, apesar dos esforços citados acima, ainda mostra-se atual a preocupação com o surgimento de novas questões. Com relação às formas biológicas, por exemplo, Pivari *et al.* (2008a), realizando estudos de inventário e sucessão de espécies de ilhas flutuantes no Pantanal sul-mato-grossense, optaram por não criar mais uma terminologia para se referir às espécies estabelecidas em tais ilhas. Ao invés disso, consideraram que a concepção de “epífita” poderia ser extrapolada para esse caso.

Além disso, discussões de cunho taxonômico incrementam o tema abordado até aqui: o que deve ser considerada macrófita aquática. Neste caso, enquanto a sistemática vegetal caminha para esclarecer a situação filogenética entre táxons, o agrupamento das plantas aquáticas não explora questões de parentesco entre as espécies.

Na definição proposta por Cook *et al.* (1974), espécies de macrófitas aquáticas podem estar inseridas em Carófitas, Briófitas, Pteridófitas e Espermatófitas. Em adição às diferentes formas de inclusão de táxons ao grupo macrófitas aquáticas, autores dos sistemas de classificação de angiospermas admitem diferentes famílias vegetais dentro dessas definições. Esse é o caso de Cronquist (1981), o qual considera 52 famílias com espécies de plantas aquáticas, enquanto Judd *et al.* (2002), em um sistema mais recente, relata apenas 39 famílias em tais condições. Por outro lado, Cook (1990), trabalhando especificamente com esse tipo de vegetação (não só angiospermas), revela a existência de 78 famílias que agrupam espécies de macrófitas aquáticas.

Na prática, isso se reflete em trabalhos sobre inventários de macrófitas aquáticas que divulgam espécies como *Cecropia pachystachya* Trec., *Eclipta prostrata* (L.) L., *Erechtites hieraciiifolius* (L.) Raf. ex DC. *E. valerianifolius* (Wolf) DC., *Irlbachia alata* (Aubl.) Maas, *Melothria fluminensis* Gardn., *Sida tuberculata* R.E. Fries, *Tapirira guianensis* Aubl., etc, dentre as quais muitas são consideradas ruderais ou pioneiras em ambientes terrestres. Assim, conclui-se que o processo de padronização do conjunto de terminologias e conceitos envolvendo macrófitas

aquáticas passa por questões diversas, o que explica os esforços investidos constantemente na circunscrição do grupo.

Nesse contexto, permanece o interesse em reuni-las de forma a auxiliar posicionamentos que envolvam aspectos padronizáveis, de cunhos ecológico, sistemático e econômico. Nesta tese, a abordagem adotada ao considerar a circunscrição do grupo macrófitas aquáticas é feita de uma forma ampla, pressupondo que qualquer vegetal presente em áreas úmidas, segundo a Convenção de Ramsar, pode ser designado como macrófita aquática (planta aquática ou hidrófita), independentemente do grupo sistemático a que pertença e, não havendo ainda, delimitações com relação aos hábitos dos indivíduos (ervas, arbustos, árvores ou lianas) ou suas relações com a água (formas biológicas). Isso é aplicado para os vegetais estudados na presente pesquisa na busca de levantar o maior volume de informações possível sobre o inventário e a sucessão das plantas aquáticas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, devido à importância que essa vegetação representa para seu ecossistema.

Com relação aos aspectos ecológicos, as macrófitas aquáticas constituem a principal comunidade produtora de biomassa em ambientes aquáticos, podendo interferir de diferentes maneiras no funcionamento desses locais (Esteves 1988). Segundo Pedralli (2000), atuam na dinâmica de corpos d'água fornecendo a base da cadeia alimentar. Ainda disponibilizam abrigo a peixes, insetos, moluscos e perifiton (Pott & Pott 2000). A influência das macrófitas aquáticas sobre o metabolismo dos ecossistemas aquáticos continentais pode ocorrer através da redução da turbulência da água (efeito “filtro”), que compreende a sedimentação de grande parte do material de origem alóctone, pelo efeito “bombeamento”, de fundamental importância na ciclagem de nutrientes, e, principalmente, através da alta taxa de produtividade primária, dentre outras formas (Esteves 1988). Ainda, segundo Hamilton (1993), fazem a autodepuração das águas pela assimilação de nutrientes e retenção de sedimentos. Possíveis interações das plantas aquáticas nos corpos d'água estão ilustradas na Figura 2.

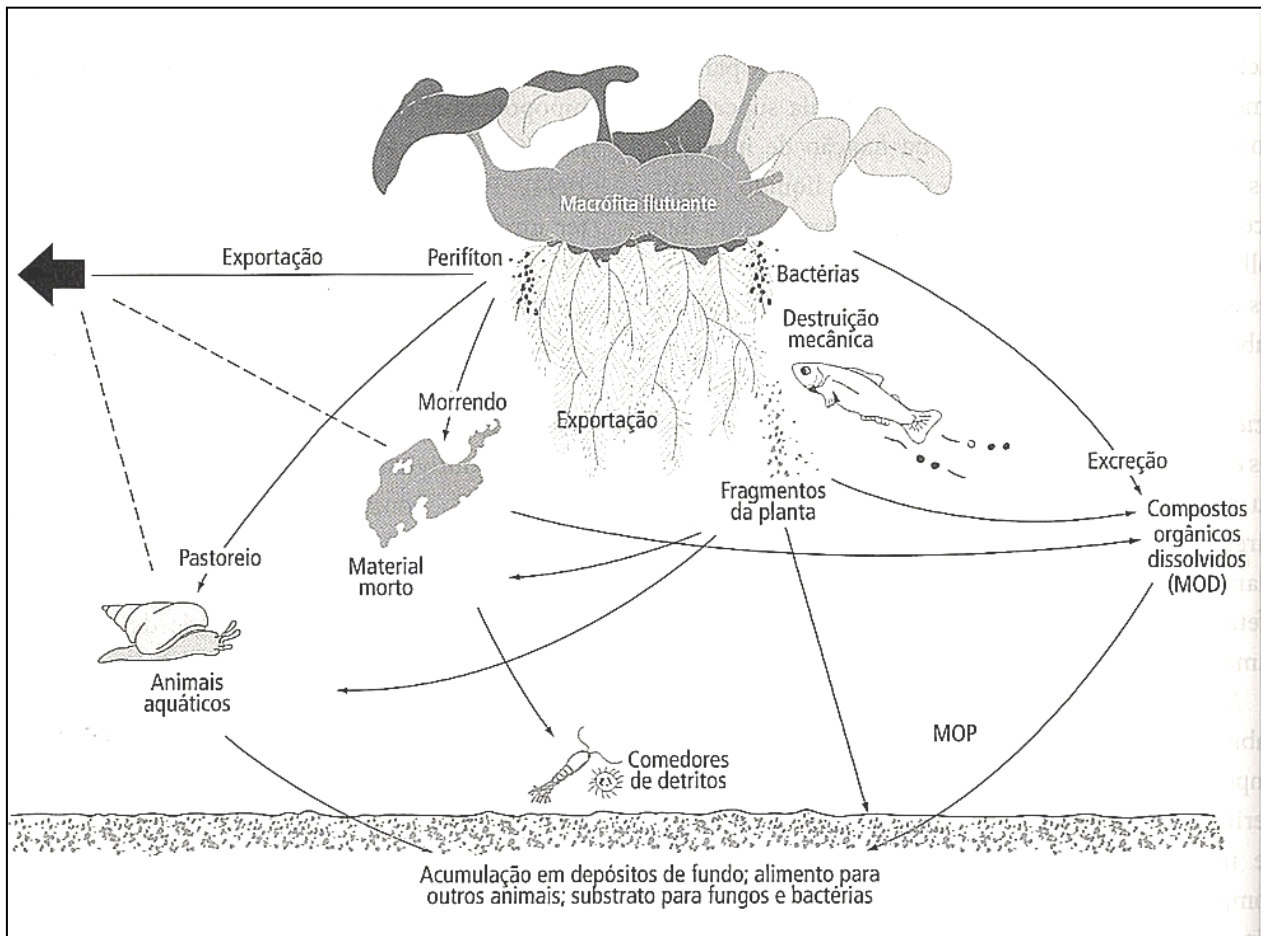


Figura 2 – Algumas funções das plantas aquáticas nos ciclo biogeoquímicos e nos fluxos de nutrientes e MOP (matéria orgânica particulada) entre sedimento, macrófitas aquáticas, microflora epifítica e perifiton (Fonte: Tundisi & Tundisi 2008).

Além da importância ecológica das macrófitas aquáticas, várias aplicações econômicas destas estão descritas na literatura. São utilizadas como bioindicadoras da qualidade da água, na despoluição de ambientes aquáticos, na produção de biomassa e obtenção de biogás, na alimentação animal, na culinária, no controle da erosão hídrica, no melhoramento físico e nutricional do solo, na confecção têxtil, como medicinais, ornamentais, apícolas, corantes, herbicidas, algicidas, fungicidas, dentre outras (Pedralli 1990; Cook 1990; Irgang & Gastal Jr. 1996; Pott & Pott 2000).

Entretanto, o crescimento excessivo dessas plantas, de um modo geral, torna-se indesejável economicamente por comprometer a utilização da água sob diversos aspectos. Isso inclui o impedimento à navegação e à captação da água, invasão de culturas irrigadas, entupimento de

canais e tubulações de hidrelétricas (Thomaz & Bini 1999). Além disso, representam uma importante variável na proliferação de vetores de doenças de veiculação hídrica (Pedralli 2000).

Em contraste com os prejuízos já constatados pelas macrófitas aquáticas, destaca-se negativamente no Brasil a ausência de uma legislação específica para o monitoramento e controle desse tipo de vegetação (Carvalho *et al.* 2003). Em outros países, como os EUA, a situação é completamente diferente. No estado da Flórida, por exemplo, o controle de plantas aquáticas é considerado uma questão de segurança pública, tendo sido criado um imposto especificamente para financiar pesquisas e ações visando o monitoramento e o controle de macrófitas aquáticas.

Apesar de toda importância que assume, a vegetação aquática geralmente não é contemplada em trabalhos florísticos e ecológicos no Brasil, existindo um número relativamente pequeno de pesquisas científicas com tais enfoques (Thomaz & Bini 2003). De acordo com Pedralli (2000), em relação às macrófitas aquáticas de Minas Gerais, foram estudadas apenas entre cinco e nove áreas de cada uma das treze bacias hidrográficas do estado, incluindo ambientes lóticos e lênticos, durante o período de 1985 a 2000. Apesar desses esforços, o conhecimento existente sobre a riqueza específica das plantas aquáticas dessas bacias é pouco expressivo e não tem permitido extrapolações em termos da conservação e manejo dessas plantas.

Sucessão de macrófitas aquáticas

Populações e comunidades de águas interiores estão submetidas a uma contínua interação, em razão das flutuações nos ecossistemas e nas funções de força que atuam no controle e na limitação da reprodução e desenvolvimento dos organismos aquáticos. Diferenças no ciclo hidrológico estacional, por exemplo, causam diferenças na composição de espécies e na estrutura das comunidades (Tundisi e Tundisi 2008). Segundo esses autores, as escalas de tempo na sucessão das populações e comunidades variam em períodos muito curtos ou muito longos, dependendo da capacidade de reprodução dos organismos, das flutuações em temperatura da água, nutrientes e luz, além dos fatores controladores resultantes das interações dos organismos.

De acordo com a literatura (Pott & Pott 2003; Tundisi & Tundisi 2008), pode-se entender por sucessão de plantas aquáticas, as alterações em um dado local, durante determinado intervalo de tempo, observadas na composição de espécies e na estrutura dessa comunidade. Em regiões com variações hidrológicas muito grandes ocorrem mudanças na comunidade de macrófitas aquáticas em razão das modificações no nível da água e da passagem de condições secas ou úmidas para condições de inundação.

Junk (1986) relatou alterações que ocorreram na sucessão de macrófitas durante períodos de nível baixo da água e de inundação, como para a espécie *Sagittaria sprucei* (Alismataceae). Esta sobrevive em áreas inundadas com pouca água, mas não pode ajustar-se a níveis elevados de inundação, uma vez que floresce na seca. Por outro lado, após a inundação e a elevação do nível da água são favorecidas espécies que flutuam livremente, como *Eichhornia crassipes* e *Salvinia spp.* Em locais recentemente inundados, espécies como *Pistia stratiotes* podem colonizar grandes áreas rapidamente, conforme as características físico-químicas da água.

Pott & Pott (2003) descreveram a dinâmica das plantas aquáticas em lagoas do Pantanal. No trabalho desses autores (Fig. 3), observa-se a dominância de determinadas espécies de macrófitas aquáticas de acordo com o tempo, dado o início da sucessão nesses corpos d'água. Tais autores

ainda destacaram as possíveis mudanças na composição florística da comunidade de macrófitas aquáticas de acordo com variações da coluna da água, demonstrando que eventos de seca ou perturbação condicionam o retorno da fase inicial de sucessão dessa vegetação. Entretanto, se as condições de cheia forem mantidas, a sucessão de macrófitas aquáticas culminará com o surgimento de ilhas flutuantes, onde podem se estabelecer diferentes espécies, incluindo plantas palustres.

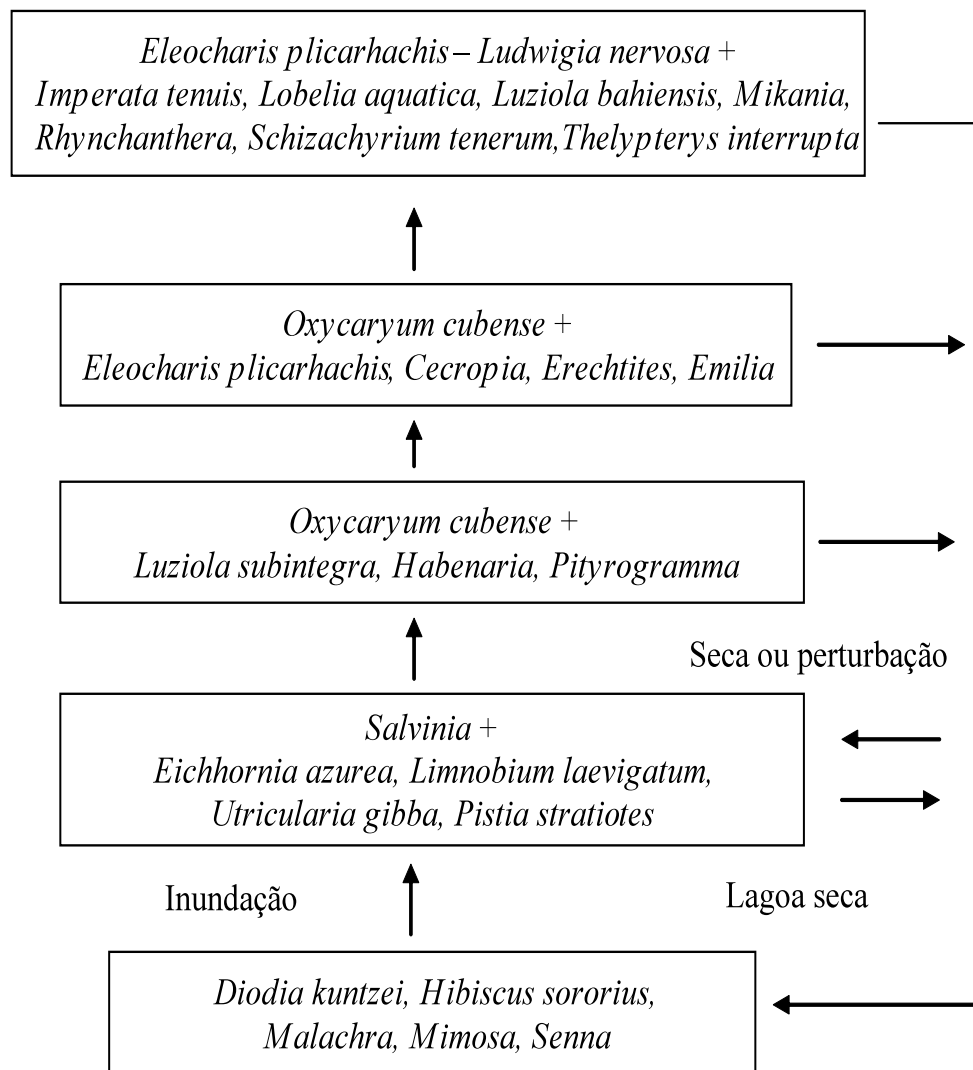


Figura 3: Modelo de sucessão da vegetação aquática de lagoas no Pantanal, culminando com ilhas flutuantes com espécies arbustivas (Fonte: Pott & Pott 2003).

A associação das formas biológicas flutuante livre e epífita constitui o que se chama genericamente de ilha flutuante. Esta denominação é aplicada em várias ocasiões, como na associação entre uma ou mais epífitas e indivíduos vivos de espécies flutuantes; como sinônimo de camalotal (que identifica especificamente a ocorrência de epífitas sobre população de *Eichhornia spp.*); ou ainda para se referir à vegetação que se desenvolve sobre um solo orgânico, de natureza flutuante.

Em todas situações, encontra-se a presença de macrófitas aquáticas “epífitas” sobre um substrato flutuante, seja este constituído por indivíduos vivos ou por matéria orgânica morta. O que determina a característica do substrato é o tempo de sucessão natural da ilha flutuante. Sendo assim, ilhas flutuantes jovens ainda apresentam a base flutuante composta por macrófitas aquáticas vivas, enquanto em ilhas mais antigas houve tempo necessário para o desenvolvimento de um solo orgânico flutuante.

Lima *et al.* (1999) descreveram que a formação do solo orgânico de ilhas flutuantes ocorre com crescimento e expansão de macrófitas aquáticas em áreas inundáveis e permanentemente alagadas, podendo culminar na formação de extensos tapetes verdes, ricos em matéria orgânica proveniente da decomposição de macrófitas, que se acumula nas raízes e estolões das mesmas, iniciando a formação de uma camada flutuante. Esta aumenta à medida em que ocorrem novas deposições de tecidos, favorecendo a implantação e estabelecimento de plantas pantanosas. Com a retenção contínua de restos vegetais, ocorre um engrossamento de tal camada flutuante, a qual pode alcançar vários metros de espessura, fornecendo assim maior capacidade de suporte, servindo de substrato para arbustos e árvores (Silva 1984). Segundo Neiff & Orellana (1980), tal substrato denomina-se histossolo, por ser constituído principalmente por tecidos vegetais em relação ao baixo teor de compostos minerais.

De acordo com o estágio sucessional da ilha flutuante, ou seja, de acordo com a sua idade, são observadas diferentes características, como por exemplo, o tipo de substrato ou sua composição florística. Existem regionalmente diferentes denominações para os estágios das ilhas flutuantes

(Pott & Pott 2000). “Camalote” (Lima *et al.* 1999) ou “camalotal” são termos empregados para ilhas flutuantes recém formadas, onde indivíduos de *Eichhornia spp.* compõem o substrato flutuante, ainda não tendo sido substituídos por solo orgânico; “baceiro”, “batume” (Pott & Pott 2000) ou “embalsado” (Neiff 1982) se aplicam às ilhas em estágios de sucessão que apresentam solo orgânico como substrato flutuante de fixação para espécies “epífitas”.

Segundo Neiff (1982), embalsados se diferem dos camalotes por possuírem maior capacidade de suporte mecânico, derivado da presença do histossolo, maior complexidade da vegetação (com maior riqueza específica, maior número de estratos, maior coerência, etc.), gravitação na coluna d’água em função de sua cobertura e tempo de permanência e por representarem fases mais avançadas da sucessão vegetal.

As ilhas flutuantes permanecem nos diferentes corpos d’água livremente, trocando constantemente de posição, conforme as forças do vento e correnteza (Tur 1972). Podem, eventualmente, se ancorar nas margens desses, especialmente em secas pronunciadas (Pott & Pott 2003), possibilitando sua morte e oxidação do solo orgânico, o qual pode ser atingido pelo fogo, liberando nutrientes.

A ocorrência de baceiros é notadamente importante, vista a alta velocidade de crescimento e sedimentação dessa vegetação, a qual alcança extensões superiores a um quilômetro, como observado por Pivari & Salimena (2004); Pivari *et al.* (2008b), em um ecossistema localizado no Vale do Rio Doce no estado de Minas Gerais. Nesse local, foi registrada a ocorrência de trinta e seis espécies estabelecidas nos baceiros, os quais vêm se tornando empecilhos ao uso da água.

Porém, apesar da importância sob diversos pontos de vista (ecológico, econômico e conservacionista), pesquisas com ilhas flutuantes ou com a sucessão de macrófitas aquáticas são raras no Brasil (Lima *et al.* 1999; Pott & Pott 2003) ou mesmo inexistentes no estado de Minas Gerais, excetuando-se o Vale do Rio Doce. Dessa forma, o conhecimento gerado até o momento acerca desse tema é escasso e demanda maiores investimentos para subsidiar estratégias de manejo em ecossistemas naturais e artificiais caso essa vegetação se torne problemática.

Estudos sobre macrófitas aquáticas no Brasil

Os estudos sobre biologia e ecologia de ecossistemas aquáticos continentais acompanharam os de outras áreas do conhecimento, ou seja, iniciaram-se em ambientes localizados em regiões temperadas e somente após algumas décadas passaram a ser realizados nos trópicos. Nesses ambientes, principalmente em lagos profundos com regiões litorâneas pouco desenvolvidas, os estudos enfocavam a assembléia planctônica, e diversas teorias foram criadas, para tentar explicar a variação espacial e temporal de atributos dessa comunidade (Thomaz & Bini 2003).

No entanto, os estudos sobre organismos planctônicos produziram um viés que perdurou por décadas, com maior enfoque nas microalgas em detrimento das macrófitas aquáticas. Apenas na década de 1960, as pesquisas em corpos d'água passaram a considerar os vegetais superiores, após o reconhecimento de que a maioria dos ecossistemas aquáticos do planeta são rasos e apresentam extensas regiões litorâneas. Além disso, constatou-se que as áreas alagáveis, ecossistemas amplamente colonizados por macrófitas aquáticas, desempenham diferentes funções e grande parte da biodiversidade contida neles pode ser explicada pela presença dessa vegetação. Entretanto, somente após a década de 1990 as pesquisas sobre macrófitas aquáticas se tornaram mais frequentes no Brasil (Thomaz & Bini 2003).

Nesse contexto, os estudos sobre macrófitas aquáticas em território brasileiro tem sido realizados, principalmente, seguindo uma abordagem observacional e descritiva. Existe uma maior concentração de trabalhos enfocando levantamentos, decomposição, composição química da biomassa e interação com outras populações ou assembléias. Os tipos de estudo e temas abordados nas pesquisas com macrófitas aquáticas no Brasil podem ser observados na Figura 4.

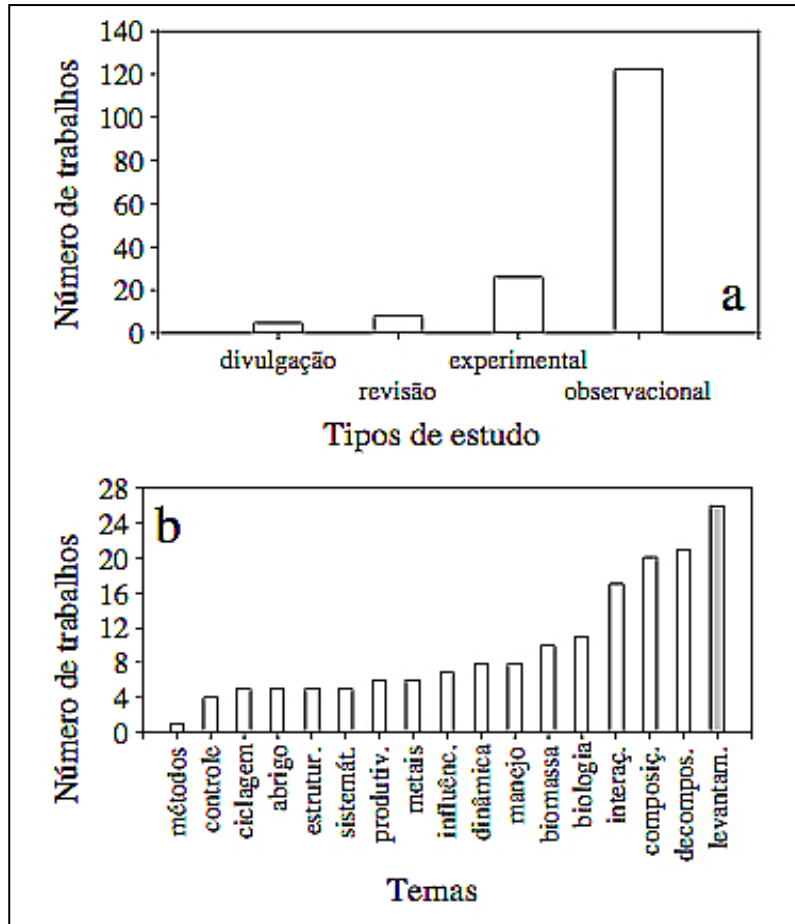


Figura 4 – Enfoques empregados com maior frequência (a) e principais temas abordados (b) no estudo sobre macrófitas aquáticas no Brasil (Fonte: Thomaz & Bini 2003).

Nota-se que um reduzido número de pesquisas enfocando a dinâmica de macrófitas aquáticas foi desenvolvido no Brasil, apesar da importância que o levantamento dessas informações possui para subsidiar estratégias de conservação de ambientes aquáticos. Nesse sentido, alguns métodos a fim de avaliar a ocupação de corpos d'água por assembleias de macrófitas aquáticas foram utilizados por pesquisadores brasileiros, sendo de grande valia para determinar quais espécies de plantas são dominantes, bem como suas frequências e coberturas, além de taxas de crescimento.

Dentre esse tipo de trabalho, destaca-se o de Pott *et al.* (1992), que permitiu descrever a frequência e cobertura de espécies de macrófitas aquáticas em baías do Pantanal, através da utilização de parcelas contíguas. Assim, foi possível comparar diferentes áreas através da dominância de espécies em condições de seca e cheia e avaliar quais apresentaram maior

capacidade de infestação.

Outra forma de quantificar a comunidade de macrófitas aquáticas sem o estabelecimento de parcelas é utilizando transectos lineares a partir da margem de corpos d'água, relacionando a ocorrência de indivíduos à distância de borda e à profundidade. Essa metodologia foi utilizada por Matias *et al.* (2003), por exemplo, em uma lagoa costeira no estado do Ceará. Contudo, esses tipos de amostragem limitam informações ao nível de indivíduos de macrófitas aquáticas, devido à propagação vegetativa que muitas espécies apresentam, principalmente, se tratando de herbáceas.

O cálculo de biomassa de macrófitas aquáticas, através da coleta de tecidos vegetais em parcelas e posterior averiguação de peso seco, também consiste em um método satisfatório para inferir sobre o ritmo de crescimento de certas espécies, tanto flutuantes, quanto submersas. Destacam-se trabalhos nessa linha, algumas diretamente aplicáveis no manejo de espécies invasoras de reservatórios (Thomaz & Bini 1999).

Porém, além dos métodos *in situ* tradicionais utilizados para caracterização e quantificação das comunidades de macrófitas aquáticas, atualmente tem se observado um crescente número de estudos envolvendo a análise de imagens de satélite com finalidade semelhante. A utilização do sensoriamento remoto (não apenas no mapeamento de ambientes aquáticos) consiste em uma ferramenta que permite obter informações sobre extensas áreas sem provocar distúrbios nos alvos, o que consiste em uma série de vantagens, envolvendo custos operacionais relativamente baixos e avaliações mais precisas e eficientes, dependendo do objetivo.

Devido à sua operacionalidade e disponibilidade, os produtos de sensoriamento remoto em nível orbital demonstram importância na obtenção de dados de alvos terrestres em leque diversificado de objetivos temáticos, incluindo aqueles voltados à área de recursos hídricos, em diferentes aspectos. Como exemplo de sua aplicação, pode-se indicar o acompanhamento de eventos em curto espaço de tempo e de forma repetitiva, como eventos de cheia em planícies fluviais (Melo *et al.* 2003).

Com a utilização de imagens de satélite para fins científicos ocorrida em meados da década

de 1970, pôde-se observar trabalhos enfocando áreas úmidas. Dentre as primeiras abordagens através de sensoriamento remoto podem ser citados trabalhos como de Salomonson (1983), Lulla (1983) ou Hardisky *et al.* (1986) para a delimitação de ambientes aquáticos em áreas úmidas continentais e ecossistemas costeiros. Uma revisão detalhada sobre a evolução dos estudos de áreas úmidas envolvendo diferentes técnicas, ao redor do mundo, é encontrada em Ozesmi & Bauer (2002).

No Brasil, as primeiras pesquisas envolvendo sensoriamento remoto relacionados a áreas úmidas surgiram na região amazônica a partir dos anos de 1980, principalmente através de imagens Landsat (Landsat - Thematic Mapper). Tal abordagem permaneceu em ascensão durante os anos seguintes (Mertes *et al.* 1995; Novo & Shimabukuro 1997) se tornando comuns em outras regiões, como no estado de São Paulo (Palombo & Pereira 1992; Carvalho *et al.* 2001).

O incremento nas formas de obtenção de informações óticas (diferentes tipos de sensores e satélites) diversificou a aplicação prática do sensoriamento remoto resultando em pesquisas mais elaboradas e precisas. Hess *et al.* (2003), em um trabalho recente, demonstraram resultados gerados pela combinação de imagens de diferentes sensores (Spot e Jers), determinando, dentre outros aspectos, a ocupação da área alagável na Bacia Hidrográfica Amazônica Central em diferentes seções (cheia e seca) e a inserção da vegetação aquática nesse contexto.

Melo *et al.* 2003, trabalharam na caracterização e mapeamento de rede de drenagem em lagoas marginais ao longo de planícies de inundação do Rio São Francisco subsidiando a análise da dinâmica fluvial. Para isso, utilizaram imagens Landsat e Spot para caracterização e mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal na planície fluvial e seu entorno imediato, além de estabelecerem metodologia de classificação digital de imagens para monitoramento de lagoas marginais.

Como pode ser observado, o sensoriamento remoto consiste em uma ferramenta passível de aplicação em vários casos de monitoramento de ambientes aquáticos e também de macrófitas aquáticas. Assim, no sistema lacustre do Vale do Rio Doce essa abordagem pode ser útil, tomando como base o levantamento de informações recentes sobre macrófitas aquáticas (Pivari *et al.* 2008b).

Estudos sobre a dinâmica desse tipo de vegetação são recomendados, sobretudo, quando pretendem contribuir para conservação e manejo de corpos d'água (portanto, para manutenção do recurso hídrico) em casos em que esses apresentam problemas com proliferação de macrófitas aquáticas, envolvendo a formação de ilhas flutuantes.

Características observadas no conjunto de lagos no Vale do Rio Doce e registros de literatura (Henry & Tundisi 1985; Tundisi & Meis 1985), incluindo abordagens através de sensoriamento remoto (Melo *et al.* 2003) dão indícios da existência de relação direta entre os componentes da biota aquática e o grau de conservação do entorno de corpos d'água. Através de comparações entre locais onde houve intervenções antrópicas, contrapostos a locais preservados dentro desse ecossistema, podem ser geradas informações que demonstrem a velocidade de ocupação de um corpo d'água pela vegetação aquática. Além disso, uma vez reconhecidos padrões desse desenvolvimento, os mesmos podem ser extrapolados a ambientes com características semelhantes, naturais ou artificiais, consistindo em pesquisas preditivas aplicadas ao manejo de ambientes aquáticos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Carvalho, F.T.; Galo, M.L.B.T.; Velini, E.D. & Martins, D. 2003. Plantas aquáticas e nível de infestação das espécies presentes no reservatório de Barra Bonita, no rio Tietê. **Planta Daninha** **21**: 15-19.

CEPA – Comissão de Especialistas em Plantas Aquáticas. 2010. Ata da Reunião Satélite da Comissão de Especialistas em Plantas Aquáticas da Sociedade Botânica do Brasil. In: **61º Congresso Nacional de Botânica**. Sociedade Botânica do Brasil, Feira de Santana.

Cook, C.D.K.; Gut, B.J.; Rix, E.M.; Schneller, J. & Seitz, M. 1974. **Water plants of the world: a manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes**. Dr. W. Junk Publishers, The Hague. 561p.

Cook, C.D.K. 1990. **Aquatic plant book**. SPB Academic Publishing, The Hague. 228p.

Cronquist, A. 1981. **An integrated system of classification of flowering plants**. Columbia Univ. Press., New York. 1262 p.

Esteves, F.A. 1988. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência, Rio de Janeiro. 2ª ed. 602p.

Hamilton, S.K. 1993. Características limnológicas de importância para as plantas aquáticas no Pantanal. Pp. 14-14. In: **Encontro de Botânicos no Centro-oeste**. Sociedade Botânica do Brasil - Brasília, Corumbá.

Hardisky, M.A.; Gross, M.F. & Klemass, V. 1986. Remote sensing of coastal wetlands. **BioScience**

36: 453-360.

Henry, R. & Tundisi, J.G. 1985. Enrichment experiments and their effects on phytoplankton (biomass and primary productivity). Pp. 63-80. In: Y. Saijo & J.G. Tundisi (ed.). **Limnological studies in central Brazil – Rio Doce Valley lakes and Pantanal Wetland (1st Report)**. Water Research Institute, Nagoya.

Hess, L.L.; Melack, J.M.; Novo, E.M.L.M.; Barbosa, C.C.F. & Gastil, M. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. **Remote Sensing of environment** **87**: 404-428.

Hoehne, F.C. 1955. **Plantas aquáticas**. Secretaria de Agricultura de São Paulo, São Paulo. 168p.

Irgang, B.E.; Pedralli, G. & Waechter, J.I. 1984. Macrófitos aquáticos da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do sul, Brasil. **Roessleria** **6**: 395-404.

Irgang, B.E. & Gastal JR., V.C.S. 1996. **Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS**. Edição dos autores, Porto Alegre. 290p.

Iversen, J. 1936. **Biologische Pflanzentypen als Hilfsmittel in der vegetationsforschung**. Levin und Koppenhagen, Munksgaard. 224p.

Judd, W.S.; Campbell, C.S.; Kellogg, E.A.; Stevens, P.F. & Donoghue, M.J. 2002. **Plant systematics: a phylogenetic approach**. Sinauer Associates, Sunderland. 2^a ed. 576p.

Junk, W.J. 1986. Aquatic plants of the amazon system. Pp. 319-338. In: B.R. Davies (ed.). **The**

ecology of river systems. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.

Lima, Z.M. de; Paula, A.M. de; Sérgio, E.C.; Soares, C.R. & Macedo, M. 1999. Aspectos ecológicos da dispersão em “camalotes” de macrófitas aquáticas na Baía Piuvial, Pantanal de Poconé – MT. Pp. 381-385. In: **Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal. Manejo e Conservação.** EMBRAPA-DDT, Corumbá.

Lulla, K. 1983. The landsat satellites and selected aspects of physical geography. **Progress in Physical Geography** 7: 1-45.

Maltchik, L.; Rolon, A.S.; Guadagnin, D.L. & Stenert, C. 2004. Wetlands of Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on plant communities. **Acta Limnologica Brasiliensia** 16(2):137-151.

Martins, H.F. & Carauta, J.P.P. 1984. Plantas aquáticas. Classificação e comentários. **Atas da Sociedade Botânica do Brasil** 2: 101-104.

Matias, L.Q.; Amado, E.R. & Nunes, E.P. 2003. Macrófitas aquáticas da lagoa de Jijoca de Jericoacoara, Ceará, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 17(4): 623-631.

Melo, A.F.; Rosa, A.B.S.; Silva, A.F. & Pinto, S.A.F. 2003. Sensoriamento remoto de três lagoas marginais do São Francisco. Pp. 37-50. In: **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais.** PUC Minas, Belo Horizonte.

Mertes, L.A.K.; Daniel, D.L.; Melack, J.M.; Nelson, B.; Martinelli, L.A. & Forsberg, B.R. 1995. Spatial patterns of hydrology, geomorphology and the vegetation on the floodplain of the Amazon

river in Brazil from a remote sensing perspective. **Geomorphology** **13**: 215-232.

Muenschler, W.C. 1944. **Aquatic plants of United States**. Comstock Publish. Co. Ithaca, New York. 374p.

Neiff, J.J. & Orellana, J.A. 1980. Aspectos ecológicos relevantes de histosoles del nordeste argentino. Pp. 19-24. In: **Resúmenes de la VIII Reunión Argentina de Ecología**. Asociación Argentina de Ecología, Santa Fé.

Neiff, J.J. 1982. Esquema sucesional de la vegetación en islas flotantes del chaco argentino. **Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica** **21** (1-4): 325-341.

Novo, E.M.L.M. & Shimabukuro, Y.E. 1997. Identification and mapping of the Amazon habitats using a mixing model. **International Journal of Remote Sensing** **18**: 663-670.

NRC – National Research Council. 1995. **Wetlands: characteristics and boundaries**. National Academy Press, Washington. 306p.

NWWG – National Wetlands Working Group. 1997. **The Canadian wetland classification system**. Wetland Research Centre Publication, Waterloo. 2^a ed. 68p.

Ozesmi, S.L. & Bauer, M.E. 2002. Satellite remote sensing of wetlands. **Wetlands Ecology and Management** **10**: 381-402.

Palombo, C.R. & Pereira, M.D.B. 1992. Monitoramento de plantas aquáticas por satélite. **Ambiente** **6**: 49-54.

Pedralli, G. 1990. Macrófitos aquáticos: técnicas e métodos de estudos. **Estudos de Biologia** 26: 5-24.

Pedralli, G. 2000. Padrões Florísticos Como Subsídios à Conservação da Biodiversidade de Macrófitas Aquáticas. Pp. 335-339. In: **Tópicos Atuais em Botânica**. EMBRAPA, Brasília.

Pivari, M.O.D. & Salimena, F.R.G. 2004. Levantamento de Hidrófitas e Padrões de Distribuição de Baceiros na A.P.A. Lagoa Silvana - Vale do Rio Doce - Minas Gerais, Brasil. Pp. 181-181. In: **Anais do LV Congresso Nacional De Botânica e XXVI Encontro Regional de Botânicos da BA, MG E ES**. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

Pivari, M.O.D.; Pott, V.J. & Pott, A. 2008a. Macrófitas aquáticas de ilhas flutuantes (baceiros) nas sub-regiões do Abobral e Miranda, Pantanal, MS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 22(2): 559-567.

Pivari, M.O.D.; Salimena, F.R.; Pott, V.J. & Pott, A. 2008b. Macrófitas Aquáticas da Lagoa Silvana, Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia Série Botânica** 63(2): 321-327.

Pott, V.J.; Bueno, N.C. & Silva, M.P. da 1992. Levantamento florístico e fitossociológico de macrófitas aquáticas em lagoas da Fazenda Leque, Pantanal, MS. Pp: 91-99. In: **Anais do 8º Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo**. Sociedade Botânica de São Paulo, São Paulo.

Pott, V.J. & Pott, A. 2000. **Plantas aquáticas do Pantanal**. EMBRAPA, Corumbá. 353p.

Pott, V.J. & Pott, A. 2003. Dinâmica da vegetação aquática do Pantanal. Pp. 145-162. In: S.M. Thomaz & L.M. Bini (ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

Raunkiaer, C. 1934. **The life forms of plants and statistical plant geography**. Clarendon Press, Oxford. 632p.

Salomonson, V.V. 1983. Water resources assessment. Pp. 1497-1570. In: R.N. Colwell (ed.). **Manual of remote sensing**. American Society of Photogrammetry, Falls Church.

Scremin-Dias, E.; Pott, V.J.; Hora, R.C. & Souza, P.R. 1999. **Nos jardins submersos da Bodoquena: guia para identificação das plantas aquáticas de Bonito e região**. Editora da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 160p.

Sculthorpe, C.D. 1967. **The biology of aquatic vascular plants**. St. Martins Press., New York. 160p.

Sculthorpe, C.D. 1985. **The biology of aquatic vascular plants**. Edward Arnold Publishers, London. 610p.

Silva, C.J. da 1984. Nota prévia sobre o significado biológico dos termos usados no Pantanal Matogrossense. I – “Batume” e “Diquada”. **Revista UFMT 2**: 30-36.

SMASP – Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo. 1997. **Convenção de Ramsar sobre zonas úmidas de importância internacional, especialmente como habitat de aves aquáticas**. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo. 24p.

Thomaz, S.M. & Bini, L.M. 1999. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu. Pp. 599-625. In: R. Henry (ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Fundibio, Botucatu.

Thomaz, S.M. & Bini, L.M. 2003. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil. Pp. 19-38. In: S.M. Thomaz & L.M. Bini (ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

Tundisi, J.G. & Tundisi, T.M. 2008. **Limnologia**. Oficina de Textos, São Paulo. 631p.

Tur, N.M. 1972. Embalsados y camalotes de la Región Isleña Del Paraná Médio. **Darwiniana 17**: 397-407.

Warming, E. 1908. **Lagoa Santa: contribuição para a geographia phytobiologica**. Imprensa Official do Estado de Minas Gerais, Belo Horizonte. 282p.

Weaver, J.E. & Clements, F.E. 1938. **Plant ecology**. McGraw-Hill, New York. 601p.

HIPÓTESE

Preservação do entorno de lagoas e a dinâmica da sucessão da comunidade de macrófitas aquáticas no sistema lacustre do Vale do Rio Doce.

A. Visualização do problema e seu contexto teórico

Provavelmente existem diferenças na dinâmica da sucessão da comunidade de macrófitas aquáticas entre lagoas no Vale do Rio Doce por haver diferenças na preservação do entorno de lagoas.

B. Pergunta

Existem diferenças na dinâmica da sucessão da comunidade de macrófitas aquáticas entre lagoas no Vale do Rio Doce em Minas Gerais com diferenças na preservação de seus entornos?

C. Premissas

1. Existem diferenças entre lagoas que se encontram com "entorno preservado" e "entorno alterado" em relação à quantidade de sedimentos e nutrientes de origem *alóctone* que são carreados da bacia de drenagem para dentro dos corpos d' água.
2. A quantidade de sedimentos e nutrientes de origem *alóctone* que são carreados da bacia de drenagem para dentro dos corpos d' água determina variações no nível trófico dos corpos d' água e conseqüentemente na dinâmica da sucessão da comunidade de macrófitas aquáticas.

H0 (hipótese de nulidade): As diferenças na preservação do entorno de lagoas no Vale do Rio Doce **não determinam** diferenças significativas na dinâmica da sucessão da comunidade de macrófitas aquáticas que resulta em ilhas flutuantes.

H1 (hipótese alternativa): As diferenças na preservação do entorno de lagoas no Vale do Rio Doce **determinam** diferenças significativas na dinâmica da sucessão da comunidade de macrófitas aquáticas que resulta em ilhas flutuantes.

OBJETIVOS

Esta tese de doutorado teve como objetivos realizar o inventário das espécies vegetais presentes no sistema lacustre do Vale do Rio Doce, bem como descrever a dinâmica da sucessão de macrófitas aquáticas em tal conjunto de lagoas. Neste caso, o presente trabalho buscou desenvolver e aplicar técnicas de sensoriamento remoto para localizar ambientes aquáticos que apresentam ilhas flutuantes como resultado da sucessão de macrófitas aquáticas, verificar se há relação entre a ocorrência de ilhas flutuantes e a degradação no entorno dos ambientes aquáticos e estimar a área ocupada por ilhas flutuantes no sistema lacustre.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar a identificação taxonômica das espécies de macrófitas aquáticas presentes no sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais.
- Discutir, com base na ocorrência das espécies, se a atual situação de proteção dos corpos d'água (considerando que apenas uma parcela desses está inserida no Parque Estadual do Rio Doce - Sítio Ramsar) é satisfatória para garantir a conservação das mesmas na região.
- Realizar a classificação das macrófitas aquáticas inventariadas em relação às formas biológicas descritas na literatura.
- Localizar, quantificar e classificar diferentes tipos de ambientes aquáticos do sistema lacustre.
- Identificar e mapear os ambientes aquáticos pertencentes ao sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais que apresentam sucessão de plantas aquáticas em estágio avançado, ou seja, aquela que culminou na formação de ilhas flutuantes.
- Relacionar a ocorrência de ilhas flutuantes à supressão da floresta nativa do entorno das lagoas do sistema lacustre.
- Quantificar a área ocupada por ilhas flutuantes e verificar se há variação nesse cenário ao longo das últimas décadas no sistema lacustre.

CAPÍTULO 1

MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO SISTEMA LACUSTRE DO VALE DO RIO DOCE, MINAS GERAIS, BRASIL

RESUMO (Macrófitas aquáticas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil). Esta pesquisa trata da composição e da ocorrência de espécies de macrófitas aquáticas em área de proteção ambiental e áreas não protegidas, que compõem o conjunto de lagos do Vale do Rio Doce em Minas Gerais, terceiro maior sistema lacustre brasileiro. As informações foram levantadas a partir de publicações, material depositado em herbários e coletas botânicas entre os anos de 2007 e 2010, em ambientes aquáticos localizados no Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e zona de amortecimento. Foram registradas 184 espécies pertencentes a distintos grupos taxonômicos, hábitos e formas biológicas, sendo aqui proposta a criação de uma nova categoria destas, designada embalsada, para contemplar plantas que se estabelecem em ilhas flutuantes. A pesquisa contribuiu com 152 novas citações para o Vale do Rio Doce em Minas Gerais, com dois primeiros registros nesse estado e com a descrição de uma espécie inédita para a ciência. A similaridade florística entre áreas protegidas e não protegidas indicou que o PERD guarda 74% das espécies de macrófitas aquáticas encontradas. Entretanto, 26% do total de espécies estão desprotegidas, pois não ocorrem nessa unidade de conservação.

Palavras-chave: conservação, embalsada, ilha flutuante, plantas aquáticas.

ABSTRACT (Aquatic macrophytes of the Rio Doce valley lacustrine system, Minas Gerais, Brazil). This paper refers to aquatic flora species composition and distribution in protected and surrounding areas located in the Rio Doce valley lakes, Minas Gerais state, the third largest Brazilian lacustrine system. Data were collected from previous works, herbaria collections and field samplings done between 2007 and 2010 in aquatic environments located within and around the Parque Estadual do Rio Doce (PERD). We recorded 184 aquatic macrophyte species in different taxonomic groups, habits and life forms. In this study we propose the creation of a new life-form category, “embalsada”, applied to plants established on floating meadows. This work contributed 152 new records for the Rio Doce valley in Minas Gerais, two of which were new to the state and one undescribed species. A floristic similarity characterization between protected and surrounding areas indicated that PERD protects 74% of all aquatic macrophyte species found. However, we found that 26% of all species are unsafe because they do not occur in this conservation unit.

Key words: aquatic plants, conservation, rafted plant, floating meadow.

INTRODUÇÃO

O número de estudos envolvendo macrófitas aquáticas no Brasil é crescente, especialmente levando-se em consideração as duas últimas décadas, onde os principais motivos que contribuíram para esse cenário foram o interesse pela biodiversidade e a necessidade de manejo de ecossistemas aquáticos (Thomaz & Bini 2003).

Segundo estes autores, há o predomínio de trabalhos abordando inventários de espécies, porém a quantidade destes ainda é insuficiente dada a amplitude do território brasileiro, cuja rede hidrográfica é a maior do mundo. Enquanto isso, ambientes aquáticos naturais vem sendo alterados por processos de desmatamento, drenagem, poluição, construção de barragens ou canais de transposição, dentre outros.

A criação de áreas de preservação em território nacional não acompanha a velocidade da perda de habitats aquáticos. Segundo Medeiros (2006), no Brasil entre o período de 1993 a 2008, apenas oito áreas úmidas foram reconhecidas como Sítios Ramsar (SMASP 1997). Tais sítios representam, internacionalmente, locais de conservação da biodiversidade, além dos fatores econômico, cultural, científico e recreativo ligados aos recursos hídricos.

No estado de Minas Gerais, o conjunto de ambientes lacustres do Vale do Rio Doce apresenta-se, ao nível mundial, como peculiar refúgio da vida silvestre justificando sua inclusão no grupo de Sítios Ramsar, ocorrida no ano de 2009. Porém, segundo os critérios utilizados para tal reconhecimento, menos de um terço desses corpos d'água (42 lagoas inseridas no Parque Estadual do Rio Doce - PERD) foi contemplado, fato que mantém a maioria restante sob os impactos causados por diversas atividades humanas, comuns na zona de amortecimento do PERD. Destas, podem ser destacadas o cultivo de eucalipto em larga escala, a introdução de espécies exóticas (flora e fauna), poluição, criação de estradas não pavimentadas às margens de lagoas, além de caça e pesca predatória.

O Vale do Rio Doce mineiro passou a ser alvo de estudos de diversas áreas da limnologia,

especialmente a partir de 1980. Foram desenvolvidas pesquisas nesse conjunto lacustre sobre geomorfologia, produção primária, dinâmica de nutrientes, organismos planctônicos e bentônicos, sedimentação e ictiologia (Saijo & Tundisi 1985, 1989), às vezes relacionando características dos ambientes aquáticos aos impactos oriundos de atividades humanas (Maia-Barbosa *et al.* 2010). Entretanto, há carência de estudos sobre as macrófitas aquáticas (Esteves 1988), cujas informações atuais são escassas, até mesmo sobre a diversidade de espécies. De uma forma geral, essa também é a situação observada para todo o estado de Minas Gerais que, no período de 1985 a 2000, teve somente nove trechos das treze bacias hidrográficas contempladas com inventários da flora aquática, não permitindo extrapolações em termos da conservação e manejo desses organismos (Pedralli 2000).

OBJETIVOS

Os objetivos do presente trabalho consistem em revelar a composição da flora presente no sistema lacustre do Vale do Rio Doce e caracterizar a ocorrência dessa comunidade na região, com base na presença das espécies em áreas de proteção ambiental, localizadas no Parque Estadual do Rio Doce (Sítio Ramsar), e em áreas não protegidas, na sua zona de amortecimento.

MATERIAL E MÉTODOS

O sistema lacustre do Vale do Rio Doce (Fig. 1), localizado ao leste do estado de Minas Gerais (19°29'S - 19°49'S, 42°28'W - 42°38'W), figura como o terceiro maior conjunto de lagos do território brasileiro (Tundisi *et al.* 1981). Fazem parte desse sistema cerca de 150 corpos d'água lênticos, representados majoritariamente por lagoas e um número menor de brejos. Segundo Esteves (1988), os mesmos foram originados no Pleistoceno através da barragem natural da desembocadura dos antigos afluentes dos rios da região, o que não é observado em nenhum outro local do Brasil. A

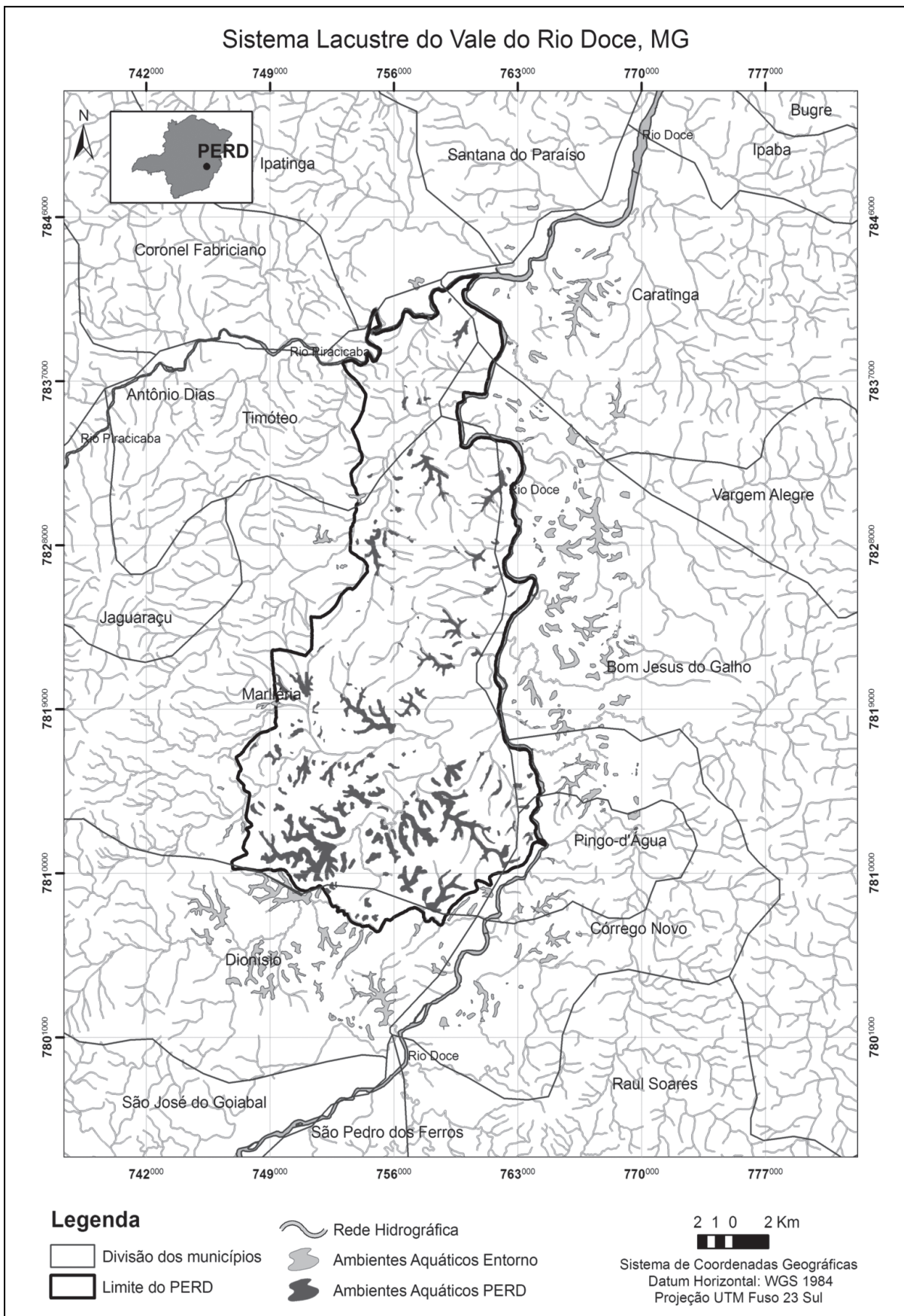


Figura 1 – Localização dos ambientes aquáticos (lagoas e brejos) do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, destacando o Parque Estadual do Rio Doce (PERD).

principal causa da atual diferença de nível (20-50 m) entre as lagoas e os leitos dos rios Doce e Piracicaba deve-se a sucessivos períodos de intensa pluviosidade e estiagem, que provocaram fases de erosão e deposição de sedimentos. Esse fato explica a perenidade das lagoas, além das suas formas dendríticas, bem como a ausência de pulsos de inundação como descritos por Junk & Silva (1999).

A elaboração do inventário das espécies da flora presentes no sistema lacustre do Vale do Rio Doce seguiu diferentes etapas, que envolveram a revisão de identificações provenientes de pesquisas anteriores (Pivari *et al.* 2008b), visitas aos herbários onde há registros para a área de estudo (BHCB, CESJ, HUNL, PERD e VIC) e coletas de material botânico *in situ*. Para realização destas, o mosaico composto por aproximadamente 150 lagoas e brejos foi subdividido visando padronizar espacialmente o esforço amostral. Dessa forma, durante o período de janeiro de 2007 a setembro de 2010 foram percorridos mensalmente 72 ambientes aquáticos, o que corresponde a cerca de 1.200 km² inseridos nos diferentes locais do Parque Estadual do Rio Doce e zona de amortecimento. Os limites marginais das lagoas e brejos foram definidos incluindo-se a faixa de alagamento dos mesmos durante a estação chuvosa, a qual coincide com o início da vegetação ciliar (floresta estacional semidecidual) estabelecida em terreno não alagável.

As amostragens foram efetuadas por meio de caminhadas e com o auxílio de embarcações motorizadas ou caiaques, além de serem realizados mergulhos ou utilizadas hastes com ganchos para averiguação de espécimes submersos em locais profundos. A partir disso, indivíduos em estado fértil foram coletados e processados segundo técnicas de herborização de plantas aquáticas (Haynes 1984; Ceska & Ceska 1986; Pedralli 1990). A identificação dos táxons foi feita através de consultas à bibliografia especializada e por comparação morfológica com material depositado em herbários. Por fim, duplicatas foram enviadas a especialistas para confirmação ou determinação das identificações. As amostras obtidas encontram-se tombadas nos acervos dos herbários BHCB, CESJ, CGMS (HMS) e PERD.

A lista de espécies foi redigida seguindo o sistema de classificação de APG III (2009) para

angiospermas, Kramer & Green (1990) para pteridófitas e Raven *et al.* (1996) para carófitas. A terminologia nomenclatural e abreviações dos nomes dos autores seguiram Brummit & Powell (1992), enquanto as formas biológicas foram consideradas segundo a classificação de Irgang *et al.* (1984) e Pedralli (1990), acrescida da terminologia embalsada (Neiff 1982), para as macrófitas aquáticas estabelecidas em ilhas flutuantes. Quando aplicável, uma mesma espécie foi enquadrada em mais de uma forma biológica.

Para quantificar a similaridade florística (diversidade Beta) entre o conjunto de ambientes aquáticos inseridos no PERD e o localizado na zona de amortecimento dessa unidade de conservação, foi calculado o coeficiente de similaridade, obtido pelo índice de Jaccard (Sj). Essa abordagem foi realizada para caracterizar a ocorrência das espécies e inferir sobre o atual grau de conservação da comunidade de macrófitas aquáticas no sistema lacustre do Vale do Rio Doce, considerando que apenas uma parcela das lagoas e brejos é protegida pelo PERD.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O levantamento da flora presente no conjunto de lagoas e brejos do Vale do Rio Doce em Minas Gerais revelou a ocorrência de 184 espécies, enquadradas em diferentes grupos incluindo carófitas, pteridófitas e angiospermas, este último com predomínio em relação ao número de táxons (Tab.1). O total de gêneros registrado foi 121, dos quais destacaram-se *Ludwigia* L. e *Cyperus* L. com onze e nove espécies, respectivamente, enquanto das 64 famílias amostradas, Cyperaceae (26 spp.), Poaceae (17), Asteraceae (15) e Onagraceae (11) foram as mais representativas. Espécies de hábito herbáceo foram mais comuns (77%), seguidos de arbustos (13%), lianas (6%) e árvores (4%).

O número de espécies pode ser considerado alto para inventários enfocando macrófitas aquáticas por se tratar de uma área de estudo formada por um conjunto de ambientes aquáticos com características similares, ocupando no total cerca de 2.000 km². No Vale do Rio Doce em Minas

Tabela 1 – Espécies de macrófitas aquáticas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais. Formas biológicas: A- anfíbia; Eb- embalsada; Em- emergente; Ep- epífita; FF- flutuante fixa; FL- flutuante livre; SF- submersa fixa; SL- submersa livre. Sistema lacustre: 1- espécie ocorrente no Parque Estadual do Rio Doce (PERD); 2- espécie ocorrente na Zona de Amortecimento PERD. Voucher: Herbário BHCB, exceto quando precedido por outra sigla. * Família pertencente a Carophyta; ** famílias pertencentes a Pteridophyta; demais famílias pertencentes a Angiospermae.

Grupo Taxonômico	Forma Biológica	Hábito	Sistema Lacustre	Voucher
CHARACEAE *				
<i>Chara guairensis</i> R. Bicudo	SF	erva	1, 2	121679
<i>Nitella</i> cf. <i>cernua</i> A. Braun	SF	erva	1	121759
BLECHNACEAE **				
<i>Blechnum serrulatum</i> Rich.	Eb	erva	1, 2	121697
LOMARIOPSIDACEAE **				
<i>Nephrolepis biserrata</i> (Sw.) Schott	Eb	erva	2	121600
LYCOPODIACEAE **				
<i>Lycopodiella camporum</i> B. Ollg. & P.G. Windisch	Eb	erva	1	121707
OSMUNDACEAE **				
<i>Osmunda regalis</i> L.	Eb	erva	1	121718
PTERIDACEAE **				
<i>Acrostichum danaeifolium</i> Langsd. & Fisch.	Eb	erva	1, 2	121686
<i>Ceratopteris thalictroides</i> (L.) Brongn.	Em	erva	1, 2	127403
<i>Pityrogramma calomelanos</i> (L.) Link	A / Eb	erva	1, 2	121584
SALVINIACEAE **				
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	FL	erva	1, 2	121760
THELYPTERIDACEAE **				
<i>Thelypteris interrupta</i> (Willd.) K. Iwats.	A / Eb	erva	1, 2	121629
<i>T. salzmannii</i> (Fee) C.V. Morton	A	erva	2	127374
ACANTHACEAE				
<i>Hygrophila costata</i> Nees	A	erva	2	PERD 1037
<i>Ruellia</i> sp.	Eb	erva	1	121875
ALISMACEAE				
<i>Echinodorus bolivianus</i> (Rusby) Holm-Niels.	A	erva	1, 2	121876

Tabela 1 (cont.)

Grupo Taxonômico	Forma Biológica	Hábito	Sistema Lacustre	Voucher
<i>E. macrophyllus</i> (Kunth) Micheli	Eb	erva	2	43035
<i>Sagittaria rhombifolia</i> Cham.	Em	erva	1	121765
ANACARDIACEAE				
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Em	árvore	1, 2	121596
ANNONACEAE				
<i>Annona glabra</i> L.	Em	árvore	1, 2	121548
<i>Xylopia emarginata</i> L.	Em	árvore	1, 2	121849
APOCYNACEAE				
<i>Oxypetalum alpinum</i> (Vell.) Fontella & E.A. Schwarz	A / Eb	liana	1, 2	121531
AQUIFOLIACEAE				
<i>Ilex affinis</i> Gardner	Em	árvore	1, 2	121850
ARACEAE				
<i>Wolffiella oblonga</i> (Phil.) Hegelm.	FL	erva	1	133200
ARALIACEAE				
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	A	erva	1, 2	121527
<i>Hydrocotyle leucocephala</i> Cham. & Schldtl.	A	erva	2	CESJ 40742
ARECACEAE				
<i>Bactris setosa</i> Mart.	A	erva	2	CGMS 9565
ASTERACEAE				
<i>Adenostemma involucratum</i> R.M. King & H. Rob.	A	erva	1	121743
<i>Baccharis</i> cf. <i>glutinosa</i> Pers.	A	erva	1, 2	121624
<i>Conocliniopsis prasiifolia</i> (DC.) R.M.King & H. Rob.	A / Eb	erva	1, 2	121592
<i>Conyza</i> sp.	A	erva	1	127333
<i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H. Rob.	Eb	erva	1, 2	121590
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	A / Eb	erva	1, 2	121580
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	A	erva	1, 2	121775
<i>E. valerianifolius</i> (Wolf) DC.	A / Eb	erva	1, 2	121623
<i>Lepidaploa opposita</i> A. Teles, Sobral & J.N. Nakaj.	A	erva	1	32833
<i>Leptostelma maximum</i> D. Don	Eb	arbusto	2	116535
<i>Mikania cordifolia</i> (L. f.) Willd.	Eb	liana	1	131688
<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	A	erva	1, 2	121627
<i>Sphagneticola trilobata</i> (L.) Pruski	A	erva	1, 2	121647
<i>Struchium sparganophorum</i> (L.) Kuntze	A	erva	1	PERD 1039
<i>Vernonanthura brasiliiana</i> (L.) H. Rob.	Eb	arbusto	1, 2	121576

Tabela 1 (cont.)

Grupo Taxonômico	Forma Biológica	Hábito	Sistema Lacustre	Voucher
BEGONIACEAE				
<i>Begonia cucullata</i> Willd.	Em / Eb	erva	1, 2	127412
<i>B. fischeri</i> Schrank	Em / Eb	erva	1, 2	116539
BURMANNIACEAE				
<i>Dictyostega orobanchoides</i> (Hooker) Miers.	Eb	erva	2	116540
CABOMBACEAE				
<i>Cabomba furcata</i> Schult. & Schult. f.	SF	erva	1, 2	127370
CAMPANULACEAE				
<i>Lobelia fistulosa</i> Raf.	Eb	arbusto	2	121579
CLEOMACEAE				
<i>Cleome aculeata</i> L.	A	erva	1, 2	121632
COMBRETACEAE				
<i>Combretum laxum</i> Jacq.	Eb	liana	1	121840
CORDIACEAE				
<i>Cordia bifurcata</i> Roem. & Schult.	Eb	erva	2	121680
COMMELINACEAE				
<i>Commelina obliqua</i> Vahl	Eb	erva	1, 2	121597
<i>Commelina</i> sp.	A	erva	1, 2	121776
COSTACEAE				
<i>Costus spiralis</i> (Jacq.) Roscoe	Eb	erva	1, 2	121809
CUCURBITACEAE				
<i>Melothria fluminensis</i> Gardner	A / Eb	liana	2	121526
CYPERACEAE				
<i>Cyperus giganteus</i> Vahl	Em	erva	2	121581
<i>C. haspan</i> L.	A / Eb	erva	1, 2	121538
<i>C. iria</i> L.	A	erva	2	127354
<i>C. luzulae</i> (L.) Rottb. ex Retz.	A	erva	2	127394
<i>C. cf. mundtii</i> (Nees) Kunth	A	erva	1, 2	127356
<i>C. odoratus</i> L.	A	erva	1, 2	121552
<i>C. cf. rigens</i> C. Presl	Eb	erva	2	121898
<i>C. surinamensis</i> Rottb.	A	erva	1, 2	121529
<i>Cyperus</i> sp.	A	erva	2	121544
<i>Eleocharis geniculata</i> (L.) Roem. & Schtdl.	Em	erva	1	121715
<i>E. interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	Em	erva	1, 2	121571

Tabela 1 (cont.)

Grupo Taxonômico	Forma Biológica	Hábito	Sistema Lacustre	Voucher
<i>E. minima</i> Kunth	A / Eb	erva	1, 2	121705
<i>E. cf. nudipes</i> (Kunth) Palla	Eb	erva	1, 2	131355
<i>E. plicarhachis</i> (Griseb.) Svenson	Eb	erva	1, 2	121637
<i>Fimbristylis cf. spadicea</i> (L.) Vahl	A	erva	2	121620
<i>Fuirena umbellata</i> Rottb.	Em / Eb	erva	1, 2	121574
<i>Kyllinga pumila</i> Michx.	A	erva	1, 2	121622
<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. & Kunth) Palla	Eb / Ep	erva	1, 2	121568
<i>Rhynchospora amazonica</i> Poepp. & Kunth	Em	erva	2	121329
<i>R. corymbosa</i> (L.) Britton	Em / Eb	erva	1, 2	121575
<i>R. holoschoenoides</i> (Rich.) Herter	A	erva	1, 2	133213
<i>R. rugosa</i> (Vahl) Gale	Eb	erva	1	121830
<i>R. trispicata</i> (Nees) Steud.	Em	erva	2	131329
<i>Rhynchospora</i> sp.	Em	erva	2	131339
<i>Scleria melaleuca</i> Rchb. Ex Schtdl. & Cham.	A / Eb	erva	1, 2	121556
<i>S. cf. mitis</i> Bergius	A	erva	1, 2	121535
EUPHORBIACEAE				
<i>Caperonia palustris</i> (L.) A. St.-Hil.	A / Eb	erva	1, 2	121699
FABACEAE				
<i>Aeschynomene evenia</i> C. Wright & Sauvalle	A	arbusto	1	127355
<i>A. fluminensis</i> Vell.	Em	arbusto	1, 2	126502
<i>A. sensitiva</i> Sw.	A / Eb	arbusto	1, 2	121561
<i>Dioclea violacea</i> Mart. ex Benth.	A	liana	1, 2	131710
<i>D. virgata</i> (Rich.) Amshoff	Eb	liana	1, 2	121685
<i>Vigna lasiocarpa</i> (Mart. ex Benth.) Verdc.	Eb	liana	1, 2	121833
<i>Vigna</i> sp.	Eb	liana	2	121545
GENTIANACEAE				
<i>Irlbachia alata</i> (Aubl.) Maas	A	arbusto	1, 2	121599
GESNERIACEAE				
<i>Sinningia elatior</i> (Kunth) Chautmes	Eb	arbusto	2	116536
HALORAGACEAE				
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	Em	erva	2	PERD 1038
HYDROCHARITACEAE				
<i>Apalanthe granatensis</i> (Humb. & Bonpl.) Planch.	SF	erva	1	32871

Tabela 1 (cont.)

Grupo Taxonômico	Forma Biológica	Hábito	Sistema Lacustre	Voucher
<i>Najas conferta</i> (A. Braun) A. Braun	SF	erva	1	31912
HYDROLEACEAE				
<i>Hydrolea spinosa</i> L.	A	arbusto	2	116547
LAMIACEAE				
<i>Hyptis brevipes</i> Poit.	Eb	erva	2	121578
<i>H. cf. fasciculata</i> Benth.	A / Eb	erva	1, 2	121618
<i>H. cf. lorentziana</i> O. Hoffm.	A	erva	1, 2	121723
<i>H. microphylla</i> Pohl ex Benth.	A	arbusto	1, 2	121730
<i>H. pectinata</i> (L.) Poit.	A / Eb	arbusto	2	121554
LENTIBULARIACEAE				
<i>Utricularia breviscapa</i> Wright ex Griseb.	SL	erva	1, 2	127408
<i>U. foliosa</i> L.	SL	erva	1, 2	127409
<i>U. gibba</i> L.	Eb / Ep	erva	1, 2	121908
<i>U. hydrocarpa</i> Vahl	SL	erva	1, 2	134516
<i>U. poconensis</i> Fromm	SL	erva	2	134491
LIMNOCHARITACEAE				
<i>Hydrocleys nymphoides</i> (Willd.) Buchenau	FF	erva	2	121693
LOGANIACEAE				
<i>Spigelia cf. schlechtendaliana</i> Mart.	A	erva	1	121745
LYTHRACEAE				
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J. Marcbr.	A / Eb	erva	1	121827
<i>C. strigulosa</i> Kunth	A / Eb	erva	1, 2	121543
MALPIGHIACEAE				
<i>Diplopterys pubipetala</i> (A. Juss.) W.R Anderson & C. Cav. Davis	Eb	liana	2	121676
MALVACEAE				
<i>Hibiscus bifurcatus</i> Cav.	A	arbusto	1, 2	121555
<i>H. sororius</i> L.	A / Eb	arbusto	1, 2	127367
<i>Sida tuberculata</i> R.E. Fries	A	arbusto	1, 2	121546
<i>Urena lobata</i> L.	A	arbusto	1, 2	121557
MARANTACEAE				
<i>Thalia geniculata</i> L.	Em	erva	2	134505
MAYACACEAE				
<i>Mayaca fluviatilis</i> Aubl.	A	erva	1, 2	121791

Tabela 1 (cont.)

Grupo Taxonômico	Forma Biológica	Hábito	Sistema Lacustre	Voucher
<i>M. sellowiana</i> Kunth	Eb	erva	1	127337
MELASTOMATACEAE				
<i>Aciotis paludosa</i> (Mart. ex DC.) Triana	A	erva	1, 2	127413
<i>Acisanthera alsinaefolia</i> (DC.) Triana	A	erva	2	121687
<i>Clidemia biserrata</i> DC.	A / Eb	arbusto	1, 2	127381
<i>Miconia chamissois</i> Naudin	Em	árvore	2	121589
<i>Rhynchanthera dichotoma</i> (Desr.) DC.	A / Eb	arbusto	1, 2	121631
MENYANTHACEAE				
<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze	FF	erva	1, 2	121724
NYMPHAEACEAE				
<i>Nymphaea amazonum</i> Mart. & Zucc.	FF	erva	2	121645
<i>N. ampla</i> (Salisb.) DC.	FF	erva	2	131368
<i>N. caerulea</i> Savigny	FF	erva	1, 2	126515
<i>N. cf. lingulata</i> Wiersema	FF	erva	2	134490
<i>N. rudgeana</i> G. Mey.	FF	erva	1, 2	121873
OCHNACEAE				
<i>Sauvagesia erecta</i> L.	A	erva	1	121670
ONAGRACEAE				
<i>Ludwigia decurrens</i> Walter	A	erva	1, 2	121559
<i>L. elegans</i> (Cambess.) H. Hara	Eb	erva	1	131700
<i>L. hyssopifolia</i> (G. Don) Exell	A	erva	2	131321
<i>L. lagunae</i> (Morong.) H. Hara	A / Eb	arbusto	1, 2	121528
<i>L. leptocarpa</i> (Nutt.) H. Hara	A / Eb	arbusto	1, 2	121564
<i>L. nervosa</i> (Poir.) H.Hara	A / Eb	arbusto	2	121558
<i>L. octovalvis</i> (Jacq.) P.H. Raven	A	erva	1, 2	121617
<i>L. cf. quadrangularis</i> (Micheli) H. Hara	Em	liana	1, 2	121903
<i>L. sedoides</i> (Bonpl.) H. Hara	FF	erva	1, 2	121792
<i>L. tomentosa</i> (Cambess.) H. Hara	A / Eb	arbusto	2	126503
<i>L. torulosa</i> (Arn.) H. Hara	Em / Eb	arbusto	1, 2	121646
ORCHIDACEAE				
<i>Aspidogyne longicornu</i> (Cogn.) Garay	Em	erva	1	52064
<i>Habenaria nabucoi</i> Ruschi	Ep	erva	1, 2	121911
<i>Platythelys debilis</i> (Lindl.) Garay	Eb	erva	2	131320

Tabela 1 (cont.)

Grupo Taxonômico	Forma Biológica	Hábito	Sistema Lacustre	Voucher
OROBANCHACEAE				
<i>Melasma melampyroides</i> (Rich.) Pennell	Eb	erva	2	121587
PHYLLANTHACEAE				
<i>Phyllanthus stipulatus</i> (Raf.) G.L. Webster	Em	erva	1, 2	121704
PIPERACEAE				
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Em	árvore	2	121598
PLANTAGINACEAE				
<i>Bacopa cf. lanigera</i> Wettst.	A	erva	1	121867
<i>B. stricta</i> (Schrad.) Edwall	Eb	erva	1, 2	121591
<i>Conobea scoparioides</i> (Cham. & Schltdl.) Benth.	A	erva	1	121812
<i>Scoparia dulcis</i> L.	A	erva	1, 2	121621
<i>Torenia thouarsii</i> (Cham. & Schltdl.) Kuntze	A / Eb	erva	1, 2	121588
POACEAE				
<i>Acroceras zizanioides</i> (Kunth) Dandy	A / Eb	erva	1, 2	121719
<i>Andropogon bicornis</i> L.	A / Eb	erva	1, 2	121673
<i>Cyphoanthus discrepans</i> (Doll) Zuloaga & Morrone	A	erva	1	121893
<i>Hymenachne amplexicaulis</i> (Rudge) Nees	Em	erva	2	121613
<i>H. pernambucensis</i> (Spreng.) Zuloaga	A / Eb	erva	1, 2	127417
<i>Leersia hexandra</i> Sw.	A	erva	2	121625
<i>Megathyrsus maximus</i> (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs	A	erva	1, 2	121844
<i>Panicum mertensii</i> Roth	Eb	erva	1	52043
<i>P. schwackeanum</i> Mez	A / Eb	erva	1, 2	121639
<i>Panicum</i> sp.	A	erva	1	127339
<i>Paspalum commutatum</i> Nees	A / Eb	erva	1, 2	121610
<i>P. densum</i> Poir.	A	erva	2	121550
<i>Paspalum</i> sp.	Em	erva	1	121891
<i>Saccharum asperum</i> (Nees) Steud.	A / Eb	erva	1, 2	121689
<i>Sacciolepis vilvoidea</i> (Trin.) Chase	Em	erva	2	127393
<i>Steinchisma laxa</i> (Sw.) Zuloaga	A / Eb	erva	1, 2	121549
<i>Urochloa</i> sp.	A / Eb	erva	2	121566
POLYGONACEAE				
<i>Polygonum acuminatum</i> Kunth	A / Eb	erva	1, 2	121702
<i>P. meissnerianum</i> Cham. & Schltdl.	A / Eb	erva	1, 2	121700

Tabela 1 (cont.)

Grupo Taxonômico	Forma Biológica	Hábito	Sistema Lacustre	Voucher
<i>P. persicaria</i> L.	A	erva	1, 2	121740
<i>P. punctatum</i> Elliot	A	erva	1	32824
PONTEDERIACEAE				
<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	FF	erva	1, 2	121682
RUBIACEAE				
<i>Borreria</i> sp.	Eb	erva	1	121824
<i>Diodia saponariifolia</i> (Cham. & Schltldl.) K. Schum.	A	erva	1	131702
<i>D. sarmentosa</i> Sw.	A / Eb	erva	1, 2	121731
<i>Diodia</i> sp.	Eb	erva	1	121703
<i>Palicourea marcgravii</i> A. St.-Hil.	Eb	arbusto	1	131695
TYPHACEAE				
<i>Typha domingensis</i> Pers.	A / Eb	erva	1, 2	121660
URTICACEAE				
<i>Boehmeria cylindrica</i> (L.) Sw.	A / Eb	erva	1, 2	121768
<i>Cecropia pachystachya</i> Trec.	A / Eb	árvore	1, 2	121662
VERBENACEAE				
<i>Lantana camara</i> L.	Eb	arbusto	2	29507
<i>Phyla betulifolia</i> (Kunth) Greene	A	erva	2	121539
VITACEAE				
<i>Cissus erosa</i> Rich.	A / Eb	liana	1, 2	121537
<i>C. verticillata</i> (L.) Nicolson & C.E. Jarvis	Eb	liana	1	121841
XYRIDACEAE				
<i>Xyris jupicai</i> Rich.	A / Eb	erva	1, 2	121536

Gerais, os corpos d'água caracterizam-se por serem perenes e lênticos, com baixa flutuação no nível da água, por apresentarem solos argilosos e por não possuírem influência de pulsos de inundação com conseqüente comunicação superficial (Junk & Silva 1999). No caso do Pantanal, por exemplo, uma área úmida expressivamente maior alcançando 110.000 km² na estação chuvosa, Pott & Pott (2000) registraram um número aproximado de macrófitas aquáticas (246 espécies). Além do tamanho da área de estudo, essa diferença pode ser atribuída ao fato do Pantanal apresentar ambientes aquáticos heterogêneos, variáveis quanto à sazonalidade, tipo de solo e velocidade da

água, dentre outros parâmetros não observados no sistema lacustre do Vale do Rio Doce, os quais possibilitam o estabelecimento de maior diversidade de espécies devido à maior amplitude de condições (Thomaz 2006).

O presente estudo contribuiu com dados relevantes para o conhecimento da diversidade vegetal aquática por abordar uma expressiva área úmida brasileira, até então pouco explorada em termos florísticos. Como resultado dessa investigação, foram relatadas 152 primeiras citações de espécies para o Vale do Rio Doce em Minas Gerais e duas novas ocorrências para esse estado (*Ceratopteris thalictroides* e *Habenaria nabucoi*). Além disso, a pesquisa colaborou com a descrição de uma espécie: *Lepidaploa opposita* (Asteraceae), coletada nos domínios do Parque Estadual do Rio Doce (Teles *et al.* 2010).

Dentre as espécies que compõem a atual listagem predominaram aquelas consideradas com ampla distribuição geográfica: 37% nos neotrópicos, 20% em países da América do Sul, 17% cosmopolitas e 10% em regiões tropicais. Os demais 14% correspondem às espécies de ocorrência mais restrita, mencionada para diferentes regiões do Brasil, com exceção a *Lepidaploa opposita*, registrada apenas para a Mata Atlântica do sudeste (Teles *et al.* 2010). Constatou-se também *Nymphaea caerulea*, espécie introduzida da África atualmente subespontânea no centro-oeste e sudeste brasileiro (Amaral *et al.* 2008).

No geral, táxons referentes a plantas aquáticas apresentam ampla distribuição geográfica, a qual é atribuída a características relacionadas à eficiente ocupação de áreas alagáveis, incluindo ampla plasticidade fenotípica, elevadas taxas de crescimento vegetativo e dispersão de propágulos em longas distâncias (Santamaría 2002). Tal fato se reflete nos inventários que tratam de vegetais aquáticos no Brasil e no mundo (Cook *et al.* 1974; Pott & Pott 2000; Bove *et al.* 2003; Amaral *et al.* 2008, entre outros) que, via de regra, apresentam plantas amplamente distribuídas, sobretudo relacionadas às formas biológicas submersas e emergentes.

Nesta pesquisa, as formas biológicas de macrófitas aquáticas descritas na literatura (Irgang *et al.* 1984; Pedralli 1990) foram levantadas. Entretanto, o esquema desses autores não inclui plantas

estabelecidas em solos orgânicos de ilhas flutuantes (histossolos) que, peculiarmente, são comuns na flora aquática do Vale do Rio Doce. Devido a essa lacuna na literatura sobre a classificação das formas biológicas, Pivari *et al.* (2008a) optaram por expandir a concepção da forma epífita para o caso das espécies fixas ao histossolo dos baceiros no Pantanal. Porém, visando um melhor discernimento sobre a forma de ocorrência dos vegetais aquáticos, a partir deste trabalho os autores sugerem a utilização do termo embalsada (Neiff 1982) para se referir a uma nova categoria de formas biológicas (Fig. 2), contemplando as macrófitas aquáticas enraizadas em solos orgânicos de ilhas flutuantes (Duzer 2004). Assim, as macrófitas aquáticas do conjunto de lagoas e brejos do Vale do Rio Doce foram classificadas em anfíbias (95 spp.), embalsadas (85), emergentes (28), epífitas (3), flutuantes fixas (9), flutuantes livres (2), submersas fixas (5), submersas livres (4). O número de espécies citado acima supera o total das registradas nesse inventário, pois parte delas (47 spp.) foi enquadrada como ocorrente em duas categorias (Tab. 1).

Segundo Pedralli (2000), espécies anfíbias e emergentes são predominantes em relação às outras formas biológicas em Minas Gerais. Todavia, no conjunto de lagos e brejos do Vale do Rio Doce destacou-se a presença de embalsadas, muitas exclusivamente pertencentes a tal forma biológica (37 spp.). Essa característica, já demonstrada por Pivari *et al.* (2008b) em uma das lagoas pertencente ao sistema lacustre, esteve relacionada ao surgimento de ilhas flutuantes. Tais massas de vegetação foram observadas, sobretudo, em ambientes aquáticos com maior grau de eutrofização, fator possivelmente relacionado à supressão da mata no entorno dos mesmos (Tundisi & Meis 1985). Tais ambientes são encontrados prioritariamente na zona de amortecimento do PERD e demonstram reunir condições favoráveis à sucessão avançada das plantas aquáticas, que culmina em ilhas flutuantes (Pott & Pott 2003; Pivari *et al.* 2008a).

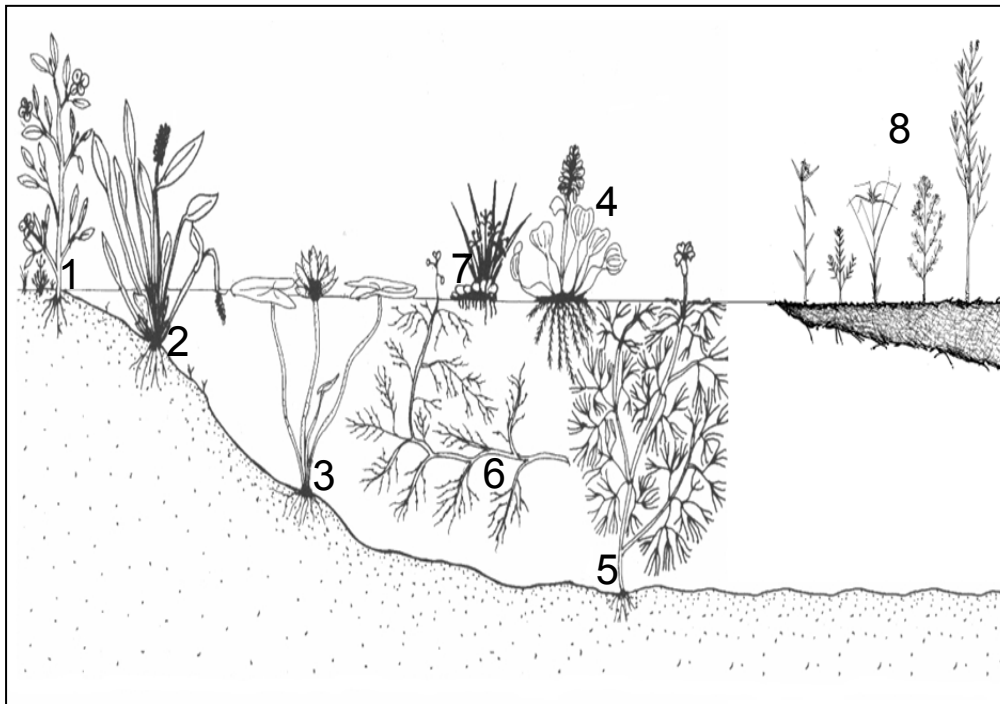


Figura 2 – Esquema de macrófitas aquáticas adaptado de Pott & Pott (2000) a partir das formas biológicas de Irgang *et al.* (1984). Legenda: 1 - anfíbia, 2 - emergente, 3 - flutuante fixa, 4 - flutuante livre, 5 - submersa fixa, 6 - submersa livre, 7 - epífita e 8 - embalsada (planta enraizada em histossolo de ilha flutuante).

Atualmente, cerca de 110 ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce (mais de dois terços do total) encontram-se em áreas não protegidas (Fig. 1), onde vem sendo registradas perdas na biodiversidade relacionadas a diferentes intervenções antrópicas (Latini *et al.* 2004). Avaliar a ocorrência das espécies de macrófitas aquáticas no sistema lacustre como um todo, através de uma caracterização da similaridade florística entre essa área e aquela protegida pelo PERD, pode subsidiar um melhor entendimento acerca da conservação dessa vegetação na região.

A aplicação do índice de Jaccard demonstrou haver uma similaridade florística média ($S_j = 0,55$) entre áreas preservadas (inseridas no PERD) e não preservadas (localizadas na zona de amortecimento). Considerando o total de ambientes aquáticos amostrados, tal valor sugere que o PERD representa um importante refúgio para a maior parte das espécies: 101 em comum com a zona de amortecimento e 35 exclusivas. Entretanto, destacou-se a presença de 48 espécies (26% do

total) ocorrentes somente na zona de amortecimento, dentre as quais podem ser citadas, *Bactris setosa*, *Echinodorus macrophyllus*, *Hydrocleys nymphoides*, *Leptostelma maximum*, *Ludwigia tomentosa*, *Nymphaea amazonum*, *N. ampla*, *Phyla betulifolia*, *Platythelys debilis*, *Thalia geniculata* e *Utricularia poconensis*. O fato de parte das espécies de macrófitas aquáticas não ocorrer em áreas protegidas, provavelmente, está vinculado às lagoas e brejos desse sistema lacustre apresentarem-se como unidades isoladas em relação ao estabelecimento de organismos aquáticos, como apresentado por Rebouças *et al.* (2006).

Nesse contexto, em um sistema lacustre que apresenta tais proporções, compreender a distribuição das espécies de macrófitas aquáticas torna-se importante para definir estratégias de conservação de toda a comunidade, visto que o total de ambientes aquáticos atualmente protegido não demonstra ser suficiente para tal. Pesquisas complementares envolvendo caracterizações dos ambientes aquáticos individualmente abordando a composição florística e padrões de distribuição das espécies no mosaico de lagoas e brejos podem contribuir com a indicação de áreas localizadas na zona de amortecimento do PERD úteis à manutenção de macrófitas aquáticas na região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Amaral, M.C.E.; Bittrich, V.; Faria, A.D.; Anderson, L.O. & Aona, L.Y.S. 2008. **Guia de campo para plantas aquáticas e palustres do estado de São Paulo**. Holos Editora, Ribeirão Preto. 452 p.

APG III - Angiosperm Phylogeny Group. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**. 17 p.

Bove, C.P.; Gil, A.S.B.; Moreira, C.B. & Anjos, R.F.B. 2003. Hidrófitas fanerogâmicas de ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta**

Botanica Brasilica 17(1): 119-135.

Brummitt, R.K. & Powell, C.E. 1992. **Authors of plant names.** Royal Botanic Gardens, Kew. 732p.

Ceska, A. & Ceska, O. 1986. More on the techniques for collecting aquatic and marsh plants. **Annals of Missouri Botanical Garden 73: 825-827.**

Cook, C.D.K.; Gut, B.J.; Rix, E.M.; Schneller, J. & Seitz, M. 1974. **Water plants of the world: a manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes.** Dr. W. Junk Publishers, The Hague. 561p.

Duzer, C.V. 2004. **Floating islands – A global bibliography with an edition and translation of G.C. Munz's Exercitatio academica de insulis natantibus (1711).** Cantor Press., California. 404p.

Esteves, F.A. 1988. **Fundamentos de Limnologia.** Interciência, Rio de Janeiro. 2ª ed. 602p.

Haynes, R.R. 1984. Techniques for collecting aquatic and marsh plants. **Annals of Missouri Botanical Garden 71: 229-231.**

Irgang, B.E.; Pedralli, G. & Waechter, J.I. 1984. Macrófitos aquáticos da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do sul, Brasil. **Roessleria 6: 395-404.**

Junk, W.J. & Silva, C.J. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. Pp. 17-28. In: **Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-**

Econômicos do Pantanal. Manejo e Conservação. EMBRAPA-DDT, Corumbá.

Kramer K.U. & Green P.S. 1990. **The families and genera of vascular plants. Pteridophytes and Gymnosperms.** Springer Verlag, New York. 404p.

Latini, A.O.; Lima-Junior, D.P.; Giacomini, H.C.; Latini, R.O.; Resende, D.C.; Espírito-Santo, H.M.V.; Barros, D.F. & Pereira, T.F. 2004. Alien fishes in lakes of the Doce river basin (Brazil): range, new occurrences and conservation of native communities. **Lundiana 5(2):** 135-142.

Maia-Barbosa, P.M.; Barbosa, L.G.; Brito, S.L.; Garcia, F.; Barros, C.F.A.; Souza, M.B.G.; Mello, N.; Guimarães, A.S. & Barbosa, F.A.R. 2010. Limnological changes in Dom Helvécio Lake (South-East Brazil): natural and anthropogenic causes. **Brazilian Journal of Biology 70(3):** 795-802.

Medeiros, R. 2006. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. **Ambiente e Sociedade 9(1):** 41-64.

Neiff, J.J. 1982. Esquema sucesional de la vegetacion em islas flotantes del chaco argentino. **Boletin de la Sociedad Argentina de Botánica 21(1-4):** 325-341.

Pedralli, G. 1990. Macrófitos aquáticos: técnicas e métodos de estudos. **Estudos de Biologia 26:** 5-24.

Pedralli, G. 2000. Padrões Florísticos Como Subsídios à Conservação da Biodiversidade de Macrófitas Aquáticas. Pp. 335-339. In: **Tópicos Atuais em Botânica.** EMBRAPA, Brasília.

Pivari, M.O.D.; Pott, V.J. & Pott, A. 2008a. Macrófitas aquáticas de ilhas flutuantes (baceiros) nas

- sub-regiões do Abobral e Miranda, Pantanal, MS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **22(2)**: 559-567.
- Pivari, M.O.D.; Salimena, F.R.; Pott, V.J. & Pott, A. 2008b. Macrófitas Aquáticas da Lagoa Silvana, Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia Série Botânica** **63(2)**: 321-327.
- Pott, V.J. & Pott, A. 2000. **Plantas aquáticas do Pantanal**. EMBRAPA, Corumbá. 353p.
- Pott, V.J. & Pott, A. 2003. Dinâmica da vegetação aquática do Pantanal. Pp. 145-162. In: S.M. Thomaz & L.M. Bini (ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Raven, H.P.; Evert, R.F. & Eichhorn, S.E. 1996. **Biologia Vegetal**. Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro. 906p.
- Rebouças, A.C.; Braga, B.P.F.; Tundisi, J.G. 2006. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. Escrituras, São Paulo. 3^a ed. 748p.
- Saijo, Y. & Tundisi, J.G. 1985. **Limnological studies in central Brazil – Rio Doce Valley lakes and Pantanal Wetland (1st Report)**. Water Research Institute, Nagoya. 201p.
- Saijo, Y.; Tundisi, J.G. 1989. **Limnological studies in Rio Doce Valley lakes Brazil (3rd Report)**. Water Research Institute, Nagoya. 159p.
- Santamaría, L. 2002. Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. **Acta Oecologica** **23**: 137-154.

SMASP – Secretaria do Estado do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 1997. **Convenção de Ramsar sobre zonas úmidas de importância internacional, especialmente como habitat de aves aquáticas**. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo. 24p.

Teles, A.M.; Sobral, M. & Nakajima, J.M. 2010. A new species of *Lepidaploa* (Vernonieae - Asteraceae) from Southeastern Brazil. **Rodriguésia** **61(1)**: 101-103.

Thomaz, S.M & Bini, L.M. 2003. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil. Pp. 19-38. In: S.M. Thomaz & L.M. Bini (ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

Thomaz, S.M. 2006. Efeito de fatores limnológicos sobre a colonização e estrutura de assembléias de macrófitas aquáticas. Pp. 501-505. In: **Anais do 57º Congresso Nacional de Botânica, 13º Encontro Estadual de Botânicos e 5º Encontro Estadual de Herbários**. Imagine Designe Editorial, Gramado.

Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T.; Pontes, M.C.F. & Gentil, J.G. 1981. Limnological studies at quaternary lakes in eastern Brazil. I. Primary production of phytoplankton and ecological factors at lake D. Helvecio. **Revista Brasileira de Botânica** **4**: 5-14.

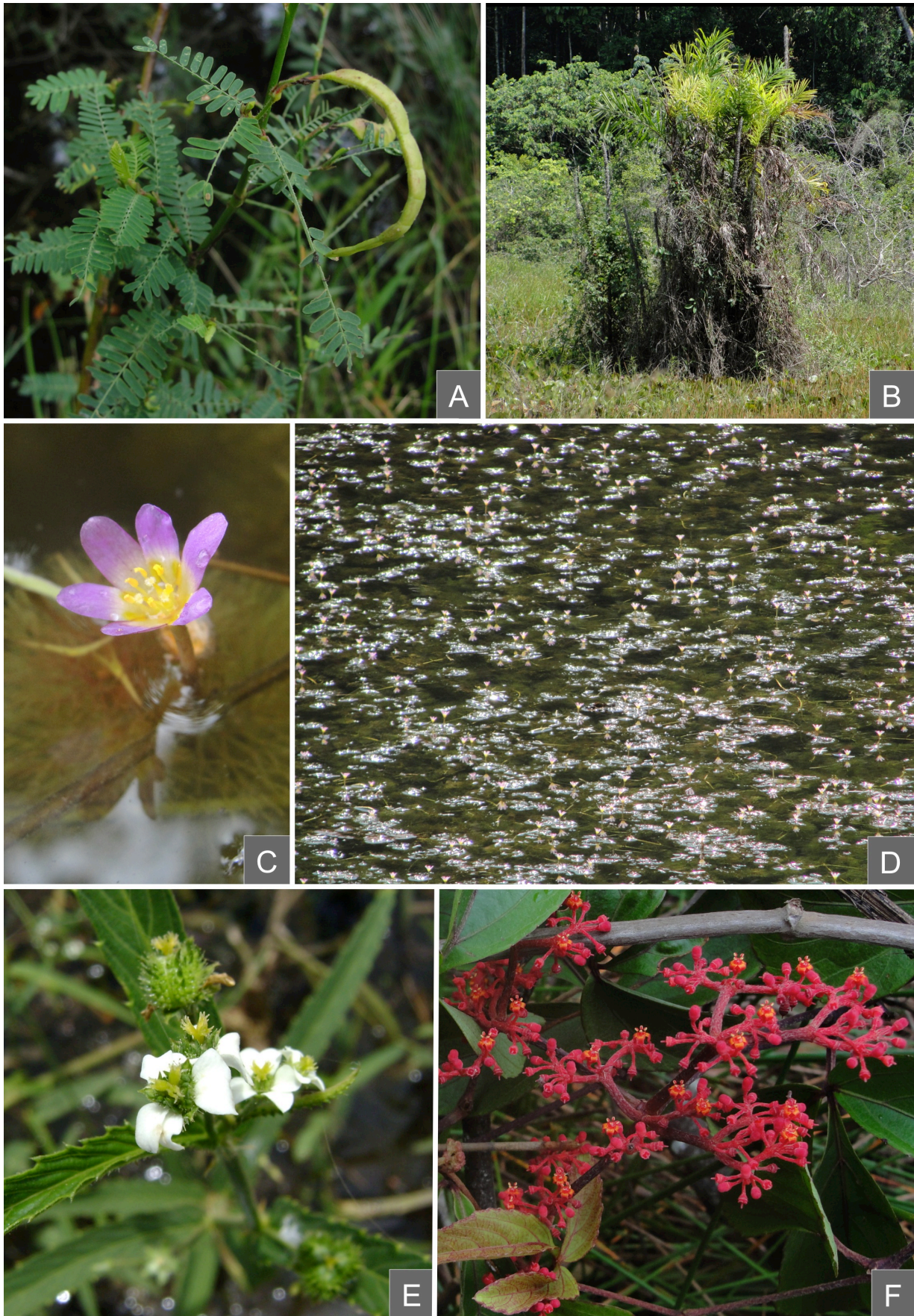
Tundisi, J.G. & Meis, M.R.M. 1985. Geomorphology and limnological processes at the middle Rio Doce valley lakes. Pp. 11-20. In: Y. Saijo & J.G. Tundisi (ed.). **Limnological studies in central Brazil – Rio Doce Valley lakes and Pantanal Wetland (1st Report)**. Water Research Institute, Nagoya.

ANEXOS DO CAPÍTULO 1

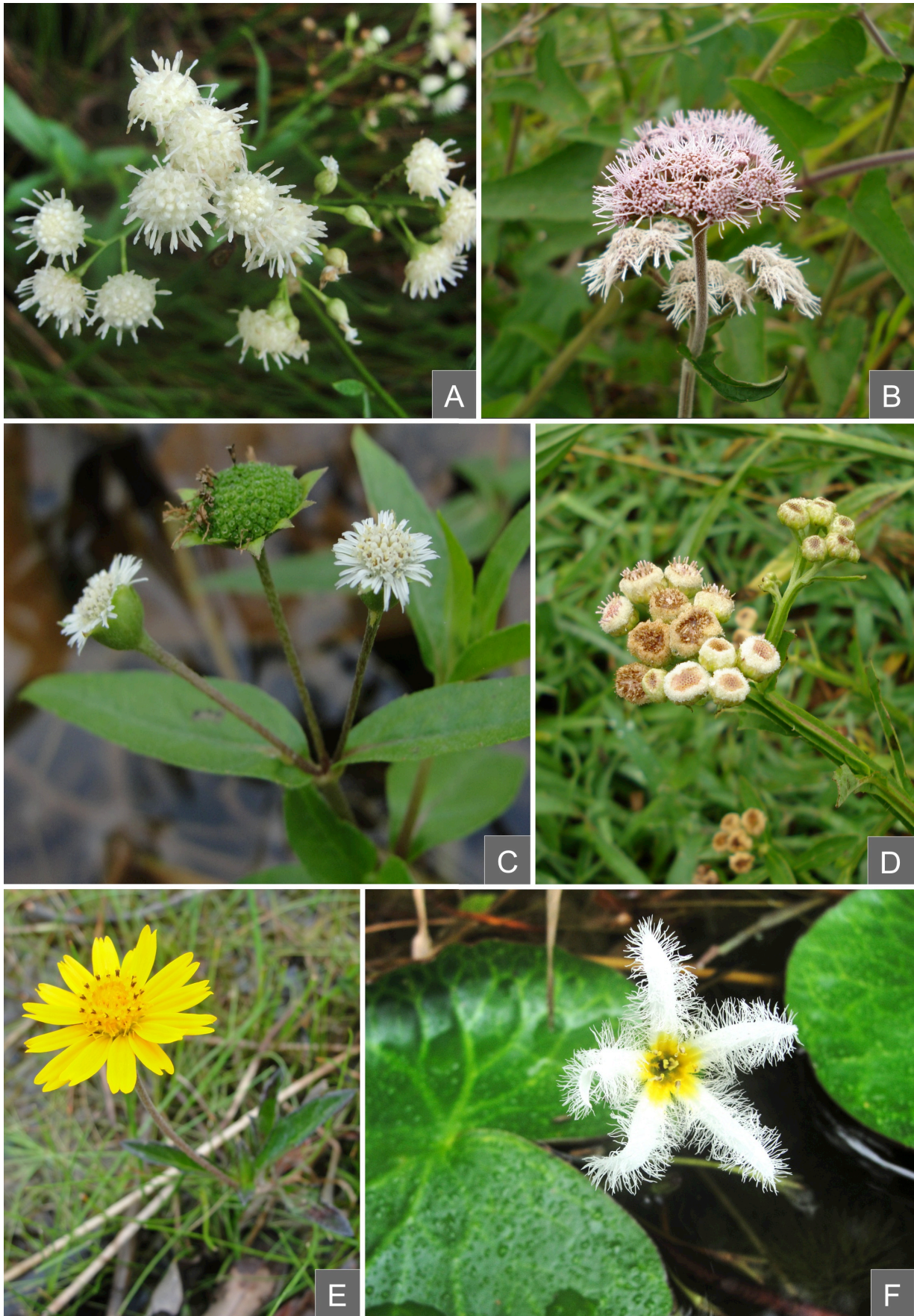
MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO SISTEMA LACUSTRE DO VALE DO RIO DOCE, MINAS GERAIS, BRASIL



Prancha 1: A - *Ceratopteris thalictroides* (Pteridaceae); B - *Thelypteris interrupta* (Thelypteridaceae); C - *Acrostichum danaeifolium* (Pteridaceae); D e E - *Salvinia auriculata* (Salviniaceae).



Prancha 2: A - *Aeschynomene sensitiva* (Fabaceae); B - *Bactris setosa* (Arecaceae); C e D - *Cabomba furcata* (Cabombaceae); E - *Caperonia palustris* (Euphorbiaceae); F - *Cissus erosa* (Vitaceae).



Prancha 3: A - *Adenostemma involucratum* (Asteraceae); B - *Conocliniopsis prasiifolia* (Asteraceae); C - *Eclipta prostrata* (Asteraceae); D - *Pluchea sagittalis* (Asteraceae); E - *Sphagneticola trilobata* (Asteraceae); F - *Nymphoides indica* (Menyanthaceae).



Prancha 4: A - *Begonia fischeri* (Begoniaceae); B - *Begonia cucullata* (Begoniaceae); C - *Cyperus giganteus* (Cyperaceae); D e E - *Eleocharis interstincta* (Cyperaceae).



Prancha 5: A - *Cyperus cf. mundtii* (Cyperaceae); B - *Rhynchospora holoschoenoides* (Cyperaceae); C - *Scleria melaleuca* (Cyperaceae); D - *Cyperus sp.* (Cyperaceae); E - *Eleocharis geniculata* (Cyperaceae); F - *Fuirena umbellata* (Cyperaceae).



A



B



C



D



E

Prancha 6: A - *Echinodorus bolivianus* (Alismataceae); B - *Hyptis microphylla* (Lamiaceae); C - *Habenaria nabucoi* (Orchidaceae); D - *Hydrolea spinosa* (Hydroleaceae); E - *Eichhornia azurea* (Pontederiaceae).



Prancha 7: A e B - *Ludwigia torulosa* (Onagraceae); C - *Ludwigia octovalvis* (Onagraceae); D - *Ludwigia* cf. *quadrangularis* (Onagraceae); E - *Ludwigia hyssopifolia* (Onagraceae); F - *Ludwigia sedoides* (Onagraceae).



A



B



C

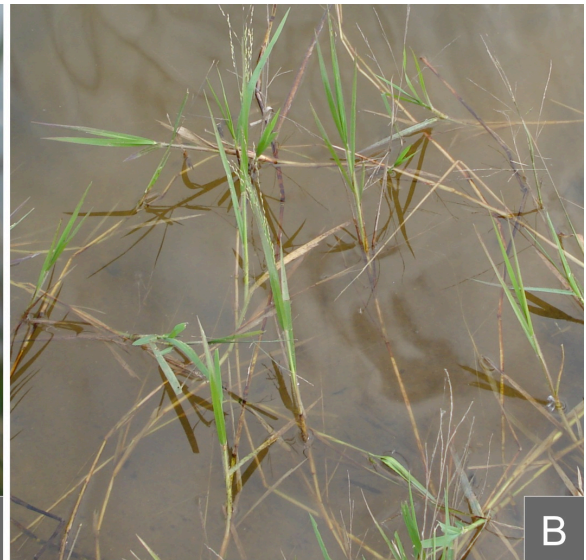


D



E

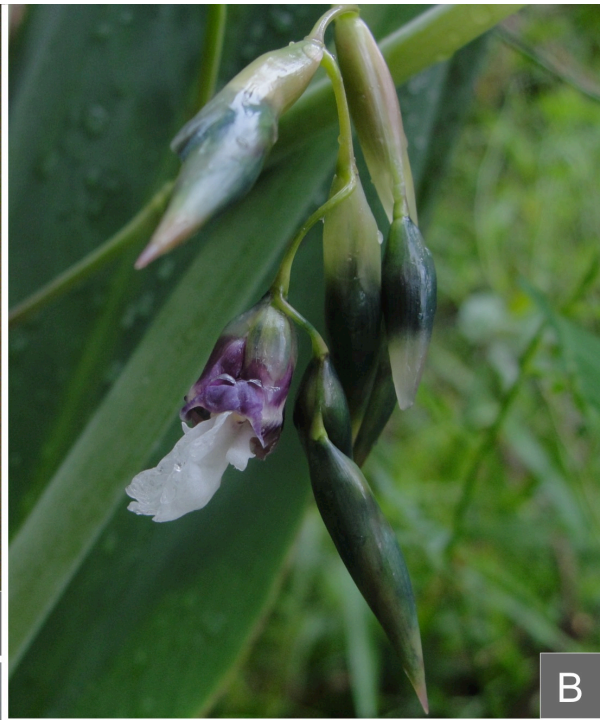
Prancha 8: A - *Mayaca sellowiana* (Mayacaceae); B - *Nymphaea amazonum* (Nymphaeaceae); C - *Rhynchanthera dichotoma* (Melastomataceae); D - *Lobelia fistulosa* (Campanulaceae); E - *Nymphaea caerulea* (Nymphaeaceae).



Prancha 9: A - *Irlbachia alata* (Gentianaceae); B - *Leersia hexandra* (Poaceae); C - *Paspalum commutatum* (Poaceae); D - *Hymenachne amplexicaulis* (Poaceae); E - *Myriophyllum aquaticum* (Haloragaceae); F - *Platythelys debilis* (Orchidaceae).



A



B



C



D



E



F

Prancha 10: A - *Sauvagesia erecta* (Ochnaceae); B - *Thalia geniculata* (Marantaceae); C - *Utricularia foliosa* (Lentibulariaceae); D - *Utricularia hydrocarpa* (Lentibulariaceae); E - *Utricularia poconensis* (Lentibulariaceae); F - *Xyris jupicai* (Xyridaceae).

CAPÍTULO 2

**SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO ESTUDO DA
DINÂMICA DA SUCESSÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS
NO SISTEMA LACUSTRE DO VALE DO RIO DOCE,
MINAS GERAIS, BRASIL**

RESUMO (Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da dinâmica da sucessão de macrófitas aquáticas no sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil). O sistema lacustre do Vale do Rio Doce foi originado no período quaternário sob influência de um provável movimento epirogenético positivo, o que ocasionou o represamento de cursos d'água formando diversas lagoas. Estas consistem em unidades isoladas, perenes, de formas dendríticas, tamanhos variados, originalmente oligotróficas e circundadas por matriz florestal. A sucessão de plantas aquáticas consiste em um processo natural, que ocasionalmente culmina no desenvolvimento de ilhas flutuantes, potenciais causadoras de assoreamento e eutrofização de corpos d'água. Entretanto, apesar de natural, a ocorrência dessa vegetação pode estar relacionada a processos antrópicos, caso estes favoreçam a proliferação de macrófitas aquáticas. O presente trabalho objetivou identificar dentre os ambientes aquáticos pertencentes ao sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais, aqueles que apresentam ilhas flutuantes, além de relacionar a ocorrência desse tipo de vegetação à degradação da floresta no entorno dos corpos d'água, bem como estimar a área ocupada pelas ilhas flutuantes durante as duas últimas décadas. Para isso, uma imagem Ikonos e imagens Landsat provenientes do sensor Thematic Mapper, selecionadas entre vinte anos, foram utilizadas para compor mosaicos da área de estudo, permitindo localizar e quantificar os ambientes aquáticos, mapear e calcular a superfície ocupada por ilhas flutuantes através da classificação da área referente ao espelho d'água das lagoas. Concluiu-se que a ocorrência de ilhas flutuantes no referido sistema lacustre esteve relacionada à supressão da floresta no entorno dos ambientes aquáticos, ocorrendo em cerca de 100 lagoas. A área ocupada por ilhas flutuantes cresceu ao longo de vinte anos em 67% das lagoas analisadas demonstrando a influência dessa vegetação sobre o equilíbrio do ecossistema. Porém, nas demais lagoas (33%) houve aumento do espelho d'água, resultado que pode ser atribuído à resolução das imagens utilizadas no estudo, por não permitir detectar fragmentos menores de ilhas flutuantes, ou a outros fatores naturais de maior complexidade.

Palavras-chave: imagem Landsat, imagem Ikonos, classificação supervisionada, ilhas flutuantes, espelho d'água.

ABSTRACT (Remote sensing application to study the dynamics of succession of the aquatic macrophytes in the Rio Doce valley lacustrine system, Minas Gerais, Brazil). The Rio Doce valley lacustrine system was originated in the Pleistocene through a blocking of the mouth of former tributaries of the Doce and Piracicaba rivers under the influence of an epirogenetic shift. This also explains the continuity and depth (up to about 30 m) of the lakes, meandering their ways. These oligotrophic water bodies are situated in the Atlantic Forest domain, where the vegetation is classified as mesophilous semi-deciduous forest. The process of aquatic plant succession with floating island formation is a natural one, in certain cases it can be initiated or accelerated by human interference if it beneficiates the development of free floating macrophyte species. The objective of this study is to verify wherever the floating islands are occurring, how much space they are occupying and if the history of recent human interferences can help explain the formation of large areas of floating islands within the Rio Doce lacustrine system. To do so, we have used a 20 years temporal series of Landsat images to assess the behavior of these lakes in terms of their area of open water and determine if it can be associated with the degree of human interference. A high resolution Ikonos mosaic of images were also used to complement our field data for the initial delineation of the lakes. We conclude that the occurrence of floating islands was related to the degradation of the surroundings of the lakes, affecting about one hundred of them. The area occupied by floating islands increased in twenty years in 67% of the lakes analyzed, what shows the influence of this vegetation on the ecosystem equilibrium. However, in the other lakes (33%) increased the water surface, that can be attributed to resolution of Landsat images for not detecting smaller fragments of floating islands, or that the problem is far more complex.

Keywords: Landsat image, Ikonos image, supervised classification, floating islands, water surface.

INTRODUÇÃO

A sucessão de macrófitas aquáticas consiste em um processo natural definido pela dinâmica do ambiente aquático, durante determinado intervalo de tempo, observado na composição de espécies e na estrutura da comunidade (Pott & Pott 2003; Tundisi & Tundisi 2008). Nesse contexto, a sucessão de macrófitas aquáticas em ambientes de água doce reflete alterações hidrológicas entre períodos de nível baixo da água e de inundação (Junk 1986), sendo a durabilidade do alagamento de áreas úmidas fator determinante para a composição florística e as características sucessionais (Pott & Pott 2003; Pivari *et al.* 2008a).

Em ambientes aquáticos perenes ou alagados por longos períodos, como alguns corpos d'água localizados no Pantanal brasileiro, a sucessão de macrófitas aquáticas inicia com a ocorrência de espécies flutuantes, as quais são colonizadas por espécies epífitas (Tur 1965). Estas, por sua vez, são substituídas por macrófitas aquáticas de maior porte, fato que pode se repetir por inúmeras vezes em um processo contínuo que culmina com o aparecimento de ilhas flutuantes (Duzer 2004; Lima *et al.* 1999; Pott & Pott 2003; Pivari *et al.* 2008a), providas de um solo orgânico flutuante denominado histossolo (Neiff & Orellana 1980). Tais ambientes estão submetidos a pulsos de inundação anuais e plurianuais, além de secas periódicas (Junk & Silva 1999), fatores determinantes para remoção das ilhas flutuantes pela correnteza ou para morte dessa vegetação dada ausência de água no solo orgânico, respectivamente.

Segundo Tundisi & Tundisi (2008), as escalas de tempo na sucessão das populações e comunidades variam em períodos muito curtos ou muito longos, dependendo da capacidade de reprodução dos organismos, das flutuações na temperatura da água, nutrientes e luz, além dos fatores controladores resultantes das interações dos organismos. O entendimento sobre a dinâmica de plantas aquáticas pode ser dado pela observação do comportamento de espécies e da sua sucessão em ambientes naturais, assim, o estudo de ecologia e biologia dessas comunidades revela o potencial de colonização das plantas e indica as condições que as favorecem (Pott & Pott 2003).

Devido à alta capacidade das espécies de macrófitas aquáticas interferirem nos ciclos biogeoquímicos dos ambientes aquáticos (Esteves 1988), em virtude da alta concentração de sedimentos que produzem (Tundisi & Tundisi 2008), as regiões litorâneas de lagos, rios e represas se tornam importantes para estudos de sucessão temporal e espacial dessa comunidade. Pesquisas dessa natureza tornam-se indispensáveis quando buscam contribuir com a conservação e manejo de corpos d'água, caso apresentem problemas com proliferação de macrófitas aquáticas.

Várias ferramentas têm sido aplicadas para descrever e monitorar a sucessão de plantas aquáticas. Estimativas de cobertura, frequência de espécies ou biomassa são eficazes para acompanhar o crescimento de populações ou comunidades de plantas aquáticas e prever seus padrões de proliferação, sobretudo em pequenas regiões. Por outro lado, a utilização do sensoriamento remoto é especialmente eficiente para determinar em grandes escalas a ocupação de espécies de plantas aquáticas que apresentam altos índices de crescimento e necessitam ser controladas (Palombo & Pereira 1992).

Devido à sua operacionalidade e disponibilidade, os produtos de sensoriamento remoto em nível orbital demonstram importância na obtenção de dados de alvos terrestres em leque diversificado de objetivos temáticos, incluindo aqueles voltados à área de recursos hídricos, em diferentes aspectos (Melo *et al.* 2003). A utilização dessas técnicas foi comprovada por Palombo & Pereira (1992), que demonstraram a distinção de respostas espectrais de plantas aquáticas flutuantes e da água através de Imagens Landsat-5 para o mapeamento e quantificação da área coberta pela vegetação flutuante.

Hess *et al.* (2003) em um trabalho mais recente, demonstraram resultados gerados pela combinação de imagens de diferentes sensores (Spot e Jers), determinando dentre outros aspectos, a ocupação da área alagável na Bacia Hidrográfica Amazônica Central em diferentes seções (cheia e seca) e a inserção da vegetação aquática nesse contexto. Melo *et al.* (2003), trabalharam na caracterização e mapeamento de rede de drenagem em lagoas marginais ao longo de planícies de inundação do Rio São Francisco, subsidiando a análise da dinâmica fluvial. Para isso, utilizaram

imagens Landsat e Spot para caracterização e mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal na planície fluvial e seu entorno imediato, além de estabelecerem metodologia de classificação digital de imagens para monitoramento de lagoas marginais.

OBJETIVOS

Os objetivos do presente capítulo consistiram em desenvolver e aplicar técnicas de sensoriamento remoto para caracterizar a dinâmica da sucessão de macrófitas aquáticas no sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais, buscando (i) quantificar e classificar diferentes tipos de ambientes aquáticos; (ii) identificar ambientes aquáticos que apresentam sucessão de macrófitas aquáticas em estágio avançado, representada por ilhas flutuantes; (iii) relacionar a ocorrência de ilhas flutuantes à supressão da floresta no entorno dos ambientes aquáticos; e (iv) estimar a área ocupada por ilhas flutuantes no sistema lacustre durante as duas últimas décadas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Depressão Interplanáltica do Vale do Rio Doce está localizada na região leste do estado de Minas Gerais e constitui uma importante feição fisiográfica do sudeste brasileiro apresentando cerca de 200 km de comprimento e 50 km de largura, orientada numa direção geral NNE-SSW (Pivari *et al.* 2008b). O relevo predominante na região do médio Rio Doce é classificado como ondulado, forte-ondulado e forte-ondulado-montanhoso, a uma altitude de aproximadamente 250m. O clima segundo Köppen (1931) é do tipo quente e úmido (Aw) megatérmico, com estações de seca (abril a setembro) e cheia (outubro a março) bem definidas. A precipitação apresenta uma variação anual de 1000 a 1250 mm.

Nessa depressão encontra-se o sistema lacustre do Vale do Rio Doce, reconhecido como o

terceiro maior conjunto de lagoas presente em território brasileiro, com aproximadamente 150 corpos d'água (Tundisi *et al.* 1981). Segundo Esteves (1988), estes se originaram no Pleistoceno através da barragem da desembocadura dos antigos afluentes dos rios Doce e Piracicaba sob influência de um provável movimento epirogenético positivo. A principal causa da atual diferença de nível (20 a 50 m) entre as lagoas e o leito do rio Doce deve-se a sucessivos períodos de intensa pluviosidade e estiagem, que provocaram fases de erosão e deposição de sedimentos. Esse fato também explica a profundidade (até cerca de 30m) e perenidade das lagoas, suas formas dendríticas, além da ausência de pulsos de inundação.

O sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais encontra-se nos domínios da Mata Atlântica, onde a vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecidual (Veloso *et al.* 1991). A floresta nativa encontrada no entorno das lagoas impede a entrada de grandes quantidades material de origem terrestre (*alóctone*), permitindo que as características limnológicas desses corpos d'água se mantenham ao longo do tempo sem grandes oscilações, sobretudo em relação aos parâmetros físico-químicos da água e à composição química de sedimentos (Tundisi & Meis 1985). Desse modo, as lagoas originalmente se caracterizam por apresentar estados oligotróficos e baixa diversidade de espécies de macrófitas aquáticas dominantes (Ikusuma & Gentil 1985).

Atualmente, os ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce apresentam diferentes estados de conservação, sendo no geral, aqueles abrangidos pelos limites do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) mais preservados (Figura 1). Em meados de 2009, 42 lagoas localizadas nessa Unidade de Conservação foram reconhecidas internacionalmente como Sítio Ramsar, área úmida relevante à conservação da biodiversidade, além de recursos econômico, cultural, científico e recreativo (SMASP 1997). Entretanto, diferentes causas de degradação de áreas de mata e de ambientes aquáticos são registradas para a região.

A maior parte das lagoas situadas na zona de amortecimento do PERD teve a vegetação de seu entorno suprimida, fato que alterou o estado original dos corpos d'água de oligotrófico para eutrófico, devido à entrada de sedimentos de origem terrestre no meio aquático (Henry & Tundisi

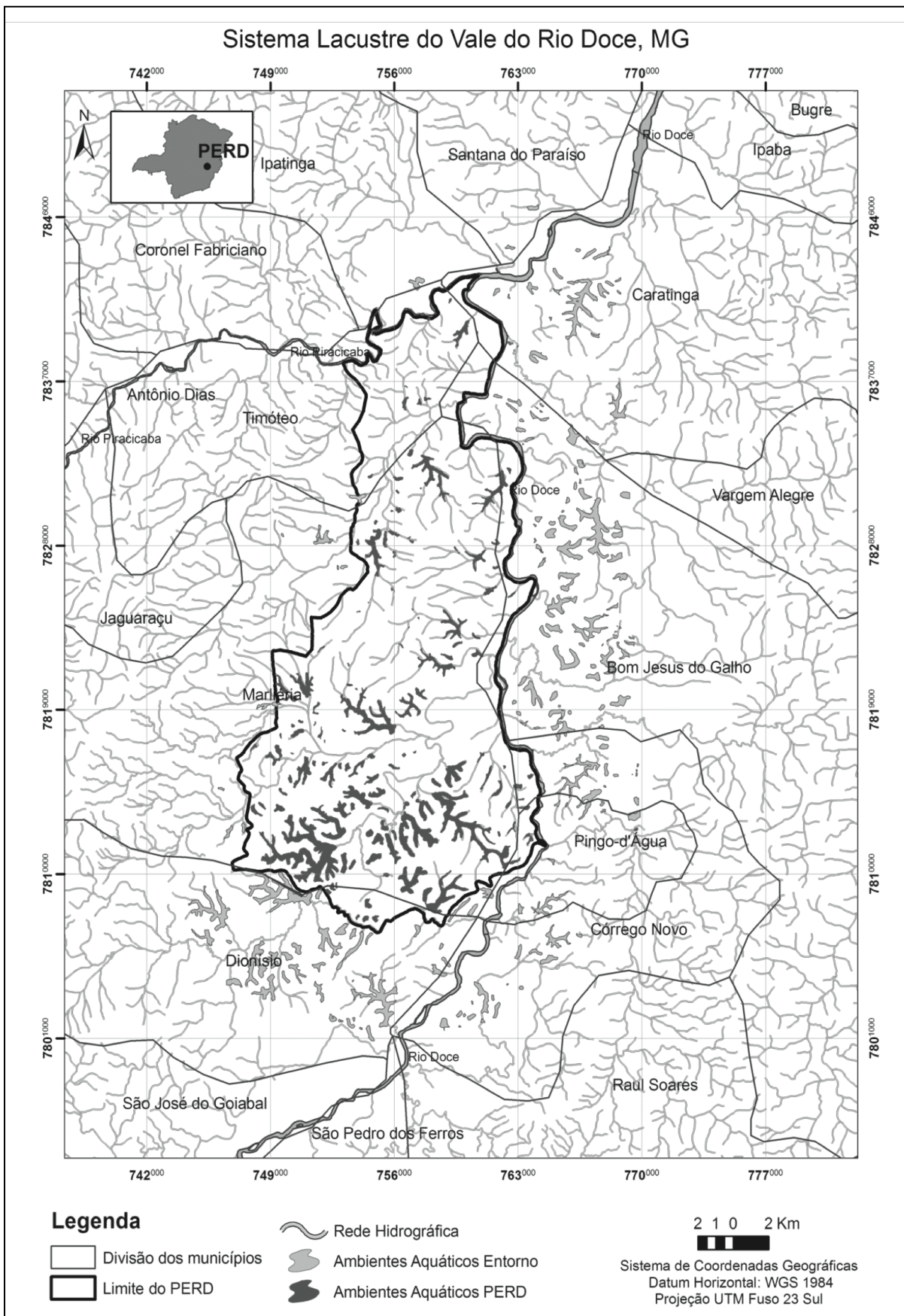


Figura 1 – Localização dos ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, destacando o Parque Estadual do Rio Doce (PERD).

1985; Tundisi & Meis 1985). Esses ambientes vêm sendo afetados por atividades humanas desde a década de 1950, iniciada com a retirada da vegetação para fabricação de carvão destinado a indústrias metalúrgicas da região. Nos dias de hoje, destacam-se extensas plantações de eucalipto, tráfego de automóveis em estradas não pavimentadas, poluição urbana e industrial, caça e pesca predatórias, fragmentação de habitats remanescentes e introdução de espécies exóticas da fauna e da flora.

Pré-processamento de dados e amostragem botânica

Imagens da área de estudo foram selecionadas a partir do catálogo disponível no site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), captadas pelo sensor Thematic Mapper (TM) a bordo do satélite Landsat-5, as quais apresentam resolução espacial de 30 x 30 m. As imagens Landsat foram obtidas levando-se em consideração o período de estiagem da região (abril a setembro) com intuito de não apresentarem excesso de nuvens e de servirem para padronizar a área tomada pela superfície das lagoas evitando variações no limite destas, entre períodos de seca e cheia.

As imagens que apresentaram cobertura de nuvens acima de 10% ou defeitos estruturais foram excluídas. Dessa forma, um conjunto de dezoito imagens correspondentes ao sistema lacustre do Vale do Rio Doce foram obtidas (Tabela 1). Estas correspondem a um período de duas décadas (1989 a 2009) e possibilitaram interpretar aspectos da dinâmica da sucessão de macrófitas aquáticas nos ambientes aquáticos durante esse intervalo de tempo.

Tabela 1 – Datas de captação das imagens Landsat-5 selecionadas e excluídas para estudo da dinâmica da sucessão de macrófitas aquáticas no Sistema Lacustre do Vale do Rio Doce.

Data	Selecionada	Motivo exclusão
04/05/1986	não	excesso de nuvens
15/07/1989	sim	-
27/08/1993	sim	-
01/10/1994	sim	-
18/07/1996	não	excesso de nuvens
05/07/1997	não	defeito estrutural
08/07/1998	sim	-
28/08/1999	não	excesso de nuvens
27/06/2000	não	excesso de nuvens
27/04/2001	sim	-
20/06/2003	sim	-
24/07/2004	sim	-
14/05/2007	sim	-
05/09/2008	não	defeito estrutural
07/08/2009	sim	-

O conjunto de imagens selecionado foi processado através do *software* E.R.Mapper 7.0 para compor mosaicos do sistema lacustre em sua totalidade, uma vez que este se encontra representado em diferentes cenas (73 e 74) da órbita 217 do sensor Thematic Mapper (Figura 2). Concomitante ao processo de confecção dos mosaicos, uma imagem Ikonos (resolução espacial de 1 x 1 m) datada de 2006 foi interpretada através do *software* ArcGis 4.0 com o objetivo de oferecer maior precisão na delimitação dos ambientes aquáticos (Figura 3), além de permitir realizar a correção geométrica das imagens Landsat e servir de validação para os dados extraídos destas.

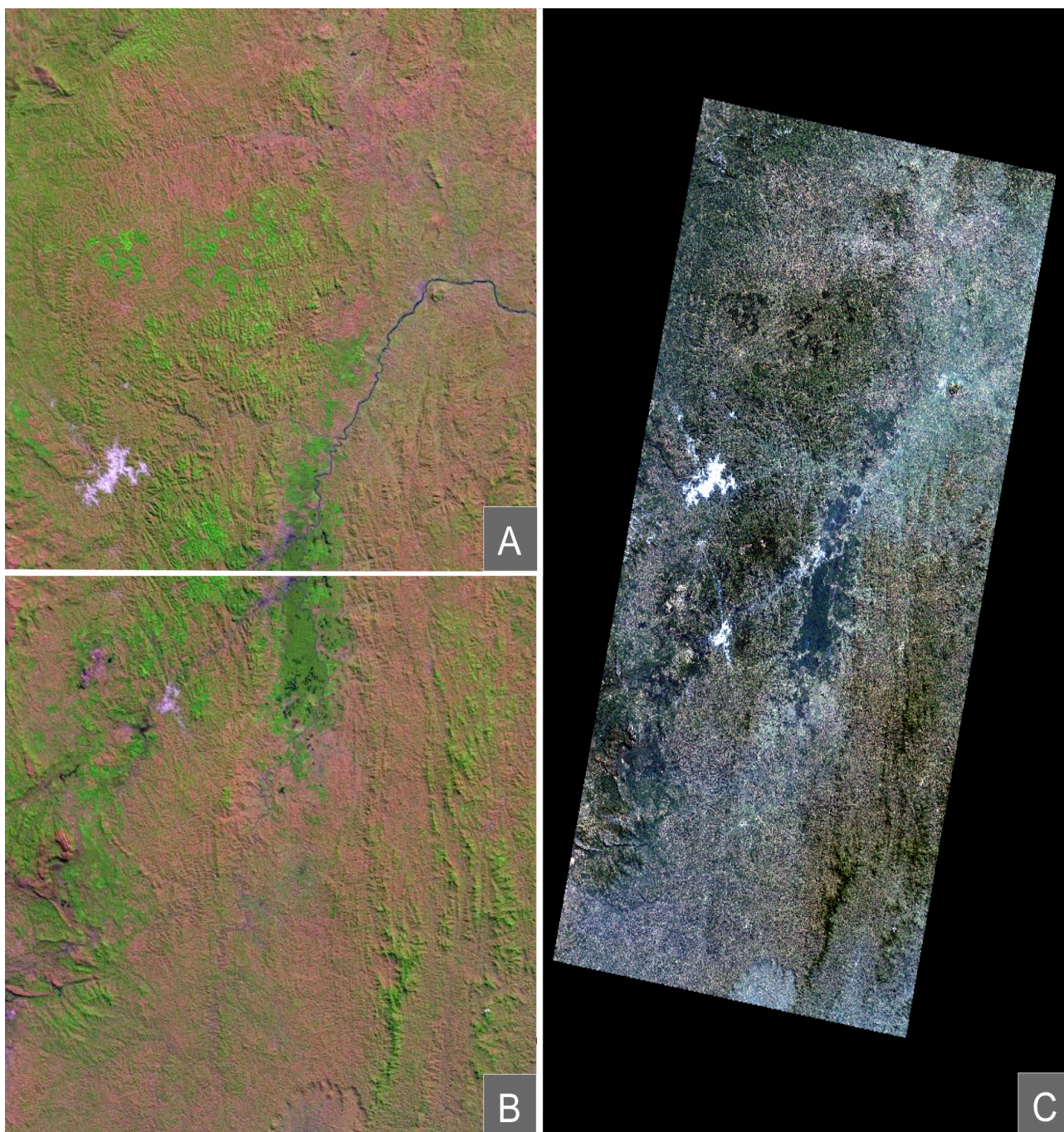


Figura 2 – Confecção de mosaico do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, localizado na região leste do estado de Minas Gerais. A - cena 73, órbita 217, sensor Thematic Mapper, satélite Landsat-5, data 15/07/1989; B - cena 74, órbita 217, sensor Thematic Mapper, satélite Landsat-5, data 15/07/1989 (Fonte: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais); C - mosaico composto pela junção das imagens A e B através do *software* E.R.Mapper 7.0.

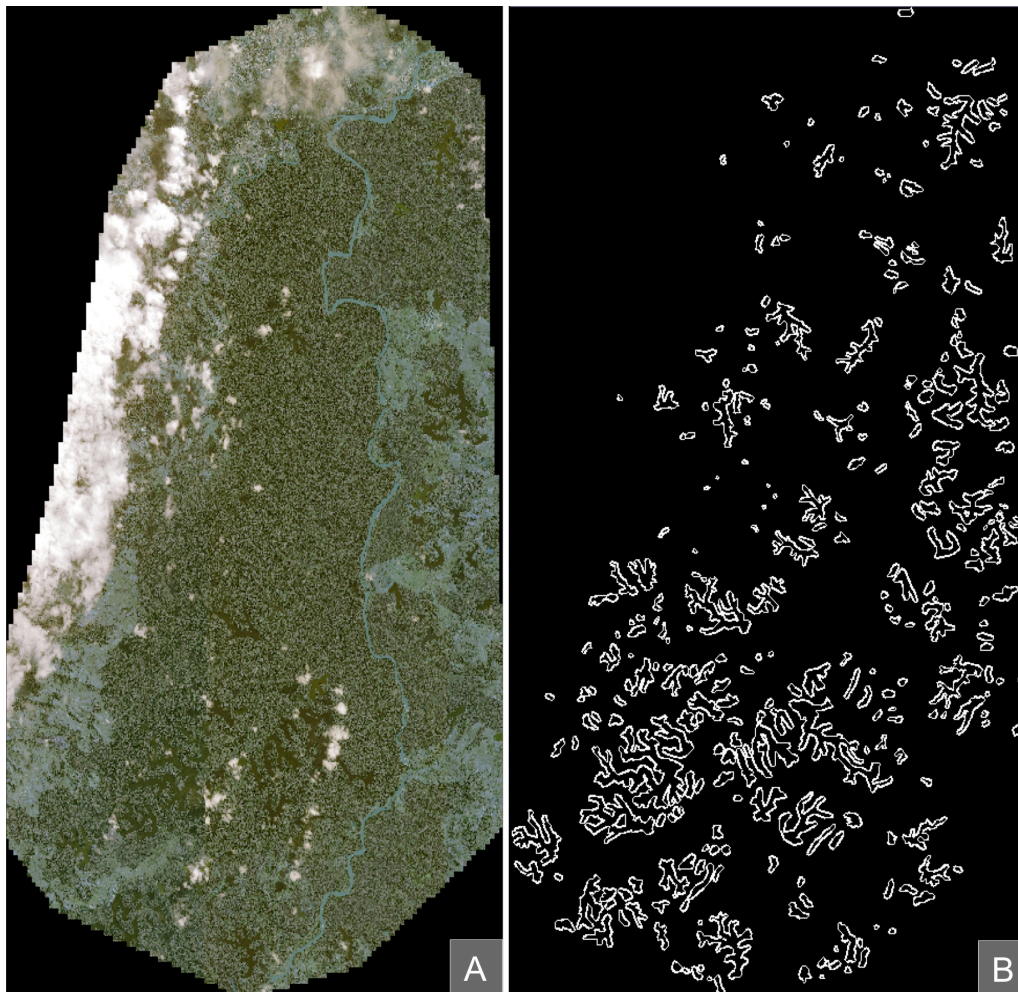


Figura 3 – Interpretação de imagem Ikonos (2006) para delimitação de ambientes aquáticos no sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais através do *software* ArcGis 4.0. A - Seção da imagem Ikonos utilizada para vetorização de ambientes aquáticos. B - Buffer de parte das lagoas do sistema lacustre a partir da imagem Ikonos.

Viagens a campo para caracterização florística dos ambientes aquáticos foram feitas entre os anos de 2007 e 2010 com o intuito de determinar se os padrões de textura verificados nas imagens através do *software* E.R.Mapper 7.0 correspondiam às áreas identificadas como alvos distintos, utilizando-se de GPS (Global Position System) para confirmação. Amostras de espécies vegetais presentes nos ambientes aquáticos foram coletadas e herborizadas segundo técnicas empregadas para macrófitas aquáticas (Haynes 1984; Ceska & Ceska 1986). O material obtido foi identificado através de bibliografia específica de diferentes grupos botânicos e por consulta aos acervos de

diferentes coleções, sendo posteriormente enviado a especialistas para confirmação das determinações. As coletas foram depositadas nos herbários da Universidade Federal de Minas Gerais (Herbário BHCB) e do Parque Estadual do Rio Doce (Herbário PERD).

Cálculo da área colonizada por ilhas flutuantes

O *software* E.R.Mapper 7.0 foi utilizado para calcular a cobertura das ilhas flutuantes a partir da interpretação da Imagem Ikonos e da determinação de água aberta nas imagens Landsat, através de classificação supervisionada com auxílio da ferramenta “typicality” (Figura 4). Essa técnica subsidiou o discernimento entre a superfície tomada por espelhos d'água em detrimento àquelas ocupadas por vegetação flutuante em cada um dos mosaicos.



Figura 4 – Resultado de classificação supervisionada de áreas referentes a água aberta em imagem Landsat (15/07/1989) no sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais, através do *software* E.R.Mapper 7.0.

Posteriormente, criou-se uma máscara com área tampão de 50 m para eliminação ou inclusão dos pixels em relação aos limites das lagoas (Figura 5). Uma filtragem dos corpos d'água considerando valores de superfície lacustre superiores a 10 ha foi realizada como critério de seleção, obtendo-se uma amostra de 18 lagoas. Nestas foi realizada a medição das áreas ocupadas por água aberta em cada uma dos mosaicos referentes aos anos de 1989 a 2009 e, na sequência, os dados foram submetidos à análise de regressão linear pelo programa estatístico SPSS 13.0.

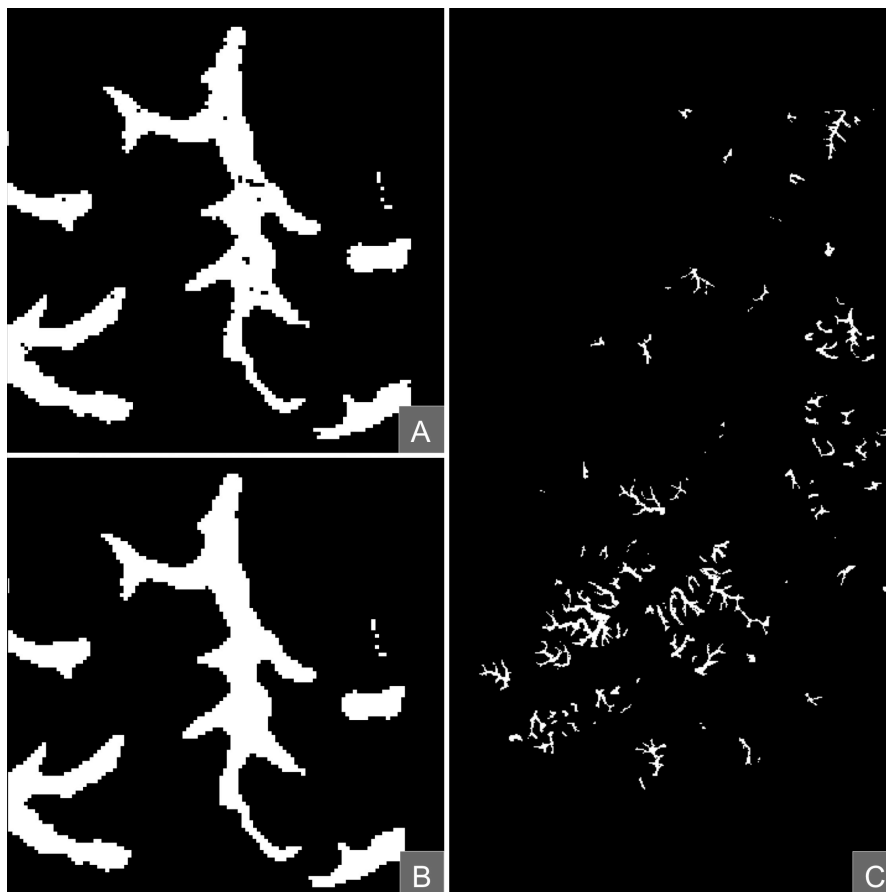


Figura 5 – Delimitação de água aberta nas lagoas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais. A e B - Aplicação de máscara com área tampão de 50 m para inclusão ou eliminação de pixels nas áreas de água aberta das lagoas. C - Resultado da delimitação de água aberta nas lagoas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce.

Por fim, a presença de ilhas flutuantes foi relacionada ao entorno de lagoas inalterado (presença de floresta nativa em estágio primário) ou alterado (floresta nativa em estágio secundário, regeneração inicial, monocultura de eucalipto ou solo exposto). Tais informações foram levantadas

através do histórico de uso e ocupação do solo na região de estudo fornecido pelo Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais, bem como por fotografias obtidas por sobrevôo e observações realizadas em campo.

RESULTADOS

Um total de 289 ambientes aquáticos foram inventariados no presente estudo como constituintes do sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais. Destes, 130 estão presentes no interior do Parque Estadual do Rio Doce, enquanto o restante (159 ambientes aquáticos) é encontrado na zona de amortecimento dessa Unidade de Conservação. Lagoas consistiram no tipo de ambiente aquático mais comum (58%), enquanto brejos e turfeiras representaram 42% do total.

Os ambientes aquáticos foram classificados em diferentes tipos, levando-se em consideração a vegetação aquática e a conservação de seu entorno (Figura 6). Dessa forma, no sistema lacustre são encontrados: lagoa eutrófica^{*}, com presença de ilhas flutuantes em sua totalidade ou associadas a água aberta; lagoa oligotrófica, caracterizada por água aberta e ausência de ilhas flutuantes; turfeira ou lagoa com turfeira, resultante de lagoa totalmente ou parcialmente colmatada, respectivamente; e brejo, cuja vegetação é constituída por macrófitas aquáticas emergentes dominantes (Tabela 2). *Imagens dos ambientes aquáticos constam nos anexos do capítulo 2.*

* Nesta tese foi criada a classe “lagoa eutrófica”, em um sentido amplo, com o intuito de agrupar o conjunto de lagoas que se caracterizam por apresentar um estado eutrófico em relação às características limnológicas originais dos corpos d’água do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, conhecidamente oligotróficos. Dessa forma, um gradiente com diferentes níveis de eutrofização de lagoas foi reunido sob a nomenclatura lagoa eutrófica, para lagoas que se assemelham pelo estado de trofia superior ao original, em maior ou menor grau, em decorrência de alterações provocadas em seu entorno.

1 Ambientes aquáticos colmatados; ausência de macrófitas aquáticas. Vegetação ciliar não modificada TURFEIRAS

1' Ambientes aquáticos não colmatados; presença de macrófitas aquáticas. Vegetação ciliar modificada ou não 2

2 Ambientes aquáticos circundados por vegetação ciliar não modificada

3 Ambientes aquáticos sem ilhas flutuantes (apenas macrófitas aquáticas)
..... LAGOAS OLIGOTRÓFICAS

3' Ambientes aquáticos com massas de vegetação em decomposição localizadas na periferia da lagoa, contínuas ao ambiente terrestre
..... LAGOAS COM TURFEIRAS

2' Ambientes aquáticos circundados por vegetação ciliar modificada

4 Ambientes aquáticos com ilhas flutuantes ocupando amplas regiões, descontínuas ao ambiente terrestre LAGOAS EUTRÓFICAS

4' Ambientes aquáticos totalmente ocupados por macrófitas aquáticas emergentes dominantes (*Hymenachne perambucensis* ou *Typha domingensis*)
..... BREJOS

Figura 6 – Chave de identificação para os tipos de ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, baseada na vegetação aquática e na conservação do entorno.

Tabela 2 – Ambientes aquáticos no sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais.

Ambiente Aquático	PERD	Zona de Amortecimento	Sistema Lacustre
Brejo / Turfeira	87	35	122
Lagoa com turfeira	22	1	23
Lagoa eutrófica	8	92	100
Lagoa oligotrófica	13	31	44
TOTAL	130	159	289

Em 100 lagoas constatou-se a presença de ilhas flutuantes caracterizada por ocupar completamente ou parcialmente a superfície lacustre. No caso das lagoas com área menores (até cerca de 2 ha) as ilhas flutuantes foram observadas, no geral, cobrindo acima da metade até totalmente o espelho d'água (70 lagoas). Já em lagoas com dimensões superiores a essa, foram constatadas regiões ou braços ocupados por ilhas flutuantes (30 lagoas), frequentemente, em mais de um local no mesmo corpo d'água (Figura 6).

O conjunto de lagoas em que foram observadas ilhas flutuantes está localizado em sua maior parte (92 lagoas) em áreas externas ao Parque Estadual do Rio Doce, as quais tiveram a vegetação florestal de seu entorno suprimida ou modificada. Tal fato se repetiu para as lagoas localizadas no interior do PERD (8 lagoas), que mesmo inseridas na Unidade de Conservação, tiveram seu entorno alterado para construção de estradas (Figura 7). Dessa forma, todas as lagoas em que foram verificadas ilhas flutuantes, pertencentes ou não ao PERD, apresentaram degradação de sua vegetação ciliar original. Por outro lado, nas lagoas circundadas por floresta inalterada não foram registradas ilhas flutuantes.

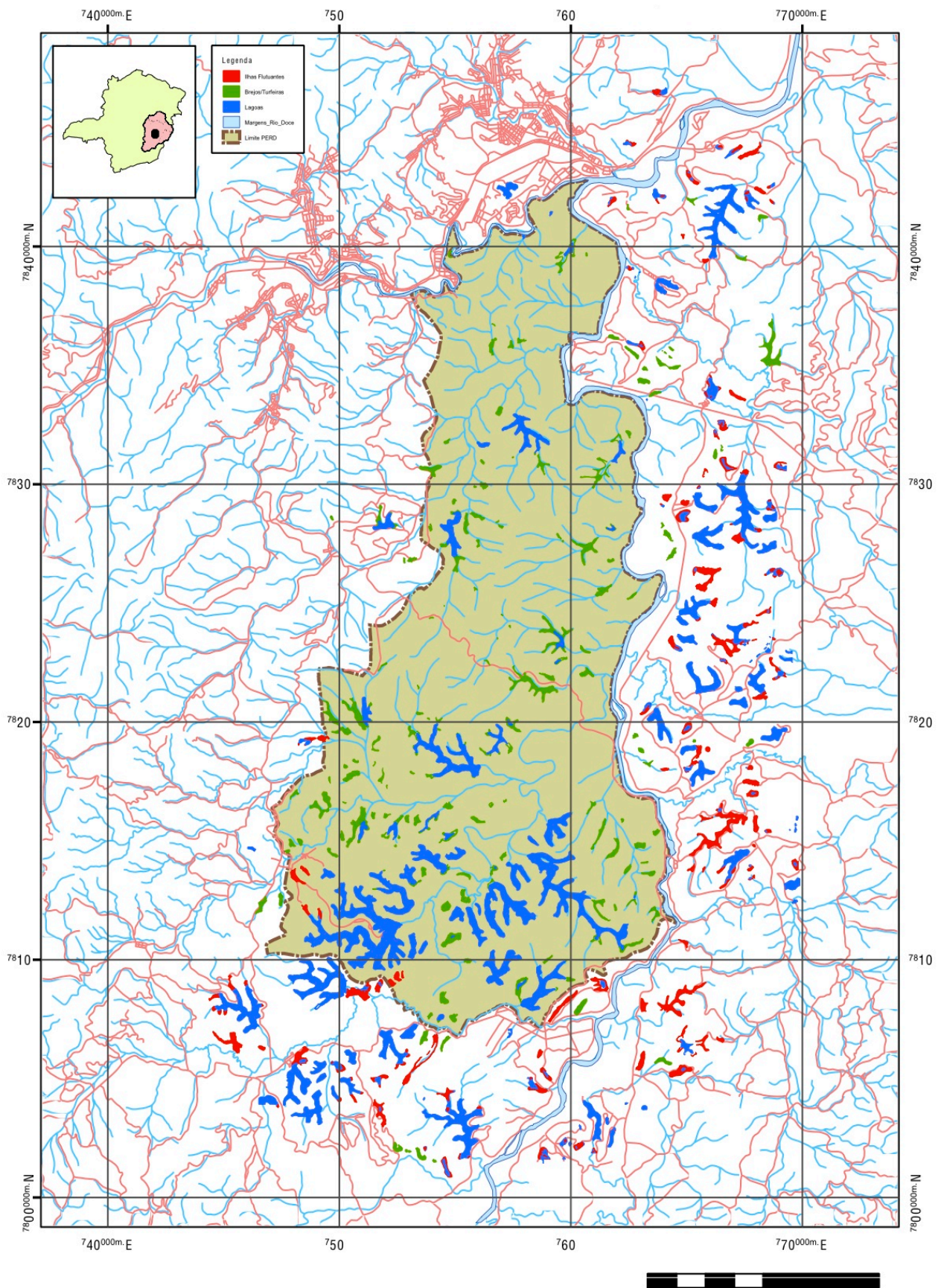


Figura 7 – Localização de ilhas flutuantes (em vermelho) no sistema lacustre do Vale do Rio Doce, em relação ao Parque Estadual do Rio Doce e sua zona de amortecimento.

Os dados obtidos para as áreas tomadas por água aberta no conjunto de 18 lagoas durante o período de 1989 a 2009 são demonstrados na Tabela 3. A análise de regressão linear evidenciou que todos os coeficientes de regressão foram significativos (para $\alpha = 0.10$) e o modelo ajustado explicou 86% (p-value = 0.001) da variação observada, sendo que os resíduos apresentaram distribuição normal e variância constante (Figura 8).

Tabela 3 – Valores (em hectares) de área caracterizada por água aberta em perspectiva entre os anos de 1989 e 2009 em 18 lagoas (L1 a L18) do Vale do Rio Doce em Minas Gerais.

Lagoas	1989	1993	1996	1998	1999	2003	2007	2008	2009
L1	116,64	100,8	113,76	95,04	108	113,76	102,24	106,56	113,76
L2	100,8	100,8	96,48	97,92	106,56	105,12	105,12	102,24	113,76
L3	108	106,56	109,44	96,48	120,96	128,16	122,4	113,76	108
L4	112,32	95,04	96,48	89,28	95,04	97,92	90,72	92,16	97,92
L5	86,4	89,28	83,52	83,52	90,72	83,52	84,96	77,76	87,84
L6	61,92	59,04	57,6	50,4	57,6	57,6	57,6	51,84	57,6
L7	54,72	61,92	53,28	57,6	66,24	56,16	56,16	50,4	57,6
L8	48,96	44,64	43,2	40,32	47,52	44,64	44,64	43,2	41,76
L9	44,64	36	31,68	31,68	36	18,72	31,68	33,12	40,32
L10	34,56	31,68	31,68	31,68	34,56	31,68	36	33,12	38,88
L11	37,44	38,88	40,32	34,56	37,44	37,44	34,56	40,32	36
L12	38,88	36	31,68	33,12	34,56	33,12	30,24	30,24	31,68
L13	36	25,92	25,92	23,04	23,04	23,04	20,16	21,6	27,36
L14	28,8	23,04	23,04	20,16	23,04	17,28	21,6	23,04	23,04
L15	27,36	15,84	14,4	10,08	11,52	11,52	18,72	24,48	23,04
L16	23,04	17,28	18,72	14,4	21,6	21,6	21,6	21,6	21,6
L17	14,4	15,84	15,84	14,4	14,4	11,52	14,4	10,08	15,84
L18	12,96	10,08	14,4	12,96	14,4	11,52	14,4	12,96	14,4

Model Summary^b

Model	R	R Square	Adjusted R Square	Std. Error of the Estimate	Durbin-Watson
1	,967 ^a	,935	,861	1,991	1,581

a. Predictors: (Constant), Ano2009, Ano2003, Ano1989, Ano1998, Ano2007, Ano2008, Ano1996, Ano1993, Ano1999

b. Dependent Variable: LAGOA

ANOVA^b

Model		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
1	Regression	452,778	9	50,309	12,687	,001 ^a
	Residual	31,722	8	3,965		
	Total	484,500	17			

a. Predictors: (Constant), Ano2009, Ano2003, Ano1989, Ano1998, Ano2007, Ano2008, Ano1996, Ano1993, Ano1999

b. Dependent Variable: LAGOA

Figura 8 – Resultado da análise de regressão linear sobre os dados da área ocupada por água aberta entre os anos de 1989 e 2009 em uma amostra de 18 lagoas do Vale do Rio Doce em Minas Gerais, com superfície superior a 10 hectares.

DISCUSSÃO

O mapeamento dos ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais através de técnicas específicas de sensoriamento remoto revelou 167 lagoas perenes, número superior ao reconhecido até então, registrado por Tundisi *et al.* (1981), de aproximadamente 150 lagoas. Anteriormente ao desenvolvimento deste trabalho, o inventário das lagoas da região havia sido criado pela compilação de levantamentos feitos por instituições locais, através de incursões a campo e fotografias obtidas por sobrevôo. Tal metodologia mostrou ser imprecisa, além de mais cara e demorada quando comparada ao sensoriamento remoto, o qual se aplica com eficiência ao estudo de áreas úmidas (Hess *et al.* 2003). Essa informação, considerando que a área de estudo é tida pelos órgãos administrativos como bem compreendida, sugere a falta de um conhecimento

básico necessário para conservação e manejo (Thomaz & Bini 2003) do sistema lacustre como um todo, incluindo os ambientes aquáticos do Parque Estadual do Rio Doce, um Sítio Ramsar.

Além disso, a metodologia para localização de corpos d'água utilizada no presente estudo contemplou ambientes aquáticos diferentes de lagoas, até então não quantificados ou mapeados em pesquisas desenvolvidas na região. Dessa forma, 122 brejos e turfeiras foram registrados na área de estudo, o que representa um número expressivo de ambientes aquáticos “desconhecidos” e revela a complexidade do sistema lacustre. Porém, apesar de serem passíveis de detecção por meio das técnicas empregadas, a distinção entre brejos e turfeiras como alvos distintos entre si, a partir da classificação supervisionada proveniente do *software* E.R.Mapper 7.0, não se mostrou eficiente com a amostragem realizada. Brejos consistem em importantes locais de estabelecimento de espécies da flora e fauna regional e, por esse motivo, devem ser alvos de trabalhos futuros visando o melhor conhecimento dos recursos naturais da região e a proposição de estratégias para sua conservação.

Por outro lado, a utilização do sensoriamento remoto foi satisfatória para mapear ilhas flutuantes. Em 100 lagoas, isto é, em 60% do total de lagoas da região, ilhas flutuantes foram registradas, demonstrando que a sucessão de plantas aquáticas no Vale do Rio Doce em Minas Gerais é frequente. Entretanto, ficou evidenciado que esse tipo de vegetação esteve relacionado a lagoas que tiveram seu entorno alterado, independentemente se essas estavam inseridas no Parque Estadual do Rio Doce ou em sua zona de amortecimento (Figura 7).

Nesse contexto, a localização das ilhas flutuantes no sistema lacustre do Vale do Rio Doce sugere que a sucessão de macrófitas aquáticas tenha sido desencadeada com a supressão da floresta nativa do entorno das lagoas. Tal desmatamento teve início na década de 1950 com a exploração madeireira na região. Assim, essa data pode indicar o marco inicial para a formação de ilhas flutuantes que atualmente ocupam significativas áreas de lagoas, sobretudo de extensões menores, as quais foram completamente cobertas por essa vegetação. Também por esse motivo, no ano inicial da análise (1989) foram verificadas áreas ocupadas por ilhas flutuantes nas lagoas amostradas, o que era esperado, devido à degradação da floresta nativa ocorrida há aproximadamente quarenta

anos desta data.

Como observado por Henry & Tundisi (1985) e por Tundisi & Meis (1985), existe relação direta entre o grau de conservação da floresta do entorno de lagoas no Vale do Rio Doce e componentes da sua biota aquática, como os organismos planctônicos. Segundo esses autores, tal fato está condicionado à alteração do estado de trofia original das lagoas, além de aspectos relacionados a sua sedimentação. A exemplo disso, a comunidade de plantas aquáticas também demonstrou ser um componente influenciado pelas mudanças limnológicas dos corpos d'água, onde as populações tendem a permanecer sem grandes oscilações em ambientes oligotróficos ou a se proliferar quando estes se tornam eutróficos. Tal comportamento corrobora trabalhos realizados em corpos d'água lênticos, onde o crescimento de plantas aquáticas é excessivo com aumento do teor de nutrientes (Barbieri & Esteves 1991).

No caso do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, houve uma significativa alteração no entorno das lagoas através da supressão da floresta nativa, a qual é responsável pela manutenção de suas encostas. Sem a presença dessa vegetação o solo torna-se exposto e sedimentos e nutrientes de origem *alóctone* são carregados para o interior dos corpos d'água (Figura 9). Com a transição do estado oligotrófico para eutrófico criam-se condições limnológicas favoráveis ao estabelecimento de espécies de macrófitas flutuantes livres, as quais são base para iniciar a sucessão que origina ilhas flutuantes. Uma vez que tais ambientes aquáticos são lênticos, perenes e isolados, sem a ocorrência de pulsos de inundação, a ocorrência de ilhas flutuantes pode se tornar um problema, uma vez que as mesmas tendem a crescer indefinidamente devido à persistência da coluna d'água, vindo a causar processos de assoreamento. Estes comprometem a disponibilidade do recurso hídrico e o equilíbrio de comunidades aquáticas.

Nas lagoas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce a sucessão de macrófitas aquáticas tem início com o aumento de plantas flutuantes nativas da região, como *Salvinia auriculata* (Salviniaceae), *Eichhornia azurea* (Pontederiaceae) ou *Nymphaea spp.* (Nymphaeaceae). Essas

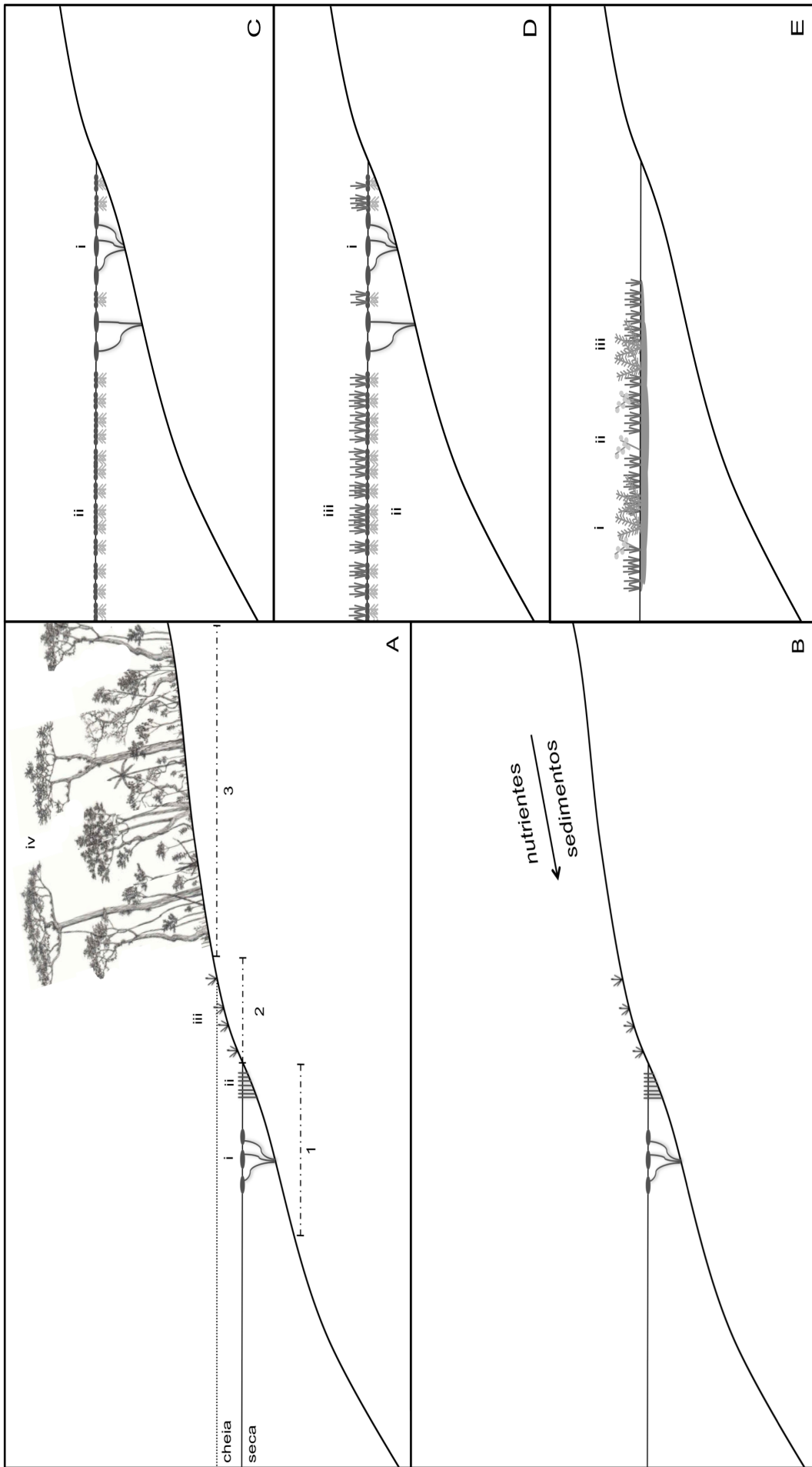


Figura 9 – Supressão da vegetação no entorno de lagoas e consequências limnológicas. A - Lagoa oligotrófica com entorno inalterado; 1- ambiente aquático (região litorânea), 2- ecótono, 3- ambiente terrestre, i- *Nymphaea spp.*, ii- *Eleocharis interstincta*, iii- *Xyris jupicai*, iv- floresta estacional semidecidual em estágio avançado (Fonte: Lana, 2006). B - Supressão da floresta no entorno da lagoa ocasionando *input alóctone* de nutrientes e sedimentos. C - Lagoa torna-se eutrófica favorecendo proliferação de macrófitas aquáticas flutuantes; i- *Nymphaea spp.*, ii- *Salvinia auriculata*. D - Sucessão de macrófitas aquáticas: ocorrência de macrófitas epífitas da espécie *Oxycaryum cubense* (iii), i e ii- idem C. E - Sucessão de macrófitas aquáticas: surgimento de ilha flutuante com histosolo, onde ocorrem *O. cubense* (i), *Ludwigia leptocarpa* (ii) e *Thelypteris interrupta* (iii).

espécies constituem substratos propícios para o estabelecimento de epífitas, como *Oxycaryum cubense* (Cyperaceae), que com o passar do tempo, são substituídas por indivíduos de *Ludwigia lagunae*, *L. leptocarpa* (Onagraceae) ou *Habenaria nabucoi* (Orchidaceae), dentre outros. Assim ocorre a formação do histossolo e o surgimento de condições favoráveis ao estabelecimento de um diversificado grupo de plantas aquáticas e palustres: *Acrostychnum danaefolium* (Pteridaceae), *Caperonia palustris* (Euphorbiaceae), *Conocliniopsis prasiifolia* (Asteraceae), *Cecropia pachystachya* (Urticaceae), *Ludwigia nervosa*, *L. tomentosa* (Onagraceae), *Miconia chamissois*, *Rhynchanthera dichotoma* (Melastomataceae), *Thelypteris interrupta* (Thelypteridaceae) e *Typha domingensis* (Typhaceae), dentre outras (Figura 10).

O cálculo da área ocupada por ilhas flutuantes, obtido através da diferença de cobertura representada por água aberta entre os anos de 1989 e 2009 em 18 lagoas do sistema lacustre, revelou que em 12 destas (67%) vem ocorrendo uma redução gradativa do espelho d'água. Através do teste de regressão linear realizado com os valores referentes à área de água aberta desse conjunto de lagoas, foi observada uma tendência à diminuição do espelho d'água em torno de 13% nas duas últimas décadas. Tais resultados sugerem que ilhas flutuantes apresentam um crescimento contínuo nas lagoas, conforme a dinâmica da sucessão de macrófitas aquáticas descrita acima, sendo relevante em termos de comprometimento do equilíbrio do ambiente aquático.

Entretanto, este estudo demonstra que o problema abordado sobre área ocupada por água aberta ou ilhas flutuantes pode ser ainda mais complexo, relacionado a características naturais de expansão e retração das lagoas estudadas. Foram observados valores crescentes de área tomada por água aberta no restante das seis lagoas (33%). Esse fato pode estar relacionado a valores negativos de crescimento de ilhas flutuantes, ou ainda, a processos de fragmentação dessa vegetação. Fatores como vento ou ondulações da água incidem diretamente sobre ilhas flutuantes ocasionando o rompimento do histossolo em áreas contínuas. Dessa maneira, fragmentos de ilhas flutuantes de tamanhos variados são gerados nas lagoas e frequentemente se locomovem para pontos diferentes de sua origem, onde podem se ancorar isoladamente (Figura 7). As imagens Landsat utilizadas

neste trabalho não possibilitam a detecção de ilhas flutuantes com área inferior à 900 m², o que pode contribuir para valores positivos de crescimento do espelho d'água durante o período de estudo. Nesse caso, estudos futuros que utilizem imagens com maior resolução e que promovam novas classificações da vegetação aquática no sistema lacustre do Vale do Rio Doce são esperados.

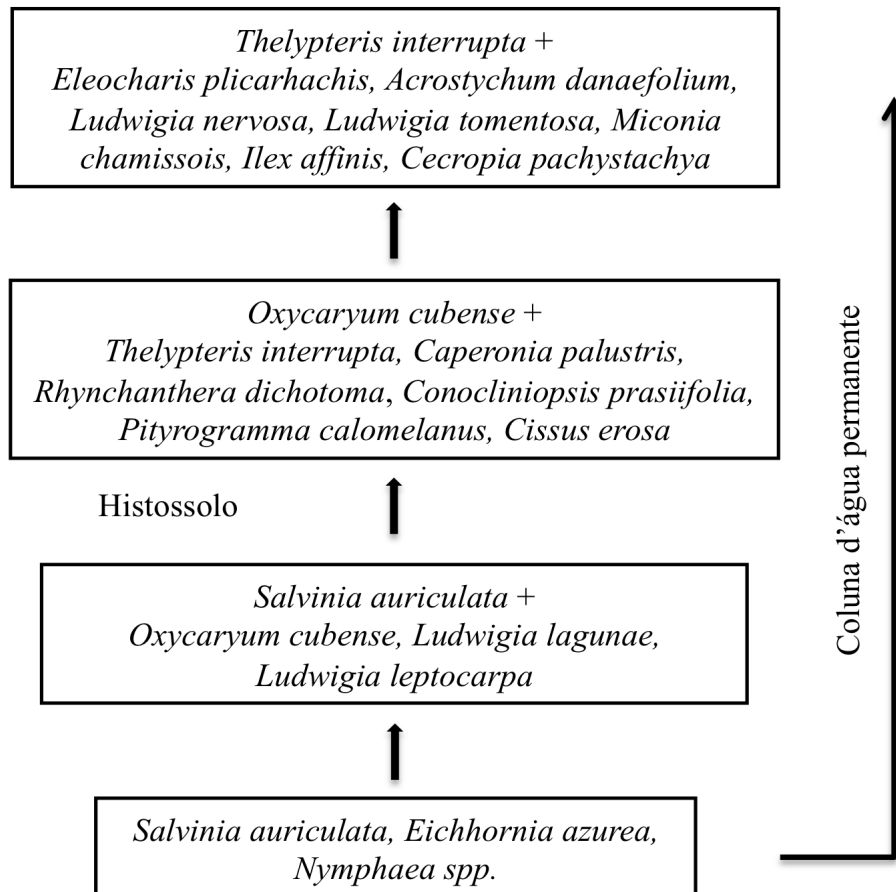


Figura 10 – Esquema da sucessão de macrófitas aquáticas nas lagoas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais, com destaque para composição florística em cada estágio sucessional. Devido à persistência da coluna d'água nesses ambientes (lagoas perenes) e ausência de pulsos de inundação de origem fluvial (lagoas isoladas) a sucessão de macrófitas aquáticas avança indefinidamente culminando com a formação de ilhas flutuantes providas de histossolo.

CONCLUSÕES

O conhecimento básico sobre a dimensão e complexidade do sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais, considerando diferentes tipos de ambientes aquáticos, como lagoas, brejos e turfeiras é insuficiente para propor planos de manejo enfocando a conservação de recursos naturais no Parque Estadual do Rio Doce e, principalmente, em locais da zona de amortecimento dessa Unidade de Conservação. Estudos envolvendo sensoriamento remoto para quantificar e categorizar os ambientes aquáticos da região são indicados por demonstrarem eficácia nesse sentido.

O surgimento de ilhas flutuantes no sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais através da sucessão de plantas aquáticas se mostrou relacionado ao processo de degradação da vegetação nativa do entorno de lagoas. Esse impacto determina a alteração do estado trófico dos corpos d'água (oligotrófico para eutrófico) devido ao carreamento de sedimentos e nutrientes de origem *alóctone* (terrestres), afetando diretamente a biota aquática, incluindo a comunidade de macrófitas aquáticas, que iniciam então o processo de sucessão ocasionando ilhas flutuantes. Em lagoas com entorno alterado pela retirada da floresta nativa foram registradas ilhas flutuantes, porém esse tipo de vegetação aquática não foi verificado em lagoas com entorno inalterado.

Atualmente, 60% das lagoas do Vale do Rio Doce apresentam ilhas flutuantes. Dentre tais corpos d'água, aqueles com superfícies geralmente menores que 2 hectares encontram-se cobertos por esse tipo de vegetação em sua totalidade, apresentando solo orgânico muito desenvolvido e processos de sedimentação e eutrofização avançados. Em lagoas maiores, as ilhas flutuantes ocupam regiões da superfície lacustre, sendo alguns braços semelhantes a lagoas menores. Em uma amostragem considerando lagoas com superfície superior a 10 hectares, registrou-se uma tendência ao desaparecimento gradativo do espelho d'água durante as últimas duas décadas. Entretanto, este estudo demonstra que o problema abordado sobre área ocupada por água aberta ou ilhas flutuantes pode ser ainda mais complexo, relacionado a características naturais de expansão e retração das

lagoas estudadas, uma vez que foram observados valores crescentes de área tomada por água aberta nas demais lagoas. Esse fato pode estar relacionado a valores negativos de crescimento de ilhas flutuantes ou a processos de fragmentação dessa vegetação, causada pelo vento ou ondulações. As imagens Landsat utilizadas neste trabalho não possibilitam a detecção de ilhas flutuantes com área inferior à 900 m², o que pode ter contribuído para valores positivos de crescimento do espelho d'água, durante o período de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Barbieri, R. & Esteves, F.A. 1991. The chemical composition of some aquatic macrophyte species and implications for the metabolism of a tropical lacustrine ecosystem - Lobo Reservoir, São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia** 213: 133-140.

Ceska, A. & Ceska, O. 1986. More on the techniques for collecting aquatic and marsh plants. **Annals of Missouri Botanical Garden** 73: 825-827.

Duzer, C.V. 2004. **Floating islands – A global bibliography with an edition and translation of G.C. Munz's Exercitatio academica de insulis natantibus (1711)**. Cantor Press., California. 404p.

Esteves, F.A. 1988. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência, Rio de Janeiro. 2ª ed. 602p.

Haynes, R.R. 1984. Techniques for collecting aquatic and marsh plants. **Annals of Missouri Botanical Garden** 71: 229-231.

Henry, R. & Tundisi, J.G. 1985. Enrichment experiments and their effects on phytoplankton

(biomass and primary productivity). Pp. 63-80. In: Y. Saijo & J.G. Tundisi (ed.). **Limnological studies in central Brazil – Rio Doce Valley lakes and Pantanal Wetland (1st Report)**. Water Research Institute, Nagoya.

Hess, L.L.; Melack, J.M.; Novo, E.M.L.M.; Barbosa, C.C.F. & Gastil, M. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. **Remote Sensing of environment** **87**: 404-428.

Ikusuma, I. & Gentil, J.G. 1985. Macrophyte and its environment in four lakes in Rio Doce Valley. Pp. 113-125. In: Y. Saijo & J.G. Tundisi (ed.). **Limnological studies in central Brazil, Rio Doce Valley lakes and Pantanal Wetland (1st Report)**. Water Research Institute, Nagoya.

Junk, W.J. 1986. Aquatic plants of the amazon system. Pp. 319-338. In: B.R. Davies (ed.). **The ecology of river systems**. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.

Junk, W.J. & Silva, C.J. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. Pp. 17-28. In: **Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal. Manejo e Conservação**. EMBRAPA-DDT, Corumbá.

Köppen, W. 1931. **Climatologia**. Fondo de Cultura Económica, Buenos Aires. 388p.

Lana, J.M. de. 2006. **Ecologia da paisagem de Mata Atlântica na bacia do rio Doce, Estado de Minas Gerais**. Dissertação de mestrado. Pós-graduação em Botânica, Universidade Federal de Viçosa. 116 p.

Lima, Z.M. de; Paula, A.M. de; Sérgio, E.C.; Soares, C.R. & Macedo, M. 1999. Aspectos

ecológicos da dispersão em “camalotes” de macrófitas aquáticas na Baía Piuvial, Pantanal de Poconé – MT. Pp. 381-385. In: **Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal. Manejo e Conservação**. EMBRAPA-DDT, Corumbá.

Melo, A.F.; Rosa, A.B.S.; Silva, A.F. & Pinto, S.A.F. 2003. Sensoriamento remoto de três lagoas marginais do São Francisco. Pp. 37-50. In: **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. PUC Minas, Belo Horizonte.

Neiff, J.J. & Orellana, J.A. 1980. Aspectos ecológicos relevantes de histosoles del nordeste argentino. Pp. 19-24. In: **Resúmenes de la VIII Reunión Argentina de Ecología**. Asociación Argentina de Ecología, Santa Fé.

Palombo, C.R. & Pereira, M.D.B. 1992. Monitoramento de plantas aquáticas por satélite. **Ambiente** 6: 49-54.

Pivari, M.O.D.; Pott, V.J. & Pott, A. 2008a. Macrófitas aquáticas de ilhas flutuantes (baceiros) nas sub-regiões do Abobral e Miranda, Pantanal, MS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 22(2): 559-567.

Pivari, M.O.D.; Salimena, F.R.G.; Pott, V.J. & Pott, A. 2008b. Macrófitas aquáticas da lagoa Silvana, Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia - Série Botânica** 63(2): 321-327.

Pott, V.J. & Pott, A. 2003. Dinâmica da vegetação aquática do Pantanal. Pp. 145-162. In: S.M. Thomaz & L.M. Bini (ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

SMASP – Secretaria do Estado do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 1997. **Convenção de**

Ramsar sobre zonas úmidas de importância internacional, especialmente como habitat de aves aquáticas. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo. 24p.

Thomaz, S.M & Bini, L.M. 2003. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil. Pp. 19-38. In: S.M. Thomaz & L.M. Bini (ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas.** Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T.; Pontes, M.C.F. & Gentil, J.G. 1981. Limnological studies at quaternary lakes in eastern Brazil. I. Primary production of phytoplankton and ecological factors at lake D. Helvecio. **Revista Brasileira de Botânica** 4: 5-14.

Tundisi, J.G. & Meis, M.R.M. 1985. Geomorphology and limnological processes at the middle Rio Doce valley lakes. Pp. 11-20. In: Y. Saijo & J.G. Tundisi (ed.). **Limnological studies in central Brazil – Rio Doce Valley lakes and Pantanal Wetland (1st Report).** Water Research Institute, Nagoya.

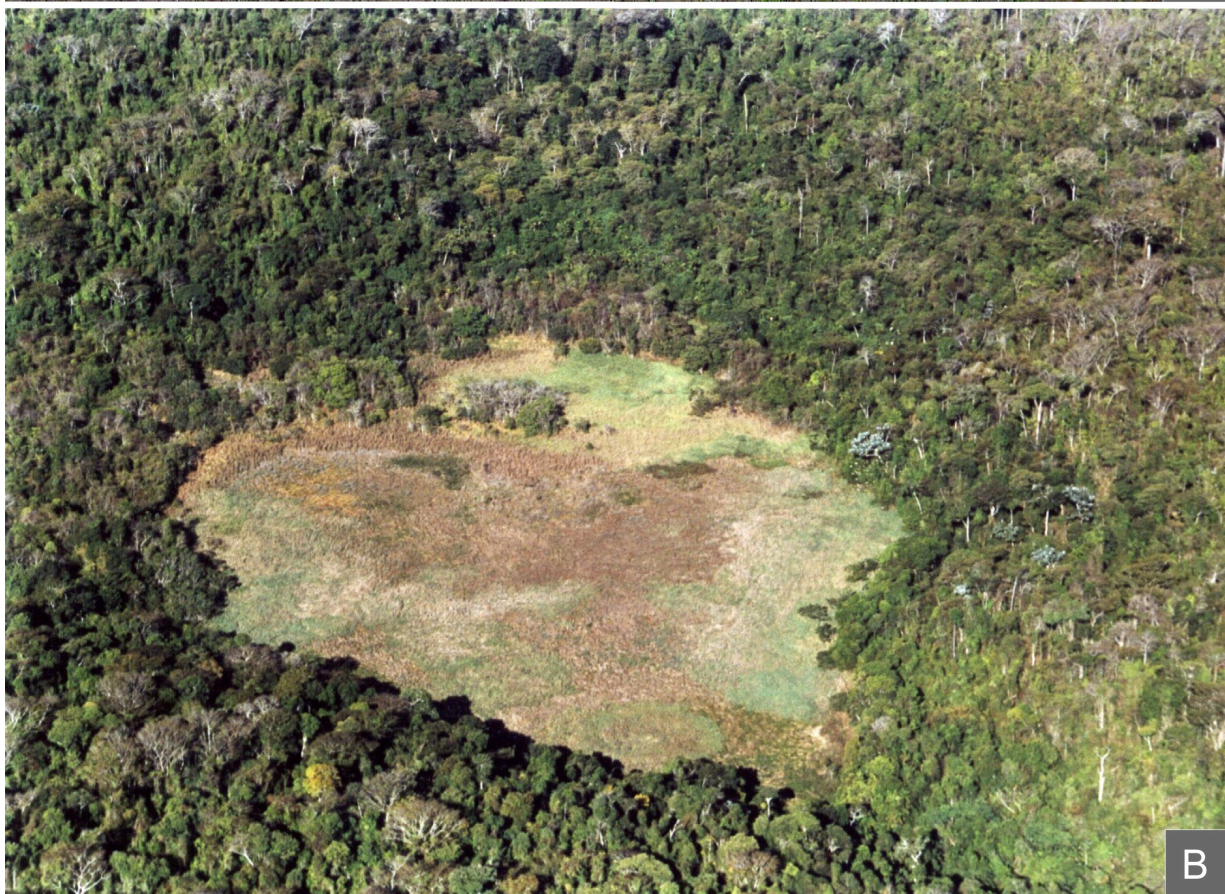
Tundisi, J.G. & Tundisi, T.M. 2008. **Limnologia.** Oficina de Textos, São Paulo. 631p.

Tur, N.M. 1965. Un caso de epifitismo acuático. **Boletim de la Sociedad Argentina de Botánica** 10: 323-327.

Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal.** IBGE, Rio de Janeiro. 124p.

ANEXOS DO CAPÍTULO 2

**SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO ESTUDO DA
DINÂMICA DA SUCESSÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS
DO SISTEMA LACUSTRE DO VALE DO RIO DOCE,
MINAS GERAIS, BRASIL**



Prancha 1 – Ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais. A - Brejo ($19^{\circ}34'16''\text{S}$; $42^{\circ}25'00''\text{O}$); B - Turfeira ($19^{\circ}36'33''\text{S}$; $42^{\circ}33'24''\text{O}$).



Prancha 2 – Ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais. A e B - Lagoa com turfeira ($19^{\circ}44'20''S$; $42^{\circ}36'16''O$).



Prancha 3 – Ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais. A - Lagoa oligotrófica ($19^{\circ}42'59''\text{S}$; $42^{\circ}33'49''\text{O}$); B - Lagoa oligotrófica ($19^{\circ}46'54''\text{S}$; $42^{\circ}33'17''\text{O}$).



Prancha 4 – Ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais. A - Lagoa eutrófica (19°47'54"S; 42°30'17"O); B - Lagoa eutrófica (19°27'31"S; 42°29'07"O).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- O levantamento da flora presente no conjunto de lagos do Vale do Rio Doce em Minas Gerais revelou a ocorrência de 184 espécies, número considerado expressivo para inventários enfocando esse tipo de vegetação por se tratar de uma área de estudo formada por um grupo de ambientes aquáticos com características similares. O presente estudo mostrou-se ainda relevante no que se refere ao conhecimento sobre a diversidade de vegetais aquáticos por abordar uma expressiva área úmida brasileira até então pouco explorada floristicamente. A contribuição com novos registros para o *checklist* de plantas relacionadas aos ambientes aquáticos de Minas Gerais foi de aproximadamente 100 espécies, 57 gêneros e 19 famílias. Além disso, a pesquisa também relatou 152 primeiras citações de espécies para o Vale do Rio Doce mineiro, revelou duas novas ocorrências para esse estado (*Ceratopteris thalictroides* e *Habenaria nabucoi*), bem como colaborou com a descrição de uma espécie: *Lepidaploa opposita* (Asteraceae).
- Todas as formas biológicas relacionadas a plantas aquáticas descritas na literatura foram levantadas. Entretanto, existe uma lacuna nessa classificação, uma vez que as plantas estabelecidas em solos orgânicos de ilhas flutuantes (histossolos) que, peculiarmente, são bastante comuns na flora aquática do Vale do Rio Doce, não são contempladas. Assim, visando um melhor discernimento sobre a forma de ocorrência dos vegetais aquáticos, a partir deste trabalho os autores sugerem a utilização do termo embalsada para se referir a uma nova categoria de formas biológicas, contemplando as macrófitas aquáticas enraizadas em solos orgânicos de ilhas flutuantes. Nesse contexto, pode-se considerar que o sistema lacustre do Vale do Rio Doce apresentou as seguintes formas biológicas: anfíbias (95 spp.), embalsadas (85), emergentes (28), epífitas (3), flutuantes fixas (9), flutuantes livres (2), submersas fixas (5), submersas livres (4).

- Atualmente, mais de dois terços do total de ambientes aquáticos do sistema lacustre do Vale do Rio Doce encontram-se em áreas não protegidas, onde vem sendo registradas perdas na biodiversidade relacionadas a diferentes intervenções antrópicas. A similaridade florística da comunidade de macrófitas aquáticas, entre o Parque Estadual do Rio Doce e sua zona de amortecimento, sugere que o PERD consiste em importante refúgio para a maior parte das espécies: 101 em comum com a zona de amortecimento e 35 exclusivas. Entretanto, destacou-se a presença de 48 espécies (26% do total) ocorrentes somente na zona de amortecimento. Em um sistema lacustre que apresenta tais proporções, pesquisas complementares envolvendo caracterizações dos ambientes aquáticos individualmente abordando a composição florística e padrões de distribuição das espécies no mosaico de lagoas e brejos tornam-se importantes para definir estratégias de conservação de toda a comunidade, com a indicação de áreas localizadas na zona de amortecimento do PERD úteis à manutenção de macrófitas aquáticas na região.
- O conhecimento básico sobre a dimensão e complexidade do sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais, considerando diferentes tipos de ambientes aquáticos, como lagoas, brejos e turfeiras é insuficiente para propor planos de manejo enfocando a conservação de recursos naturais no Parque Estadual do Rio Doce e, principalmente, em locais da zona de amortecimento dessa Unidade de Conservação. Estudos envolvendo sensoriamento remoto para quantificar e categorizar os ambientes aquáticos da região são indicados por demonstrarem eficácia nesse sentido.
- O surgimento de ilhas flutuantes no sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais através da sucessão de plantas aquáticas se mostrou relacionado ao processo de degradação da vegetação nativa do entorno de lagoas. Esse impacto determina a alteração do estado trófico dos corpos d'água (oligotrófico para eutrófico) devido ao carreamento de sedimentos

e nutrientes de origem *alóctone* (terrestres), afetando diretamente a biota aquática, incluindo a comunidade de macrófitas aquáticas, que iniciam então o processo de sucessão ocasionando ilhas flutuantes. Em lagoas com entorno alterado pela retirada da floresta nativa foram registradas ilhas flutuantes, porém esse tipo de vegetação aquática não foi verificado em lagoas com entorno inalterado.

- Atualmente, 60% das lagoas do Vale do Rio Doce apresentam ilhas flutuantes. Dentre tais corpos d'água, aqueles com superfícies geralmente menores que dois hectares encontram-se cobertos por esse tipo de vegetação em sua totalidade, apresentando solo orgânico muito desenvolvido e processos de sedimentação e eutrofização avançados. Em lagoas maiores, as ilhas flutuantes ocupam regiões da superfície lacustre, sendo alguns braços semelhantes a lagoas menores. Em uma amostragem considerando lagoas com superfície superior a 10 hectares, foi registrado em 67% das lagoas que ilhas flutuantes apresentam um crescimento contínuo, conforme a dinâmica da sucessão de macrófitas aquáticas descrita acima, sendo relevante em termos de comprometimento do equilíbrio do ambiente aquático. Entretanto, este estudo demonstra que o problema abordado sobre área ocupada por água aberta ou ilhas flutuantes pode ser ainda mais complexo, relacionado a características naturais de expansão e retração das lagoas estudadas. Foram observados valores crescentes de área tomada por água aberta nas demais lagoas. Esse fato pode estar relacionado a valores negativos de crescimento de ilhas flutuantes, ou ainda, a processos de fragmentação dessa vegetação. Fatores como vento ou ondulações da água incidem diretamente sobre ilhas flutuantes ocasionando o rompimento do histossolo em áreas contínuas. As imagens Landsat utilizadas neste trabalho não possibilitam a detecção de ilhas flutuantes com área inferior a 900 m^2 , o que pode ter contribuído para valores positivos de crescimento do espelho d'água, durante o período de estudo.