



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

GUILHERME RUAS MEDEIROS

EFEITOS DO REGIME HIDROLÓGICO SOBRE COMUNIDADES DE
MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA APA RIO PANDEIROS, MG, BRASIL

Orientadora: Profa. Dra. Dalva Maria da Silva Matos

Coorientador: Prof. Dr. Anderson Medeiros dos
Santos

SÃO CARLOS -SP
Maio – 2019

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

GUILHERME RUAS MEDEIROS

EFEITOS DO REGIME HIDROLÓGICO SOBRE COMUNIDADES DE
MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA APA RIO PANDEIROS, MG, BRASIL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Departamento de Hidrobiologia da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências.

São Carlos-SP
Maio - 2019



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

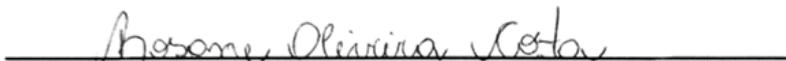
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado do candidato Guilherme Ruas Medeiros, realizada em 09/05/2019:



Profa. Dra. Dalva Maria da Silva Matos
UFSCar



Profa. Dra. Rosane Oliveira Costa
UFSCar



Profa. Dra. Odete Rocha
UFSCar



Profa. Dra. Raquel Aparecida Moreira
USP



Prof. Dr. Donato Seiji Abe
IIE

Aos meus saudosos pais: Medeiros e Geni (*in
memoriam*) e ao meu filho Miguel.

AGRADECIMENTOS

Esse é o momento de grande alegria, ao lembrar das pessoas que estiveram presentes nessa jornada e foram responsáveis diretos para a execução desse trabalho da melhor maneira.

Gostaria de agradecer à minha orientadora Dalva, que aceitou de coração aberto a me guiar na execução deste trabalho, me orientando no que existe de melhor na academia e me incentivando a todo instante, sobretudo nos momentos mais difíceis. Espero retribuir a altura da melhor maneira possível.

Ao meu co orientador Dr. Anderson Medeiros dos Santos da Universidade Estadual de Montes Claros, por disponibilizar a estrutura da instituição e pelas boas ideias.

Aos colegas e amigos do Programa Augusto Batisteli e Ana Carolina Marcondelli pela orientação sobre as análises estatísticas, sem eles não seria possível.

Ao Dr. Jorge Rodrigues pelo incentivo a retomar os rumos da minha carreira profissional.

Ao Dr. José Francisco Gonçalves Júnior, do Departamento de Limnologia da Universidade de Brasília (UNB), em disponibilizar a estrutura e treinamento na realização de análises laboratoriais utilizadas neste trabalho, bem como ao doutorando Guilherme Sena, que as me orientou.

Aos colegas do Laboratório, que mesmo não tendo sido possível ter convivido mais no dia a dia, sempre foram fonte de uma boa conversa e troca de conhecimento e bom humor.

Aos estagiários Iago e Mateus (*in memoriam*) pela ajuda nas coletas e no laboratório.

Agraço à minha mãe, que hoje não mais se encontra entre nós, à minha irmã Fernanda e ao meu filho Miguel pelo eterno apoio emocional.

Aos amigos Edson Silvério, Marcus Vinícius e Suzi pelas orações. Foram bênçãos em minha vida.

Aos secretários do PPGERN João e Roseli.

Ao CNPq pela concessão de bolsa de Doutorado (processo nº 141066/2015-6).

A todos aqueles que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

RESUMO

A diversidade de macrófitas aquáticas está associada aos diferentes habitats sendo as áreas úmidas favoráveis ao desenvolvimento de várias formas de vida das espécies e contribuindo com nutrientes e matéria orgânica para os ecossistemas aquáticos durante a sua decomposição, além de apresentarem elevada biomassa e alta produtividade. A área alagável do rio Pandeiros, localizado no norte de Minas Gerais, é ambiente único no estado, apresentando elevada diversidade de macrófitas e servindo como refúgio a diversas outras espécies de fauna. O presente estudo foi realizado entre setembro de 2017 a agosto de 2018, contemplando um ciclo hidrológico. As coletas de dados foram realizadas em ambientes com características lólicas e lênticas, condições estas predominantes na área alagável, sendo representados respectivamente pelo leito do rio Pandeiros e suas áreas adjacentes compostas predominantemente de lagoas marginais e pântanos. Nesta pesquisa foi avaliada a dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas nessa região, enfocando a sua relação com a dinâmica hidrológica e características limnológicas da área. O ambiente lêntico apresentou uma condição mais eutrófica em comparação ao lólico, com concentrações superiores de fósforo e nitrogênio totais durante todo período avaliado. O decaimento de massa da macrófita foi diferente entre os ambientes avaliados, ocorrendo mais intensamente no ambiente lêntico, contribuindo para o acúmulo de detritos em função da decomposição e com o aporte nitrogênio e fósforo totais na água. Quanto à variação sazonal da biomassa da *Eichhornia azurea*, não houve diferenças significativas entre as condições lólica e lêntica, no entanto em ambas as áreas, houve um aumento de biomassa no período chuvoso na região, indicando o pulso de inundação como condição para tal incremento. A ocorrência de distintas formas de vida nas áreas avaliadas foram verificadas. A ausência de fluxo de água na condição lêntica das áreas a montante e jusante avaliadas propiciaram um padrão relativamente constante na diversidade das formas de vida aí presentes, e o estabelecimento de mais espécies. Nos pontos presentes em condição lólica, as espécies ocorrentes, estiveram mais susceptíveis aos pulsos, proporcionando assim um ambiente com menor diversidade de formas de vida de macrófitas aquáticas em relação ao ambiente lólico e também menor similaridade de espécies entre os trechos de montante e jusante, ocasionados por maior vulnerabilidade à fixação de algumas espécies, sobretudo as com formas de vida flutuantes livre e fixa.

Palavras-chave: Área Úmida. Decomposição. Formas de vida. Lêntico. Lólico.

ABSTRACT

The diversity of aquatic macrophytes is associated to the heterogeneity habitats and the wetlands are favorable to the development of several life forms of the species and contribute with nutrients and organic matter to the aquatic ecosystems during their decomposition, besides presenting high biomass and high productivity. The wetland area of the Pandeiros River, located in the north of Minas Gerais, is unique in the state, presenting a high diversity of macrophytes and serving as a refuge for several other species of the fauna. The study was carried out between September 2017 and August 2018, contemplating a hydrological cycle. Data collection was carried out in environments with lotic and lentic characteristics, which are predominant in the wetland area, being represented respectively by the bed of the Pandeiros river and its adjacent areas composed predominantly of marginal lagoons and marshes. The research evaluated the dynamics of the community of aquatic macrophytes in this region, focusing its relation with the hydrological dynamics and limnological characteristics of the area. The lentic environment presented a more eutrophic condition in relation to the lotic with higher concentrations of total phosphorus and nitrogen during the evaluated period. The macrophyte mass decay was different among the evaluated environments, occurring more intensely in the lentic environment, contributing to the accumulation of debris as a function of decomposition, contributing to the total nitrogen and phosphorus contribution in the water. Regarding the seasonal variation of *Eichhornia azurea* biomass, there were no significant differences between the lotic and lentic conditions, however in both areas, there was an increase of biomass in the rainy season, indicating the pulse as a condition for such an increase. The wetlands Pandeiros has a dendritic pattern, the river bed is well delimited in all its extension, and topographic characteristics contribute to the formation of a floodplain in the surroundings along the channel down to the confluence with the São Francisco river, providing connectivity between the lotic and lentic environments. The occurrence of different life forms in the evaluated areas. The absence of water flow in the lentic condition of the upstream and downstream areas evaluated provided a relatively constant pattern in the diversity of life forms present, as well as the establishment of more species. At the points present in lotic conditions, the species present were more susceptible to the pulses, thus providing an environment with lower diversity of life forms of aquatic macrophytes comparison with to the lotic environment and also lower species similarity between upstream and downstream stretches, caused by greater vulnerability to the fixation of some species, especially those with free and fixed floating life forms. The floodplain of the Pandeiros River in Minas Gerais presents a large occurrence of the *E. azurea* macrophyte under the lotic and lentic conditions, predominant characteristics in the region. As a wetland, the number of researches developed in the region is still scarce, a pre-condition for understanding a series of ecosystem services and their importance as an aquatic ecosystem vulnerable to environmental impacts at regional and global levels.

Keywords: Wetland. Decomposition. Lentic. Lotic. Life forms.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	9
Macrófitas aquáticas	9
Distribuição global de macrófitas	10
Áreas úmidas e macrófitas	11
2 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	14
A Bacia hidrográfica do rio Pandeiros.....	14
Histórico de ocupação humana e impactos persistentes	17
A bacia do rio Pandeiros como ambiente de pesquisas, planejamentos e atenção	19
3 Objetivo e hipóteses do estudo	19
REFERÊNCIAS	21
Capítulo 1. Composição espacial e temporal da riqueza e diversidade de formas de vida na em ambientes lóticos e lênticos na área úmida do rio Pandeiros	26
RESUMO	26
ABSTRACT	26
1 INTRODUÇÃO	27
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	28
Área de estudo	28
Identificação das espécies	30
Análise de dados	30
3 RESULTADOS	31
4 DISCUSSÃO	34
REFERÊNCIAS	37
Capítulo 2. Variação espacial e temporal da decomposição e biomassa de <i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth na planície inundada do rio Pandeiros, Minas Gerais, Brasil	42
Resumo.....	42
Abstract	42
1 INTRODUÇÃO	43
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	44
Área de estudo	44
Descrição da espécie	45
Caracterização da qualidade da água	46
Nitrogênio Total Kjeldal	46
Fósforo Total	47

Decomposição	47
Biomassa	48
3 RESULTADOS	49
Caracterização da qualidade da água	49
Biomassa	50
Decomposição	53
4 DISCUSSÃO	56
REFERÊNCIAS	60
Capítulo 3. Bacia hidrográfica do rio Pandeiros – uma abordagem sobre o estado atual de pesquisas, investimentos e instrumentos de preservação	66
Resumo.....	66
ABSTRACT	66
1 INTRODUÇÃO	67
O “PANTANAL MINEIRO”	67
2 ESTADO ATUAL DO RECONHECIMENTO SOBRE ÁREAS ÚMIDAS – ATORES E TENDÊNCIAS	68
3 INSERÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PANDEIROS EM COMPLEXOS DE GESTAO AMBIENTAL	72
Mosaico de Áreas Protegidas Sertão Veredas – Peruaçu.....	73
4 INICIATIVAS CIENTÍFICAS VOLTADAS ÀS ÁREAS ÚMIDAS NO BRASIL .	75
5 PESQUISA na BACIA DO RIO PANDEIROS	75
6 ESTADO ATUAL DAS PESQUISAS NA ÁREA ÚMIDA DO RIO PANDEIROS	76
CONCLUSAO GERAL	78
REFERÊNCIAS	80
ANEXO A	84

1 INTRODUÇÃO GERAL

Macrófitas aquáticas

O termo "macrófitas aquáticas" refere-se a um grupo diversificado de organismos fotossintéticos aquáticos, todos grandes o suficiente para serem vistos a olho nu. Inclui macroalgas das divisões Chlorophyta (algas verdes), Xanthophyta (algas verde-amarelas) e Rhodophyta (algas vermelhas) e as Cyanobacteria, Bryophyta (musgos e hepáticas), Pteridophyta (samambaias) e Spermatophyta (plantas que produzem sementes), cujas partes vegetativas crescem de forma permanente ou periódica (por pelo menos várias semanas a cada ano) submersas, flutuando ou crescendo através da superfície da água (DENNY, 1985; PIETERSE, 1990; CHAMBERS et al., 1997).

Estas sete divisões de plantas abrangem pelo menos 41 ordens e 103 famílias. (COOK, 1999).

As macrófitas vasculares (Pteridophyta e Spermatophyta), são a maioria, representadas por 33 ordens e 88 famílias com cerca de 2.614 espécies e 412 gêneros (CHAMBERS et al., 1997).

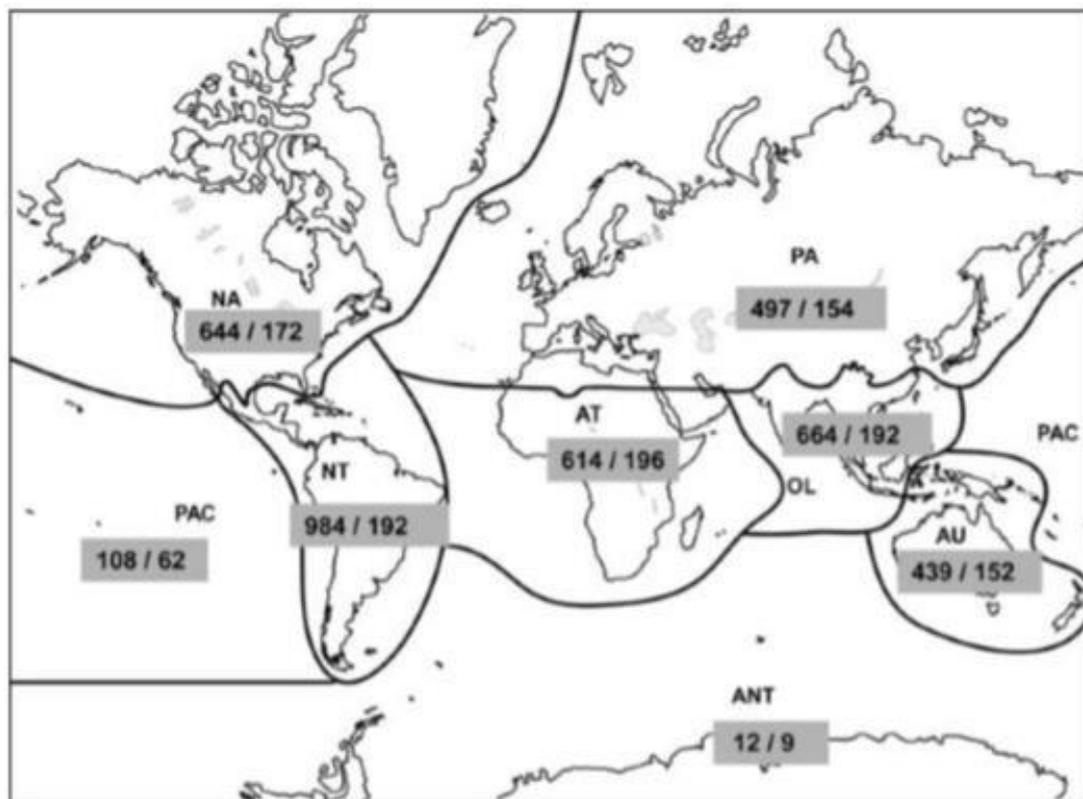


Figura 1. Números de espécies/ gêneros por regiões biogeográficas (PA: Palaeartic; NA: Nearctic; AT: Afrotropical; NT: Neotropical; OL: Oriental; AU: Australasian; PAC: Pacific Oceanic Islands; ANT: Antarctic) (CHAMBERS et al.,2008).

Incluem espécies emersas (plantas enraizadas em solos ou solos submersos que são periodicamente inundados, com a folhagem expostas à superfície), com folhas flutuantes (plantas enraizadas nos sedimentos das áreas alagadas com folhas que flutuam na superfície da água), submersas (desenvolvem completamente submersas sob a água, com raízes associadas ao substrato) e flutuantes (que normalmente flutuam sobre ou sob a superfície da água) podendo ser livres ou enraizadas (CHAMBERS et al., 1997) .

Distribuição global de macrófitas

Os primeiros registros sobre a distribuição das macrófitas aquáticas como vegetação adaptada ao habitat, surgiram em meados do século XIX (CHAMBERS et al., 1997) nas obras clássicas de De Candolle (1855) e Charles Darwin (1859). Sendo encontradas em todas as regiões biogeográficas do mundo (CHAMBERS et al., 1997). Destacam-se biorregiões ou áreas biogeográficas, onde diferentes conjuntos de espécies

que são espacialmente agrupados e, portanto, são unidades importantes para estudos de conservação, biogeografia histórica, ecologia e evolução (VILHENA e ANTONELLI, 2015).

Estudos confirmam que muitas macrófitas são cosmopolitas: 11% de todas as espécies ocorrem em pelo menos três biorregiões, como neotropical, oriental e afrotropical; e 41% de todas as famílias estão presentes em 6 ou mais destas áreas (VILHENA e ANTONELLI, 2015).

No Brasil, muitas plantas aquáticas apresentam ampla distribuição, sendo em diversas áreas úmidas de distintas regiões fitogeográficas neotropicais, como a Amazônia, Pantanal, bacia do Paraná (POTT et al., 2011), desempenhando papel fundamental no ecossistema (PIEDADE et al., 2005).

Áreas úmidas e macrófitas

Áreas alagadas ou úmidas são ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanente ou periodicamente inundados ou com solos encharcados. As águas podem ser doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptados à sua dinâmica hídrica (JUNK et al., 2014).

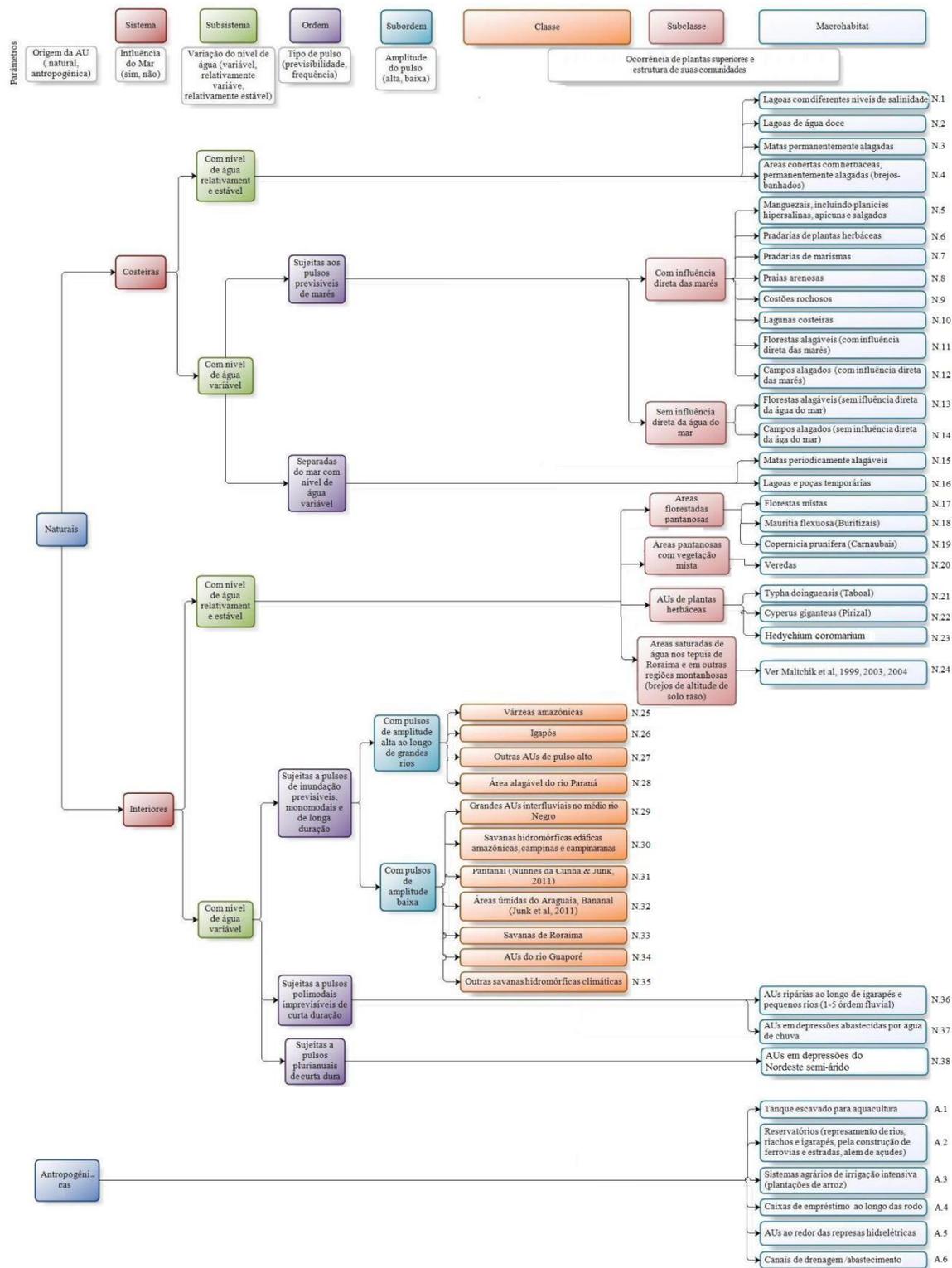


Figura 2 - Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras (adaptado de JUNK et al 2013).

A América do Sul possui ampla ocorrência de áreas úmidas (NEIFF, 2001), incluindo muitas áreas de transição tais como: várzeas, lagos rasos permanentes ou temporários, e

pântanos (REBOUÇAS et al., 2015), promovendo uma vasta riqueza de habitats e estabelecimento de importante diversidade biótica.

Dentre as comunidades aquáticas, as macrófitas encontram nesses ambientes, condições ideais para a sua colonização, em virtude de um conjunto de estratégias adaptativas alcançadas ao longo do tempo evolutivo (WETZEL, 2001; KALFF, 2002).

As áreas úmidas fornecem muitos serviços ecossistêmicos importantes para a sociedade humana, o que pode depender de como a diversidade de plantas influencia a produção de biomassa e a retenção de nutrientes (MITSCH e GOSELINK, 1993; WILSON e CARPENTER, 1999), modificam a hidrologia, influenciam o carbono e a biogeoquímica de nutrientes, emitem dióxido de carbono e metano para a atmosfera, e sustentam ecossistemas altamente diversos. Estas áreas são ambientes complexos com heterogeneidade espacial e temporal na hidrologia e na oferta de recursos. (DVOŘÁK e BEST, 1982; GONZÁLEZ SAGRARIO e BALSEIRO, 2010).

Caracterizam-se por apresentarem produtividade elevada, principalmente em regiões rasas e com baixa velocidade de correnteza. A produção primária representa um processo chave para a dinâmica de energia e de matéria orgânica dos ecossistemas aquáticos, sendo que esse processo apresenta diferenças entre as espécies de macrófitas, i.e., exibe uma grande variação interespecífica, ou seja, entre as espécies e os grupos ecológicos (ESTEVES, 1988).

De acordo com Wetzel (2001), a sua distribuição e produtividade, dependem tanto das características físicas e químicas da água quanto do sedimento. Além disso, dependem ainda dos regimes hídricos, para o seu estabelecimento em ecossistemas aquáticos como lagos, rios, áreas alagadas e oceanos. A escassez hídrica bem como o aumento de irregularidade de chuvas são fatores criadores de estresse nestes vegetais, como o encurtamento do período chuvoso, diminuição de umidade e alterações nos pulsos de inundação (achatamento do pulso e diminuição do período). Estas alterações contribuem diretamente na modificação destes habitats alterando negativamente a comunidade de macrófitas.

Nos trópicos, a temperatura desempenha uma função secundária e a precipitação pluviométrica e oscilações dos níveis da água assumem um papel central na dinâmica das populações de macrófitas aquáticas (ESTEVES, 2011), que respondem com alterações morfológicas, fisiológicas e comportamentais (JUNK et al, 1989; NEIFF, 1990; DALE e GILLESPIE, 1978). De acordo com as estratégias de sobrevivência adotadas pelas

espécies, as variações temporais de cada uma das funções de força interferem de forma diferente entre elas. (CUNHA-SANTINO E BIACHINI, 2011).

Dentre os fatores que afetam a comunidade de macrófitas aquáticas destacam-se os filtros físicos, onde a hidrologia responde por 50% na composição das espécies (KEDDY, 2000). As mudanças nos habitats provocadas pela hidrologia são determinadas por fatores como alterações no nível da água, velocidade, profundidade, turbidez e concentrações de nutrientes que atuam como fatores limitantes à biomassa e produtividade primária de macrófitas (ESTEVES, 2011).

A produtividade primária líquida (PPL) é frequentemente usada como medida do crescimento potencial de espécies vegetais e sua subsequente contribuição para o ecossistema (LINTHURST e REIMOLD, 1978). Dentre os ecossistemas, é considerada mais alta nas áreas alagadas (ROBARTS et al., 1995). Distintas condições dos ambientes, como a velocidade da corrente alteram a zona de interface e difusão de nutrientes, alterando a produtividade de macrófitas aquáticas (SANTOS, 2004).

Outro processo envolvido nos ambientes aquáticos colonizados por estes vegetais trata-se da decomposição, capaz de transformar a matéria orgânica e contribuir na ciclagem de nutrientes nos ambientes aquáticos continentais (WETZEL, 2001).

A variação no ciclo hidrológico contribui na disponibilidade hídrica das áreas alagadas permitindo com isso alterações nas interfaces água-plantas. Padial (2006) identificou que plantas com maior tempo de permanência em áreas alagadas resultaram em maior perda de massa.

2 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

2.1. A Bacia hidrográfica do rio Pandeiros

Em levantamento realizado por Drummond et al. (2005), através da Fundação Biodiversitas, a bacia hidrográfica do rio Pandeiros é apontada como área prioritária para conservação em diversos aspectos, sobretudo da flora e fauna.

Com quase 400.000 ha, toda a bacia hidrográfica do rio Pandeiros, desde a sua nascente, foi instituída como Área de Proteção Ambiental (APA) Estadual, através da Lei 11.901 de 1995, tendo em vista a necessidade de proteção da bacia hidrográfica do rio Pandeiros, considerada paisagem de beleza cênica e detentora de áreas de significativa importância da reprodução e desenvolvimento da ictiofauna.

Com isso, representa a maior Unidade de Conservação de uso sustentável de Minas Gerais, com o objetivo de compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de partes de seus recursos hídricos e proteger a diversidade biológica presente nas suas lagoas marginais, córregos, cachoeiras, veredas e, principalmente, no único pântano do estado (AZEVEDO et al., 2009; NUNES et al, 2009).

Apelidada de “Pantanal Mineiro”, este pântano, ou área úmida, apresenta uma área alagável que varia de aproximadamente 3.000 ha na estação seca a 5.000 ha no período de cheia possuindo um complexo de lagoas marginais interligadas no período das chuvas e utilizadas como criadouros por espécies de peixes de piracema do rio São Francisco (NUNES et al, 2009).

Neste contexto, de forma mais restritiva, esta área, de aproximadamente seis mil hectares, se tornou Refúgio de Vida Silvestre (RVS) pelo Decreto Estadual 43.910 de 2004, como uma categoria de Unidade de Conservação de proteção integral de ambientes naturais, onde se asseguram condições para a existência ou reprodução de espécies da flora e da fauna residente ou migratória (IEF, 2008) (Figura 3).

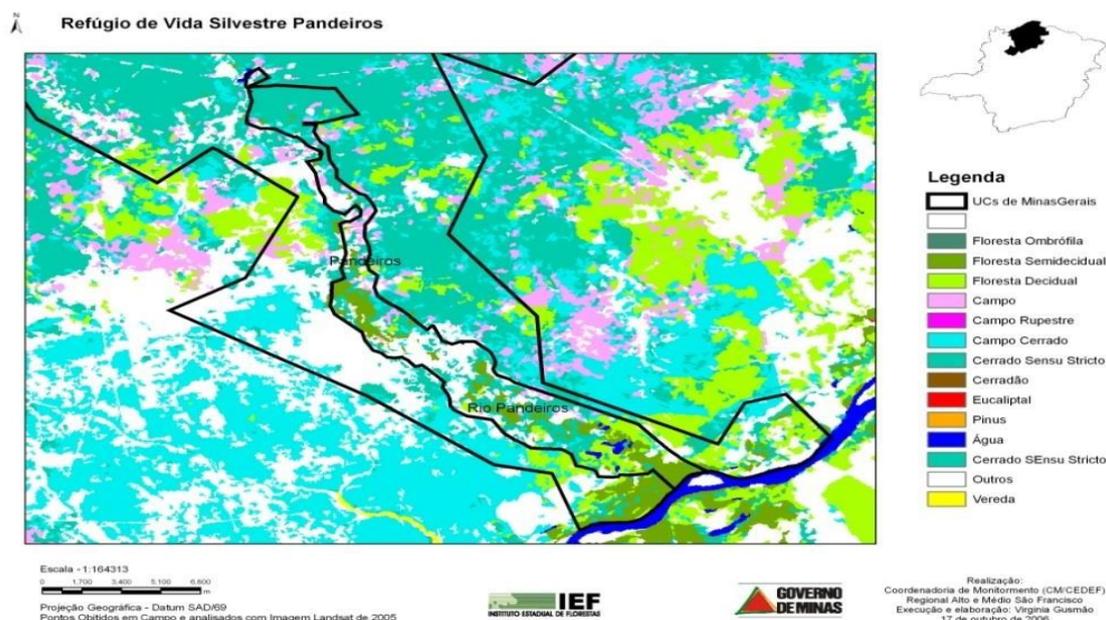


Figura 3. Mapa de localização do Refúgio de Vida Silvestre do Rio Pandeiros. Fonte: Barbosa (2010).

A ampla ocorrência de macrófitas nessa região, justifica o apelido de “Pantanal mineiro”, sendo a área escolhida para a realização desta pesquisa (Figuras 4 e 5).



Figura 4. Fotografia panorâmica da cobertura da vegetação aquática de trecho de área úmida do rio Pandeiros.



Figura 5. Foto de estande de macrófita na área alagada do rio Pandeiros.

Ainda, o domínio vegetacional predominante na APA Pandeiros é o Cerrado, apresentando seus diferentes tipos fitofisionômicos, além de apresentar algumas áreas de transição de caatinga para o cerrado. Apresenta o tipo fitofisionômico de Veredas, que tem grande importância para a região, no que diz respeito à capacidade hídrica do Cerrado (IEF, 2018).

O clima dominante da região da APA Pandeiros é o tropical de savana (Aw), segundo a classificação de Köppen (1931), apresentando duas estações bem demarcadas, já que as chuvas são altamente sazonais, caracterizado por uma estação chuvosa no verão e outra bem seca no inverno (ANTUNES, 1994).

De acordo com a nova delimitação do semiárido brasileiro, efetivada em 2005 pelo Ministério da Integração Nacional, os três municípios que abrangem a região da APA Pandeiros - Januária, Cônego Marinho e Bonito de Minas – estão inseridos em região de semiárido (BRASIL, 2005).

Histórico de ocupação humana e impactos persistentes

De acordo com dados do censo demográfico de 2010, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2018 a,b,c), a região da APA Pandeiros apresenta baixa densidade demográfica, com menos de 10 hab./km², porém suficientes para causarem impactos ambientais em toda a extensão da APA, e refletidos no pântano, com a diminuição das águas e o assoreamento, decorrente principalmente da degradação das veredas, da retirada da vegetação ciliar e da construção de estradas vicinais (NUNES et al., 2009; RODRIGUES et al., 2009).

A degradação da bacia hidrográfica tem início com a ocupação humana e utilização de recursos na região, que acompanhou o histórico de ocupação da região central do Brasil, com a chegada dos colonizadores europeus no século XVIII, atraídos para o centro do país atrás de recursos minerais outrora descobertos no Cerrado. A partir daí se estabelece a formação das grandes propriedades rurais destinadas à pecuária de corte, sendo este o período em que a área da bacia do Rio Pandeiros foi mais intensamente ocupada. A comunidade rural, com a fixação dos povos tradicionais do Rio Pandeiros, teve início a partir da construção da Pequena Central Hidrelétrica Pandeiros (PCH Pandeiros) em 1957, e a ocupação foi ainda mais intensificada nas décadas de 1960 e 1970 com a implantação de grandes projetos de reflorestamento de eucalipto, visando a produção de carvão vegetal (BETHONICO, 2009).

Os aspectos culturais negativos destas atividades, que inicialmente eram exercidas para a subsistência desses novos habitantes que se fixaram na região, perduram até hoje como a prática da queimada, o desmatamento da vegetação ciliar e o dreno das veredas para o plantio (FERNANDES, et al. 2016), além de atividade agropecuária de subsistência, registrada *in loco* (Figura 6), nos períodos amostrados nesta pesquisa, com a livre circulação de bovinos na área do pântano.



Figura 6. Imagem de gado circulando livremente na área da pesquisa.

A maior parte da degradação ambiental da APA do rio Pandeiros tem origem de caráter social (Nunes et al, 2009). Por exemplo a necessidade da população local em extrair lenha do cerrado para o carvoejamento ilegal e de transformar as áreas alagadas das veredas em lavouras, através dos frequentes incêndios antrópicos e de sistemas de drenagem errôneos, é questão de sobrevivência (Nunes et al, 2009).

No entanto, parte dessa condição de caráter social é reflexo de políticas mal planejadas, enviesadas no desenvolvimento econômico na região, estabelecida nas décadas de 1970 e 1980.

Conforme descrito em documentação técnica do IEF (2006), se estabelecem, inclusive próximos a nascentes da bacia do rio Pandeiros, empreendimentos florestais para o cultivo de eucalipto, em que não foram respeitadas as matas ciliares e ações de conservação do solo causando extensos processos erosivos, através de incentivos fiscais

oriundos de programas de incentivo a economia no polígono das secas, representado pelo Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE¹).

Outro projeto implantado na região com grandes consequências ambientais, foi o Programa Nacional de Aproveitamento de Várzeas Irrigáveis (PROVÁRZEAS NACIONAL), através do Ministério da Agricultura, que trouxe para o Cerrado, na mesma época, projetos em larga escala para a produção do arroz irrigado, nas áreas úmidas e outros cultivos (FAPEMIG, 2018), sendo prática, até recentemente utilizadas, por pequenos agricultores como atividade de subsistência, sobretudo em regiões mais remotas, onde o poder público se encontra menos presente.

A bacia do rio Pandeiros como ambiente de pesquisas, planejamentos e atenção

Em 1995, com a promulgação da Lei que delimita a bacia hidrográfica do rio Pandeiros, se estabelece o marco inicial para a tomada de decisões e políticas públicas de médio a longo prazo para a bacia, através da participação de diversos atores e linhas.

Com isso tem se intensificado, a produção técnico-científica, essencial para o planejamento correto e otimizado como o levantamento de importante fauna e flora e sua interdependência com a área úmida da região (SOUZA, 2016; LOPES et al., 2010; RODRIGUES et al., 2009; PIVARI et al. 2006).

3 Objetivo e hipóteses do estudo

Nesta proposta avaliou-se a comunidade de macrófitas aquáticas, na área alagada do rio Pandeiros como as distintas condições resultantes da hidrologia afetam a composição de espécies de macrófitas. Assim, este estudo teve como objetivo geral verificar como as alterações do regime hídrico podem influenciar na disponibilidade e ciclagem de nutrientes, produtividade das macrófitas aquáticas na área alagada do rio

¹ A Sudene (Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste) foi criada originalmente em 1959, pela lei nº 3.692, onde visava transformar a realidade nordestina, tirando o Nordeste do atraso (econômico) que havia acumulado, dentre outros projetos visava estimular o investimento em indústrias. Em 1963 o Norte de Minas foi incluído na área da Sudene por meio da Lei n. 4.239, que considera o Nordeste a região abrangida pelos Estados do Maranhão, do Piauí, do Ceará, do Rio Grande do Norte, da Paraíba, de Pernambuco, de Alagoas, de Sergipe, da Bahia e ainda a zona do Estado de Minas Gerais, situado no denominado Polígono das Secas, e o Território de Fernando de Noronha.

Pandeiros e como a interação destes fatores contribuem na retenção e exportação de sedimentos. Os objetivos específicos foram:

- a) Verificar se há diferença na riqueza de espécies entre os ambientes lênticos (lagoas e remansos) e lóticos (águas com maior e menor velocidade).
- b) analisar a variação da biomassa de espécies mais frequentes em função dos parâmetros: temperatura da água, concentrações de fósforo e nitrogênio, profundidade e velocidade da água e sua relação com a ciclagem de nutrientes.
- c) Avaliar, através de experimentos, as taxas de decomposição em espécie predominante, sob distintas condições ambientais de disponibilidade hídrica.

Tendo em vista a importância da hidrologia, foi possível avaliar as principais forças que atuam no ambiente, sobretudo que estejam diretamente relacionados às condições de desenvolvimento e sobrevivência das diferentes formas de vida das macrófitas aquáticas na região, analisando parâmetros dos sedimentos e água, bem como alterações na ciclagem de nutrientes e nos processos de produtividade e decomposição da comunidade.

Partindo destes pressupostos, a pesquisa teve como hipóteses:

- A riqueza de macrófitas aquáticas enraizadas aumentará em função do aumento na velocidade das condições de corrente da água.
- a produtividade das macrófitas é mais elevada em ambientes sob condições de estagnação de água.
- Aceleração da velocidade do processo de decomposição de macrófitas aquáticas com o aumento da corrente da água.

E por fim, de forma adicional, é apresentado, o atual cenário e perspectivas sobre as áreas úmidas no Brasil, o estado da arte de publicações científicas realizadas no rio Pandeiros e a descrição de alguns instrumentos e linhas de fomento atualmente em prática com base em levantamento bibliográfico.

REFERÊNCIAS

- ANTUNES, F. Z. Caracterização climática. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte/MG, v. 17, n. 181, p. 15-19, 1994.
- BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretaria de Políticas de Desenvolvimento Regional. **Nova Delimitação do Semiárido Brasileiro**. Almenara, Minas Gerais. 35 p. 2005.
- BARBOSA, I. **Mapping wetland environments in the Brazilian Savannah from high resolution IKONOS image data**. In: Wagner W., Székely, B. (eds.): ISPRS TC VII Symposium – 100 Years ISPRS, Vienna, Austria, July 5–7, 2010, IAPRS, v. XXXVIII, Part. 7B, 2010.
- BETHONICO, M. B. M. **Área de proteção ambiental Estadual do Rio Pandeiros-MG: Espaço, Território e atores**. Tese de Doutorado, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 288 pp., 2009.
- CHAMBERS, P.A.; LACOUL, P.; MURPHY, K.J.; THOMAZ, S.M. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. **Hydrobiologia**, vol., 595, n. 1, p. 9-26, 1997.
- DE CANDOLLE, A. **Géographie botanique raisonnée; ou, exposition des faits principaux et des lois concernant la distribution géographique des plantes de l'époque actuelle**. 1855. 2 vols. Victor Masson, Paris.
- COOK, C. D. K.; The number and kinds of embryobearing plants which have become aquatic: a survey. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**. v. 2, n.1, p. 79–102, 1999.
- CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI JR.,I. Colonização de macrófitas aquáticas em ambientes lênticos. **Boletim ABLimno**, v. 39, n. 1. 2011.
- DALE, H.K.; GILLESPIE, T.J. Diurnal temperature gradients in shallow water produced by populations of artificial aquatic macrophytes. **J. Can. Bot.**, 56(9):1099-1106. 1978.
- DARWIN, C. R. **On the Origin of Species by Means of Natural Selection**. London: J. Murray, 1859.
- DENNY, P.(Ed.) **The ecology and management of African wetland vegetation**. In: W. Junk, La Haya, Holanda, 1985.
- DRUMMOND, G. M. et al. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. 2ª ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 222p. 2005.

DVOŘÁK, J.; BEST, E.P.H. Macro-invertebrate communities associated with the macrophytes Of Lake Vechten: structural and functional relationships. **Hydrobiologia**. n. 95, p. 115-126, 1982.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 2011. 826 p.

FERNANDES, G.W. et al. **Cerrado: em busca de soluções sustentáveis**. Rio de Janeiro: Vertente produções artísticas, p. 80-102. 2016.

GONZÁLEZ SAGRARIO, M.d.l.Á., BALSEIRO, E. The role of macroinvertebrates and fish in regulating the provision by macrophytes of refugia for zooplankton in a warm temperate shallow lake. **Freshwater Biology**. n. 55, p. 2153-2166. 2010.

IBGE, 2018a. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Informações estatísticas de Bonito de Minas, MG**. Acesso em: 10 de nov de 2018. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/bonito-de-minas/pesquisa/18/16459>

IBGE, 2018b. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Informações estatísticas de Januária, MG**. Acesso em: 10 de nov de 2018. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/januaria/pesquisa/18/16459>.

IBGE, 2018c. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Informações estatísticas de Cônego Marinho, MG**. Acesso em: 10 de nov de 2018. Disponível em: <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=3117836>.

IEF-Instituto Estadual de Florestas. Disponível em: <http://www.ief.mg.gov.br/noticias/3306-nova-categoria/1768-refugio-estadual-da-vida-silvestre-do-rio-pandeiros.htm>. Acesso em: 14 fev. 2017.

IEF-Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. Área de Proteção Ambiental Estadual do Rio Pandeiros. Disponível em: <http://www.ief.mg.gov.br/noticias/3306-nova-categoria/1769-apa-pandeiros>.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS /IEF. Bacia do Rio Pandeiros. Januária: Instituto Estadual de Florestas, 2006. 5f. Mimeografado.

JUNK, W.J; PIEDADE, M.T.F; LOURIVAL, R; WITTMANN, F; KANDUS, P; LACERDA, L.D; BOZELLI, R.L; ESTEVES, F.A; CUNHA, C.N; MALTCHIK,L; SCHÖNGART, J; SCHAEFFER-NOVELLI,Y; AGOSTINHO, A.A. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification, for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**. v. 24, p.5-22, 2014.

KALFF, J. **Limnology**. New Jersey: Printice Hall 2002. 592 p.

KEDDY, PAUL A. **Wetland ecology**: Principles and conservation. 2000, Cambridge University Press

KÖPPEN, W. **Climatologia**. Buenos Aires: Fondo de Cultura Económica. 1931. 390 p.

LINTHURST, R. A.; REIMOLD, R. J. Estimated net aerial productivity for selected estuarine angiosperms in Maine, Delaware, and Georgia. **Ecology**. 1978, v. 59, n. 5, p. 945-955.

LOPES, L. E. et al. Birds from Rio Pandeiros, southeastern Brazil: a wetland in an arid ecotone. **Revista Brasileira de Ornitologia**. 2010, v. 18, n. 4, pg. 267-282.

MINAS GERAIS. Decreto nº 43.713, de 14 de janeiro de 2004. Política de proteção à fauna e à flora aquáticas e de desenvolvimento da pesca e da aquicultura no Estado de Minas Gerais. Regulamentação a Lei nº 14.181, de 17 de janeiro de 2002. **Diário do Executivo** - "Minas Gerais" 15/01/2004. 2004.

MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. **Wetlands**. Van Nostrand Reinhold, New York, 1993.

NEIFF, J.J. **Ideas para la interpretacion ecológica Del Paraná**. Interciência, 1990, cap. 15, p. 424-441.

NEIFF, J.J. (2001). Humedales de la Argentina: sinopsis, problemas y perspectivas futuras. In: Cirelli, A.F. (Ed.). **El agua en Iberoamérica. Funciones de los humedales, calidad de vida y agua segura**. Publ. CYTED: 83-112. 2001.

NUNES, Y.R.F., et al. Pandeiros: o Pantanal Mineiro. **MG BIOTA**. v. 2, n. 2, p. 4-17. 2009.

PADIAL, A.A.; THOMAZ, S.M. Effects of flooding regime upon the decomposition of *Eichhornia azurea* (sw.) kunth measured on a tropical, flow-regulated floodplain (Paraná river, Brazil). **River Research and Applications**. v. 22, p.791–801. 2006.

PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. **Aquatic weeds**. New York: Oxford Science Publications, 1990.

PIEIDADE, M.T.F.; SCHOENGART, J.; JUNK, W.J. O manejo sustentável das áreas alagáveis da Amazônia Central e as comunidades de herbáceas aquáticas. **Uakari**, 2005. v.1, p.29-38.

PIVARI, M.O.D.; VIANA, P.L.; LEITE, F.S.F. The Aquatic Macrophyte Flora of the Pandeiros River Wildlife Sanctuary, Minas Gerais, Brazil. **Check List**. v. 9, n. 2, p. 415–424, 2013.

POTT, V.J.; POTT, A.; LIMA, L.C.P.; MOREIRA, S.N.; OLIVEIRA, A.K.M.. Aquatic macrophyte diversity of the Pantanal wetland and upper basin. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 1 supl., p. 255-563, 2011.

REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. *In*: REBOUÇAS, A. C. et al. (orgs.) **Águas Doces no Brasil** - Capital Ecológico, Uso e Conservação. 2. ed. São Paulo: Escrituras, 2002.

ROBARTS, R.D.; DONALD, D.B.; ARTS, M.T. Phytoplankton primary production of three temporary northern prairie wetlands. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. n. 52, p. 897-902, 1995.

RODRIGUES, P. M. S. et al. Riqueza florística da vegetação ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. **MGBIOTA**, Belo Horizonte, v. 2, n. 2, p. 18-35, 2009.

SANTOS, A.M. Produtividade primária de macrófitas aquáticas. **Limnotemas**, n. 4, p.1-35, 2004.

SANTOS, J.P. et al. Relações entre qualidade da água e uso e cobertura do solo em múltiplas escalas espaciais na bacia do Rio Pandeiros, Minas Gerais. **Revista Espinhaço**, 2017, n. 6, v. 2, p.36-46.

SOUZA, M. A. **Relações entre a ictiofauna e macrófitas aquáticas em lagoas do Rio Pandeiros, Minas Gerais**. 2016. 64 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2016.

STODDARD, J.L. *et al.* Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. **Ecological Applications**, v. 16, n. 1, p. 1267-1276. 2006.

VILHENA D.A., ANTONELLI A. A network approach for identifying and delimiting biogeographical regions. **Nat. Comm.** v. 6:6848, 2015.

WETZEL, R.G. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. Academic Press: San Diego, 2001.

WILSON, M. A.; CARPENTER, S. R. Economic valuation of freshwater ecosystem services in the United States: 1971-1997. **Ecol. Appl.** v.9, p. 772-783, 1999.

Capítulo 1

Variação espacial e temporal da riqueza e diversidade de formas de vida de macrófitas em trecho lótico e lêntico na área úmida do rio Pandeiros, Minas Gerais.

CAPÍTULO 1. VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA RIQUEZA E DIVERSIDADE DE FORMAS DE VIDA DE MACRÓFITAS EM UM TRECHO LÓTICOS E LÊNTICO NA ÁREA ÚMIDA DO RIO PANDEIROS

RESUMO

A avaliação da riqueza de espécies de macrófitas e diversidade das formas de vida foi realizada entre setembro de 2017 e agosto de 2018, em 4 áreas distintas, localizadas em condição lótica e lêntica. Foram identificadas ao todo 19 espécies pertencentes a nove famílias, não sendo verificadas diferenças significativas entre elas e em relação aos ambientes lótico e lêntico. Estiveram presentes espécies com as formas de vida flutuantes fixa, livre, emersa e anfíbia, que apresentaram diferenças entre os ambientes. As espécies flutuantes livres apresentaram diferenças em suas ocorrências entre os ambientes lótico e lêntico. A ausência de fluxo de água na condição lótica das áreas a montante e jusante avaliadas propiciaram um padrão relativamente constante na diversidade das formas de vida aí presentes, e o estabelecimento de mais espécies. Nos pontos localizados em condição lótica, as espécies ocorrentes estiveram mais susceptíveis aos pulsos, proporcionando assim um ambiente com menor diversidade de formas de vida de macrófitas aquáticas comparado ao ambiente lótico

Palavras-chaves: Diversidade. Formas de vida. Macrófitas. Lêntico. Lótico. Riqueza.

ABSTRACT

The study of macrophyte species richness and diversity of life forms as carried out between September 2017 and August 2018, in four distinct areas, located in a lotic and lentic condition. A total of 19 species belonging to nine families were identified, and no significant differences were found between the in relation to their occurrence in lotic and lentic environments. There were present species with fixed, free, emerging and amphibian floating life forms, which presented differences between the environments. The free floating species presented differences in their occurrences between the lotic and lentic environments. The absence of water flow in the lotic condition of the upstream and downstream areas evaluated provided a relatively constant pattern in the diversity of life forms present, and the establishment of more species. At sites located in lotic conditions, the occurring species were more susceptible to pulses, thus providing an environment with lower diversity of life forms of aquatic macrophytes in relation to the lotic environment.

Key-words: Diversity. Lentic. Lotic. Life forms. Macrophytes. Richness.

1 INTRODUÇÃO

A diversidade de macrófitas aquáticas está associada aos diferentes habitats sendo as áreas úmidas favoráveis ao desenvolvimento de várias formas de vida das espécies (JUNK et al., 1989; SCHNEIDER et al., 2018). Os ecossistemas lênticos e lóticos diferem fundamentalmente nas condições do habitat local, por exemplo, na presença ou ausência de fluxo e tempo de residência da água, bem como na conectividade física entre os diferentes ambientes. Ecossistemas lênticos são habitats aquáticos sem um fluxo contínuo de água (THORP E ROGERS, 2015), enquanto ecossistemas lóticos são geralmente habitats contínuos ligados por fluxo unidirecional com redes dendríticas de rios (FAGAN, 2002).

As diferenças hidro e limnológicas afetam distintamente as formas de vidas das macrófitas (BLANCH et al., 1999; VAN DER VALK, 2005; ALAHUHTA e HEINO, 2013; ALAHUHTA et al., 2013), que utilizam recursos de maneiras específicas e também diferem em relação as mudanças, ou distúrbios, ambientais (ALAHUHTA et al., 2013).

O distúrbio é um conceito central na ecologia e é amplamente reconhecido por influenciar populações, comunidades e ecossistemas (SOUSA, 1984; HOBBS e HUENNEKE, 1992).

A sazonalidade ambiental também pode influenciar no estabelecimento das distintas formas de vida de macrófitas aquáticas em áreas úmidas, onde as variações nas condições ambientais são comumente relatadas como as principais forças que estruturam as comunidades de macrófitas (JUNK et al., 1989; PADIAL et al., 2009; BORNETTE e PUIJALON, 2011; 2016; RIERA et al., 2017). Estas perturbações naturais causadas por pulsos de inundação, por exemplo, estão fortemente relacionadas na colonização de espécies fragilmente expostas como as flutuantes livres e favorecer espécies anfíbias por exemplo (JUNK e PIEDADE, 1993), capazes de causar a substituição de espécies e formas de vida de macrófitas alterando a composição taxonômica nos habitats (NEIFF, 1979; BINI, 1996; JUNK e PIEDADE, 1997; MORANDEIRA e KANDUS, 2016)

Considerando estas diferenças sazonais na hidrologia e sua possível influência na comunidade de macrófitas aquáticas, o objetivo deste estudo foi comparar a riqueza de espécies e diversidade das formas de vida de macrófitas aquáticas das condições lóticas e lênticas presentes na área úmida do rio Pandeiros.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Para avaliar a riqueza de espécies de macrófitas na área de estudo, foram realizadas coletas bimestrais entre setembro de 2017 e agosto de 2018, em 4 áreas distintas assim caracterizadas: dois pontos em trechos do rio pandeiros, sendo o primeiro localizado na calha do rio Pandeiros, antes da área úmida, denominado lótico montante e em trecho com características similares denominado lótico jusante. Adicionalmente áreas localizadas a montante e jusante da “área úmida” foram avaliadas sendo denominadas como lântico montante e jusante. Foram demarcados transectos em réplicas equidistantes entre si em cada uma das quatro áreas localizadas na área úmida do rio Pandeiros, portanto, nos limites do Refúgio de Vida Silvestre (Figura 1).

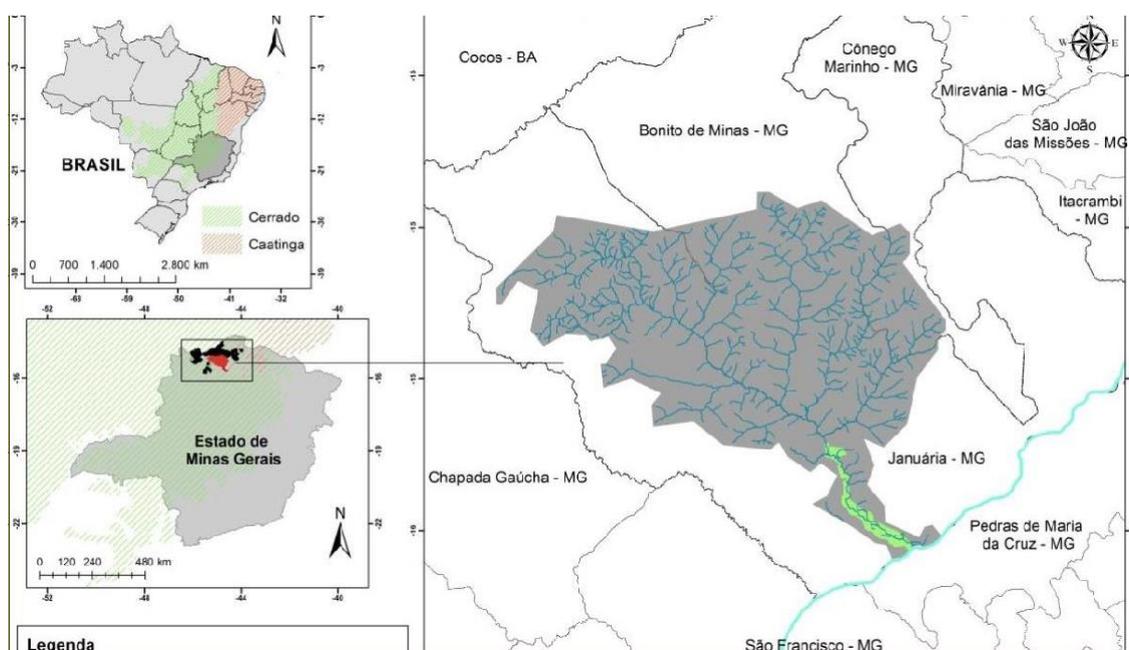


Figura 1. Mapa de localização da área de coleta no Refúgio de Vida Silvestre do Rio Pandeiros localizado no estado de Minas Gerais. Fonte: Dias (2017).

É importante destacar, que nas áreas amostradas nos ambientes lóticos, as transecções foram delimitadas para avaliar com precisão os estandes que se encontravam sob a condição de fluxo contínuo do rio na calha (lótico) (Figura 2). Para isso, o início das amostragens ocorreu em setembro, onde teoricamente o rio estaria em seu menor volume de água, sendo possível pré-selecionar as áreas que possivelmente se manteriam com a mesma condição hídrica pelo período de um ano. O mesmo cuidado foi necessário

para a predefinição das áreas lânticas (Figura 3), baseado exclusivamente pelo conhecimento de moradores ribeirinhos em apontar a inacessibilidade a certas áreas em função da proliferação de macrófitas.



Figura 2. Trecho da calha do rio Pandeiros onde foram realizadas as amostragens sob condição lótica.



Figura 3. Trecho lântico na amostragem da área úmida do rio Pandeiros de amostragem.

Identificação das espécies

O inventário de macrófitas aquáticas teve como base o conceito de IRGANG E GASTAL JR. (1996), que definem essa comunidade como vegetais visíveis a olho nu, cujas partes fotossintetizantes ativas encontram-se total ou parcialmente submersas, ou flutuando sobre a lâmina d'água. Dada a heterogeneidade taxonômica das macrófitas aquáticas, usualmente esses vegetais são classificados de acordo com sua forma biológica e a disposição de suas estruturas no ambiente aquático, sendo adotada neste trabalho a proposta de IRGANG et al. (1984), descrita a seguir: (1) Submersas fixas: enraizadas no fundo, com caule e folhas submersos; somente as flores permanecem fora d'água; (2) Submersas livres: não enraizadas no fundo, totalmente submersas; somente as flores permanecem fora d'água; (3) Flutuantes fixas: enraizadas no fundo, com caule e/ou ramos e/ou folhas e/ou flores flutuantes; (4) Flutuantes livres: não enraizadas no fundo, com caule e/ou ramos e/ou folhas e/ou flores flutuantes, podendo ser levadas pela correnteza, pelo vento ou até por animais; (5) Emergentes ou Emersas: enraizadas no fundo, parcialmente submersas e parcialmente emersas; (6) Anfíbias ou semi-aquáticas: capazes de viver tanto em área alagada como fora da água nos períodos de estiagem, época em que geralmente modificam sua morfologia, adaptando-se à fase terrestre; (7) Epífitas: são vegetais que se instalam sobre outras plantas aquáticas.

As técnicas de coleta e preparação de espécimes para identificação seguem as orientações de HAYNES (1984), PEDRALLI (1990) e SCREMIN-DIAS et al. (1999).

Análise de dados

Para determinar quais as variáveis abióticas que mais explicam a ocorrência das espécies de macrófitas aquáticas foram utilizados Modelos Lineares Generalizados – GLM (BURNHAM e ANDERSON, 2002) assumindo uma distribuição binomial. As análises foram realizadas usando o GLM, utilizando os pacotes lme4 (BATES; MAECHLER et al., 2015), lmerTest (KUZNETSOVA et al., 2017), car (FOX; WEISBERG, 2011), dunn.test (DINNO, 2017), emmeans (Dinno, 2018), conforme sugerido por LENTH, et al. (2009) no ambiente R 3.0.2 (R Development Core Team, 2014) e considerando valor de significância de 5%.

As variáveis ambientais: temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica da água foram consideradas como variáveis independentes enquanto a incidência das espécies e das formas de vida foram consideradas como as variáveis dependentes.

3 RESULTADOS

No total, foram identificadas 19 espécies de macrófitas aquáticas na área úmida do rio Pandeiros, sendo seis emersas, seis anfíbias, três flutuantes fixas e quatro flutuantes livres (Figura 4). Estas espécies pertencem a nove famílias, sendo Pontederiaceae a família com maior número de espécies (N=5), seguida das famílias Cyperaceae e Salviniaceae, com três cada uma, Alismataceae e Onagraceae com duas e as demais famílias somente uma espécie (Tabela 1).

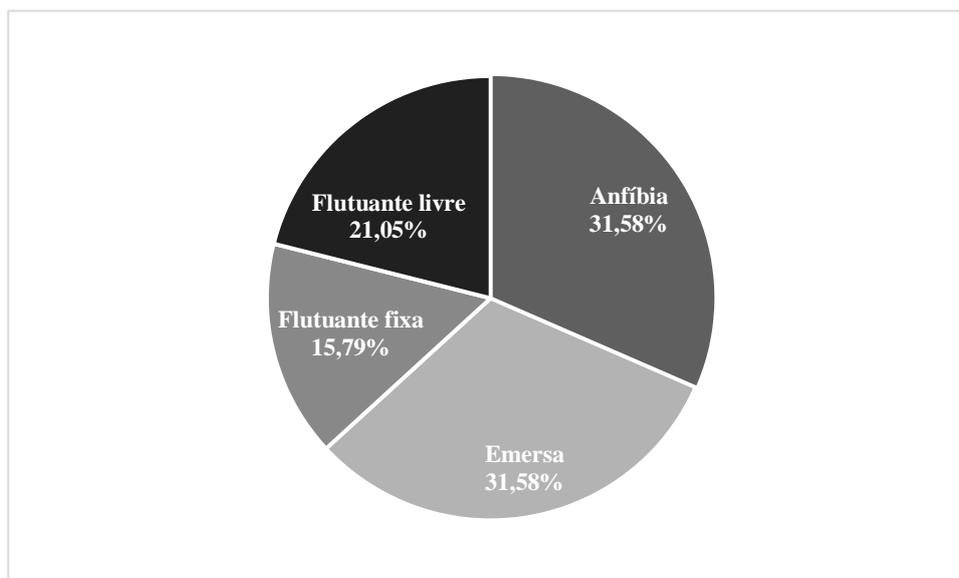


Figura 4. Frequência relativa das formas de vida das macrófitas aquáticas avaliadas em ambientes lóticos e lênticos da área úmida do rio Pandeiros no norte de Minas Gerais, Brasil.

Tabela 1 – Espécies de macrófitas aquáticas, respectivas formas de vida e áreas de ocorrência na área úmida do rio Pandeiros no norte de Minas Gerais, Brasil.

TÁXON Família/Espécie	Forma de vida	Lêntico		Lótico	
		Mon.	Jus.	Mon.	Jus.
Azollaceae					
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	Flutuante livre	x	x	x	x
Acantaceae					
<i>Hygrophila costata</i> Nees	Emersa	x	x	x	-
Alismataceae					
<i>Echinodorus grisebachii</i> Small	Anfíbia	x	x	x	x
<i>Echinodorus paniculatus</i> Micheli	Anfíbia	x	-	x	x
Cyperaceae					
<i>Cyperus giganteus</i> Vahl	Emersa	x	x	x	x
<i>Cyperus haspan</i> L.	Anfíbia	x	x	x	x
<i>Cyperus odoratus</i> L. A.	Anfíbia	x	x	x	x
<i>Fuirena umbellata</i> Rottb. A.	Anfíbia	x	x	x	x
Nymphaeaceae					

TÁXON Família/Espécie	Forma de vida	Lêntico		Lótico	
		Mon.	Jus.	Mon.	Jus.
<i>Nymphaea rudgeana</i> G.Mey.	Flutuante fixa	x	x	x	x
Onagraceae					
<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H.Hara	Anfíbia	-	-	x	x
<i>Ludwigia sedoides</i> (Humb. and Bonpl.) H.Hara	Flutuante fixa	x	x	x	x
Plantaginaceae					
<i>Bacopa monnierioides</i> (Cham.) B.L.Rob.	Emersa	-	-	x	x
Pteridaceae					
<i>Ceratopteris pteridoides</i> (Hook.) Hieron.	Emersa	x	x	x	x
Pontederiaceae					
<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	Flutuante livre	x	x	x	x
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Flutuante fixa	x	x	x	x
<i>Heteranthera seubertiana</i> Solms	Emersa	x	-	x	x
<i>Pontederia cordata</i> L.	Emersa	x	-	x	-
Salviniaceae					
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl	Flutuante livre	x	x	x	x
<i>Salvinia oblongifolia</i> Mart.	Flutuante livre	x	x	x	x

Dentre as espécies registradas somente duas ocorreram exclusivamente em ambiente lótico: *Ludwigia leptocarpa* e *Bacopa monnierioides* (Tabela 1). Todas as demais ocorreram em ambos os locais.

Aplicando-se o modelo generalizado de distribuição de Poisson (GLM) não foram evidenciadas diferenças significativas ($p > 0,05$) na ocorrência de espécies de macrófitas aquáticas entre os períodos amostrados, bem como entre os pontos avaliados (Figura 5).

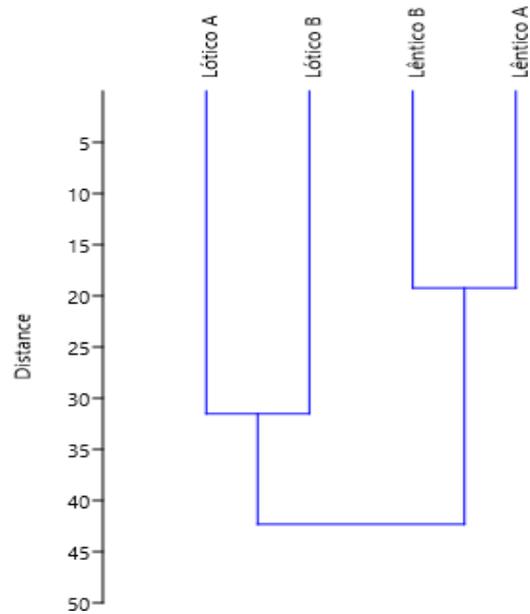


Figura 5 – Análise espacial e temporal de similaridade de Jaccard de espécies de macrófitas aquáticas na área úmida do rio Pandeiros no norte de Minas Gerais, Brasil. A=ponto a montante do transecto; B, ponto a jusante do transecto.

No entanto, considerando-se as formas de vida destas espécies, a diferença entre os ambientes lótico e lêntico foi significativa em relação às formas flutuante fixa ($p=0,002$) e flutuante livre ($p=0,008$)

Em relação à diversidade das formas de vida das macrófitas aquáticas (Figura 6), houve diferenças significativas entre os ambientes lótico e lêntico, bem como entre os meses de março e setembro ($p=0,02$).

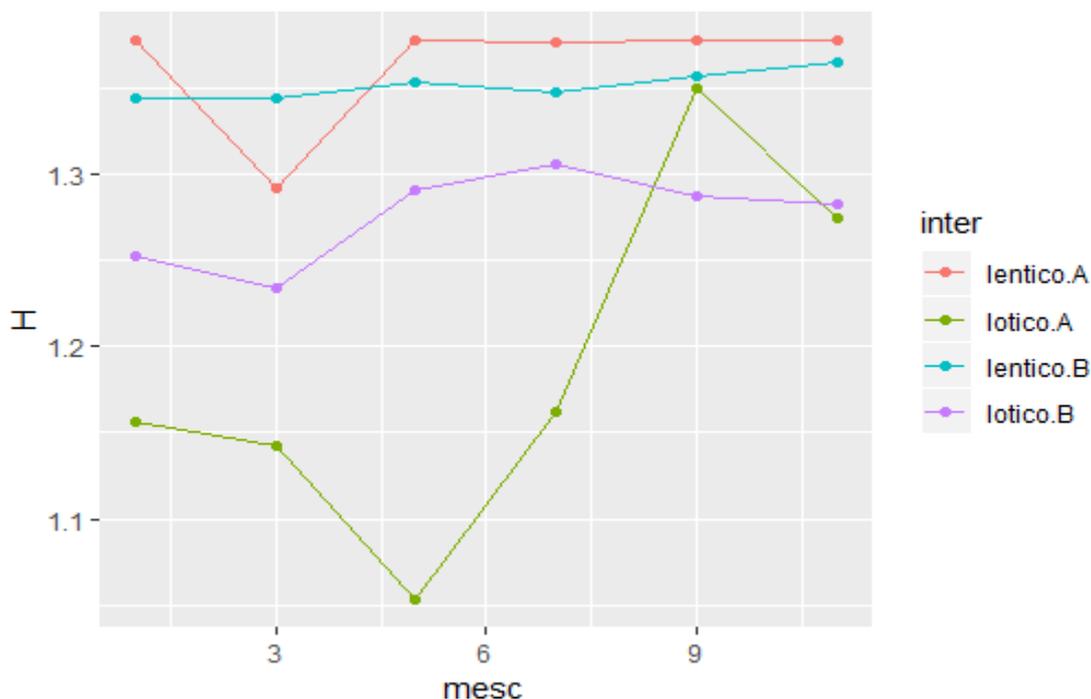


Figura 6 – Diversidade das formas de vida presentes dos ambientes avaliados no rio Pandeiros no norte de Minas Gerais, Brasil.

4 DISCUSSÃO

A ocorrência de 19 espécies de macrófitas aquáticas nas áreas avaliadas no estudo representam aproximadamente 19%, das 101 espécies registradas na área úmida Pandeiros (PIVARI et al., 2013).

O inventário realizado por Pivari (2013), conforme descrito, foi realizado em setembro de 2007 e junho de 2008, tendo adotado para o levantamento a categorização dos ambientes da área úmida do rio Pandeiros como leito do rio (lótico), lagoas marginais (lêntico) e “pântanos” e “planície inundada” (intermediários), não indicando no trabalho critérios claros para tal classificação nem a de realização de transectos.

Das 19 espécies identificadas, 17 ocorreram em ambas as condições. Somente duas espécies, *Bacopa monnierioides* (emersa) e *Ludwigia leptocarpa* (anfíbia), estiveram presentes nas áreas lóticas. Apesar destas espécies também terem sido registradas no levantamento das espécies em ambiente lêntico no trabalho de PIVARI (2013), são descritas com ampla ocorrência em distintas condições (SCATINA e MOTA, 2017; WANTZEN et al., 2005).

O padrão semelhante de riqueza de espécies, sobretudo emersas e anfíbias, pode ser constatado pela conectividade entre os ambientes lóticos e lênticos ao longo do período avaliado. Essa condição faz com que o mosaico de ambientes compartilhem a mesma fonte de propágulos, com características limnológicas similares conforme verificado na planície alagável do rio Paraná (PADIAL et al., 2009; PADIAL et al., 2014; THOMAZ et al., 1998; 2004), Pantanal (POTT, 2001) e outras áreas úmidas, como no rio MacIntyre, na Austrália (REID et al., 2016).

Por outro lado, corpos de água conectados nas áreas inundáveis são expostos a flutuações frequentes no nível da água, levando a uma alta instabilidade de habitats, consequentemente afetando as diferentes formas de vida (PARTANEN et al., 2006; NEIFF et al., 2008; ZHANG et al., 2015; WANG et al., 2016).

As espécies flutuantes livres, representadas por *Azolla filiculoides*, *Eichhornia crassipes*, *Salvinia auriculata* e *Salvinia oblongifolia*, apresentaram diferenças em suas ocorrências entre os ambientes lótico e lêntico.

O não enraizamento no substrato permite maior ocorrência e permanência destes vegetais em áreas lênticas, ao passo que nos ambientes lóticos ocorrem com menor frequência (BORNETTE, 2011; BOEDELTE, 2005).

Na a área alagada do rio Pandeiros, o fluxo de água foi provavelmente o fator mais importante na influência da composição de espécies de plantas, tanto nos ambientes lóticos como nos lênticos. O papel da vazão e velocidade do fluxo são fatores controladores na colonização, estabelecimento e persistência de macrófitas (DANIEL et al., 2006; JANAUER et al., 2010), assim como características relacionadas a conectividade hidrológica (WARD E TOCKNER, 2001; DEMARS E HARPER, 2005). Uma vez que as comunidades são estabelecidas, a abundância e diversidade de macrófitas são maiores em velocidades baixas a médias (FRANKLIN et al, 2008).

Em ambos os ambientes ocorreram, mesmo que temporariamente, espécimes com forma de vida flutuante fixa, que sob a condição lótica, se estabeleceram, apenas pelo “ancoramento” ou associação em meio a outras espécies fixas. Somente entre março e setembro houve diferença significativa na diversidade de formas de vida. Período este que coincidem com maior e menor índice pluviométrico respectivamente. French e Chambers (1996) mostraram que as espécies de macrófitas não possuem um único padrão de distribuição em relação a fatores abióticos, e que as espécies se sobrepõem em nichos espaciais, sugerindo que a coexistência pode ocorrer em distintas condições ambientais como velocidade da água, profundidade e composição dos sedimentos.

A área úmida Pandeiros, possui um padrão dendrítico (FONSECA et al. 2011), cujo o leito do rio se apresenta bem delimitado em toda a sua extensão, e as características topográficas contribuem para a formação de uma planície inundável em todo o entorno do canal até a foz com o rio São Francisco, o que proporciona uma conectividade entre os ambientes lóticos e lênticos.

A ausência de fluxo de água na condição lêntica das áreas a montante e jusante avaliadas propiciaram um padrão relativamente constante na diversidade das formas de vida aí presentes, e o estabelecimento de mais espécies. Nos pontos presentes em condição lótica, as espécies ocorrentes estiveram mais susceptíveis aos pulsos, resultando assim um ambiente com menor diversidade de formas de vida de macrófitas aquáticas comparando ao ambiente lótico e também menor similaridade de espécies entre os trechos de montante e jusante, ocasionados por maior vulnerabilidade à fixação de algumas espécies, sobretudo as com formas de vida flutuantes livre e fixa.

REFERÊNCIAS

ALAHUHTA, J.; HEINO, J. Spatial extent, regional specificity and metacommunity structuring in lake macrophytes. **Journal of Biogeography**. 2013. n. 40, p. 1572–1582.

ALAHUHTA, J. et al. Variable response of functional macrophyte groups to lake characteristics, land use, and space: implications for bioassessment. **Hydrobiologia**, n. 737, p. 201–214. 2014.

BINI, L. M. Influência do pulso de inundação nos valores de fitomassa de três espécies de macrófitas aquáticas na planície de inundação do alto rio Paraná. **Arq. Biol. e Tecnol.** v. 39, p. 715–721. 1996.

BLANCH, S. J.; GANF, G. G.; WALKER, K. F. Tolerance of riverine plants to flooding and exposure indicated by water regime. **River Research and Applications**, v. 15, p. 43–62. 1999.

BATES, B.; MAECHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1-48. 2015.

BOEDELTE, G.; SMOLDERS, A.J.R.; LAMERS, L.P.M., ROELOFS, J.G.M. Interactions between sediment propagule banks and sediment nutrient fluxes explain floating plant dominance in stagnant shallow waters. **Archiv fur Hydrobiologie**. v. 162, p. 349–362, 2005.

BORNETTE, G.; PUIJALON, S. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. **Aquat Scienc.** v. 73, p. 1–14. 2011,

CHAMBERS, P.A.; LACOUL, P.; MURPHY, K.J.; THOMAZ, S.M. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. **Hydrobiologia**, vol., 595, n. 1, p. 9-26, 1997.

DANIEL, H.; BERNEZ, I.; HAURY J. Relationships between macrophytic vegetation and physical features of river habitats: the need for a morphological approach. **Hydrobiologia**, 570, 11–17. 2006.

DEMARS, B.O.L.; HARPER, D.M. Distribution of aquatic vascular plants in lowland rivers: Separating the effects of local environmental conditions, longitudinal connectivity and river basin isolation. **Freshwater Biology**., v. 50, p. 418–437. 2005.

DIAS, L. A Influência das Atividades Antrópicas na Paisagem da Área de Proteção Ambiental Estadual do Rio Pandeiros, MG – Brasi. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science* v.6, n.2, p. 85-105. 2017.

DINNO, A. Nonparametric Pairwise Multiple Comparisons in Independent Groups using Dunn's Test. **Stata Journal**. v. 15. 2015.

HOBBS, R. J.; HUENNEKE, L. F. Disturbance, diversity, and invasion - implications for conservations. **Conservation Biology**. v. 6, p. 324–337. 1992.

FAGAN, W. F. **Connectivity, Fragmentation, and Extinction Risk in Dendritic Metapopulations**. 2002.

FOX, J.; WEISBERG, S. An {R} Companion to Applied Regression, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage, 2011.

FRANKLIN, P., DUNBAR M., WHITEHEAD, P. Flow controls on lowland river macrophytes: A review. **Science of the Total Environment**. v. 400, p. 369 - 378. 2008.

FRENCH, T. D.; CHAMBERS, P. A. Habitat partitioning in riverine macrophyte communities. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 36, n. 3, p. 509-520. 1996.

FONSECA, D.S.R. et al. Uso de Geotecnologias para caracterização espacial da Bacia Hidrográfica do Pandeiros-MG como subsídio para estudos de impacto ambiental. **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE, p. 5694, 2011.

JANAUER, G.A.; SCHMIDT-MUMM, U.; SCHMIDT, B. Aquatic macrophytes and water current velocity in the Danube River. **Ecological Engineering**. v. 36, p. 1138–1145. 2010.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.B. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 106, p. 110-127. 1989.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. Biomass and primary-production of herbaceous plant-communities in the Amazon floodplain. **Hydrobiologia**, v. 263, p. 155–162. 1993.

JUNK, W.; PIEDADE, M. T. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants, in *The central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*, ed. W. Junk (New York, NY: Springer-Verlag), p. 148–185. 1997.

KUZNETSOVA, A.; BROCKHOFF, P.B.; CHRISTENSEN, R.H.B. lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. **Journal of Statistical Software**, 82(13), 1–26. 2017.

LENTH, R. emmean: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R Package Version 1.2.3. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>. 2018.

MORANDEIRA, N. S.; KANDUS, P. Plant functional types and trait values in the Paraná River floodplain: modelling their association with environmental features. **Flora**. v. 220, p. 63–73. 2016.

NEIFF, J. J. Fluctuaciones de la vegetación acuática en ambientes del valle de inundación del Paraná medio. **Physis**, v. 38, p. 43–53. 1979.

NEIFF, J. J., CASCO, S. L., AND DE NEIFF, A. Response of *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) to water level fluctuations in two lakes with different connectivity in the Parana River floodplain. **Rev. Biol. Trop.** v. 56, p. 613–623. 2008.

PARTANEN, S. et al. The relationship between water level fluctuation and distribution of emergent aquatic macrophytes in large, mildly regulated lakes in the Finnish Lake District. **Verhandlungen des Int. Vereinigung Limnol.** 29, 1160–1166. 2006.

PADIAL, A.A. et al. The role of an extreme flood disturbance on macrophyte assemblages in a Neotropical floodplain. **Aquatic Sciences.** v. 71, n. 4, p. 389-398, 2009.

PADIAL, A.A.; CESCHIN, F.; DECLERCK, S.A.J.; DE MEESTER, L. BONECKER, C.C.; LANSAC-TÔHA, F.A. et al. Dispersal Ability Determines the Role of Environmental, Spatial and Temporal Drivers of Metacommunity Structure. **PLoS ONE** v. 9, n. 10: e111227. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111227>. 2014.

PIVARI, M.O.D.; VIANA, P.L.; LEITE, F.S.F. The Aquatic Macrophyte Flora of the Pandeiros River Wildlife Sanctuary, Minas Gerais, Brazil. **Check List.** v. 9, n. 2, p. 415–424, 2013.

R Core TeamR: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>. 2014.

REID, M.A.; REID, M.C.; THOMS, M.C. Ecological significance of hydrological connectivity for wetland plant communities on a dryland floodplain river, MacIntyre River, Australia. **Aquatic Sciences.** v.78, p.139-158, 2016.

RIERA, J. L.; BALLESTEROS, E.; PULIDO, C.; CHAPPUIS, E.; GACIA, E Recovery of submersed vegetation in a high mountain oligotrophic softwater lake over two decades after impoundment. **Hydrobiologia.** v. 794, p. 139–151. 2017.

SCATIGNA, A. V.; MOTA, N. F. O. Flora of the cangas of Serra dos Carajás, Pará, Brazil: Plantaginaceae. **Rodriguésia,** v. 68, n. 3(esp), p. 1077-1083, 2017.

SCHNEIDER, B.; CUNHA, E. R.; MARCHESE, M.; THOMAZ, S. M. Associations between Macrophyte Life Forms and Environmental and Morphometric. Factors in a Large Sub-tropical Floodplain. **Frontiers in Plant Science,** v.9, 2018.

SOUSA, W. P. The role of disturbance in natural communities. **Annual Review of Ecology and Systematics.** 1984. vol. 15, p. 353–391.

THOMAZ, S.M.;BINI, L. M. PAGIORO, T.A.; MURPHY, K.J.; SANTOS, A.M.; SOUZA, D.C. Aquatic macrophytes: diversity, biomass and decomposition. In: Thomaz S.M.; Agostinho A.A.; Hahn N.S. (eds) **The upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation.** Backhuys Publishers, Leiden, p. 331– 352. 2004.

THORP, J. H.; ROGERS, D. C. **Functional Relationships of Freshwater Invertebrates.** cap. 4. Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates. ed. 4, 2015.

VAN DER VALK, A.G. Water level fluctuations in North American prairie wetlands. **Hydrobiologia.** v. 539, p. 171–188, 2005.

WANG, M. Z.; LIU, Z. Y.; LUO, F. L.; LEI, G. C.; LI, H. L. Do amplitudes of water level fluctuations affect the growth and community structure of submerged macrophytes? **PLoS ONE** 11:e0146528. doi: 10.1371/journal.pone.0146528. 2016.

WANTZEN, K. M.; DRAGO, E.; DA SILVA, C. J. Aquatic habitats of the Upper Paraguay River-Floodplain-System and parts of the Pantanal (Brazil). **Ecohydrology and Hydrobiology**. v. 5, n. 2, p. 107-126, 2005.

WARD J.V.; TOCKNER, K. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. **Freshwater Biology**. v. 46, p. 807–819. 2001.

ZHANG, X. K.; LIU, X. Q.; WANG, H. Z. Effects of water level fluctuations on lakeshore vegetation of three subtropical floodplain lakes, China. **Hydrobiologia** 747, 43–52. 2015.

CAPÍTULO 2

**Variação espacial e temporal da decomposição e
biomassa de *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth na
planície inundada do rio Pandeiros, Minas Gerais,
Brasil**

CAPÍTULO 2. VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA DECOMPOSIÇÃO E BIOMASSA DE *EICHHORNIA AZUREA* (SW.) KUNTH NA PLANÍCIE INUNDADA DO RIO PANDEIROS, MINAS GERAIS, BRASIL

RESUMO

A área úmida do Rio Pandeiros, em Minas Gerais, apresenta uma ampla ocorrência da macrófita *Eichhornia azurea* sob as condições lótica e lântica, características predominantes na região. O ambiente lântico apresentou uma condição mais eutrófica comparado ao lótico com concentrações superiores de fósforo e nitrogênio totais durante todo período avaliado. Foram significativas o decaimento de massa da macrófita entre os ambientes avaliados, ocorrendo mais intensamente no ambiente lântico, contribuindo para o acúmulo de detritos em função da decomposição e o aporte de nitrogênio e fósforo totais na água. Quanto à variação sazonal da biomassa de *E. azurea*, não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre as condições lótica e lântica.

Palavras-chaves: lântico, lótico, macrófita, clima, qualidade da água.

ABSTRACT

The wetland of the Pandeiros River, in Minas Gerais state, presents a large occurrence of the macrophyte *Eichhornia azurea* under both lotic and lentic conditions, a characteristic predominant in the region. The lentic environment presented a more eutrophic condition compared to the lotic with higher concentrations of total phosphorus and nitrogen throughout the evaluated period. It was significant the difference between the macrophyte mass decay between the evaluated environments, occurring more intensely in the lentic environment, contributing to the accumulation of debris as a function of the decomposition, contributing for the total nitrogen and phosphorus concentrations in the water. Regarding the seasonal variation of the biomass of *E. azurea*, there was no significant difference ($p > 0.05$) between the lotic and lentic conditions.

Keywords: lentic, lotic, macrophyte, climate, water quality.

1 INTRODUÇÃO

As macrófitas aquáticas contribuem com nutrientes e matéria orgânica para os ecossistemas aquáticos resultando na liberação de nutrientes durante a sua decomposição, além de apresentarem elevada biomassa e alta produtividade (LU et al., 2018; ESTEVES, 1998). A produtividade das macrófitas, depende tanto das características físicas e químicas da água como do regime hídrico para o estabelecimento em áreas úmidas como lagos, rios, áreas alagadas e oceanos (WETZEL, 2001).

A sua proliferação produz uma quantidade elevada de matéria orgânica, a qual, quando se decompõe, libera nutrientes para o ambiente, aumentando, conseqüentemente, a velocidade do processo de fertilização das águas (BIANCHINI, 2003). Ao modificar a quantidade e qualidade matéria orgânica, as macrófitas contribuem para o processo de ciclagem de nutrientes em ambientes aquáticos continentais (ESTEVES, 2001; WETZEL, 2001). Dessa forma, elas desempenham papel fundamental na manutenção de ecossistemas aquáticos principalmente em regiões rasas e com baixa velocidade de correnteza (JUNK, 1997).

Dentre os fatores que afetam as populações de macrófitas aquáticas destacam-se os eventos físicos que alteram o ambiente e respondem por 50% na composição das espécies (KEDDY, 2000). Estas alterações ambientais provocadas pela hidrologia são determinadas pelas alterações no nível da água, velocidade da corrente, profundidade, turbidez e concentrações de nutrientes. Estes fatores limitam a biomassa e produtividade primária de macrófitas (ESTEVES, 2011).

Nos trópicos a precipitação pluviométrica e as oscilações do nível da água assumem um papel central na dinâmica das populações de macrófitas aquáticas (ESTEVES, 2011; MITSCH e GOSSELINK, 1993) causando alterações morfológicas, fisiológicas e comportamentais (JUNK et al., 1989; NEIFF, 1990; BARBIERI e CARREIRO, 2017).

A distribuição da biota em rios, principalmente aqueles com planícies de inundação, depende destas oscilações nos níveis d'água, ou pulsos e períodos de inundação. Estes pulsos provocam fortes modificações ambientais e causam estresse na biota local, podendo desencadear para muitas espécies, o reinício dos ciclos biológicos (TOTH 2017, JUNK et al., 1989).

Mudanças induzidas pelas alterações climáticas na temperatura do ar, precipitação e outros estressores por exemplo, afetam as características físicas, químicas e biológicas

dos ecossistemas de água doce (WRONA et al., 2006; ALAHUHTA, 2015; EJANKOWSKI e LENARD, 2015). Assim, mudanças nas características físico-químicas da água afetam o crescimento, a produtividade e a sobrevivência de espécies de plantas aquáticas que são vulneráveis as mudanças no clima, alterando seus padrões de crescimento, conseqüentemente, da biomassa e decomposição.

O objetivo deste estudo foi comparar a decomposição e variação sazonal da biomassa da espécie *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth. (Pontederiaceae) entre ambientes lótico e lêntico da área alagada do rio Pandeiros. A hipótese é que as alterações no fluxo de água nestes diferentes ambientes, afetam a qualidade da água, a variação sazonal de biomassa e o processo de perda de massa pela decomposição, de *E. azurea*.

A espécie *E. azurea*, escolhida para esta pesquisa, é amplamente encontrada na área alagada. Além disso, é escasso o número de estudos sobre a comunidade de macrófitas na bacia do rio Pandeiros como um todo. Sendo assim, espera-se contribuir com informações que sejam importantes para o entendimento da ecologia da espécie, especialmente nesta área de estudo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

As amostragens para a avaliação da biomassa de *E. azurea* e de qualidade da água foram realizadas entre os meses de setembro de 2017 a agosto de 2018, completando um ciclo hidrológico. O experimento de decomposição foi realizado entre maio e setembro de 2018. Durante o período estudado foram verificadas duas estações predominantes: uma seca, de maio a setembro e outra chuvosa, de outubro de 2017 a abril de 2018 (Figura 1).

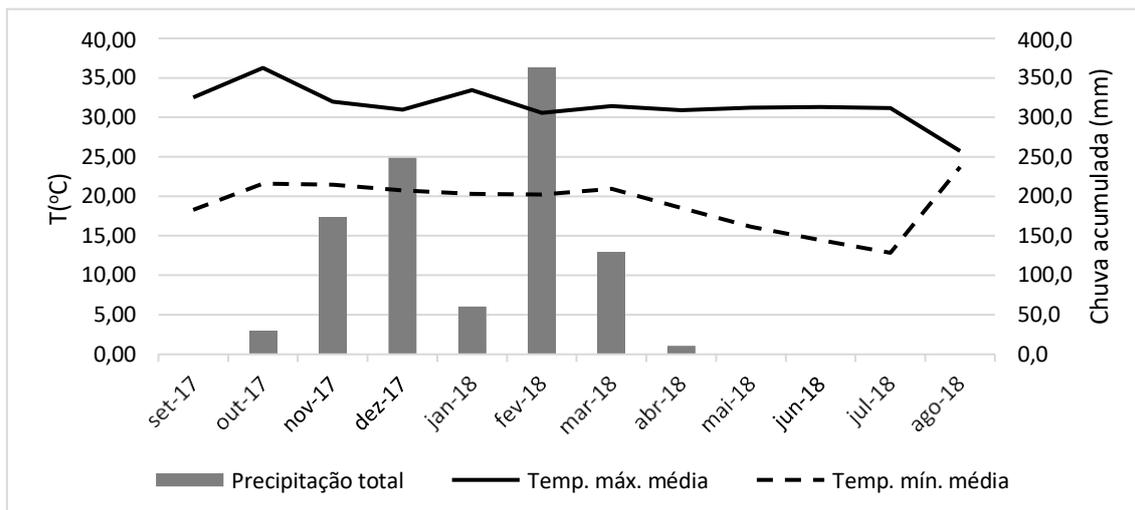


Figura 1. Variações das médias das temperaturas máxima e mínima e precipitação acumulada mensal na estação de Januária-MG, durante o período avaliado (Fonte:INMET, 2018).

Descrição da espécie

A *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth (Pontederiaceae), nativa da América Central e do Sul, é uma espécie flutuante fixa, perene, rizomatosa, conhecida popularmente como aguapé ou camalote (CENTER et al, 1999). Serve de alimento para capivaras, porcos e outros herbívoros, bem como de hábitat para diversos peixes, caramujos e seus ovos, larvas de insetos. Também é considerada como apícola. Além disso, apresenta propriedades medicinais (adstringente e depurativa) e ornamentais, podendo também ser utilizada como adubo verde e matéria-prima na confecção de tapetes, cordas, cortinas, trançados etc. (SCREMIN-DIAS et al., 1999; POTT e POTT, 2000).

Normalmente ocorrem de forma densa, formando extensos estandes devido à sua rápida taxa de reprodução (MITCHELL, 1985). É uma planta perene aquática formando estandes que ocorrem em pântanos, lagos e rios ao longo dos Neotrópicos (Figura 2). A sua elevada biomassa pode cobrir importante área da superfície da água, provocando o bloqueio da radiação solar, podendo trazer consequências para a biota subaquática (WESTLAKE, 1971; CAMARGO e ESTEVES, 1996).



Figura 2. Estande de *Eichhornia azurea* presente na área úmida do rio Pandeiros.

Caracterização da qualidade da água

Para a caracterização da qualidade da água, foram selecionados 4 pontos de coleta, sendo dois pontos alocados em trechos do rio Pandeiros: o primeiro localizado na calha do rio, antes da área úmida, denominado lótico montante e em trecho com características similares denominado lótico jusante. Adicionalmente foram demarcadas duas áreas localizadas a montante e jusante da “área alagada”, denominadas como lântico montante e jusante.

As amostras de água foram coletadas, para a determinação em laboratório das concentrações de nutrientes. Avaliou-se *in situ* a temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica com auxílio de sondas de campo da marca YSI, modelos 550A e EcoSense pH100A.

Nitrogênio Total Kjeldhal

A concentração Nitrogênio Total Kjeldhal foi determinada de acordo com Golterman et al. (1978), utilizando-se 30 mL da amostra, adicionado a 1,0 mL de sulfato de cobre 10% e 2,5ml de H₂SO₄ concentrado e digerido a 300° C. Após a digestão a

amostra passou pelo processo de destilação adicionando-se 50 ml de água destilada e 20 ml de NaOH 40%. Posteriormente foram adicionados a este destilado, 20 mL de ácido bórico que foi então titulado com H_2SO_4 0,01 N até o pH atingir 4,20.

Fósforo Total

Para o ensaio de fósforo total na água, utilizou-se o procedimento descrito por Valderrama (1981): 5 mL de reagente de oxidação (NaOH 1M, $K_2S_2O_3$ e H_3BO_3) foi adicionado em 30 mL da amostra que posteriormente foi autoclavada. Depois de autoclavada, foi adicionado um reagente misto, composto de tartarato de antimônio e potássio, molibdato de amônia, H_2SO_4 e ácido ascórbico. A solução resultante foi lida no espectrofotômetro a um comprimento de onda de 882 nm.

Decomposição

Para a avaliação da taxa de decomposição, amostras senescentes (folha e pecíolo) de *E. azurea* foram coletadas e levadas para laboratório para serem lavadas em água corrente. Posteriormente 100 g deste material fresco foi acondicionado em sacos de nylon ou “litter bags” de 20x25 cm e abertura de malha de 0,2x0,5 cm. Apesar dos problemas metodológicos associados à estimativa das taxas de decomposição utilizando a técnica dos “litter bags” (BOULTON e BOON, 1991), a maioria dos estudos de decomposição *in situ* ainda utiliza essa técnica devido às dificuldades inerentes aos experimentos em campo (WETZEL e MANNY, 1972; DE LA CRUZ e GABRIEL, 1974; HOWARDWILLIANS e HOWARD-WILLIANS, 1978; ESTEVES e BARBIERI, 1983; GONÇALVES-JR et al., 2006).

Com o objetivo de avaliar os efeitos dos diferentes tipos de ambientes na área, em relação às alterações hidrológicas e limnológicas, sobre as taxas de decomposição, os “litter bags” foram submetidos a dois tratamentos nos estandes de *E. azurea* localizados em:

- (i) leito do rio Pandeiros (lótico) próximo à correnteza e
- (ii) em área de água estagnada do pântano (lêntico).

Os “litter bags” (três réplicas para cada tratamento e dias amostrados) foram removidos em intervalos de 1,2,5,7,15,21, 30,45,60,90 e 120 dias, entre junho e setembro de 2018. O material coletado, em cada intervalo, era levado para laboratório, onde era lavado em água destilada e seco a 70°C até peso constante. As concentrações de

nitrogênio total Kjeldahl, apresentados em porcentagem de peso seco (%PS), dos detritos foram obtidos a partir da digestão ácida de 0,3g de amostra seca (GOLTERMAN et al. 1978). Para fósforo total, apresentados em porcentagem por peso seco (%PS), foram realizadas medidas em espectrofotômetro por digestão ácida e utilização de molibdênio (VALDERRAMA, 1981). Amostras de água também foram coletadas em cada dia de coleta para a determinação das concentrações de fósforo total e nitrogênio total Kjeldahl. Em campo, foram utilizados medidores portáteis para a avaliação da temperatura, condutividade, pH e oxigênio dissolvido.

Os coeficientes de decomposição foram estimados a partir das diferenças de peso dos detritos de *E. azurea*, de acordo com o modelo exponencial negativo, entre os dados de porcentagem de perda de massa e o tempo. Segundo a equação $W_t = W_0 e^{-kt}$ onde W_t representa os valores de massa seca após a deposição do material em campo, W_0 é a massa seca inicial, t é o tempo, medido em dias e k é o coeficiente de decomposição (OLSON, 1963). Para testar as diferenças entre as localidades foi utilizada a Análise de Variância com repetição de medidas (ANOVA_r)

Biomassa

A avaliação da biomassa da planta foi realizada mensalmente entre os meses de setembro de 2017 e agosto de 2018. Para a coleta de biomassa, foram utilizadas parcelas quadradas de 0,25 m² (WETZEL e LIKENS, 1991), sendo lançados 5 quadrados ao acaso em estandes homogêneos desta espécie, em ambientes lênticos e lóticos. Todo material coletado foi lavado em água corrente para remoção de restos de sedimento, algas perifíticas e materiais particulados depositados. O material foi seco em estufa a 70 °C por 96 horas, de modo que compostos voláteis não fossem perdidos em consequência de altas temperaturas.

Para comparar a diferença de biomassa durante o período amostral e entre os ambientes, aplicou-se o modelo linear misto (GLMM) utilizando o ambiente R (R Core Team, 2014) e os pacotes lme4 (BATES et al., 2015) e lmerTest (KUZNETSOVA et al., 2017).

3 RESULTADOS

Caracterização da qualidade da água

Durante o período amostrado, o pH do ambiente lêntico foi menor em relação ao lótico, apresentando ampla variação entre as medições (Tabela 1, Figura 3). Em média, as concentrações de fósforo e nitrogênio totais assim como a condutividade apresentaram valores superiores no ambiente lêntico (Tabela 1, Figura 3). Quanto ao oxigênio dissolvido, as concentrações medidas próximo aos estandes de *E. azurea* no ambiente lêntico foram inferiores aos do ambiente lótico em todos os meses estudados. De forma geral, comparado ao leito do rio Pandeiros (lótico), a área alagada (lêntico) apresentou uma maior amplitude de variação para todas as variáveis avaliadas.

Tabela 1. Média, desvio padrão (SD), mínimo e máximo das variáveis medidas das amostras de água nos ambientes lótico e lêntico da área alagada do rio Pandeiros, Minas Gerais, mensalmente entre setembro de 2017 e agosto de 2018.

Variáveis	Lótico				Lêntico			
	Média	SD	Mín.	Máx.	Média	SD	Mín.	Máx.
pH	6.93	0.10	6.76	7.03	6.54	0.31	6.10	7.00
Oxig. Dissolv. (mg.L ⁻¹)	6.05	0.26	5.88	6.32	3.93	0.62	3.40	5.10
Temperatura (°C)	24.91	0.90	23.20	26.20	25.78	0.87	24.9	26.8
Condutividade (µ.cm ⁻¹)	76.0	5.95	70.4	87.6	98.3	12.23	79.1	121.9
P total (µg.L ⁻¹)	13.5	2.36	10.1	17.2	31.0	5.96	22.3	39.5
N total (mg.L ⁻¹)	0.15	0.18	0.03	0.60	0.95	0.21	0.66	1.35

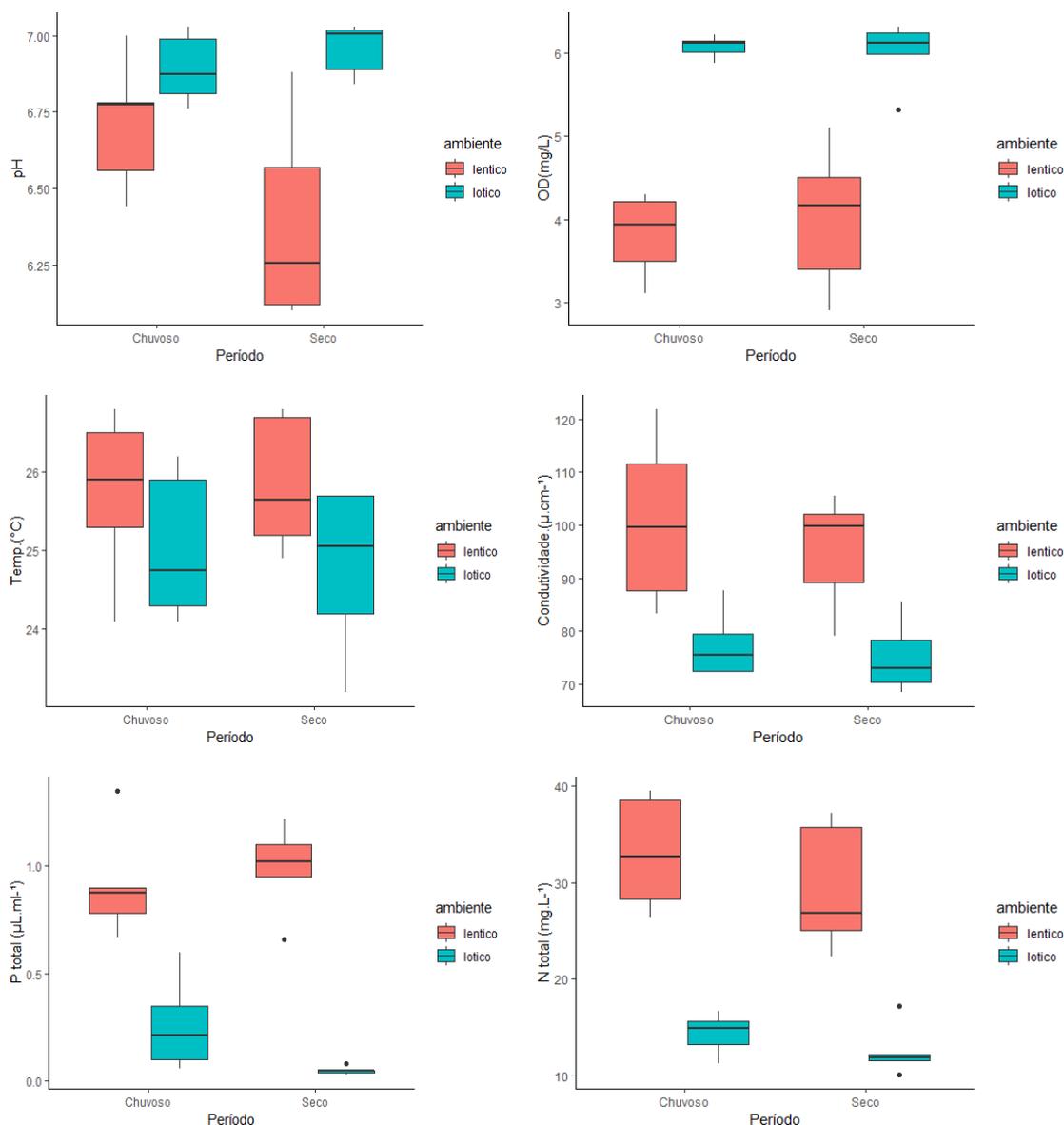


Figura 3. Gráficos de valores médios de pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade, fósforo e nitrogênio totais entre os ambientes lótico e lântico de amostragem de biomassa de *E. azurea* em períodos seco e chuvoso, em ambientes lântico e lótico da área alagada do rio Pandeiros, Minas Gerais, mensalmente entre setembro de 2017 e agosto de 2018.

Biomassa

Nos ambientes lântico e lótico as maiores biomassas ocorreram em janeiro e fevereiro de 2018, período chuvoso na região (Figura 4), atingindo picos de aproximadamente 14 kgPSm⁻² no ambiente lótico e 12 kgPSm⁻² no lântico (Figura 5).

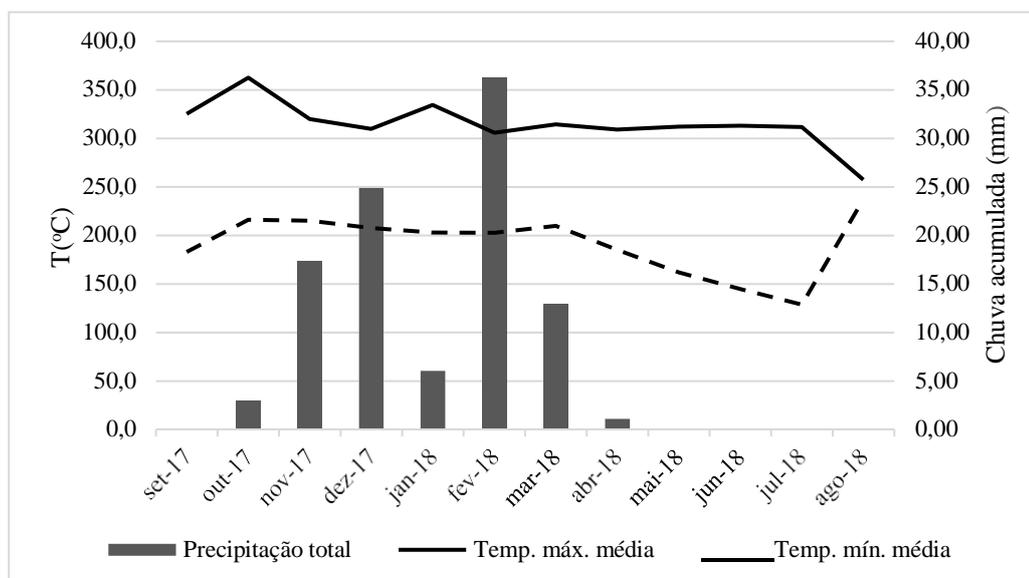


Figura 4. Gráfico de precipitação total, temperaturas médias mínima e máxima em Januária-MG entre setembro de 2017 e outubro de 2018. Fonte INMET.

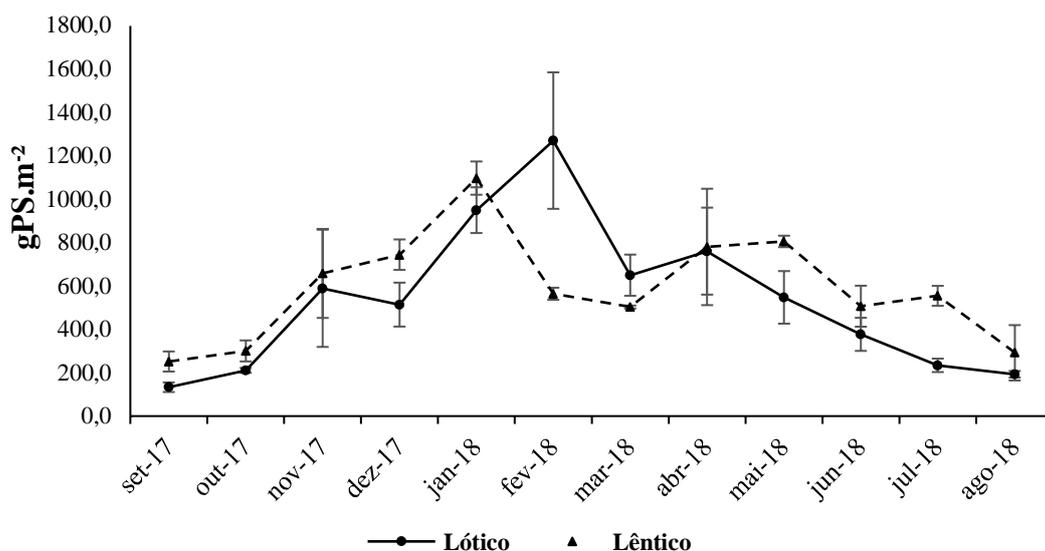


Figura 5. Distribuição dos valores médios, e desvio padrão, de biomassa fresca de *Eichhornia azurea* coletada em condições lótica e lêntica, ao longo de um ano, na área alagada do rio Pandeiros, Minas Gerais.

Não foi verificada diferença na biomassa de *E. azurea* entre os ambientes (GLMM, $p = 0.445$). No entanto a sazonalidade influenciou de forma significativa os valores de biomassa ($p=0.004$), sendo menor na estação seca. Houve uma variação maior da biomassa durante a estação chuvosa quando comparada a estação seca (Figura 6).

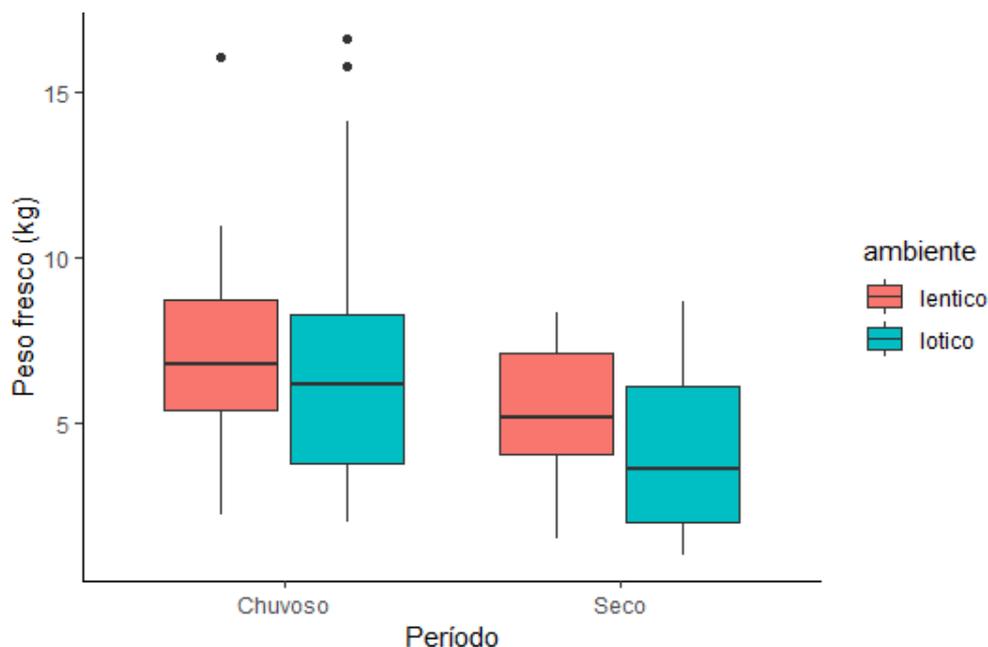


Figura 6. Biomassa média de *E. azurea* amostradas nos ambientes lótico e lentic nos períodos chuvoso e seco na área alagada do rio Pandeiros, no estado de Minas Gerais.

Dentre as variáveis físicas da água, medidas nos estandes amostrados, foi verificado que a temperatura da água influencia os valores de biomassa da espécie. Foi detectada maior biomassa da espécie em ambientes com temperatura da água mais elevadas (Figura 7 e Tabela 2).

Tabela 2. Valores médios, desvio padrão (SD), mínimo e máximo das variáveis da água medidas nos locais de amostragem de biomassa.

Variáveis	Lótico		Lêntico					
	Média	SD	Mín.	Máx.	Média	SD	Mín.	Máx.
pH	6.93	0.10	6.76	7.03	6.54	0.31	6.10	7.00
Oxig. Dissolv. (mgL ⁻¹)	6.05	0.26	5.88	6.32	3.93	0.62	3.40	5.10
Temperatura (°C)	24.91	0.90	23.20	26.20	25.78	0.87	24.9	26.8
Condutividade (μ.cm ⁻¹)	76.0	5.95	70.4	87.6	98.3	12.23	79.1	121.9
P total (μg.L ⁻¹)	13.5	2.36	10.1	17.2	31.0	5.96	22.3	39.5
N total (mg.L ⁻¹)	0.15	0.18	0.03	0.60	0.95	0.21	0.66	1.35

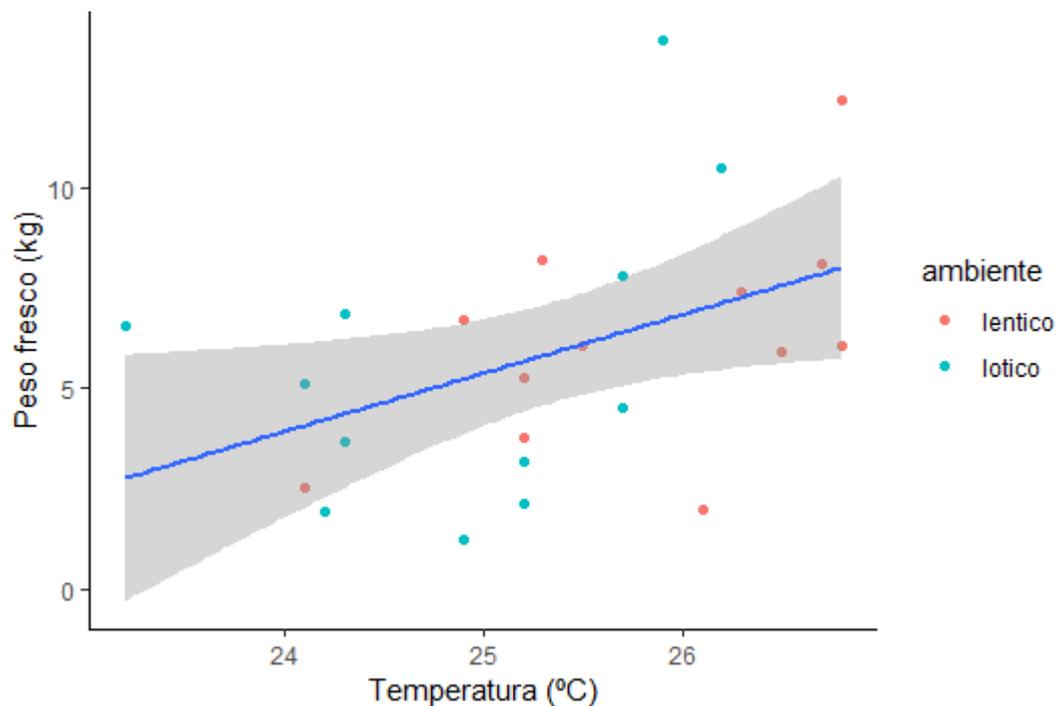


Figura 7. Gráfico de regressão linear aplicando o modelo AIC (Modelo de informação de Akaike) de biomassa de *E. azurea* e temperatura da água em ambientes lótico e lêntico da área alagada do rio Pandeiros, no estado de Minas Gerais.

Decomposição

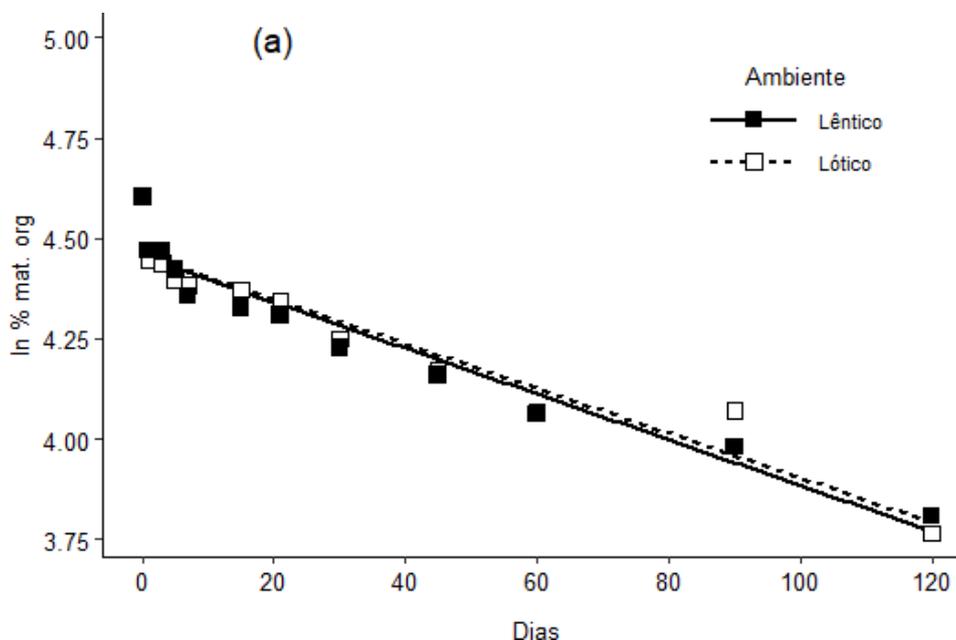
De acordo com o ANOVA, as perdas de massa não diferiram significativamente entre os ambientes lótico e lêntico ($p > 0,05$, Figura 8a).

Nas primeiras 24 horas do experimento houve uma perda de massa de 15% no ambiente lótico e 13% no lêntico. Ao término do experimento verificou-se uma maior perda de massa final para as plantas localizadas em ambiente lêntico. Em ambos os casos houve um decaimento de 50% entre 90 e 120 dias de experimento. As taxas de decomposição foram de 0,013 para o ambiente lótico e 0,015 para o lêntico (Tabela 3). Baseado nestes valores, para se atingir 50% do peso inicial foram necessários 110 e 103 dias respectivamente para os tratamentos lótico e lêntico (Figura 8a).

Tabela 3. Valores do coeficiente de decomposição (k) e tempo para atingir 50% e 10% do peso seco inicial de folhas e pecíolo de *Eichhornia azurea*, em ambientes lótico e lêntico do rio Pandeiros (Minas Gerais, Brasil).

Ambiente	k(d ⁻¹)	Tempo para 50%	Tempo para 10%
Lótico	0,013	110	267
Lêntico	0,015	103	234

As concentrações de fósforo total nos tecidos das plantas decresceram ao longo do experimento, passando de 0,44% do peso seco a 0,02% em 120 dias, no ambiente lótico (Figura 8c). Para o mesmo período, os valores obtidos no ambiente lêntico variaram de 0,45% a 0,10 (Figura 8b). Quanto ao nitrogênio, houve um aumento ao longo do experimento, oscilando de 0,90% a 2,01% no canal do Pandeiros e 0,90% a 1,98% para localidade lêntica (Figura 8b).



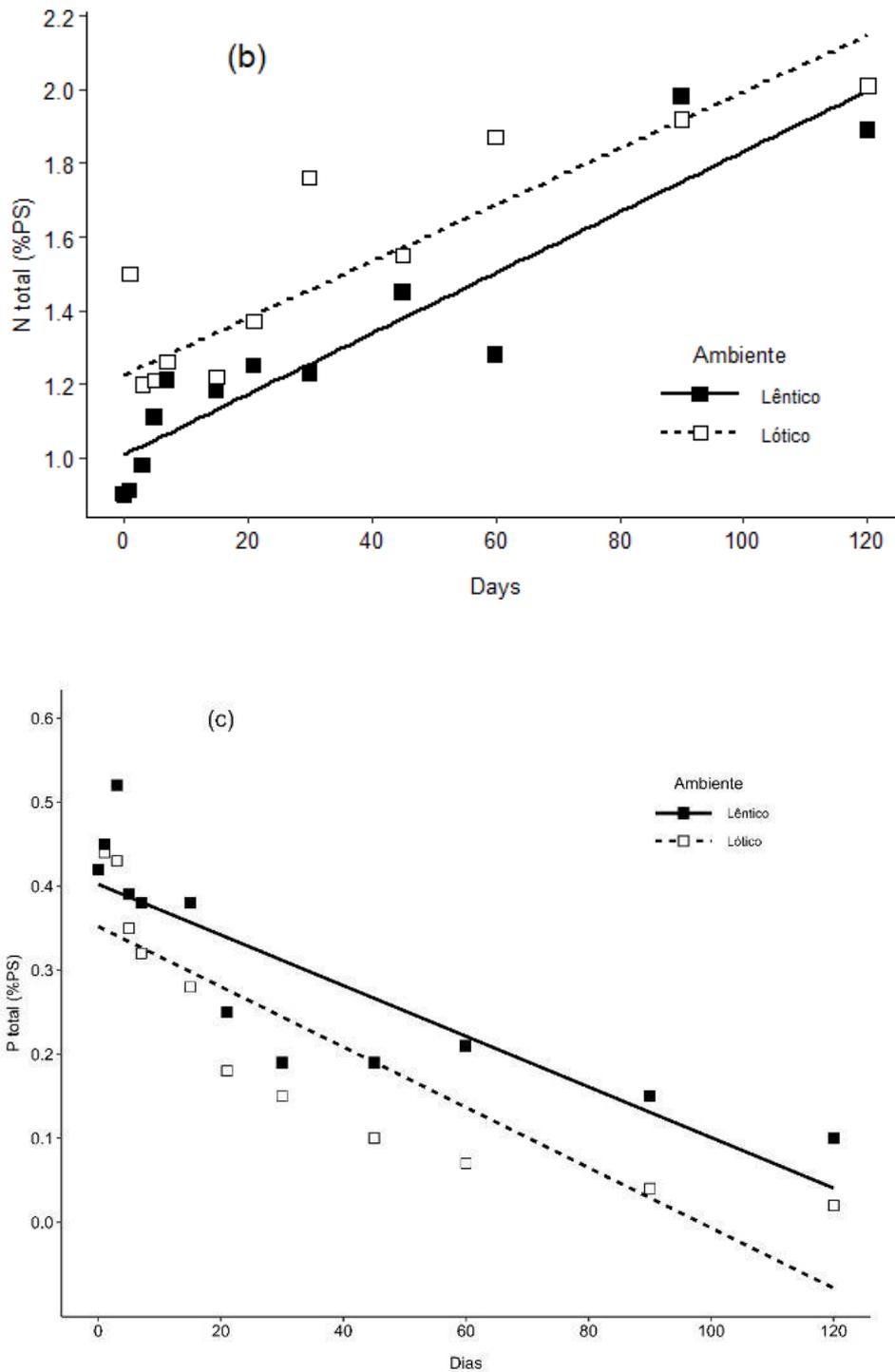


Figura 8. Taxas de decomposição (a); concentrações de nitrogênio e (b) fósforo de *E. azurea*.

4 DISCUSSÃO

A biomassa e decomposição de *Eichhornia azurea* variou espacialmente e temporalmente. Espacialmente, houve diferença tanto nas variáveis ambientais quanto na biomassa total e decomposição entre ambientes lótico e lêntico. O ambiente lêntico apresentou uma maior amplitude de variação quando comparada ao lótico, para a maioria das variáveis limnológicas analisadas. Em estudo realizado (SANTOS, 2004) comparando ambientes com condições hidrológicas similares, o ambiente lêntico avaliado (Lagoa Carão) devido seu tamanho relativamente pequeno (maior relação área/volume), era mais suscetível, ou menos estável, às alterações ambientais do que o lótico. Em estudo realizado em planície de inundação do rio Paraná, as variáveis limnológicas são muito mais constantes (escala temporal) na calha principal dos principais rios da planície (Paraná e Ivinheima) do que nas lagoas marginais (THOMAZ et al., 1997).

Nas primeiras 24 horas do experimento houve uma perda aproximada de 13% e 15% de massa de *E. azurea* nos ambientes lêntico e lótico respectivamente, da planície alagada do rio Pandeiros. Valores similares a este foram verificados em estudos de decomposição desta espécie em outras regiões (PAGIORO e THOMAZ, 1999; PADIAL e THOMAZ, 2006; BOTTINO, 2011). Porém, os valores encontrados estão bem abaixo quando comparados a outro estudo que verificou perdas entre 40 e 60% (FERREIRA e ESTEVES, 1992).

Diversos estudos mostram que alterações nas condições ambientais influenciam a perda de biomassa, causando conseqüentemente, uma grande variação da taxa de decomposição de *E. azurea* no Brasil (ANDERSON e SMITH, 2002; PAGIORO e THOMAZ, 1999). SANTOS (2004), verificou, na planície de inundação alto do rio Paraná taxas de $k=0,005$ (limbo) e $k=0,011$ (pecíolo).

Pagioro E Thomaz (1999), em estudos realizados neste mesmo trecho da bacia foram superiores, $k=2,73$ para folhas depositadas em trecho de canal e $k= 1,52$ em folhas depositadas em lago. Finalmente, Padial E Thomaz (2006) encontraram, em período de inundação diferentes, valores das taxas de decomposição de folhas senescentes de *E. azurea* variando de $k=0,018$ para plantas permanentemente submersas e $k=0,005$ para plantas expostas ao solo seco.

O período observado para perda de 50% de massa, a meia vida, foi de 110 dias para ambiente lótico e 103 para o lêntico. Isso condiz com resultados apresentados em estudos para a espécie em distintas áreas alagadas tropicais (FURCK E JUNK, 1997; CAMARGO, 1991), corroborando a inexistência de padrão temporal único de decomposição.

É conhecido que o processo de lixiviação ocorre nas primeiras horas do processo de decomposição através da perda de água e liberação de frações citoplasmáticas do detrito (BOTTINO, 2011). Além disso fatores diversos com tamanho da malha dos “litter bags” e local de deposição (CUNHA-SANTINO et al., 2010) influenciam o processo de decomposição.

A perda de fósforo nos detritos de *E. azurea* foi significativa ao longo do experimento de decomposição, chegando a praticamente níveis nulos aos 120 dias do experimento. Segundo Ferreira e Esteves (1992) este declínio na concentração do fósforo é comum ao longo do processo de decomposição de macrófitas aquáticas. O declínio contínuo nas concentrações de fósforo indica que a redução do fluxo da água, se ocorrer, não é suficiente para superar perdas por lixiviação (DAY, 1982). Por outro lado, um aumento das concentrações de nitrogênio, como encontrado neste estudo, foi verificado em estudos com macrófitas aquáticas em outras regiões tropicais (PAGIORO e THOMAZ, 1999; PADIAL e THOMAZ 2006; SHILLA et al., 2006). Este incremento tem sido atribuído à aderência de material decomposto (FINDLAY et al., 1990) e mobilidade microbial (GODSHALK e WETZEL, 1978).

Tanto nos ambientes lótico como no lêntico, houve um aumento gradual de biomassa ao longo do estudo principalmente durante a estação chuvosa. Entre os ambientes avaliados, os estandes de *E. azurea* se encontravam ocorrendo de forma quase que monodominante, principalmente nos ambientes lênticos. Tem sido sugerido que a habilidade dos modelos de produtividade de macrófitas aquáticas em prever a biomassa durante longos períodos é baixa. Esta baixa acurácia está associada a imprevisibilidade de eventos climáticos extremos, como cheias e secas (CARR et al., 1997). Assim, é grande a dificuldade em descrever matematicamente todos esses processos que influenciam o crescimento vegetal.

A temperatura determina a velocidade dos processos metabólicos nos vegetais (BERRY e BJORKMAN, 1980; CAMARGO et al., 2003). Além disso, altas temperaturas podem influenciar o crescimento e produtividade primária (BOYER, 1982; BAKER e ROSENQVIST, 2004), além de outros parâmetros fotossintéticos (BAKER E

ROSENQVIST, 2004). Na região da área alagado do rio Pandeiros, foi verificada uma tendência contínua do aumento gradual nas temperaturas médias do ar avaliadas ao longo do tempo conforme gráfico apresentado (Figura 8), com dados de série histórica entre 1960 e 2018 disponibilizados no INMET. Para verificar a tendência foi aplicado um modelo linear ajustado, indicando se há ou não alguma tendência nos dados avaliados.

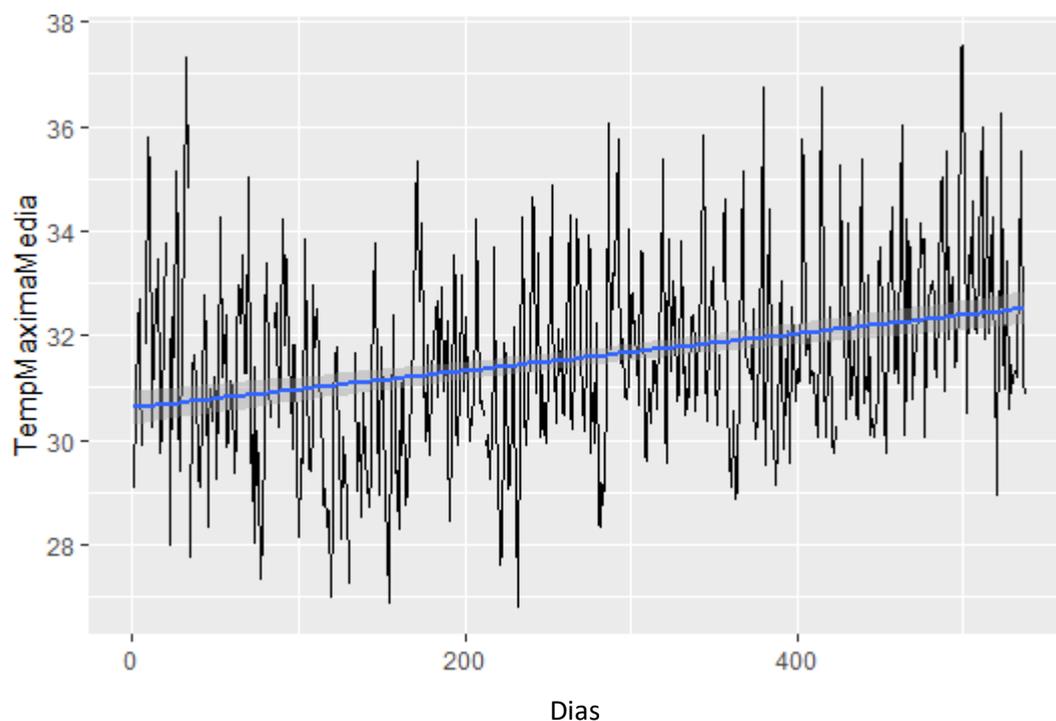


Figura. Gráfico de série histórica das temperaturas médias máximas registradas na região de Januária, MG entre 1960 e 2018, apresentando a análise de tendência climática. Fonte: INMET (2019).

Isso chama a atenção do potencial efeito da alteração climática global e regional em contribuir diretamente para alterações ambientais capazes de afetar a biodiversidade local. Embora nem todos os fatores ambientais que influenciam a fotossíntese e consequentemente a produção de biomassa, tenham sido avaliados (em geral a radiação fotossinteticamente ativa (RFA), carbono inorgânico dissolvido, velocidade do vento, ondas, e nutrientes no sedimento) foi possível constatar que há uma relação em ganho de biomassa em função das temperaturas mais elevadas da água e, diante de alterações climáticas, esta espécie pode se tornar uma espécie superdominante (sensu SILVA MATOS e PIVELLO, 2009; PIVELLO et al. 2018). Esta eventual superdominância pode representar uma perda na biodiversidade de macrófitas aquáticas na região.

A diferença nas características limnológicas entre os ambientes lântico e lótico encontradas fornecem subsídios para uma maior compreensão da ecologia de sistemas de

áreas alagadas, principalmente da região sudeste do Brasil. Os resultados encontrados confirmaram as hipóteses testadas. Através dos resultados deste estudo é possível concluir que 1) a diferença limnológica entre os ambientes aumenta a diversidade de habitats e, conseqüentemente, condições de produção de biomassa da espécie *E. azurea*; 2) devido à elevada biomassa, as macrófitas aquáticas desempenham um papel fundamental na ciclagem de nutrientes nesses sistemas; e 3) diante de alterações climáticas, os sistemas de áreas alagadas podem sofrer impactos severos decorrentes do aumento da biomassa de *E. azurea*.

A quantidade de biomassa de *E. azurea* variou sazonalmente, entre os períodos seco e chuvoso em função das alterações no fluxo de água e da temperatura, fatores estes que também aceleraram a decomposição da biomassa da espécie.

Certamente mais estudos são necessários para avaliar o impacto causado pela superdominância de macrófitas aquáticas. Porém, baseado em nosso estudo, *E. azurea* é uma espécie que pode contribuir para o desenvolvimento de novas pesquisas e teorias ecológicas envolvendo interações planta-ambiente e interações inter-específicas.

REFERÊNCIAS

- ALAHUHTA, J.; Geographic patterns of lake macrophyte communities and species richness at regional scale. **Journal of vegetation Science**, v. 26, p. 564-575, 2015.
- ANDERSON, J.T.; SMITH, L.M. The effect of flooding regimes on decomposition of *Polygonum pensylvanicum* in playa wetlands (Southern Great Plains, USA). **Aquatic Botany**, 74: 97–108. 2002.
- BAKER, N.R.; ROSENQVIST, E. Applications of chlorophyll fluorescence can improve crop production strategies: an examination of future possibilities. **Journal of Experimental Botany**, v. 55, n. 403, p. 1607–1621, 2004.
- BARBIERI, R. CARREIRO, J.G. Ecologia de macrófitas aquáticas em campo inundável na APA da baixada maranhense. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 27, p. 01-08, 2017.
- BATES, Douglas et al. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, [S.l.], v. 67, Issue 1, p. 1 - 48, oct. 2015. ISSN 1548-7660. Disponível em: <https://www.jstatsoft.org/v067/i01.htm>
- BERRY, J., BJORKMAN, O. Photosynthetic Response and Adaptation to Temperature in Higher Plants. **Annu. Rev. Plant Physiol.**, v.31, p. 491-543, 2003.
- BIANCHINI JR, I. **Modelos de Crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas**. In Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas, Thomaz SM, Bini LM (eds). Eduem: Maringá; 85–126. 2003.
- BOULTON, A.J.; BOON, P.I. A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments: time to turn over an old leaf? **Aust J Mar Fresh Res.**, v.42, p. 1-43, 1991.
- BOTTINO, F. **Diversidade, biomassa e decomposição de macrófitas aquáticas em reservatório de Itupiranga**. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - UFSCar, São Carlos, 2011.
- BOYER, John S. Plant productivity and environment. **Science**, v. 218, n. 4571, p. 443-448, 1982.
- CAMARGO, A.F. M. 1991. **Dinâmica do nitrogênio e do fosfato em uma lagoa marginal do rio Mogi-guaçú (lagoa do Mato, SP)**. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). UFSCar, São Carlos. 1991.
- CAMARGO, A.F.M.; PEZZATO, M.M.; HENRY-SILVA, G.G. **Fatores limitantes ao crescimento de macrófitas aquáticas**. In: S.M. THOMAZ; L.M. BINI, eds. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: Eduem, p. 59-84. 2003.

CARR, E. G.; LEVIN, L.; MCCONNACHIE, G.; CARLSON, J. I.; KEMP, D. C.; SMITH, C. E. **Communication-based intervention for problem behavior: A users guide for producing positive change.** Baltimore: Paul H. Brookes Publishing Co. 1997.

CAMARGO, A.F.M.; ESTEVES, F.A. Influence of water level variation on biomass and chemical composition of the aquatic macrophyte *Eichhornia azurea* (Kunth) in an oxbow lake of the Rio Mogi-Guaçu (São Paulo, Brazil). **Archiv. fuer Hydrobiologie.** v.135, p. 423-432. 1996.

CUNHA-SANTINO, M.B., BIANCHINI JR, I.; OKAWA, M.H. The fate of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth. detritus within a tropical reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 22(2), 109-121. 2010.

CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI. JR., I. Colonização de macrófitas aquáticas em ambientes lênticos. **Boletim ABLimno**, vol, 39(1), 2011.

CENTER, T.D., et al. Biological control of water hyacinth under conditions of maintenance management: Can herbicides and insects be integrated? **Environmental Management**, v. .23, p. 241–256, 1999.

DE LA CRUZ, A. A.; GABRIEL, B. Caloric elemental and nutritive changes in decomposing *Juncus roemerianus* leaves. **Ecology**, v. 55, p. 882-886, 1974.

DAY, F.P. 1982. Litter decomposition rates in the seasonally flooded Great Dismal Swamp. **Ecology**, v. 63, n. 3, p. 670–678, 1982.

DHIR, BHUPINDER. Status of Aquatic Macrophytes in Changing Climate: A Perspective. **Journal of Environmental Science and Technology.** v. 8, n. 139-148., 2015.

EJANKOWSKI, W.; LENARD, T. Climate driven changes in the submerged macrophyte and phytoplankton community in a hard water lake. **Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters.** v. 52, p. 59-66, 2015.

ESTEVES, F. A.; BARBIERI, R. (1983). Dry weight and chemical changes during decomposition of tropical macrophytes in Lobo reservoir – São Paulo, Brazil. **Aquatic Botany** 16: 285-295.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FERREIRA, C.M.L.; ESTEVES, F.A. Decomposition of *Potamogeton stenostachys* K. Schum. and evaluation of its detritus as a potential energy source in a tropical coastal lagoon. **Inter. J. Ecol. Environ. Sc.**, v. 18, p. 47–54, 1992.

FINDLAY, S. HOWE, K.; AUSTIN, K. Comparison of detritus dynamics in two tidal freshwater wetlands. **Ecology**, n. 71, p. 288– 295. 1990.

FURCH, K.; JUNK, W.J. **The chemical composition, food value, and decomposition of herbaceous plants, leaves, and leaf litter on floodplain forests.** In The Central Amazon Floodplain, Junk WJ (ed.). Springer: Berlin; 187–205. 1997.

GODSHALK, G. L.; WETZEL, R.G. Decomposition of aquatic angiosperms. II. Particulate components. **Aquatic Botany**. v. 5, p.301–327, 1978.

GONÇALVES Jr., JF., SANTOS, AM. and ESTEVES, F. A. The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon. **Hydrobiologia**, vol. 527, p. 125-137, 2004.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 1978. 213p.

HOWARD-WILLIAMS, C.; HOWARD-WILLIAMS, W. Nutrient leaching from the swamp vegetation of lake Chilwa, a shallow african lake. **Aquatic Botany** 4: 257-267. 1978.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa** - BDMEP. Brasília, DF, Brasil. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acesso em: 20 de março de 2019.

JUNK, W.J. **The central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system**, Berlin, Springer, 1997.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Sciences**. v. 106, p. 110–127. 1989.

KEDDY, P. **Wetland ecology: Principles and conservation**. Cambridge University Press, 2000.

KUZNETSOVA, A; BROCKHOFF, P. B.; CHRISTENSEN, R. H. B. lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. **Journal of Statistical Software**, [S.l.], v. 82, n. 13, p. 1 - 26, dec. 2017. ISSN 1548-7660. Disponível em: <https://www.jstatsoft.org/v082/i13>.

LU, J.; BUNN, S.E.; BURFORD, M. A. Nutrient release and uptake by littoral macrophytes during water level fluctuations. **Science of The Total Environment**. v.1, n. 622–623. p. 29-40. 2018.

MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. **Wetlands**. Van Nostrand Reinhold, New York, NY, USA, ed. 2, 1993.

MITSCH, W.J., NAHLIK, A., WOLSKI, P. et al. Tropical wetlands: seasonal hydrologic pulsing, carbon sequestration, and methane emissions. **Wetlands Ecol Manage**, v. 28, p. 583,597 2010.

NEIFF, J.J. Ideas para la interpretacion ecológica Del Paraná. **Interciência**, v.15, p. 424-441, 1990.

OLSON, J.S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, 1963, v. 44, n. 2, p. 322- 330, 1963.

PADIAL, A.A.; THOMAZ, S.M. Effects of flooding regime upon the decomposition of *Eichhornia azurea* (sw.) kunth measured on a tropical, flow-regulated floodplain (Paraná river, Brazil). **River Res. Applic.** v. 22, p. 791–801. 2006.

PAGIORO, T.A.; THOMAZ, S.M. Decomposition of *Eichhornia azurea* from limnologically different environments of the Upper Paraná River floodplain. **Hydrobiologia**. v .411, p. 45–51, 1999.

PIVELLO, V. R.; VIEIRA, M. V.; GROMBONE-GUARATINI, M.T.; SILVA MATOS, D. M. Thinking about super- dominant populations of native species–Examples from Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 74–82. 2009.

POTT, V.J.; POTT, A. Cheklist das macrófitas aquáticas do Pantanal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v. 11, p. 215-227, 1997.

R Core TeamR: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>. 2014.

SANTOS, A.M. **Macrófitas Aquáticas da Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: Produtividade Primária, Decomposição, Ciclagem de Nutrientes e Diversidade**. Tese (Doutorado). UEM. 2004.

SILVA MATOS, D. M.; PIVELLO. V.R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres alguns casos brasileiros. *Ciência e Cultura*, v. 61, p. 27-30, 2009.

SHILLA, D.; ASAEDA, T.; FUJINO, T.; SANDERSON, B. Decomposition of dominant submerged macrophytes: Implications for nutrient release in Myall Lake, NSW, Australia. *14(5):427-433*. 2006.

SCREMIN-DIAS, E.; POTT, V.J. et al. Nos jardins submersos da Bodoquena. Campo Grande: Editora UFMS, 1999.

THOMAZ, S.M.; ROBERTO, M.C.; BINI, L.M. 1997. **Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos**. p. 73-102. In: Vazzoler, A. E. A. M., A.;A. Agostinho & N. S. Hahn (Eds). A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socio-econômicos. Maringá, Eduem, 460p, 1997.

VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. **Marine chemistry**, v.10, p.109-222. 1981.

TOTH, L. A. Variant restoration trajectories for wetland plant communities on a channelized floodplain. **Restor. Ecol.** **25**, 342–353. 2017.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. 1991. **Limnological analysis**. 2 ed. New York, Springer-Verlag. 1991, 491 p.

WESTLAKE, D.F. Macrophytes. In: Vollenweider RA (ed.). **A manual on methods for measuring primary productions in aquatic environments**. 2ed. Blackwell: Oxford, (IBP Handbook, 12). 1971.

WETZEL, R. G.; MANNY, B. A. Decomposition of dissolved organic carbon and nitrogen compounds from leaves in an experimental hard-water stream. **Limnol. Oceanogr.** v. 17, p. 927-931, 1972.

WETZEL, R.G. **Limnology**. Lake and River Ecosystems. Academic Press: San Diego, 2001.

WRONA, F.J., et al. Climate change effects on aquatic biota, ecosystem structure and function. **AMBIO: J. Hum. Environ.**, v. 35, p. 359-369, 2006.

CAPÍTULO 3

Bacia hidrográfica do rio Pandeiros – uma abordagem sobre o estado atual de pesquisas, investimentos e instrumentos de preservação

CAPÍTULO 3. BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PANDEIROS – UMA ABORDAGEM SOBRE O ESTADO ATUAL DE PESQUISAS, INVESTIMENTOS E INSTRUMENTOS DE PRESERVAÇÃO

RESUMO

A área úmida do rio Pandeiros é considerado como ambiente único no estado. Com o estabelecimento do ambiente em área protegida legalmente, se estabelece uma nova forma de vida das comunidades ribeirinhas quanto à utilização dos recursos presentes na área. O descompasso das informações científicas sobre esta área úmida é indicativo de uma organização sistematizada do que vem sendo desenvolvido na região em termos de políticas públicas voltadas a preservação da área. Esta pesquisa baseou-se em um levantamento bibliográfico sobre o tema área úmida e tece como a bacia do rio Pandeiros como exemplo de caso. Sendo identificado um incipiente número de publicações e estudos necessários ao subsídio de informações necessárias a melhor planificação sobre a região.

Palavras-chaves: Bacia Hidrográfica. Pesquisas. Rio Pandeiros. Estado da arte.

ABSTRACT

The wetland of the Pandeiros river is considered as unique environment in the state. With the establishment of the environment in a legally protected area, a new way of life of the riverside communities is established regarding the use of the resources present in the area. The mismatch of scientific information on this wetland is indicative of a systematized organization of what has been developed in the region in terms of public policies aimed at preserving the area. This research was based on a bibliographical survey on the topic wetland area and analyzes as the Pandeiros river basin as an example of a case. An incipient number of publications and studies are necessary to the information subsidy necessary to better plan the region.

Keywords: Hydrographic Basin. Researches. Rio Pandeiros. State of art.

1 INTRODUÇÃO

As áreas úmidas, como lagos, rios, pântanos, turfeiras, mangues e recifes de corais, fornecem serviços ecológicos fundamentais para as espécies de fauna e flora e para o bem-estar de populações humanas. Além de regular o regime hídrico de vastas regiões, essas áreas funcionam como fonte de biodiversidade em todos os níveis, cumprindo, ainda, papel relevante de caráter econômico, cultural e recreativo. Ao mesmo tempo, atendem necessidades de água e alimentação para uma ampla variedade de espécies e para comunidades humanas, rurais e urbanas, e armazenam mais carbono do que qualquer outro ecossistema (MMA, 2019; RAMSAR, 2018; JUNK et al. 2013).

No entanto, o valor das áreas úmidas ainda não é totalmente reconhecido entre os responsáveis na formulação de políticas públicas e adoção de medidas apropriadas. O resultado é que, onde há dados disponíveis, 35% das zonas úmidas foram perdidas desde 1970, a uma taxa três vezes maior do que a taxa de perda florestal (RAMSAR, 2018).

As áreas protegidas vêm sendo desenvolvidas, construídas ou constituídas ao longo das civilizações com a finalidade de preservar sítios em determinadas regiões que possam ter algumas características especiais. Esses sítios são reconhecidos pelos povos antigos muito mais em função de necessidades associadas a mitos, crenças, fatos históricos marcantes e posteriormente a proteção de fontes de abastecimento de água, segurança alimentar, plantas utilizadas para cura de males e outros recursos naturais (DORST, 1973).

Mundialmente, as áreas úmidas pertencem aos ecossistemas mais afetados e ameaçados de destruição pelo homem. Por isso, vários tratados internacionais exigem o estabelecimento de inventários e medidas para a sua proteção (Millennium Ecosystem Assessment, 2005, DARWALL et al. 2008, SCBD 2010).

Assim, o capítulo 3, tendo como estudo de caso a Bacia hidrográfica do rio Pandeiros, focado na área da pesquisa (RVS do rio Pandeiros), apresenta o atual cenário de conhecimento aplicado e projetado para efetivas tomada de decisões.

O “Pantanal Mineiro”

O Brasil é um país de grande extensão territorial, com uma enorme variedade de tipos de áreas úmidas e de biodiversidade. Esta heterogeneidade é decorrente de enormes

variações nas precipitações anuais, tanto em latitude, longitude como em altitude, criando um mosaico de diferentes tipos de áreas úmidas (CUNHA et al., 2015)

Dentre as grandes bacias hidrográficas brasileiras inseridas no cerrado, a bacia do rio São Francisco contribui significativamente para a produção das águas superficiais (ARAÚJO, 2002; SONODA e OLIVEIRA-FILHO, 2009). Com uma extensão de 2700 km, abrange uma área de 638.323km² (8% do território nacional), presentes em 503 municípios ao longo de sete unidades da Federação: Bahia, Minas Gerais, Pernambuco, Alagoas, Sergipe Goiás e o Distrito Federal A população total na região hidrográfica do São Francisco, no ano 2000, era de quase 13 milhões de pessoas (MMA, 2006).

Possui ao todo 34 sub-bacias hidrográficas, 14 localizadas no estado de Minas Gerais (CBHSF, 2016).

Neste conjunto, está presente a sub-bacia do rio Pandeiros, localizada na região Norte de Minas Gerais, ocupando parte dos municípios de Januária, Bonito de Minas e pequena parte de Cônego Marinho. Ao longo dos seus 145 km de extensão, recebe os rios Pindaibal I, Pindaibal II, São Pedro, Alegre e Mandins como afluentes de sua margem esquerda, e os rios Catolé, Borrachudo, Macaúbas e São Domingos como os afluentes da margem direita. Além de vários córregos intermitentes (AZEVEDO et al. 2009) e ocorrência de diversas veredas (NEVES, 2011).

2. ESTADO ATUAL DO RECONHECIMENTO SOBRE ÁREAS ÚMIDAS – ATORES E TENDÊNCIAS

Estabelecida em fevereiro de 1971, na cidade iraniana de Ramsar, a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, mais conhecida como Convenção de Ramsar, está em vigor desde 21 de dezembro de 1975. Ela foi incorporada plenamente ao arcabouço legal do Brasil em 1996, pela promulgação do Decreto nº 1.905/96.

De acordo com a Convenção de Ramsar (1971), as zonas úmidas são áreas de pântano, charco, turfa ou água, natural ou artificial, permanente ou temporária, com água estagnada ou corrente, doce, salobra ou salgada, incluindo áreas de água marítima com menos de seis metros de profundidade na maré baixa.

É importante mencionar que a Convenção considera seu conceito bastante útil nos países que não possuem um sistema próprio de classificação. Entretanto, reconhece-se que ele é extremamente genérico, e por isso é estimulado que cada país adote um sistema adaptado às suas particularidades. Por isso, o Comitê Nacional de Zonas Úmidas - CNZU

aprovou em sua 13ª Reunião, por meio da Recomendação CNZU nº 7, de junho de 2015, a seguinte definição:

“Áreas Úmidas são ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanente ou periodicamente inundados ou com solos encharcados. As águas podem ser doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptados à sua dinâmica hídrica” (adaptado de Junk et al, 2013).

Complementarmente à definição de áreas úmidas, o CNZU recomenda a adoção, para identificar a *"extensão de uma área úmida, o limite da inundação rasa ou do encharcamento permanente ou periódico, ou no caso de áreas sujeitas aos pulsos de inundação, pelo limite da influência das inundações médias máximas, incluindo-se aí, se existentes, áreas permanentemente secas em seu interior, habitats vitais para a manutenção da integridade funcional e da biodiversidade das mesmas. Os limites externos são indicados pelo solo hidromórfico, e/ou pela presenç a permanente ou periódica de hidrófitas e/ou de espécies lenhosas adaptadas a solos periodicamente encharcados"* (Junk et al, 2013).

Atualmente existem 2341 sítios, localizados em 170 países, distribuídos nos cinco continentes. O Reino Unido e México são os países que possuem a maior quantidade de áreas úmidas no RAMSAR, representando aproximadamente 14% do total, com 175 e 142 respectivamente.

A Europa responde por 1102 sítios em seu território, representando quase a metade (47%) de todos os sítios constantes da lista Ramsar atualmente, correspondendo a uma área de 11% referentes às zonas úmidas pertencentes ao grupo (Figura 1).

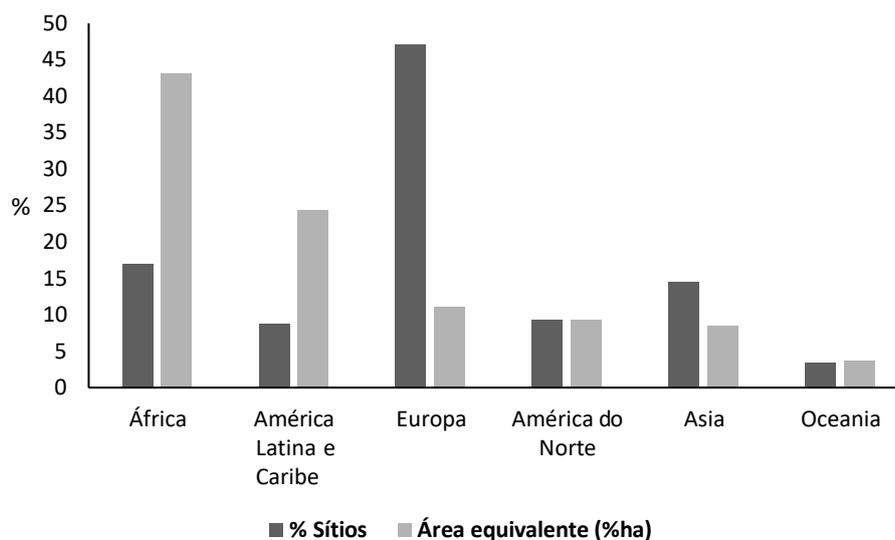


Figura 1. Distribuição global de Sítios Ramsar por continentes/região e respectivas áreas equivalentes (Fonte: Ramsar, 2018).

O Brasil ocupa a 24^a posição desta lista, com a inclusão de 27 sítios (Figura 2). É ainda, o país que abriga o maior sítio Ramsar do mundo, o rio Negro, no estado do Amazonas, com mais de 12 milhões de hectares (RAMSAR, 2018).

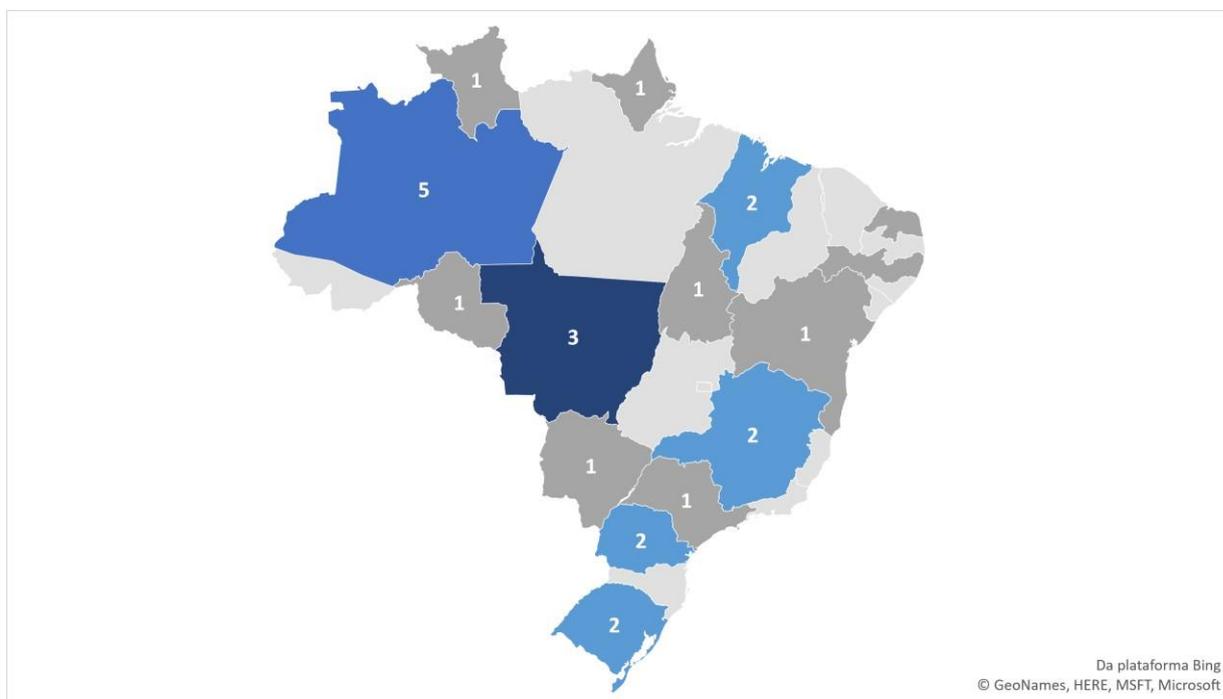
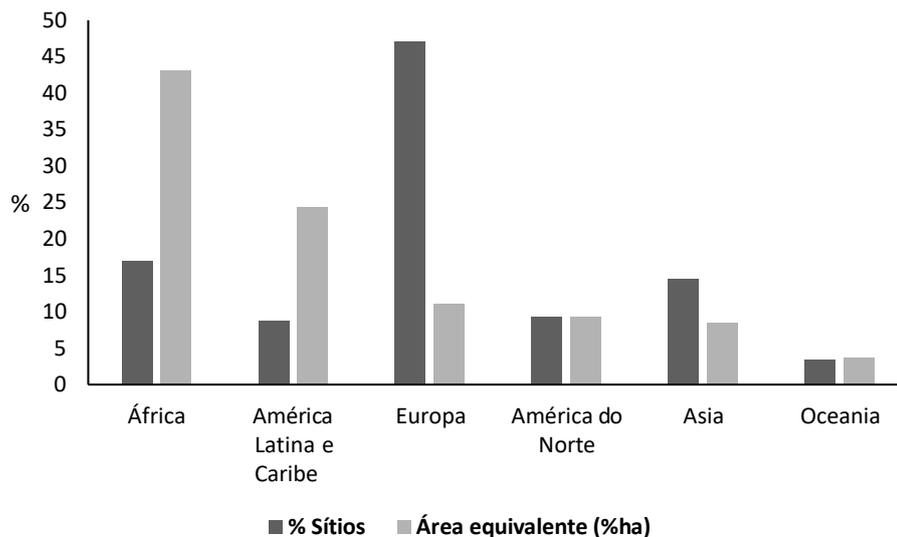


Figura 2. Número de Sítios Ramsar por estados brasileiros (Dados Ramsar, 2018).

O Brasil adotou, até 2017, como diretriz para a indicação de áreas úmidas a serem incluídas na Lista de Ramsar, que tais áreas correspondam a unidades de conservação, o que favorece a adoção das medidas necessárias à implementação dos compromissos assumidos pelo país perante a Convenção.

A partir de 2018 um novo conceito foi desenvolvido, com o objetivo de criar Sítios Ramsar em âmbito regional, incluído áreas protegidas e outras áreas úmidas de importância internacional. Em contrapartida, o Brasil assumiu o compromisso de manter suas características ecológicas - os elementos da biodiversidade, bem como os processos

que os mantêm - e deve atribuir prioridade para sua consolidação diante de outras áreas protegidas, conforme, inclusive, previsto no Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas (PNAP), aprovado pelo Decreto no 5.758/06 (MMA, 2018).

3 INSERÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PANDEIROS EM COMPLEXOS DE GESTÃO AMBIENTAL

Os instrumentos de gestão territorial, como alternativas para compatibilizar a ocupação humana com a conservação da biodiversidade, visam garantir a sobrevivência e a efetividade das áreas naturais protegidas em consonância com as atividades humanas, por meio de ações no território, envolvendo as UC e seu entorno, outras áreas protegidas e as áreas modificadas pela ação do homem estabelecidas entre elas.

A Lei Federal 9985 de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), estabelece normas e critérios para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação e propõe instrumentos de gestão territorial, regulamentados pelo Decreto federal 4.340 de 2002.

Essa legislação atribui aos órgãos gestores das unidades de conservação (UC) a implementação dos seguintes instrumentos de gestão e que atualmente se encontram em prática na APA Pandeiros.

- Corredores Ecológicos, que são porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando unidades de conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais;
- Mosaicos: conjunto de unidades de conservação de categorias diferentes ou não, próximas, justapostas ou sobrepostas, e outras áreas protegidas públicas ou privadas e;

De acordo com o SNUC, as Unidades de Conservação devem dispor de um Plano de Manejo, que é um documento consistente, elaborado a partir de diversos estudos, incluindo diagnósticos do meio físico, biológico e social. Ele estabelece as normas, restrições para o uso, ações a serem desenvolvidas e manejo dos recursos naturais da UC, seu entorno e, quando for o caso, os corredores ecológicos a ela associados, podendo também incluir a implantação de estruturas físicas dentro da UC, visando minimizar os impactos negativos sobre a UC, garantir a manutenção dos processos ecológicos e

prevenir a simplificação dos sistemas naturais, com prazo máximo de elaboração de cinco anos.

Somente em 2019, foi finalizado o Plano de Manejo (IEF, 2019), um atraso de mais 20 anos após sua criação.

Mosaico de Áreas Protegidas Sertão Veredas – Peruaçu

A área úmida do rio Pandeiros faz parte do Mosaico de Áreas Protegidas Sertão Veredas – Peruaçu.

Mosaico de unidades de conservação (UC) é um modelo de gestão que busca a participação, integração e envolvimento dos gestores de UC e da população local na gestão das mesmas, de forma a compatibilizar a presença da biodiversidade, a valorização da sócioidiversidade e o desenvolvimento sustentável no contexto regional. O reconhecimento de um mosaico se dá quando existir um conjunto de UC próximas, justapostas ou sobrepostas, pertencentes a diferentes esferas de governo ou não (MMA, 2016).

A criação do Mosaico Sertão Veredas – Peruaçu, reconhecido pelo Ministério do Meio Ambiente em 2009, pela Portaria 128, busca:

“conciliar a proteção da biodiversidade à valorização cultural e social das comunidades, em uma proposta de gestão integrada e participativa do território. Para isso, o Mosaico é regido por um Conselho Consultivo, composto por representantes das unidades de conservação, do poder público e lideranças locais.”

O Mosaico Sertão Veredas – Peruaçu é um conjunto de áreas protegidas localizadas na margem esquerda do Rio São Francisco, entre as regiões norte e noroeste de Minas Gerais e parte do sudoeste da Bahia. Com área total de 1.783.799 hectares e perímetro de 1.210 km, o Mosaico envolve 15 unidades de conservação ambiental, comunidades tradicionais e a Terra Indígena Xakriabá (FUNATURA, 2008) (Figura 3).

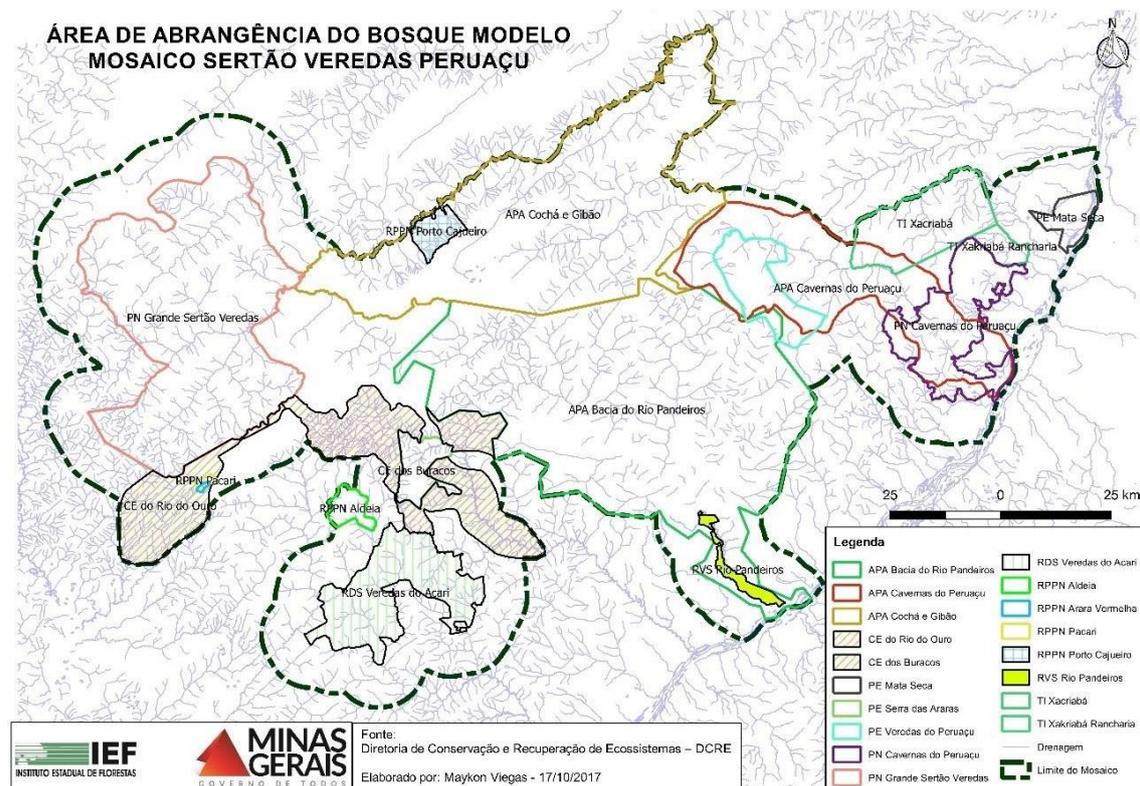


Figura 3. Mapa de unidades de conservação integrantes do Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu (Fonte: IEF).

Devido à sua grande extensão, o território foi dividido em três núcleos geográficos: Sertão Veredas, Pandeiros e Peruaçu (MOSAICO SERTÃO VEREDAS, 2019).

O Mosaico possui um Plano de Desenvolvimento de Base Territorial Conservacionista (FUNATURA, 2008). Que tem como objetivo promover o desenvolvimento da região em bases sustentáveis e integrado ao manejo das unidades de conservação e demais áreas protegidas do Mosaico Sertão Veredas – Peruaçu.

Para isso apresenta uma série de propostas de ações visando promover a gestão integrada das unidades de conservação e demais áreas protegidas do Mosaico Sertão Veredas – Peruaçu, promover a implementação de práticas voltadas para o extrativismo vegetal racional, geradora de renda para os produtores e compatíveis com a proteção das unidades de conservação além do desenvolvimento do turismo ecocultural sustentável na região, de forma a valorizar as tradições culturais e as riquezas naturais.

O desempenho do Mosaico, foi avaliado pelo “World Wide Fund for Nature” (WWF) e os resultados apresentados no documento “Gestão integrada de áreas protegidas: Uma análise de efetividade de mosaicos” (WWF, 2015), através de um

Protocolo de avaliação de efetividade, aplicado ao conselho consultivo do Mosaico indicadores de efetividade.

Os resultados indicam uma efetividade de indicadores, conforme metodologia utilizada de 80%, considerando um percentual superior aos demais mosaicos avaliados na publicação (WWF, 2015).

As principais deficiências identificadas foram, a insuficiência de pessoal ou recursos financeiros específicos para gestão do mosaico. Além da necessidade de continuidade das ações planejadas, através de projetos específicos que, uma vez encerrados, podem levar à desmobilização e à perda dos avanços obtidos.

4. INICIATIVAS CIENTÍFICAS VOLTADAS ÀS ÁREAS ÚMIDAS NO BRASIL

Não existem levantamentos exatos de áreas úmidas para todas as regiões brasileiras, entre outros, por falta de critérios para sua definição e delimitação. Entretanto, estima-se que cerca de 20% do total do território do país pode ser considerado área úmida (JUNK et al. 2011).

Recentemente algumas instituições científicas concentraram esforços para desenvolver bases ecológicas a fim de delinear e classificar algumas das grandes áreas úmidas brasileiras e seus principais habitats, tais como o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU) na Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), o grupo de trabalho “Ecologia, monitoramento e uso sustentável de Áreas Úmidas – MAUA, no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), o Laboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos (UNISINOS) em São Leopoldo, RS, o Centro para Pesquisas em Limnologia, Ictiologia, e Aquicultura na Universidade Estadual de Maringá (NUPELIA), Maringá, PR, o Núcleo em Ecologia e Desenvolvimento Socioambiental de Macaé (NUPEM/UFRJ), Macaé, RJ, dentre outros (JUNK et al., 2015).

5. PESQUISA NA BACIA DO RIO PANDEIROS

No âmbito federal, a APA do Rio Pandeiros, juntamente com APA estadual Cochá e Gibão (MG) e APA Federal Cavernas do Peruaçu (MG), foram inseridos em uma proposta de criação do sítio de pesquisa científica sobre os ecossistemas no Norte de

Minas ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e aprovada, passando a fazer parte do Programa Ecológico de Longa Duração (PELD) da Conselho (UNIMONTES, 2017).

Não voltado especificamente para a bacia do rio Pandeiros, a rede de Pesquisas Aquaripária, coordenada pela Universidade de Brasília e a Embrapa, tendo como parceria o Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Uso dos Recursos Naturais da Universidade Estadual de Montes Claros, tem desenvolvido estudos voltados à bacia, no âmbito da produção científica dos seus programas de pós-graduação (UNB, Unimontes).

Através do Governo de Minas Gerais, a Fundação de Amparo à Pesquisa do estado (FAPEMIG), é o principal órgão promovedor de financiamento público a pesquisas científicas junto a instituições públicas e privadas de conhecimento.

Diversas são as linhas de fomento ofertadas pela FAPEMIG. Dentre elas, se destacam como receptora de propostas destinadas a pesquisas científicas no rio Pandeiros (aprovadas ou não) a “Demanda Universal” - que tem como objetivo financiar projetos de pesquisa científica, tecnológica e de inovação nas diversas áreas do conhecimento e o “Programa Pesquisador Mineiro” que tem a função de apoiar, por meio de subvenções, a execução de projetos de pesquisa científica, tecnológica ou de inovação, financiados por instituições de fomento à pesquisa, que estejam em desenvolvimento e sejam coordenados por pesquisadores vinculados a instituições de ciência e tecnologia sediadas no Estado de Minas Gerais.

Nos anos de 2014, 2015 e 2016, a FAPEMIG lançou uma chamada voltada exclusivamente ao fomento de pesquisas destinadas exclusivamente à bacia do rio Pandeiros. Essa nova linha, denominada “Sustentabilidade do Rio Pandeiros”, tem como objetivo principal financiar projetos de ação e pesquisa científica, tecnológica e de inovação, que contribuam com a preservação, conservação e recuperação do meio ambiente na Bacia Hidrográfica do Rio Pandeiros, de forma compatível com o desenvolvimento socioeconômico da região.

O Anexo 1 apresenta a relação dos projetos aprovados, bem como as instituições proponentes e respectivo valor financiado.

6. ESTADO ATUAL DAS PESQUISAS NA ÁREA ÚMIDA DO RIO PANDEIROS

Como forma de verificar o número de publicações científicas voltadas à região de estudo foi realizado levantamento baseado na pesquisa de resumos de artigos publicados

entre 1991 e abril de 2018. Foram utilizados os conjuntos de dados do Instituto Thomson de Informação Científica (ISI) (www.isiknowledge.com) e Scopus (www.scopus.com). Os artigos foram selecionados usando a seguinte combinação no campo de pesquisa: “pandeiros*” .

Procedimento semelhante foi utilizado nos trabalhos de Padial et al. (2008) e Evangelista et al. (2014), de forma a identificar o número de publicações referentes às macrófitas aquáticas nos neotrópicos e de invasoras nos ecossistemas aquáticos respectivamente.

Apesar de não representar o número exato de trabalhos com resultados concretos, é ainda uma referência de banco de dados importante utilizada para levantamentos do tipo.

O resultado para a bacia do rio Pandeiros, indicou apenas 27 publicações constante nessas bases de dados. Tais trabalhos apresentam resultados de estudos que abordam majoritariamente aspectos ecológicos e de preservação de espécies da vegetação terrestre da região (DIAZ-SOTO, 2017), uso e ocupação do solo (BARBOSA, 2010), de impactos antrópicos (DIAS, 2017), fauna de diversas espécies (COSTA, 2016; ROXO, 2018). O pequeno número de publicações comparado a outras áreas com relevante papel nos ecossistemas aquáticos brasileiros e sobretudo com a função de proteção, indica uma maior demanda em estudos de forma a preencher as lacunas de conhecimento da região.

CONCLUSAO GERAL

As macrófitas aquáticas presentes na área úmida do rio Pandeiros, representam importante fonte de recursos e serviços ambientais responsáveis para a manutenção do ecossistema. A manutenção da qualidade da água é condição dependente da sua presença.

A comunidade é importante fonte de nutrientes e sua ciclagem, estabelecendo também, a regulação hidrológica das suas águas. A sua ocorrência é vital para o estabelecimento de uma complexa biota aquática local e regional.

A manutenção da qualidade ambiental da bacia hidrográfica como um todo é condição vital para a estabilidade da comunidade de macrófitas aquáticas, pois se localiza em trecho inferior da bacia, estando vulnerável a impactos a montante.

Mesmo que ainda escasso o número de pesquisas e informações sobre a bacia do rio Pandeiros, é notória a evolução de políticas públicas voltadas ao fortalecimento e reconhecimento das carências de dados necessários para o estabelecimento de diretrizes eficientes para a tomada de decisões para o conhecimento, manutenção, regularidade e qualidade ambiental.

A sua importância como área úmida no contexto de áreas de preservação integral e como ambiente promovedor de serviços ambientais não está totalmente esclarecida face à lacuna existente no que diz respeito a pesquisas científicas, o que demanda maior investimento e planejamento necessários para a otimização das políticas públicas na região.

Conclui-se nesta pesquisa que as variações de biomassa e decomposição da espécie de macrófita *Eichhornia crassipes* na área úmida do rio Pandeiros esteve sujeito às alterações em função do ciclo hidrológico da região, apresentando distintas alterações entre os períodos de seca e chuva.

Além disso, a distribuição das espécies da comunidade de macrófitas variaram em função do hábitat, ou seja, nos ambientes lóticos e lênticos avaliados, as espécies verificadas foram distintas, indicando fatores como temperatura da água e velocidade da corrente, como agentes responsáveis pela variação de espécies entre os ambientes.

O estudo contribui com uma lacuna de estudos da comunidade na região. Entende-se a necessidade de aprofundamento nas pesquisas específicas na região, o que pode

contribuir para o melhor entendimento das questões envolvidas nos processos ecológicos das macrófitas aquáticas na bacia hidrográfica do rio Pandeiros, bem como no estado de conservação destes organismos.

REFERÊNCIAS

- AZEVEDO, I. F. P.; NUNES, Y. R. F.; VELOSO, M. D. M.; NEVES, W. V.; FERNANDES, G. W. Pandeiros, preservação estratégica na recuperação do São Francisco. *Scientific American Brasil*, v. 7, n. 83, p. 74-79, 2009.
- BARBOSA, I. S.; MAILLARD, P. apping a Wetland Complex in the Brazilian Savannah Using an Ikonos Image: Assessing the Potential of a New Region-Based Classifier. *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 36, no. S2, 2010, pp. 231–242.
- BETHONICO, M. B. M. 2009. Área de proteção ambiental Estadual do Rio Pandeiros-MG: Espaço, Território e atores. Tese de Doutorado, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 288 pp.
- BRASIL. Ministério da Integração Nacional 2005. Secretaria de Políticas de Desenvolvimento Regional. Nova Delimitação do Semiárido Brasileiro. Almenara, Minas Gerais. 35 pp.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zonas-umidas-convencao-de-ramsar.html>. Acesso em: maio de 2019.
- CBHSF. Comitê de bacia hidrográfica do São Francisco. Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio São Francisco 2016-2025.
- COSTA, Henrique C., et al. “A New Species of Helicops (Serpentes: Dipsadidae: Hydropsini) from Southeastern Brazil.(Report).” *Herpetologica*, vol. 72, no. 2, 2016, p. 157.
- CUNHA, C. N.; PIEDADE, M.T.; JUNK, W. **Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats** [recurso eletrônico] / Catia Nunes da Cunha, Maria Teresa Fernandes Piedade, Wolfgang J. Junk. – Cuiabá: EdUFMT, 2015. 165 p.
- DARWALL, W. et al. **Freshwater biodiversity** – a hidden resource under threat. - In: Vié, J-C., Hilton-Taylor, C. & Stuard, S.N. (eds.): The 2008 review of the IUCN Red List of threatened species. - IUCN, Gland, Switzerland. 2008
- DIAS, L.C.C., et al. “A Influência Das Atividades Antrópicas Na Paisagem Da Área De Proteção Ambiental Estadual Do Rio Pandeiros, MG - Brasil. *Fronteiras*, vol. 6, no. 2, 2017, pp. 85–105.
- DIAZ-SOTO, J., et al. Population Genetics of *Cedrela Fissilis* (Meliaceae) from an Ecotone in Central Brazil *Tree Genetics & Genomes*, vol. 14, no. 5, 2018, pp. 1–19.
- DIEGUES, A.C.S. 1994. An inventory of Brazilian wetlands.- IUCN – The World Conservation Union, Gland, Switzerland: 216 p.

DIEGUES, A.C.S. 2002. Povos e Águas. Núcleo de Apoio à Pesquisa sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas Brasileiras, 2a. ed., São Paulo, Brazil: 597 p.

DORST, Jean. **Antes que uma natureza morra:** por uma ecologia política: tradução Rita Buongermino. São Paulo, Ed. USP, 1973.

FAPEMIG. Revista Minas faz ciência. **Veredas do Norte de Minas pedem socorro. 25/09/2018. Disponível em: <http://minasfazciencia.com.br/2018/09/25/veredas-do-norte-de-minas-pedem-socorro/>**

FERNANDES, G.W. et al. **Cerrado:** em busca de soluções sustentáveis. Rio de Janeiro: Vertente produções artísticas, p. 80-102. 2016.

FUNATURA-FUNDAÇÃO PRÓ-NATUREZA - **Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu:** Plano de Desenvolvimento Territorial de Base Conservacionista - DTBC. Brasília: FUNATURA, 2008, 60 p.

FURTADO, B. A máfia que corrompe. Estado de Minas, Belo Horizonte, 18 de set. de 2006, p.21.

FURTADO, B. Tesouro ameaçado. Estado de Minas, Belo Horizonte, 17 de set. de 2006, p. 27.

IGAM 2014. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Relatório Anual: Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica Rio Pandeiros – SF9. Volume IB. Minas Gerais, 531 pp.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS DE MINAS GERAIS - IEF. Rio Pandeiros. Januária: Escritório Regional Alto Médio São Francisco, 2001. Relatório Técnico.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS - IEF. Parques de Minas. São Paulo: Empresa das Artes, 2006.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS /IEF. Bacia do Rio Pandeiros. Januária: Instituto Estadual de Florestas, 2006. 5f. Mimeografado.

IEF 2015. Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. Área de Proteção Ambiental Estadual do Rio Pandeiros. [updated 2016 Sep 25; cited 2016 Sep 25] Available from: <http://www.ief.mg.gov.br/noticias/3306-nova-categoria/1769-apa-pandeiros->

ISA 2016. Unidades de Conservação. Instrumentos para gestão e planos de manejo. [updated 2016 Dec 01; cited 2016 Dec 01] Available from: <https://uc.socioambiental.org/gest%C3%A3o/instrumentosde-gest%C3%A3o>.

JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; SCHÖNGART, J.; COHN-HAFT, M.; ADENEY J.M.; WITTMANN, F. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. **Wetlands**, 31: 623-640. 2011

JUNK, W.J et al. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification, for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**. 2013.

JUNK, W.J et al. **Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras**: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. 2015.

MOSAICO SERTÃO VEREDAS. **O Mosaico Sertão Veredas**. Disponível em: <https://mosaicovp.com.br/o-mosaico/>. Acesso em: 01 abr 2019. 2019.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human wellbeing: wetlands and water**. Disponível em: <http://www.unep.org/maweb/documents/document.358.aspx.pdf> Millennium 2005. Acesso em: jan, 2018.

MINAS GERAIS. Decreto nº 43.713, de 14 de janeiro de 2004. Política de proteção à fauna e à flora aquáticas e de desenvolvimento da pesca e da aqüicultura no Estado de Minas Gerais. Regulamentação a Lei nº 14.181, de 17 de janeiro de 2002. Diário do Executivo - “Minas Gerais” 15/01/2004. 2004.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Mosaico de Unidades de Conservação**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/instrumentos-degestao/mosaicos>. Acesso em: fev de 2019.2019

MMA. Caderno da Região Hidrográfica do São Francisco / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos. – Brasília: MMA, 2006.

Neves, W. V. Avaliação da Vazão em Bacias Hidrográficas com Veredas em Diferentes Estádios de Conservação, na Apa do Rio Pandeiros – MG / Walter Viana Neves. Montes Claros, MG: ICA/UFMG, 2011. Dissertação de mestrado.

NUNES, Y. R. F.; AZEVEDO, I. F. P.; NEVES, W. V.; VELOSO, M. D. M.; SOUZA, R. M.; FERNANDES, G. W. Pandeiros: o Pantanal Mineiro. **MG. BIOTA**, v. 2, n. 2. p. 4-17. 2009.

RAMSAR. Ramsar Convention on Wetlands. **Global Wetland Outlook: State of the World's Wetlands and their Services to People**. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat. 2018.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2. ed. São Paulo: Escrituras, 2002. 703 p.

RODRIGUES, M.S.R.; AZEVEDO, I. F. P.; VELOSO, M. D. M.; SANTOS, R. M.; MENINO, G. C. O.; NUNES, Y. R. F.; FERNANDES, G. F. Riqueza florística da vegetação ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. Pandeiros: o Pantanal Mineiro. **MG. BIOTA**, v. 2, n. 2. p. 18-35. 2009.

ROXO, F. “Hisonotus Devidei, a New Species from the São Francisco Basin, Brazil (Siluriformes: Loricariidae).” *Journal of Fish Biology*, vol. 92, no. 6, 2018, pp.

SCBD. 2010. **Global biodiversity outlook** - Secretariat of the Convention on Biodiversity. Montreal, Canada. 2010

SONODA, K. C.; OLIVEIRA FILHO, E. C. O bioma Cerrado e a importância do monitoramento biológico das águas. Grupo Cultivar de Publicações. Pelotas: Cultivar, 2009. Artigos Técnicos. Disponível em: <<http://www.grupocultivar.com.br/artigos/artigo.asp?id=879>>. Acesso em: 14 out. 2008

UNIMONTES. Universidade Estadual de Montes Claros. **Proposta aprovada pelo CNPq cria sítio de pesquisa em unidades de conservação do Norte de Minas** Disponível em: <http://www.unimontes.br/index.php/todas-as-noticias/17756-2017-05-03-13-36-27?fontstyle=f-smaller>]. Acesso em 29 mar. 2019, 2017.

WWF - World Wide Fund for Nature. **Gestão integrada de áreas protegidas: Uma análise de efetividade de mosaicos** - Gisela Herrmann e Cláudia Costa. Brasília-DF, 2015.

ANEXO A

Projetos, instituições proponentes e valores aprovados na linha de fomento Sustentabilidade do Rio Pandeiros da FAPEMIG.

Aprovados em 2015	Instituição	Valor aprovado (R\$)
Dinâmica De Vertentes Da Bacia Do Rio Pandeiros	Comissão Nacional de Energia Nuclear/Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear	831.912,59
Quantificação, Monitoramento E Controle Da Erosão Na Bacia Do Rio Pandeiros	Universidade Estadual de Montes Claros	183.108,45
Comunidades Integradas Fortalecendo O Agroextrativismo Sustentável Na Região De Pandeiro Em Bonito De Minas	Núcleo Gestor da Cadeia Produtiva do Pequi e Outros Frutos do Cerrado	301.523,25
Aprovados em 2015		
Ecologia, Conservação E Bioprospecção De Espécies-Chave Em Sistemas De Veredas: Mauritia Flexuosa E Mauritiella Armata	Universidade Estadual de Montes Claros	328.135,65
Pesquisa, Recuperação E Disponibilização De Informações E Amostras Certificadas De Plantas Úteis E Medicinais Nativas Da Região Do Rio Pandeiros: Contribuição Para A Preservação, Conservação E Desenvolvimento Socioeconômico	Universidade Federal de Minas Gerais	147.553,98
Desenvolvimento De Índice De Integridade Biótica (Iib) Para A Bacia Do Rio Pandeiros	Universidade Federal de Minas Gerais	417.267,27
Estudo Da Influência De Interferentes Sobre Fontes De Água Subterrânea Para A Bacia Do Rio Pandeiros	Comissão Nacional de Energia Nuclear/Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear	369.124,39
História Evolutiva Da Vegetação Da Bacia Do Rio Pandeiros: Conhecer Para Atribuir Valor	Universidade Federal de Viços	105.053,24
Aprovados em 2016		
Avaliação Das Propriedades Físico-Químicas De Biocombustíveis De Palmeiras Dos Municípios Da Bacia Do Rio Pandeiros	Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri	36.540,00

Aprovados em 2015	Instituição	Valor aprovado (R\$)
Avaliação De Genótipos De Mandioca E Épocas De Colheita Na Região Da Bacia Do Rio Pandeiros, Em Ambiente Irrigado E Não Irrigado	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Norte de Minas Gerais	62.681,33
Otimização De Rotas Para Ecoturismo Na Bacia Hidrográfica Do Rio Pandeiros	Universidade Federal de Minas Gerais	61.477,50
Potencial Terapêutico E Farmacológico De Espécies Vegetais Nativas Da Bacia Do Rio Pandeiros No Tratamento De Doenças Metabólicas: Incentivo À Preservação Da Flor	Universidade Estadual de Minas Gerais	187.156,06
Água E Agroextrativismo Na Bacia Do Rio Pandeiros	Universidade Federal de Minas Gerais	61.266,83
Fava-D'Anta (<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.): Produção, Manejo, Qualidade E Agregação De Valor Na Bacia Do Rio Pandeiros	Universidade Federal de Minas Gerais	62.510,07
Conservação E Proteção De Populações Vulneráveis De Pequi, Cajuzinho E Cagaita: Estratégias Para O Desenvolvimento Sustentável Na Bacia Do Rio Pandeiro	Universidade Federal de Minas Gerais	166.250,73
Valor total		3.321.561,34