



LARISSA BEZERRA SOARES MILHOMENS

**COMO A SAZONALIDADE AFETA A DISTRIBUIÇÃO E
DIVERSIDADE DE COMUNIDADES VEGETAIS NA ZONA
DE TRANSIÇÃO AQUÁTICO-TERRESTRE EM LAGOAS
MARGINAIS?**

**LAVRAS – MG
2022**

LARISSA BEZERRA SOARES MILHOMENS

**COMO A SAZONALIDADE AFETA A DISTRIBUIÇÃO E DIVERSIDADE
DE COMUNIDADES VEGETAIS NA ZONA DE TRANSIÇÃO AQUÁTICO-
TERRESTRE EM LAGOAS MARGINAIS?**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Eduardo van den Berg
Orientador

**LAVRAS – MG
2022**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Milhomens, Larissa Bezerra Soares.

Como a sazonalidade afeta a distribuição e diversidade de
comunidades vegetais na Zona de Transição Aquático-Terrestre em
lagoas marginais? / Larissa Bezerra Soares Milhomens. - 2022.

119 p. : il.

Orientador(a): Eduardo van den Berg.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2021.

Bibliografia.

1. Sazonalidade. 2. Lagoas marginais. 3. vegetação. I. van den
Berg, Eduardo. II. Título.

LARISSA BEZERRA SOARES MILHOMENS

**COMO A SAZONALIDADE AFETA A DISTRIBUIÇÃO E DIVERSIDADE
DE COMUNIDADES VEGETAIS NA ZONA DE TRANSIÇÃO AQUÁTICO-
TERRESTRE EM LAGOAS MARGINAIS?**

**HOW DOES SEASONALITY AFFECT THE DISTRIBUTION AND
DIVERSITY OF PLANT COMMUNITIES IN THE AQUATIC-TERRESTRIAL
TRANSITION ZONE IN MARGINAL LAGOONS?**

Dissertação apresentado à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 14 de fevereiro de 2022.

Dr. Eduardo van den Berg. UFLA

Dr. Paulo dos Santos Pompeu. UFLA

Dra. Grazielle Wolff de Almeida Carvalho. IFMG



Prof. Dr. Eduardo van den Berg
Orientador

**LAVRAS – MG
2022**

*Aos meus pais que são meu maior exemplo de
superação e resiliência. Agradeço pelo amor
incondicional, apoio, incentivo e por sempre
acreditarem no meu potencial.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me dado forças para não desistir diante de todos os obstáculos que apareceram no caminho.

Aos meus pais, pelo amor incondicional e por sempre acreditarem no meu potencial. Agradeço por estarem sempre ao meu lado, mostrando que os obstáculos que a vida coloca no nosso caminho são para serem enfrentados. Vocês sempre foram meu porto seguro e minha fonte de inspiração.

Ao meu orientador, Eduardo van den Berg pela paciência, dedicação, conselhos e orientação.

A Jacqueline dos Santos Oliveira, por sempre estar ao meu lado independente da situação. Agradeço pelo seu carinho, apoio e paciência ao longo do mestrado.

Aos amigos que fiz no mestrado, especialmente Victor Duarte e Ana Ligo, agradeço pelos momentos de descontração e de trocas de conhecimento. Vocês tornaram essa trajetória mais leve.

Aos colegas do laboratório de Ecologia Vegetal, os quais sem a ajuda este trabalho não seria possível.

A CEMIG pelo apoio logístico, financeiro e pela concessão da bolsa de estudos vinculada ao Projeto GT-611.

Ao Laboratório Comercial 3R Lab cuja parceria foi fundamental para a realização das análises de solo.

A Universidade Federal de Lavras por fornecer toda infraestrutura necessária para realização do projeto.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada pela oportunidade, aos professores pelas experiências e trocas de conhecimentos, e a Ellen por todo carinho e atenção.

A todos vocês, muito obrigada!

*“Quando duvidar de você mesmo, quando não tiver confiança em você,
Pense no seu fantástico potencial de ser humano,
Que apenas precisa ser desenvolvido. Então ficará feliz
De descobrir esse tesouro que o habita: a alegria é um poder, cultive-o”.*
(Dalai-Lama)

RESUMO

A construção de barramentos em planícies de inundação pode alterar as características dos ambientes aquáticos, afetando a estrutura e dinâmica da comunidade vegetal. O objetivo desse estudo foi avaliar o efeito da perenização e sazonalidade na estrutura da comunidade vegetal ao longo do gradiente de inundação em lagoas sazonais do rio Pandeiros em termos de composição, riqueza e formas de vida. Este trabalho foi realizado em quatro lagoas, onde três não sofreram perenização e uma foi perenizada. Em cada lagoa foram estabelecidas transecções permanentes de 30 m de comprimento, divididas em quatro cotas (aquática, inundável, úmida, e terrestre). Em cada transecção foram lançadas parcelas contínuas de 1 m² onde foi coletado dados de composição, cobertura vegetal, riqueza, dados limnológicos (pH, profundidade, oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade elétrica) e de fertilidade do solo. Foi utilizado curva de rarefação para avaliar diferenças na riqueza de espécies entre as lagoas e entre as cotas. Para avaliar a dissimilaridade florística entre as lagoas e verificar se a composição variou sazonalmente e ao longo do gradiente foi utilizado o escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), seguida por Análise de similaridade (ANOSIM) e análise de porcentagem de similaridade (SIMPER). Para avaliar quais variáveis ambientais influenciaram a riqueza de espécies e composição foi utilizado modelos lineares generalizados (GLMs) e análise de redundância (RDA), respectivamente. A lagoa perenizada apresentou maior riqueza (S = 142 spp.) do que as lagoas não perenizadas (S = 115 spp.), em ambas as áreas foi observado maior riqueza na cota terrestre quando comparada com a parte inundada do gradiente. A composição variou sazonalmente em ambas as áreas de estudo e ao longo do gradiente de inundação (p < 0,05). A riqueza da lagoa perenizada foi influenciada pela concentração de fósforo no solo, enquanto que nas lagoas não perenizadas foi influenciada pelo teor de matéria orgânica, pH da água e soma de bases. Com relação a composição florística, na lagoa perenizada, em ambos os períodos, esta foi influenciada pela concentração de fósforo, matéria orgânica, profundidade e soma de bases. Enquanto que nas lagoas não perenizadas apenas a composição observada durante a estação chuvosa foi influenciada por variáveis ambientais (profundidade, oxigênio dissolvido e temperatura). As formas de vida hemicriptófita e terófitas foram dominantes durante todo o estudo tanto na lagoa perenizada como nas não perenizadas. Desta forma, concluiu-se que a variação sazonal no ciclo hidrológico e a concentração de nutrientes do solo são os principais fatores que influencia a riqueza e composição florística da vegetação em lagoas perenizadas e não perenizadas do rio Pandeiros.

Palavras-chave: Sazonalidade, lagoas marginais, vegetação, barragens.

ABSTRACT

The construction of dams in floodplains can change the characteristics of aquatic environments, affecting the structure and dynamics of the plant community. The aim of this study was to evaluate the effect of perennialization and seasonality on the structure of the plant community along the flood gradient in seasonal lakes of the Pandeiros river in terms of composition, richness and life forms. This work was carried out in four lakes, where three did not undergo perennialization and one was perennialized. In each lake, permanent 30 m long transects were established, divided into four levels (aquatic, wet, flood, and terrestrial). In each transect, continuous plots of 1 m² were launched, where composition, vegetation cover, richness, limnological data (pH, depth, dissolved oxygen, temperature and electrical conductivity) and soil fertility data were collected. A rarefaction curve was used to assess differences in species richness between lakes and between quotas. To assess the floristic dissimilarity between the ponds and verify whether the composition varied seasonally and along the gradient, non-metric multidimensional scaling (NMDS) was used, followed by Similarity Analysis (ANOSIM) and Percentage Similarity Analysis (SIMPER). To assess which environmental variables influenced species richness and composition, generalized linear models (GLMs) and redundancy analysis (RDA) were used, respectively. The perennial lake presented greater richness ($S = 142$ spp.) than the non-perennial lakes ($S = 115$ spp.), in both areas greater richness was observed in the terrestrial level when compared to the flooded part of the gradient. Composition varied seasonally in both study areas and along the flood gradient ($p < 0.05$). The richness of the perennial pond was influenced by the concentration of phosphorus in the soil, while that in the non-perennial ponds was influenced by the organic matter content, water pH and sum of bases. Regarding the floristic composition, in the perennial lake in both periods it was influenced by the concentration of phosphorus, organic matter, depth and sum of bases. While in non-perennial lakes only the composition observed during the rainy season was influenced by environmental variables (depth, dissolved oxygen and temperature). The hemicryptophyte and therophyte life forms were dominant throughout the study in both the perennial and non-perennial lakes. Thus, it was concluded that the seasonal variation in the hydrological cycle and the concentration of soil nutrients are the main factors that influence the richness and floristic composition of vegetation in perennial and non-perennial lakes of the Pandeiros River.

Keywords: Seasonality, marginal lakes, vegetation, dams.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das lagoas selecionadas na bacia do Rio Pandeiros, situadas na região Norte do Estado de Minas Gerais.	26
Figura 2 – Lagoas sazonais do rio Pandeiros durante a estação seca do ano de 2020. A) e B) lagoa 1, C) lagoa 2 e D) lagoa 3.	28
Figura 3 – Dados meteorológicos da estação de Januária, MG no período de realização do estudo.	29
Figura 4 – Lagoa marginal lateral a Pequena Central Hidrelétrica Pandeiros, MG. A) visão área da PCH Pandeiros e sua lagoa marginal, B) PCH Pandeiros com vertimento de água em sua crista livre e C) lagoa lateral ao rio Pandeiros.	30
Figura 5 – Desenho amostral ilustrando a distribuição das transecções nas lagoas situadas à jusante e montante da PCH Pandeiros. A – distribuição dos transecções em um ângulo de aproximadamente 120°; B – ampliação do transecção mostrando o comprimento de cada cota.	31
Figura 6 – Formas de vida das plantas segundo o sistema de Raunkiaer (1934).	33
Figura 7 – Curva de rarefação de espécies observadas na lagoa perenizada e nas lagoas não perenizadas.....	49
Figura 8 – Riqueza das formas biológicas das macrófitas aquáticas encontradas nas lagoas sazonais não perenizadas e perenizada. ANF – anfíbias e EM – emergentes... 50	
Figura 9 – Curva de rarefação de espécies observadas nas lagoas não perenizadas durante a estação seca e chuvosa.	51
Figura 10 – Curva de rarefação de espécies observadas na lagoa perenizada durante a estação seca e chuvosa.	51
Figura 11– Curva de rarefação de espécies observadas ao longo do gradiente de inundação no grupo de lagoa perenizada(A) e nas lagoas perenizadas (B), respectivamente.	52
Figura 12 – Comparação da riqueza de espécies observadas ao longo do gradiente de inundação na lagoa perenizada e no grupo das lagoas não perenizadas. A) representa a cota aquática, B) cota inundável, C) cota úmida e D) cota terrestre.	54
Figura 13 – Ordenação pelo escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) das transecções, representando a composição de espécies da lagoa perenizada e do grupo de lagoas não perenizadas. As transecções na lagoa perenizada vão de 1 a 7, e do grupo não perenizada de 1 a 9.	55
Figura 14 – Resultado do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) da comunidade vegetal de lagoas sazonais do rio Pandeiros, MG para a estação seca e chuvosa. A) composição da lagoa perenizada e B) composição do grupo de lagoas não perenizadas. Os pontos representam as transecções.	56
Figura 15 – Representação gráfica das espécies que apresentaram a maior cobertura relativa (%) e foram dominantes durante a estação seca (A) e chuvosa (B), na lagoa perenizada.	57

Figura 16 – Representação gráfica das espécies que apresentaram a maior cobertura relativa (%) e foram dominantes durante a estação seca (A) e chuvosa (B), na lagoa não perenizada	58
Figura 17 – Resultado do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) das cotas representando a composição de espécies da lagoa perenizada e não perenizada. Os pontos representam as transecções. Houve a formação de grupos, pelo método de ordenação confirmadas pela ANOSIM ($p = 0,002$).....	59
Figura 18 – Curva ranking de abundância da comunidade vegetal das lagoas sazonais do rio Pandeiros. A) e B) representa a estação seca e chuvosa de lagoa perenizada, C) e D) representa a estação seca e chuvosa do grupo de lagoas não perenizadas, respectivamente.	60
Figura 19 – Resultado da Análise de Redundância (RDA) das transecções pertencentes as lagoas sazonais do rio Pandeiros. As transecções da lagoa perenizada estão representado por (o P) e o do grupo de lagoas não perenizadas por (● N) seguido pela numeração de suas respectivas transecções. As espécies estão representadas por (+).	75
Figura 20 – Resultado da Análise de Redundância (RDA) das transecções pertencentes a lagoa perenizada, para a estação chuvosa (A) e seca (B). As espécies estão representadas por (+).....	76
Figura 21 – Resultado da Análise de Redundância (RDA) das transecções pertencentes a lagoa não perenizada, para a estação chuvosa (A) e seca (B). As espécies estão representadas por (+)	77
Figura 22 – Resultado da Análise de Redundância (RDA) da composição das transecções pertencentes a lagoa perenizada (A), para as cotas aquática (P-1) e inundável (P-2) e pertencentes as lagoas não perenizadas (B), para as cotas aquática (N-1) e inundável (N-2). As espécies estão representadas por (+).	78

LISTA DE TABELA

Tabela 1– Localização geográfica das lagoas marginais e distância do rio Pandeiros, MG.....	27
Tabela 2 – Análise da cobertura vegetal, segundo a escala de Braun-Blanquet (1979)	32
Tabela 3- Lista de espécies com sua abundância (valor de cobertura), hábito e formas de vida, coletadas durante a estação seca e chuvosa em lagoas marginais do rio Pandeiros, Minas Gerais, Brasil. Hábito: Arb = arbusto, Sub = subarbusto, Erv = erva, Lia = Liana. Formas de vida: Ter = terófito, Fan = fanerófito, Cri – criptófito, Geo = geófito, Hemi = hemicriptófito e Cam = caméfito, NI = não identificado.....	40
Tabela 4 – Riqueza de espécies das formas biológicas de macrófitas aquáticas encontradas em lagoas sazonais do rio Pandeiros, MG.....	50
Tabela 5 – Variação da riqueza e diversidade ao longo do gradiente de inundação em lagoas não perenizadas e na lagoa perenizada	53
Tabela 6 – Frequência relativa das formas de vida encontradas nas cotas em lagoas sazonais do rio Pandeiros, durante a estação seca e chuvosa	62
Tabela 7 – Área de cobertura média das espécies que foram dominantes durante a estação seca e chuvosa na lagoa perenizada e no grupo de lagoas não perenizadas ...	64
Tabela 8 – Área de cobertura e distribuição das espécies dominantes ao longo do gradiente de inundação em lagoas sazonais do rio Pandeiros, MG	66
Tabela 9 – Variáveis limnológicas mensuradas em lagoas sazonais do rio Pandeiros, MG durante a estação seca e chuvosa.....	68
Tabela 10 – Resultado da análise química de amostras de solo coletadas em lagoas sazonais do rio Pandeiros, MG durante a estação seca e chuvosa.....	69
Tabela 11 – Comparação das características químicas do solo entre a lagoa perenizada e o grupo de lagoas não perenizadas, para a estação seca e chuvosa	70
Tabela 12 – Resultado dos modelos mistos lineares generalizados (GLMMs) com o modelo selecionado pelo AICc, indicando os preditores ambientais (efeito fixo) que influenciaram a riqueza de espécies nas lagoas sazonais (efeito aleatório = perenizada + não perenizada) do rio Pandeiros, MG	71
Tabela 13 – Resultado dos modelos lineares generalizados (GLMs) com os modelos selecionados pelo AICc, indicando os preditores ambientais que influenciaram a riqueza de espécies nas lagoas sazonais do rio Pandeiros, MG.....	73
Tabela 14 – Resultado dos modelos lineares generalizados mistos (GLMMs) com os modelos selecionados pelo AICc, indicando os preditores ambientais que influenciaram a riqueza de espécies ao longo do gradiente de inundação nas lagoas sazonais do rio Pandeiros, MG	74

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVO GERAL	18
2.1 Objetivos específicos	18
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3.1 Sistema rio-planície de inundação	19
3.2 Estrutura e dinâmica de comunidades vegetais em planícies de inundação	22
4 MATERIAL E MÉTODOS	26
4.1 Área de estudo	26
4.2 Seleção das lagoas	27
4.3 Descrição dos ambientes	28
4.3.1 Lagoas sazonais não perenizadas	28
4.3.2 Lagoa perenizada	29
4.4 Coleta de dados	30
4.4.1 Vegetação	30
4.4.2 Limnologia	33
4.4.2 Solo	33
4.5 Análise de dados	34
4.5.1 Riqueza e diversidade	34
4.5.2 Composição florística e cobertura	35
4.5.3 Distribuição espacial das espécies	38
4.5.4 Fatores ambientais que influenciam a estrutura da comunidade	38
5 RESULTADOS	40
5.1. Riqueza e diversidade	40
5.2 Composição florística, cobertura vegetal e formas de vida	54
5.2.1 Composição florística e cobertura vegetal	54
5.2.2 Formas de vida	60
5.3 Distribuição espacial das espécies	63
5.4 Preditores ambientais que influenciam a estrutura da comunidade	68
5.4.1 Variação sazonal e espacial dos preditores ambientais	68
5.4.2 Preditores ambientais x riqueza de espécies	71
5.4.3 Preditores ambientais x composição florística	75
6 DISCUSSÃO	79
7 CONCLUSÃO	91

8 FONTE DE FINANCIAMENTO.....	91
REFERÊNCIAS	92
APÊNDICE A.....	106
APÊNDICE B.....	110
APÊNDICE C.....	110
APÊNDICE D.....	111
APÊNDICE E.....	115
APÊNDICE F	118

1 INTRODUÇÃO

As planícies de inundação em ambientes tropicais são sistemas altamente produtivos e que apresentam elevada biodiversidade, sendo influenciadas principalmente pelos pulsos de inundações sazonais (WARD et al., 2016). Apesar da sua importância ecológica, a paisagem das planícies de inundação vem passando por intensas alterações, devido a mudanças no uso do solo e construção de Usinas Hidrelétricas (UHEs), impactando a vegetação circundante (LIMA et al., 2018).

As planícies de inundação refletem o comportamento do regime hidrológico de seus rios, sendo considerados ambientes dominados por distúrbio, devido à ação dos pulsos de inundação (BINO et al., 2015), responsáveis por criar um mosaico de corpos d'água conectados e desconectados, proporcionando um aumento da heterogeneidade ambiental (WANTZEN; JUNK; ROTHHAUPT, 2008). Entre os diversos ambientes aquáticos encontrados nessas planícies, podemos destacar as lagoas marginais, consideradas de grande importância para manutenção da biodiversidade (TRINDADE, 2016). A transição entre a estação seca e chuvosa causa mudanças nas características dessas lagoas, o que proporciona uma utilização sequencial do hábitat por diferentes espécies vegetais, e essa sequência cronológica de colonização pode gerar uma alta diversidade (WANTZEN; JUNK; ROTHHAUPT, 2008).

A alteração na composição florística dessas lagoas, pode ser mais evidente na Zona de Transição Aquático-Terrestre (ZTAT), devido a sua expansão e retração durante os ciclos de inundação (HEBB et al., 2013). Ao longo do gradiente de inundação, as espécies arbóreas podem ser utilizadas para delimitar a ZTAT, devido a sua limitação em tolerar condições de alagamento, apesar de existirem algumas espécies resistentes a essa condição (WANTZEN; JUNK; ROTHHAUPT, 2008). No entanto, essa delimitação pode ser menos evidente em grandes planícies de inundação como encontrada no bioma Amazônico, onde existe formações florestais (e.g. floresta de igapó) que permanecem inundadas por vários meses. Ao longo da ZTAT, algumas espécies podem apresentar ampla distribuição, pois já estão adaptadas (e.g. plasticidade fenotípica) a diferentes condições. Além dessas, em um extremo do gradiente de inundação estão as espécies verdadeiramente aquáticas e, no outro, plantas que ocorrem preferencialmente em ambientes não inundáveis (REBELLATO, 2010).

A dinâmica de cheias e secas causa flutuação no nível da água, formando gradientes de condições ambientais, sendo essa variação do nível da água considerada o principal filtro

ambiental que influencia o padrão de distribuição das espécies vegetais. Em ambientes caracterizados por inundações sazonais, a comunidade vegetal se distribui de acordo com a sua capacidade de tolerar ou responder mudanças na profundidade da água e de duração do tempo de inundação (RIIS; HAWES, 2002). Devido ao ciclo de vida curto, altas taxas de reprodução e rápida colonização, a vegetação herbácea é considerada a principal representante da dinâmica e sucessão ecológica em planícies de inundação, refletindo as condições ecológicas atuais daquele local (JUNK, 1997).

Além dos distúrbios naturais, existem estressores de origem antrópica que podem afetar a integridade do sistema rio-planície de inundação, como a construção de empreendimentos hidrelétricos, que afeta a conectividade do rio com sua planície de inundação (GRILL et al., 2015). A principal alteração ambiental desse tipo de empreendimento está relacionada com a fragmentação do rio e o controle das cheias, pois modifica o regime de inundação local afetando a vegetação circundante (JUNK, 1997; XIE et al., 2015).

Apesar do conhecimento sobre os impactos ambientais da construção de grandes UHEs estar bem consolidado na literatura (WINEMILLER et al., 2016; MORAN et al., 2018), o oposto é observado para os pequenos empreendimentos (por exemplo, Pequenas Centrais Hidroelétricas – PCHs) (FANTIN-CRUZ et al., 2016). Além disso, não há um consenso no meio científico sobre a gravidade dos danos ambientais que as pequenas instalações hidroelétricas podem causar (PREMALATHA et al., 2014). Um estudo realizado na China avaliou os efeitos biofísicos de pequenas e grandes barragens, considerando os danos ambientais causados pela quantidade de energia gerada em megawatt (KIBLER; TULLOS, 2013). Os autores verificaram que as pequenas barragens podem ter, proporcionalmente, um custo ambiental maior do que grandes empreendimentos quando considerado a diversidade de habitats afetados e modificações no regime hidrológico, pela quantidade de energia gerada.

Nesse contexto, quando consideramos os impactos ambientais, o custo financeiro de manter uma barragem operando e seu tempo de vida útil restante, alguns trabalhos apontam o descomissionamento (remoção) como uma alternativa viável (BELLMORE et al., 2016; ZARFL; LUCÍA, 2018). Nas últimas décadas a remoção de barragens vem sendo utilizada como uma ferramenta para restauração de rios (PEARSON; PIZZUTO; VARGAS, 2016). O descomissionamento de uma barragem é recomendado quando há perda de função, devido ao acúmulo de sedimentos no reservatório ou redução da capacidade de armazenamento de água,

e em lugares onde a possibilidade de recuperação do rio é alta (BELLMORE et al., 2016; FOLEY et al., 2017).

No Brasil, está sendo estudada a viabilidade do descomissionamento da PCH Pandeiros. Caso concretizado, será a primeira barragem da América do Sul a ser removida. Esta Pequena Central Hidrelétrica entrou em operação em 1958, operando a fio d'água com uma potência de produção de energia de 4,2 MW (LINARES; CALLISTO; MARQUES, 2018). A construção desta PCH alterou a dinâmica de uma lagoa marginal natural pré-existente, cujo nível da água apresentava uma variação sazonal. Com a criação da barragem, esta lagoa aumentou a sua extensão e passou a ser conectada permanentemente com o restante do reservatório criado pela PCH no rio Pandeiros. Isso levou a redução da flutuação natural do seu nível de água durante os ciclos de inundação da região, causando a sua perenização. Apesar desse impacto, existem várias lagoas ao longo da planície de inundação do rio Pandeiros que não foram afetadas pelo funcionamento da barragem e que flutuam sazonalmente ao longo dos ciclos de cheia e seca (SILVA, 2017).

A desativação da PCH em 2008, levou ao acúmulo de uma grande quantidade de sedimentos na barragem. Devido a inviabilidade do seu funcionamento e possibilidade de reconectar os trechos situados a jusante e montante, o descomissionamento da PCH Pandeiros é uma alternativa ecologicamente e economicamente viável, devido aos impactos ambientais causados e elevado custo de remoção do sedimento (SILVA, 2017). Diante desse cenário, o objetivo do presente estudo foi avaliar a estrutura e dinâmica sazonal da vegetação herbácea-arbustiva ao longo do gradiente de inundação em lagoas sazonais do rio Pandeiros em comparação com uma lagoa perenizada por sua conexão a um reservatório no rio Pandeiros.

Procuramos responder as seguintes questões: i) como a perenização afeta a riqueza, composição e distribuição da vegetação em lagoas sazonais?; ii) como a riqueza, composição e cobertura vegetal variam temporalmente e ao longo do gradiente de inundação em lagoas sazonais e na lagoa perenizada?; iii) como as características físico-químicas do solo e da água influenciam a riqueza de espécies nas lagoas marginais?; iv) quais formas de vida das plantas serão mais frequentes no período seco e chuvoso nas lagoas estudadas?

Nós hipotetizamos que: i) a lagoa perenizada possuirá maior riqueza quando comparada com as demais lagoas, devido as condições mais estáveis. Esperamos mudanças mais intensas na riqueza, composição e distribuição nas lagoas não perenizadas, devido a maior variação nas condições ambientais; ii) a composição e riqueza na lagoa perenizada não será influenciada pela sazonalidade, e com isso a estrutura da ZTAT será mais organizada. Enquanto que nas lagoas não perenizadas as alterações na composição, cobertura e riqueza

serão mais intensas, ocorrendo perda de espécies e redução na riqueza e diversidade durante a estação seca. A maior riqueza de será encontrada nas cotas inundável e úmida, devido à expansão e retração das margens das lagoas nas zonas de transição, o qual cria condições ambientais que possibilitam uma maior riqueza; iii) A riqueza de espécies será influenciada principalmente pela variação na profundidade e mudanças na fertilidade do solo, que serão influenciadas pela precipitação; iv) as formas de vida dominantes irão variar sazonalmente nas lagoas. Na estação seca esperamos uma prevalência de espécies fanerófitas e caméfitas, e na chuvosa esperamos um aumento na frequência de macrófitas aquáticas, com dominância de espécies terófitas e hemicriptófitas.

2 OBJETIVO GERAL

Avaliar comparativamente a estrutura e dinâmica da comunidade vegetal ao longo do gradiente ambiental das Zonas de Transição Aquático-Terrestre, na lagoa do reservatório e em lagoas aluviais do rio Pandeiros durante o período chuvoso e seco antes do descomissionamento da Pequena Central Hidrelétrica Pandeiros.

2.1 Objetivos específicos

- 1) Verificar os efeitos da perenização sobre a estrutura da vegetação em lagoas sazonais, avaliando comparativamente a composição, riqueza e diversidade ao longo do gradiente de inundação em lagoas sazonais não perenizada e perenizada.
- 2) Identificar as espécies e formas de vida dominantes na comunidade vegetal ao longo da Zona de Transição Aquático-Terrestre de cada lagoa marginal durante a estação seca e chuvosa.
- 3) Verificar a influência de variáveis ambientais (nutrientes do solo, pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica e profundidade) na estrutura da comunidade vegetal nas lagoas marginais.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Sistema rio-planície de inundação

As planícies de inundação são formadas através da ação fluvial, principalmente devido a deposição de sedimento, consistindo, em feições deposicionais do vale de um rio que está associada a um regime climático ou hidrológico da bacia de drenagem (ROCHA, 2011). Segundo Christofolletti (1980), as definições de planícies de inundação podem variar de acordo com: I) quanto a topografia, define-se como uma superfície relativamente uniforme, próxima ao rio; II) quanto a hidrologia, é determinada como uma superfície sujeita a inundações periódicas, III) e do ponto de vista geológico, é definida como a área de um vale fluvial coberta por materiais depositados pelas cheias.

Apesar da sua importância ecológica, até a década de 80 as planícies de inundação de regiões tropicais foram pouco estudadas tanto por ecólogos quanto por limnólogos, um dos motivos está relacionado à dificuldade de aplicação de terminologias desenvolvidas para ecossistemas lênticos e lóticos clássicos (lagos e rios) (JUNK, 1980). Segundo este autor, existia na época, uma tendência em tratar o ambiente aquático e terrestre nas planícies de inundação como sistemas separados, pois a complexa dinâmica que essas áreas possuem faziam com que os cientistas frequentemente se deparassem com situações fora da sua área de atuação normal. Nesse contexto, com o objetivo de compreender o funcionamento desses ambientes, foi proposta uma nova definição para planícies de inundação baseada em aspectos biológicos e no conceito do pulso de inundação (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989, p. 112). Assim, estes autores propuseram a seguinte definição:

As planícies de inundação são áreas que são periodicamente inundadas pelo transbordamento lateral de rios ou lagos e/ou por precipitação direta ou água subterrânea; o ambiente físico-químico resultante faz com que a biota responda por adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas, fenológicas e/ou etológicas, produzindo estruturas comunitárias características.

O conceito de pulso de inundação é baseado na expansão lateral do rio que ocorre durante o ciclo sazonal de inundação (PAIVA et al., 2014; LEIBOWITZ et al., 2018), proporcionando trocas de nutrientes, biomassa e energia (McINERNEY et al., 2017) entre o canal principal do rio e a planície inundada, aumentando a conectividade entre os habitats (THOMAZ; BINI; BOZELLI, 2007; BOZELLI et al., 2015). Esta interação do rio com sua

planície de inundação possibilita que, do ponto de vista hidrológico e biológico, esses ambientes sejam tratados como uma unidade indivisível, recebendo a denominação de “sistema rio-planície de inundação” (JUNK, 1989).

A dinâmica fluvial do sistema rio-planície de inundação possibilita a manutenção de ambientes lóticos e lênticos, sendo encontrada uma grande diversidade de habitats, como rios, tributários, zonas de transição, lagoas permanentes ou temporárias (ROCHA, 2011; HIGUTI et al., 2017). Entre estes ambientes, podemos destacar as lagoas marginais, que são formadas durante o período de estiagem, quando ocorre o isolamento entre o canal do rio e a planície (LUZ et al., 2009; CARVALHO, 2013), podendo ser formadas também através da contribuição de outros corpos d’água e pela água da chuva (GUIMARÃES, 2017). As lagoas formadas em planícies de inundação podem ser classificadas como sazonais, aquelas que permanecem secas durante parte do ano, e como permanentes, as lagoas que conseguem se manter com água durante a estação seca (WELCOMME, 1985).

Estas lagoas são reconhecidas pela sua importância ecológica, pois são utilizadas como sítios de alimentação e reprodução de peixes, podendo servir de abrigo para diversas espécies de aves (LIMA et al., 2010; TRINDADE, 2016). Além disso, essas lagoas possuem um importante papel na ciclagem de nutrientes que ocorre principalmente na área alagável (NAPIÓRKOWSKI et al., 2019), responsável pelo maior aporte de carbono nos grandes rios (MARCHESE et al., 2014). As áreas que oscilam entre a fase aquática e terrestre são denominadas Zonas de Transição Aquático-Terrestre (ZTAT) (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). Com a flutuação do nível da água, ocorre a expansão e retração das margens das lagoas nas ZTAT. Esta movimentação foi denominada por Junk (1989) como *moving littoral* (litoral móvel), o qual cria um mosaico de condições ambientais e habitats, responsáveis pela manutenção de uma elevada biodiversidade e produtividade (WANTZEN; JUNK; ROTHHAUPT, 2008; PINEL et al., 2018).

Até a década de 1980 os estudos realizados em planícies de inundação tratavam principalmente da influência do meio aquático sobre o ambiente terrestre, sendo escassos estudos mais abrangentes, tanto em regiões tropicais como em regiões temperadas (ESTEVES, 1998). No Brasil, entre as décadas de 50 e 80 diversos trabalhos foram realizados nos rios e várzeas amazônicas. Alguns destes estudos focavam na taxonomia, distribuição e produtividade em comunidades aquáticas, como fitoplâncton (SCHMIDT, 1973; FISHER, 1978; MARTINS, 1980) e macrófitas aquáticas (FITTKAU et al., 1975; BARRETT, 1977; FURCH; JUNK, 1980), enquanto outros visavam compreender como os pulsos de inundação

influenciavam organismos bentônicos e o zooplâncton (MARLIER, 1967; HARDY; ROBERTSON; KOSTE, 1984).

A planície do rio Amazonas foi intensamente estudada pelos autores supracitados. Além desta, outras grandes planícies de inundação como o Pantanal Mato-Grossense e as áreas alagáveis do rio Paraná são alvos de diversas pesquisas, sendo perceptível uma maior concentração de esforços científicos nessas regiões. No Pantanal, os estudos que investigam a comunidade vegetal focam na sua diversidade (POTT et al., 2011; BAO et al., 2018; COUTINHO et al., 2019), estrutura (CUNHA et al., 2012; AOKI et al., 2017), dinâmica (POTT; POTT, 2003; PIVARI; POTT; POTT, 2008; REBELLATO; CUNHA; FIGUEIRA, 2012) e distribuição (POTT et al., 1989; FERREIRA-JÚNIOR et al., 2016). Nesse contexto, o conhecimento sobre a influência do ciclo sazonal de cheias e secas na vegetação em grandes planícies de inundação, pode ajudar a compreender como essa sazonalidade afeta a estrutura e dinâmica da comunidade vegetal em outras planícies de inundação.

Apesar da importância ecológica, as planícies de inundação vem sendo intensamente modificadas pelas ações antrópicas, promovendo alterações na cobertura do solo e no regime hidrológico dos rios, o que é evidenciado pela conversão de áreas alagadas em pastagens, e construção de empreendimentos hidrelétricos (TIMPE; KAPLAN, 2017). Entre as consequências da instalação deste tipo de empreendimento, estudos mostram que a construção de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) em um mesmo rio podem alterar a descarga de nutrientes e materiais em suspensão, interferindo na ciclagem de nutrientes na planície (ALHO; SABINO, 2012). Além disso, a regularização artificial da vazão altera o regime hidrológico natural dos rios, devido a sua interferência na magnitude, frequência e duração das cheias (GERGEL, 2002; ARIAS et al., 2014), o que pode tornar os ambientes menos variáveis em comparação com a situação original (ROLLS; BOND, 2017).

Nesse contexto, o funcionamento da barragem diminui a variação na vazão do rio, reduzindo a frequência e duração das inundações, afetando a expansão lateral do rio. Isso pode fazer com que lagoas conectadas permanentemente com o canal principal do rio, possuam uma flutuação mais estável. Devido à diminuição da alimentação lateral do rio, tornando essas lagoas menos susceptíveis às variações naturais, que ocorrem durante os ciclos sazonais de cheia e seca (HENRY, 2005). De acordo com este autor, essa alteração pode favorecer a colonização de macrófitas aquáticas invasoras como *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, cujo o desenvolvimento está associado a ambientes com características lênticas, além de favorecer o processo de terrestrialização das margens das lagoas e do reservatório.

O conhecimento sobre os impactos ambientais da construção de grandes hidrelétricas está bem consolidado na literatura, entretanto, o oposto é observado no caso de pequenos empreendimentos como PCHs (PREMALATHA et al., 2014). No entanto, quando se trata sobre a avaliação da viabilidade da remoção de empreendimentos hidrelétricos é possível observar uma maior quantidade de estudos relacionados a pequenas barragens, pois essas possuem uma menor visibilidade e atraem menos interesse público do que as grandes hidrelétricas (BELLMORE et al., 2016). É importante destacar que esses estudos focam principalmente nas alterações hidrológicas que irão acontecer caso a remoção seja realizada, existindo uma lacuna sobre os possíveis impactos ecológicos (BELLMORE et al., 2016).

Mbaka e Mwaniki (2015) ao revisarem os efeitos dos pequenos barramentos na comunidade de macroinvertebrados, verificaram que os estudos que abordam os efeitos ecológicos destes empreendimentos são escassos. Isso evidencia a importância da realização de trabalhos que avaliem o impacto ambiental de empreendimentos hidrelétricos de pequeno porte, principalmente em áreas de conservação e prioritárias para a biodiversidade (KIBLER; TULLOS, 2013).

3.2 Estrutura e dinâmica de comunidades vegetais em planícies de inundação

Em planícies de inundação o funcionamento ecológico do ecossistema, bem como a estrutura e dinâmica da comunidade vegetal são direcionados pelo pulso de inundação (TSHEBOENG; BONYONGO; MURRAY-HUDSON, 2014). A duração, frequência e amplitude destes pulsos fazem com que ele atue como um forte filtro ambiental, selecionando as espécies adaptadas a colonizar as áreas de transição (WANTZEN; JUNK; ROTHHAUPT, 2008), afetando a distribuição e riqueza de espécies vegetais (BUDKE; JARENKOW; OLIVEIRA-FILHO, 2010). Junk et al. (1989) consideram o pulso de inundação como:

A principal força direcionadora responsável pela existência, produtividade e interações da biota em sistemas rio-planície de inundação, onde um pulso previsível de longa duração gera adaptações e estratégias que propiciam o uso eficiente dos atributos da zona de transição aquática/terrestre.

Estudos realizados no Pantanal Mato-Grossense suportam que a dinâmica de inundação é o principal fator estruturante das comunidades vegetais em planícies de inundação (SCREMIN-DIAS; LORENZ-LEMKE; OLIVEIRA, 2011; CATIAN et al., 2018).

Entre as estratégias utilizadas pelas plantas aquáticas tanto em lagoas temporárias de regiões semiáridas, como em ambientes sujeitos a pulsos de inundação estão: i) plasticidade morfológica entre os ciclos de inundação, ii) utilização de estratégias reprodutivas mistas, podendo se propagar sexualmente ou clonalmente através de brotamentos de rizomas, iii) produção e formação de bancos de sementes no solo, as quais permanecem latentes durante a estação seca, possibilitando que essas plantas resistam as condições adversas (COELHO; LOPES; SPERBER, 2005; NEVES, 2007).

De acordo com Bao et al. (2018), as espécies que vivem em ambientes sazonalmente alagados podem apresentar três tipos de estratégias de germinação, que variam de acordo com a umidade do solo. A primeira estratégia está relacionada às condições de alagamento, que estimula a germinação de espécies aquáticas e anfíbias, enquanto que as sementes de espécies terrestres permanecem no banco de sementes do solo esperando condições favoráveis a sua germinação. A segunda estratégia adotada pelas espécies, é observada em situações após a inundação, quando ocorre uma rápida colonização de espécies anuais anfíbias e terrestres. A última estratégia está relacionada a áreas onde o solo retém umidade suficiente para viabilizar a germinação de espécies terrestres perenes. Estas diferentes estratégias afetam profundamente a estruturação da comunidade vegetal.

Durante o período de estiagem, a redução do nível da água em lagoas marginais atua como fator de estresse na comunidade de macrófitas aquáticas, que se torna mais intenso com a duração do evento, causando a morte da vegetação aquática por dessecação (BORNETTE; PUIJALON, 2011). Os indivíduos de algumas espécies como *Pontederia lanceolata* Nutt. após a frutificação e produção de sementes, começam a reduzir de tamanho no início do período seco, morrendo durante essa fase (PENHA; SILVA; BIANCHINI-JÚNIOR, 1999). Uma estratégia reprodutiva similar foi observada em *Salvinia auriculata* Aubl., que apresenta rápido crescimento vegetativo na fase da cheia, e quando o nível da água começa a reduzir, há um aumento na quantidade de rametes com esporocarpos, estas estruturas irão permanecer dormentes na fase da seca, possibilitando o reestabelecimento da espécie no início do próximo ciclo (COELHO; LOPES; SPERBER, 2005).

A decomposição da vegetação aquática na estação seca, faz com que ocorra liberação de nutrientes para o solo aumentando a sua fertilidade (POTT; POTT, 2003; CATIAN et al., 2018). Esses nutrientes poderão ser utilizados pela vegetação herbácea terrestre e espécies anfíbias mais adaptadas as condições secas, que irão se desenvolver nas áreas anteriormente ocupadas pela comunidade aquática, promovendo a ciclagem de nutrientes durante a estação seca (JUNK, 1997). Na fase da cheia, o aumento do nível da água nas lagoas favorece

espécies adaptadas às condições de alagamento, como plantas aquáticas e anfíbias anuais, em detrimento de espécies que não toleram essas condições (BAO et al., 2018).

Muitas espécies vegetais terrestres, não possuem adaptações (e.g. presença de aerênquima) para tolerar as restrições das condições de alagamento, como solos encharcados em diferentes profundidades e baixa disponibilidade de luz, o que frequentemente leva a exposição dos órgãos vegetativos a condições anóxicas (SANTANA; CATIAN; SCREMIN-DIAS, 2019). Nesta condição, pode ocorrer perda de função ou quebra no sistema radicular, afetando o desenvolvimento da planta, podendo levar a morte do indivíduo (SCREMIN-DIAS; LORENZ-LEMKE; OLIVEIRA, 2011). O ciclo de inundação cria um gradiente de distúrbio ao longo das ZTAT, onde as características do pulso (frequência, duração e amplitude) afetam a riqueza, biodiversidade e a distribuição das espécies vegetais, através da inibição da germinação, crescimento e reprodução das plantas (ZHANG; LIU; WANG, 2015).

Uma pesquisa realizada na planície de inundação do rio Yangtze na China verificou que os lagos que estavam desconectados do rio, devido a construção de comportas, apresentaram composição similar e maior riqueza que o lago que mantinha conectividade com o rio. Esse resultado foi atribuído a maior amplitude de flutuação do nível da água nos lagos desconectados quando comparado ao conectado, o que refletiu na composição, riqueza e distribuição das espécies (ZHANG; LIU; WANG, 2015).

As plantas que vivem em lugares que apresentam grande variabilidade ambiental, como lagoas sazonalmente secas, apresentam adaptações (e.g. ciclos reprodutivos curtos, altas taxas reprodutivas, produção de sementes e esporos resistentes à seca e inundações, plasticidade fenotípica e formação de aerênquimas em raízes) e formas de vida que refletem sua capacidade de responder a distúrbios ambientais, como secas severas ou inundações intensas (REBELLATO; CUNHA; FIGUEIRA, 2012). As formas de vida também denominadas como formas biológicas, são consideradas como um resultado da interação entre fatores ambientais (profundidade e umidade do solo) e biológicos (predação e competição) (GHAFARI et al., 2018).

Nesse contexto, as formas de vida podem ser utilizadas para organizar as espécies em grupos que apresentam estratégias similares e respondem de maneira semelhante a determinada condição ambiental, além de permitir analisar a estrutura da vegetação (TARHOUNI; HMIDA; NEFFATI, 2017). Raunkiaer (1934) elaborou um sistema de classificação das espécies vegetais, baseado na proteção da gema vegetativa contra danos e situações adversas. Esse sistema organiza as espécies em grupos de formas de vida, as principais são classificadas em: D) fanerófitas - plantas lenhosas, que possuem as gemas

vegetativas acima de 30 cm de altura do solo. Geralmente são espécies arbóreas e arbustivas, podendo ser encontradas também lianas e epífitas; II) caméfitas - plantas sublenhosas ou herbáceas, que possuem as gemas vegetativas situadas acima da superfície do solo, mas abaixo de 25 cm de altura. As gemas costumam ser protegidas por estruturas como catáfilos e folhas verticiladas. Durante a estação desfavorável elas são protegidas por estruturas aéreas mortas. É uma forma de vida típica de campos alagáveis; III) criptófitas - plantas que possuem as gemas vegetativas abaixo do solo, situadas no sistema subterrâneo (bulbos, tubérculos e rizomas). Devido ao fato das gemas ficarem enterradas, elas se tornam menos susceptíveis as condições desfavoráveis, o oposto é observado na parte aérea, que tende a secar completamente nessas condições; IV) hemicriptófitas - espécies herbáceas, com gemas vegetativas situadas no nível do solo, podendo serem protegidas por folhas, bainhas foliares ou serrapilheira. Geralmente crescem em roseta, protegendo as gemas na base da folha. Essas espécies são encontradas principalmente em áreas campestres de ambientes que apresentam uma forte sazonalidade, como nos climas temperados e V) terófitas - espécies anuais, cujo o ciclo de vida é concluído durante a estação favorável, persistindo na forma de sementes dormentes durante condições desfavoráveis. Geralmente ocorrem em ambientes que possuem um forte déficit hídrico.

Devido ao fato da comunidade vegetal ser composta por um conjunto de formas de vida, o sistema criado por Raunkiaer possibilita uma descrição da vegetação de acordo com suas adaptações principalmente ao clima, o que contribui para compreender como as comunidades se desenvolvem e respondem as mudanças no ecossistema (TARHOUNI; HMIDA; NEFFATI, 2017).

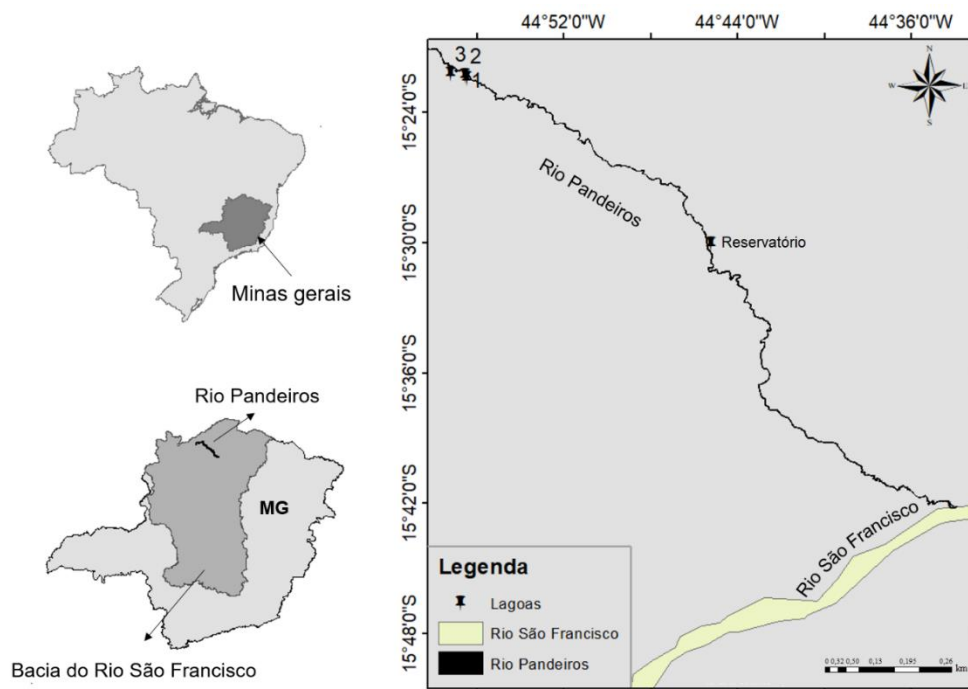
No contexto das lagoas marginais do rio Pandeiros, as formas de vida podem possibilitar uma compreensão sobre como a PCH influenciou a maneira com que as espécies respondem as variações sazonais na lagoa marginal lateral à barragem permitindo uma comparação das estratégias utilizadas pelas plantas que habitam lagoas que não possuem influência da barragem, possibilitando inferir sobre os efeitos da sazonalidade na estrutura da vegetação.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O rio Pandeiros é um importante afluente do rio São Francisco, situado na sua margem esquerda, com aproximadamente 145 km de extensão (LINARES; CALLISTO; MARQUES, 2018). A sua vazão média é de 8 m³/s durante a estação seca e 24 m³/s no período chuvoso (LOPES et al., 2010). A sua Bacia Hidrográfica está localizada na região Norte do estado de Minas Gerais (Figura 1), abrangendo os municípios de Januária, Bonito de Minas e Cônego Marinho (ALMEIDA, 2016).

Figura 1 – Localização das lagoas selecionadas na bacia do Rio Pandeiros, situadas na região Norte do Estado de Minas Gerais.



Fonte: Arquivo pessoal

A área de estudo está inserida em uma região que apresenta grande importância ecológica, pois além do rio Pandeiros ser considerado um berçário para o rio São Francisco, é nessa região que está localizado o pantanal mais expressivo do estado, sendo considerado prioritário para conservação do bioma Cerrado (PIVARI; VIANA; LEITE, 2013). Como resultado dessa importância, em 1995, a Bacia Hidrográfica do rio Pandeiros foi transformada

em uma Área de Preservação Ambiental com 380.000 hectares, e posteriormente em 2004 a região do Pantanal foi transformada em Refúgio da Vida Silvestre, com 6.102,75 hectares (BETHONICO, 2009).

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é tropical, quente e seco, com temperatura média anual de 26,8°C, e precipitações irregulares que variam de 900 mm a 1200 mm, com chuvas concentradas entre os meses de dezembro e fevereiro (MENINO et al., 2012; ÁVILA et al., 2016). A Bacia Hidrográfica do Rio Pandeiros possui vários tipos de solo, variando de Latossolo vermelho-amarelo a Cambissolo, sendo predominante na região de estudo o Neossolo Quartzarenico (DIAS, 2017).

A área de estudo consiste em quatro lagoas marginais localizadas na planície de inundação do rio Pandeiros, situadas a montante da Pequena Central Hidroelétrica (PCH) de Pandeiros. Das quatro lagoas situadas a montante da PCH, uma não possui conexão com o rio Pandeiros, duas apresentam conectividade temporária com o rio durante a estação chuvosa e apenas uma possui conectividade permanente, que consiste na lagoa lateral que foi perenizada devido a construção da PCH.

4.2 Seleção das lagoas

A seleção das lagoas marginais foi realizada através de uma análise de imagens de satélite utilizando o software *Google Earth* (GOOGLE, 2009). Foram selecionadas 4 lagoas (3 sazonais não perenizadas e 1 perene) distribuídas a montante da barragem, localizadas dentro de um raio de 30 km de distância da PCH de Pandeiros (Figura 1). A escolha das lagoas visou abranger aquelas em que o nível e a conectividade com canal principal do rio fosse influenciada pela sazonalidade (Tabela 1).

Tabela 1– Localização geográfica das lagoas marginais e distância do rio Pandeiros, MG.

Lagoas	Área (m ²)	Distância do rio (m)	Coordenadas geográficas	
			Latitude	Longitude
1	1,187	75 m	15°22'17.60"S	44°56'30.64"O
2	2,600	20 m	15°22'23.41"S	44°56'26.97"O
3	6,880	160 m	15°22'12.61"S	44°57'10.94"O
Perenizada	55,508	80 m	15°30'03" S	44°45'11" O

As lagoas selecionadas, com exceção da lagoa lateral à barragem, estão sujeitas a um regime natural de inundação, com flutuações no nível da água ocorrendo sazonalmente. Na

lagoa lateral à barragem essas flutuações não são observadas, pois a sua variação hidrométrica era controlada pelo funcionamento da PCH, sendo que com a suspensão da operação, a lagoa lateral passou a apresentar pequena flutuação no nível da água, sendo pouco influenciada pela sazonalidade (SOUZA, 2016).

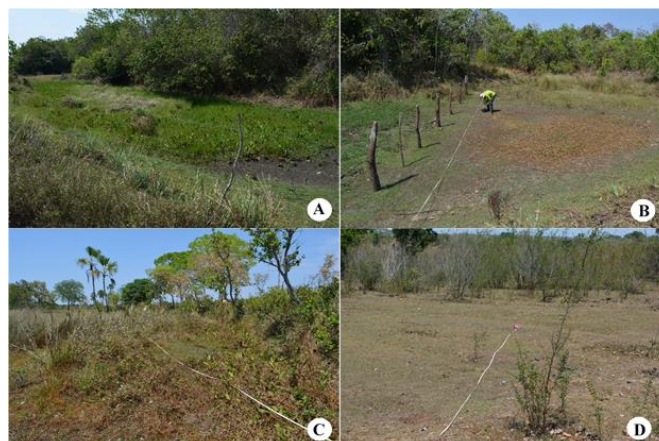
4.3 Descrição dos ambientes

4.3.1 Lagoas sazonais não perenizadas

As lagoas que apresentam flutuação sazonal do nível da água estão localizadas a montante da barragem a aproximadamente 30 km de distância da PCH Pandeiros. A área de estudo que foi denominada por lagoa 1 abrange uma área de 1.187 m², consistindo em um meandro abandonado deste rio, estando localizada a aproximadamente 75 m de distância do canal principal do rio (Tabela 1). As lagoas 2 e 3 estão situadas a 177,80 e 950 metros de distância da primeira lagoa respectivamente, estas lagoas são formadas por uma depressão no terreno, sendo inundadas durante a estação chuvosa, principalmente nos meses de janeiro e fevereiro, quando a precipitação é mais intensa. Essa inundação permite a conexão com o rio Pandeiros, como observado apenas para as lagoas 1 e 2. Durante essa estação há a formação de um ambiente aquático lântico, colonizado principalmente por macrófitas aquáticas.

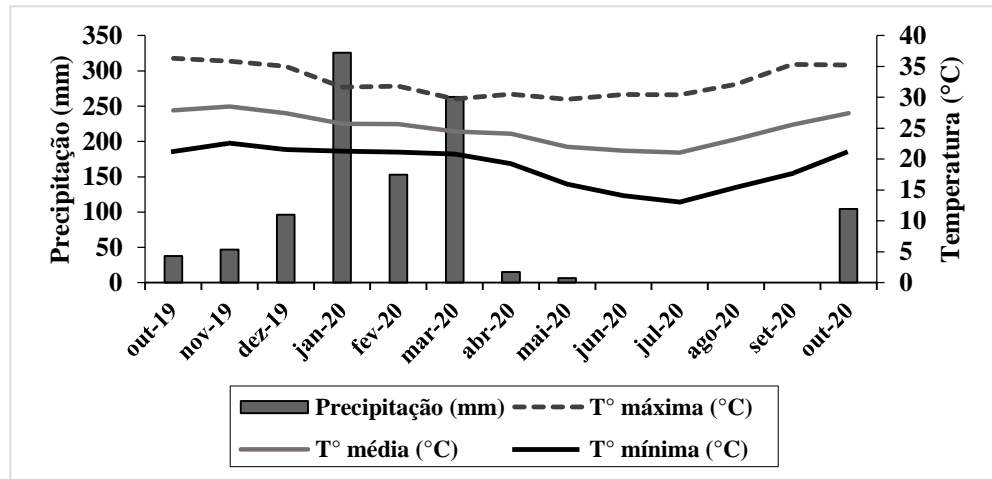
A estação seca na região é prolongada, com isso parte da vegetação morre em decorrência do forte déficit hídrico e temperaturas elevadas. Apesar das condições adversas, nas áreas onde há o acúmulo de água durante a estação chuvosa, o solo permanece com bastante umidade, escuro e rico em matéria orgânica, sendo capaz de manter viva algumas espécies de plantas aquáticas, mesmo que por um curto período de tempo (Figura 2). Enquanto que nas regiões que circundam as lagoas é observado um solo mais arenoso e seco.

Figura 2 – Lagoas sazonais do rio Pandeiros durante a estação seca do ano de 2020. A) e B) lagoa 1, C) lagoa 2 e D) lagoa 3.



O período em que o estudo foi realizado pode ser caracterizado por temperaturas elevadas com máxima de 36,30°C. Em 2020 ocorreram chuvas intensas na região, que se prolongaram até o mês de março (Figura 3). Isso possibilitou que o solo das lagoas não perenizadas ainda mantivessem umidade no período em que as coletas foram realizadas.

Figura 3 – Dados meteorológicos da estação de Januária, MG no período de realização do estudo.



4.3.2 Lagoa perenizada

A lagoa lateral à barragem, conhecida regionalmente por lagoa do reservatório ou reservatório, é uma área pré-existente a construção da PCH. Antigamente essa lagoa apresentava uma variação hidrométrica sazonal e conectividade com o rio que variava ao longo do ano, apresentando uma flutuação similar as demais áreas úmidas da planície de inundação do rio Pandeiros. Entretanto, em decorrência da construção da PCH Pandeiros ocorreram algumas mudanças nessa lagoa, como a ampliação da sua extensão, abrangendo atualmente uma área de 28 hectares. A expansão da sua área levou a formação de um canal que a conectou permanente com o rio Pandeiros, levando a sua perenização (Figura 4).

No entorno da lagoa, há propriedades de pequenos produtores rurais que obtém água desta lagoa para irrigar as suas plantações e encontram nessa área um ambiente mais propício para a criação de gado. Nesse contexto, algumas áreas da lagoa encontram-se antropizadas, com supressão da vegetação para criação de pasto e/ou cultivo de hortaliças, sendo observado na vegetação do entorno espécies nativas e exóticas.

Figura 4 – Lagoa marginal lateral a Pequena Central Hidrelétrica Pandeiros, MG. A) visão aérea da PCH Pandeiros e sua lagoa marginal, B) PCH Pandeiros com vertimento de água em sua crista livre e C) lagoa lateral ao rio Pandeiros.



Fonte: Arquivo pessoal

4.4 Coleta de dados

4.4.1 Vegetação

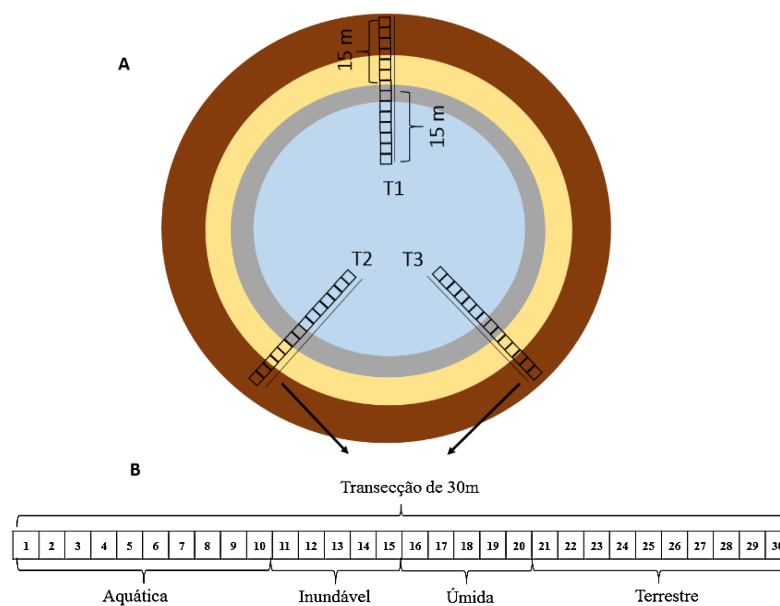
Foram realizadas quatro expedições amostrais entre outubro de 2019 e outubro de 2020, abrangendo as estações seca e chuvosa. A amostragem da vegetação foi realizada através do estabelecimento de transecções ao longo das Zonas de Transição Aquático-Terrestre em cada lagoa estudada. A variação no tamanho das lagoas dificultou a padronização do número de transecções que seriam estabelecidas. Dessa forma, como a lagoa do reservatório da PCH de Pandeiros possui maior área, a avaliação da vegetação seguiu a metodologia utilizada previamente por Silva (2017). A mesma metodologia foi aplicada às 3 lagoas não perenizadas, no entanto, adaptamos o número de transecções devido ao menor tamanho das lagoas.

Cada transecção possui 30 metros de comprimento e 1 metro de largura, com 15 metros situado no ambiente terrestre e 15 metros no interior da lagoa. A extensão das transecções foi dividida em 4 cotas: aquática, inundável, úmida e terrestre (Figura 5).

Na lagoa do reservatório, foi dada continuidade a pesquisa iniciada por Silva (2017), onde foi realizado a reamostragem de 7 transecções permanentes estabelecidas anteriormente,

distando um mínimo de 200 m entre si. Nas demais lagoas, devido ao seu menor tamanho o número de transecções foi reduzido para 3, sendo estas transecções equidistantes entre si formando um ângulo de aproximadamente 120° (Figura 5). No total foram feitas 7 transecções na lagoa perenizada e 9 nas não perenizadas.

Figura 5 – Desenho amostral ilustrando a distribuição das transecções nas lagoas situadas à montante da PCH Pandeiros. A – distribuição das transecções em um ângulo de aproximadamente 120° ; B – ampliação da transecção mostrando o comprimento de cada cota.



Legenda: Marrom escuro – cota terrestre; Amarelo claro – cota úmida; Cinza – cota inundável; Azul – cota aquática. Os quadrados representam as parcelas amostrais de 1 m^2 lançadas em cada transecção.

Em cada transecção foram lançadas parcelas contínuas de $1 \times 1\text{ m}$ e nessas parcelas foram identificadas e quantificadas todas as espécies vegetais. A quantificação das abundância das espécies foi realizada pela sua cobertura vegetal (visual e em porcentagem) tendo como base a projeção horizontal da espécie de acordo com a escala de Braun-Blanquet (1979) (Tabela 2). A cobertura vegetal de cada espécie contida nas parcelas foi estimada independente das outras, dessa forma pode ser que seu valor final em determinadas parcelas exceda 100%, devido a sobreposição de plantas (REBELLATO; CUNHA, 2005).

Tabela 2 – Análise da cobertura vegetal, segundo a escala de Braun-Blanquet (1979).

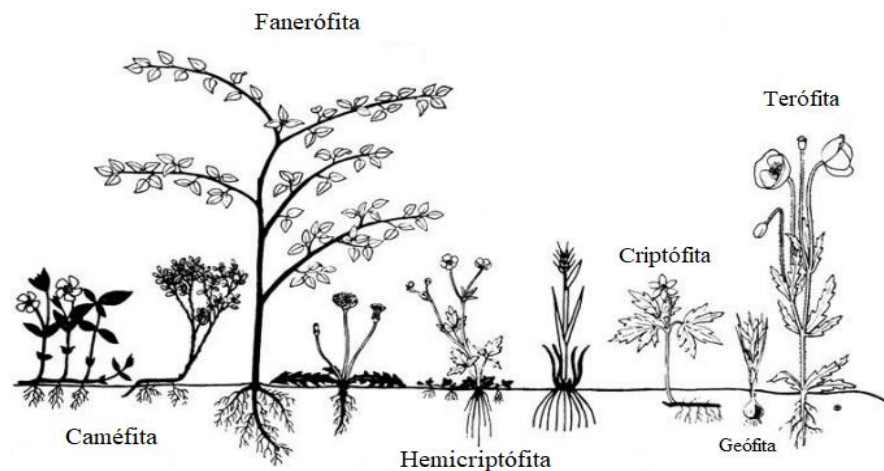
Característica da Cobertura	Índice	Cobertura vegetal (%)
Pequena e rara	R ou +	< 1%
Esporádica e indivíduos pequenos	1	< 5%
Rala, com pequenos indivíduos	2	> 5 e < 25%
Dispersa, com numerosos indivíduos	3	≥ 25 e 50%
Descontínua ou em grande número	4	≥ 50 ou < 75%
Contínua ou quase contínua	5	≥ 75%

Fonte: Silva (2017).

Todos os espécimes coletados passaram por técnicas usuais de herborização e posteriormente serão incorporados ao Herbário ESAL da Universidade Federal de Lavras (UFLA), MG. Para a identificação das espécies foram realizadas comparações com exsicatas de espécimes da coleção do herbário da UFLA, além da utilização de sinopses taxonômicas e consulta a especialistas. A sua classificação teve como base o Angiosperm Phylogeny Group IV para as angiospermas e Pteridophyte Phylogeny Group I (2016) para pteridófitas. A amostragem de macrófitas aquáticas consistiu na coleta de espécimes que apresentavam estruturas vegetativas e/ou reprodutivas, o material coletado foi prensado e seco em estufa a 60°C por 72 horas (COOK et al., 1974).

Visando inferir as estratégias de sobrevivência utilizadas pelas plantas no período seco e chuvoso, as espécies foram separadas em formas de vida e classificadas segundo o sistema de Raunkiaer (1934) (Figura 6) que diferencia as plantas pela posição e proteção das gemas e brotos durante as condições adversas. Para este estudo foi considerado a classe das lianas, inserida na revisão realizada por Braun-Blanquet (1979). De acordo com a classificação de Raunkier (1934) as plantas podem pertencer a cinco classes principais: Fanerófitas, Caméfitas, Hemicriptófitas, Criptófitas e Terófitas (Figura 6).

Figura 6 – Formas de vida das plantas segundo o sistema de Raunkiaer (1934).



Fonte: Adaptado de Raunkiaer (1934).

4.4.2 Limnologia

Em cada parcela lançada na cota aquática e inundável de todas as transecções estabelecidas nas lagoas marginais foram mensuradas as seguintes variáveis limnológicas no momento de coleta: profundidade da coluna d'água (m) obtida através da utilização de uma vara graduada, oxigênio dissolvido (mg/L), temperatura (°C), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e o pH, os últimos quatro parâmetros foram obtidos através de um medidor multiparâmetro modelo YSI 556 MPS. Cada mensuração foi realizada na estação seca e chuvosa.

4.4.3 Solo

Visando verificar a influência da fertilidade do solo na estrutura e dinâmica da vegetação, em cada transecção foram realizadas três amostragens de solo (a 5 m, 15 m e 25 m) durante a estação seca e chuvosa com o auxílio de um trado manual. Essas amostras foram misturadas formando uma amostra composta por transecção, totalizando 7 amostras para a lagoa do reservatório e 3 amostras para cada lagoa marginal, sendo obtido ao final da coleta 25 amostras de solo. As análises de fertilidade (pH, fósforo, soma de Bases ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^{+} + \text{Na}^{+}$), teor de matéria orgânica e textura (porcentagem de argila e areia) foram quantificadas e analisadas pelo Laboratório comercial 3 RLab, localizado em Lavras, Minas Gerais.

4.5 Análise de dados

Como as lagoas não perenizadas apresentam um tamanho reduzido quando comparada com a lagoa perenizada, e conseqüentemente, um menor número de transecções e parcelas, para a realização das análises foram reunidos os dados contidos em todas as lagoas não perenizadas, como uma forma de tornar viável a comparação com a lagoa perenizada. Dessa forma, as lagoas sazonais não perenizadas passaram a ser referidas no presente estudo como o grupo de lagoas não perenizadas.

4.5.1 Riqueza e diversidade

Para verificar o efeito da perenização e sazonalidade na estrutura da comunidade em termos de riqueza de espécies, foram realizadas curvas de rarefação por interpolação e extrapolação. Além disso, a escolha dessa técnica se deve ao fato de que como as áreas de estudo possuem esforço amostral diferente, a rarefação permite a comparação entre a amostra menor (lagoa perenizada que apresenta sete transecções e 210 parcelas) com a amostra maior (grupo das sazonais, com nove transecções e 270 parcelas) sem perda de unidades amostrais no caso da amostra maior (DE PAULA, 2015).

Para a realização dessa análise, foi construído uma matriz contendo os dados de incidência das espécies, que representa o número de parcelas nas quais a espécie está presente (MAGURRAN, 2013). Para verificar mudanças na riqueza de espécies entre as estações, foi construída uma matriz contendo os dados de incidência de todas as espécies que ocorreram em cada estação, esta análise foi realizada tanto para o grupo de lagoas não perenizadas, quanto para a perenizada. Na comparação da riqueza entre as áreas de estudo e entre as cotas, os dados da estação seca e chuvosa foram agrupados. Nesse agrupamento, as ocorrências das espécies em cada parcela foram contabilizadas apenas uma vez. Nos casos em que a espécie tenha ocorrido na mesma parcela tanto na estação seca como na chuvosa foi considerado apenas uma ocorrência, isso foi realizado a fim de evitar superestimativas.

As comparações foram realizadas para tamanhos amostrais padronizados quanto à incidência das espécies (CHAO; MA; HSIEH, 2016). Para esta análise foi utilizada a ordem $q = 0$ da série de Hill, que equivale a riqueza de espécies (CHAO et al., al 2014). Para a realização dessas análises foi utilizado o intervalo de confiança de 95%, Bootstrap de 50 repetições, número de *knots* entre 40 e 50, e *endpoint setting* = o número máximo de parcelas

de cada lagoa e de cada cota. Essas análises foram realizadas no programa iNEXT online (CHAO; MA; HSIEH, 2016).

Na análise de diversidade foram calculados os índices de Shannon-Wiener (H') (MAGURRAN, 1988), utilizando o valor de cobertura como dado de abundância das espécies (URAMOTO; WALDER; ZUCCHI, 2005), e calculado a equabilidade de Pielou, tanto para as estações quanto para as cotas. Essas análises foram realizadas no programa estatístico R (R Core Team, 2016) utilizando o pacote VEGAN (OKSANEN et al., 2011).

4.5.2 Composição florística e cobertura

Para avaliar alterações sazonais na composição florística e ao longo do gradiente de inundação no grupo de lagoas não perenizadas e na lagoa perenizada, foram utilizados parâmetros fitossociológicos (frequência absoluta e relativa, cobertura relativa, área de cobertura e valor de cobertura) obtidos durante a estação seca e chuvosa de cada área de estudo. Esses parâmetros foram obtidos através da utilização de dados de composição florística e grau de cobertura vegetal dos indivíduos de acordo com o proposto por Rebellato e Cunha (2005):

i) Frequência:

Frequência absoluta: FA (%)

$$FA = \frac{pi}{P} * 100$$

Onde:

pi = número de parcelas com ocorrência da espécie i

P = número total de parcelas

Frequência relativa: FR (%)

$$FR = \frac{FAi}{\sum FA} * 100$$

Onde:

FAi = frequência absoluta de determinada espécie

$\sum FA$ = somatório da frequência absoluta de todas as espécies amostradas

ii) Dados de cobertura

Valor de cobertura (%)

$$VC = \frac{AC}{AT} * 100$$

Onde:

AC = área de cobertura

$$AT = \sum apk$$

Área de cobertura (m²)

$$ACi = \sum (gck * apk \div 100)$$

Onde:

gck = cobertura média (%)

apk = área da parcela k (m²)

Cobertura relativa (%)

$$CR = \frac{CAi}{\sum CA} * 100$$

Onde:

CAi = Cobertura absoluta da espécie i

$\sum CA$ = somatório da cobertura absoluta de todas as espécies

A fim de compreender variações na composição florística e observar possíveis mudanças na estrutura da comunidade entre os diferentes períodos (seca e chuvas) e ao longo do gradiente de inundação ou seja, entre as cotas, foi realizado o Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS – *Non-metric Multidimensional Scaling*) (COX e COX, 2001), utilizando o coeficiente de Bray-Curtis para construir a matriz de similaridade, adotando o seguinte valor de ajuste $0,05 \leq \text{Stress} < 0,2$ para o NMDS (CLARKE, 1993). Para a execução do NMDS, foi realizado a remoção de espécies raras, esse procedimento é recomendado para a realização de análises de ordenação, pois a presença dessas espécies pode causar redundância no conjunto de dados, devido à baixa probabilidade de ocorrência e abundância. Dessa forma, sua exclusão não afeta a capacidade de detecção de grupos ou

gradientes pela análise de ordenação (MELO; HEPP, 2008). Nesse estudo, consideramos espécies raras aquelas que ocorreram em três ou menos parcelas do total de transecções em cada lagoa. Após esse procedimento foram construídas duas matrizes: i) a primeira matriz continha os valores de cobertura de cada espécie, onde foi considerado a transecção como unidade amostral e ii) a segunda matriz contendo as informações das estações e a identificação das quatro cotas.

Visando verificar diferenças na composição florística entre o grupo de lagoas não perenizadas e a perenizada foi feita uma NMDS. Nessa comparação, os dados de cobertura das espécies da estação seca e chuvosa foram agrupados na construção da matriz de similaridade, de forma que a informação contida nas transecções fossem utilizadas apenas uma vez, para isso foi utilizado o valor de cobertura máximo de cada espécie. A NMDS foi seguida por uma Análise de Dados de Similaridade (ANOSIM – *Analysis of Similarity*) utilizando os valores de cobertura de cada espécie (DE ALMEIDA, 2012) e o índice de similaridade de Bray-Curtis. A ANOSIM é um teste não-paramétrico, utilizado para comparar se a similaridade dentro de um grupo é menor do que entre os grupos de uma matriz. Esta análise utiliza a estatística R, a qual considera que quanto mais próximos os valores calculados forem de 1, maior é a diferença entre os grupos, e quanto mais próximos de 0 maior é a variação dentro dos grupos, sendo utilizado o valor de p para avaliar a significância do teste. Em seguida, para verificar quais espécies contribuíram para a dissimilaridade observada entre as áreas, foi utilizada a análise SIMPER (*Similarity Percentage*), que realiza a hierarquização da contribuição de cada espécie, utilizando a medida de similaridade de Bray-Curtis (DE ALMEIDA, 2012).

O mesmo procedimento descrito acima, foi utilizado para avaliar alterações na composição de espécies entre a estação seca e chuvosa em cada área de estudo. A análise de similaridade (ANOSIM) também foi utilizada para avaliar a variação na composição florística entre as cotas. A NMDS, ANOSIM e a análise SIMPER foram realizadas no programa estatístico R (R Core Team, 2016) utilizando o pacote VEGAN (OKSANEN et al., 2011).

Para avaliar como a distribuição da abundância de espécies varia entre a estação seca e chuvosa, foram construídas curvas de *rank* de abundância utilizando os valores de cobertura de cada espécie. Essa análise foi realizada no programa estatístico R (R Core Team, 2016) utilizando o pacote VEGAN (OKSANEN et al., 2011).

Visando identificar as espécies e formas de vida dominantes, as 10 espécies que apresentaram maior cobertura relativa para cada estação foram consideradas como dominantes. Com relação as formas de vida, foi utilizado a frequência relativa para verificar

quais formas de vida da comunidade vegetal foram dominantes entre as cotas durante a estação seca e chuvosa.

4.5.3 Distribuição espacial das espécies

A análise da distribuição espacial das espécies consideradas dominantes, foi realizada através da avaliação da área de cobertura ocupada por elas em cada transecção durante a estação seca e chuvosa. Para verificar se a distribuição é diferente entre as áreas estudadas, foi considerado os dois grupos: 1) das lagoas sazonais não perenizadas, aonde consideramos o número total de transecções e 2) lagoa não sazonal, que corresponde a lagoa do reservatório. Como o pressuposto da normalidade não foi atendido, a comparação da distribuição das espécies nessas áreas foi realizada através do teste não-paramétrico Kruskal-Wallis, seguido pelo teste de Mann-Whitney.

A distribuição espacial das formas de vida nas zonas de transição foi avaliada por meio da frequência absoluta das formas de vida em cada cota (terrestre, úmida, inundável e aquática), seguindo a abordagem proposta por Rebellato e Cunha (2005).

4.5.4 Fatores ambientais que influenciam a estrutura da comunidade

De acordo com Eisenlohr (2014), a utilização da Análise de Componentes Principais (*Principal Component Analysis* – PCA) é considerada uma boa maneira para identificar a colinearidade (redundância entre preditores) de um conjunto de dados. O que possibilita uma maior precisão na identificação das variáveis redundantes, as quais deverão ser removidas para a construção dos modelos estatísticos.

Nesse contexto foi realizada a PCA com os dados limnológicos e características do solo, visando resumir a variação entre lagoas e destacar os gradientes ambientais (DELLA BELLA et al., 2008). Para a realização da PCA, foram utilizados os dados de fertilidade do solo, obtidos para a estação seca e chuvosa, e os dados limnológicos de cada lagoa. Como um dos objetivos da PCA é avaliar como as variáveis ambientais se relacionam, os dados de fertilidade do solo da estação seca e chuvosa foram agrupados, e em seguida calculada a média das variáveis para cada transecção, o mesmo procedimento foi realizado para os dados limnológicos.

Foram selecionados os eixos que apresentarem o maior poder de explicação, ou seja, os que possuíram os maiores autovalores. As variáveis selecionadas foram: soma de bases (SB),

acidez potencial (H+Al), fósforo (P), fósforo remanescente (P-Rem), matéria orgânica, teor de areia, teor de argila, profundidade média (PROF), temperatura (TEMP), oxigênio dissolvido (OD), pH da água e condutividade elétrica (CE). Os resultados da PCA estão nos apêndices (Apêndice B e Apêndice C). A PCA foi realizada utilizando os pacotes VEGAN (OKSANEN et al., 2011), factoextra (KASSAMBARA; MUNDT, 2016), FactoMineR (LÊ; JOSSE; HUSSON, 2008) no programa estatístico R Studio (R Cores Team, 2016).

Visando responder quais características físico-químicas da água e do solo influenciaram a riqueza de espécies nas lagoas sazonais (segunda pergunta) foram utilizados os Modelos Lineares Generalizados Mistos (*Generalized Linear Mixed Models* - GLMMs). Na construção do modelo foi utilizado os dados de riqueza de espécies de cada transecção (totalizando 16 transecções), correspondente ao ambiente perenizado e não perenizado. Nessa abordagem foram utilizados as variáveis ambientais selecionadas anteriormente pela PCA como efeitos fixos e o ambiente (lagoa perenizada e lagoa não perenizada) como efeito aleatório. Para a seleção dos modelos, foi selecionado o modelo mais parcimonioso utilizando o Critério de informação de Akaike corrigido (*Akaike Information Criteria corrected* - AICc).

Uma abordagem similar foi utilizada para avaliar quais variáveis ambientais influenciam a riqueza de espécies ao longo do gradiente de inundação. No entanto, para a construção dos modelos foram consideradas os dados de riqueza apenas das cotas que estiveram submersas em pelo menos um dos períodos avaliados. Na construção dos GLMMs as variáveis ambientais foram consideradas efeitos fixos e as cotas como efeito aleatório.

Visando avaliar como a sazonalidade influenciou a riqueza de espécies, foram aplicados os Modelos Lineares Generalizados (*Generalized Linear Models* - GLMs), considerando a riqueza de cada período individualmente, os modelos foram criados separadamente para cada área de estudo. Todos os modelos criados foram selecionados utilizando o AICc e o peso. Para a realização dessas análises foram utilizados os pacotes lme4 (BATES et al., 2013) e AICcmodavg (MAZEROLLE, 2020).

Para avaliar como as variáveis ambientais influenciaram a composição das espécies nas ZTAT, foi utilizada a Análise de Redundância (RDA – *Redundancy Analysis*) com os dados das variáveis físico-químicas da água e de fertilidade do solo selecionadas pela PCA, esta análise permite avaliar a distribuição de espécies ao longo de gradientes ambientais. Para a construção da RDA foi utilizada uma matriz contendo os dados das variáveis ambientais e uma com os dados de cobertura das espécies. As RDAs foram construídas por meio da

utilização do pacote VEGAN (OKSANEN et al., 2011) do programa estatístico R (R Core Team, 2016).

5 RESULTADOS

5.1 Riqueza e diversidade

No presente estudo foram identificadas 231 espécies, pertencentes a 49 famílias e 115 gêneros (Tabela 3). A maior riqueza de espécies e diversidade ($S_{obs} = 142$ spp; $H' = 3,88$; $J' = 0,79$) foi encontrada na lagoa perenizada quando comparada ao grupo das lagoas não perenizadas ($S_{obs} = 115$ spp; $H' = 2,85$; $J' = 0,60$) (Figura 7). Destas espécies, 46,75% são classificadas como macrófitas aquáticas de acordo com a classificação de Irgang e Gastal (1996) (Apêndice A), sendo a maior riqueza encontrada na lagoa perenizada ($S_{obs} = 79$ spp.) quando comparada com o grupo de lagoas não perenizadas ($S_{obs} = 54$ spp.). Na lagoa perenizada a riqueza de macrófitas foi similar em ambos os períodos, enquanto que no grupo de lagoas não perenizadas a riqueza na fase das águas foi quase o dobro da encontrada no período de estiagem (Tabela 4).

Tabela 3 – Lista de espécies com sua abundância (valor de cobertura), hábito e formas de vida, coletadas durante a estação seca e chuvosa em lagoas marginais do rio Pandeiros, Minas Gerais, Brasil. Hábito: Arb = arbusto, Sub = subarbusto, Erv = erva, Lia = Liana. Formas de vida: Ter = terófito, Fan = fanerófito, Cri – criptófito, Geo = geófito, Hemi = hemicriptófito e Cam = caméfito, NI = não identificado.

Táxon	Forma de vida	Hábito	Não perenizada		Lagoa perenizada	
			Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
Acanthaceae						
<i>Justicia laevilinguis</i> (Nees) Lindau	Ter	Erv	0	0	0,24	0,67
<i>Justicia lanstyakii</i> Rizzini	Fan	Sub	0,05	0,04	0	0
Alismataceae						
<i>Echinodorus grisebachii</i> Small	Cri	Erv	0,13	4,52	0	0
<i>Echinodorus palaefolius</i> (Ness & Mart.) J.F. Macbr.	Cri	Erv	0,90	0,95	0	0
<i>Echinodorus</i> sp.1	NI	Erv	0	0	1,48	0
<i>Echinodorus</i> sp.2	NI	Erv	0,02	0,003	0	0
<i>Helanthium tenellum</i> (Mart.) Britton	Ter	Erv	0,68	0	0,09	0
<i>Sagittaria guayanensis</i> Kunth	Geo	Erv	0	4,61	0	0
<i>Sagittaria rhombifolia</i> Cham.	Hemi	Erv	1,10	0,91	0,37	1,52

Continuação Tabela 3 ...

Táxon	Forma de vida	Hábito	Não perenizada		Lagoa perenizada	
			Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
<i>Sagittaria</i> sp.1	Hemi	Erv	0	0	0	1,02
Amaranthaceae						
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	Ter	Sub	0	0	0	0,01
<i>Amaranthus spinosus</i> L.	Ter	Erv	0	0	0,18	0,09
<i>Pfaffia acutifolia</i> (Moq.) O.Stützer	Ter	Erv/Sub	0	0,01	0	0
Anacardiaceae						
<i>Anacardium nanum</i> A. St.-Hil	Cri	Sub	0	0,09	0	0
Annonaceae						
<i>Annona cornifolia</i> (Szyszyl.) R.E.Fr.	Fan	Arb	0	0	0,11	0
Apiaceae						
<i>Centella</i> sp.	Hemi	Erv	0	0	0,03	0
<i>Eryngium ebracteatum</i> Lam.	Hemi	Erv	0	0	0,20	0
Apocynaceae						
<i>Aspidosperma</i> sp.	Fan	Arb	0	0,33	0	0
Aquifoliaceae						
<i>Ilex conocarpa</i> Reissek	Fan	Arb	0	0	0	0,07
Araliaceae						
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.f	Cri	Erv	0	0	0,50	0,12
Asteraceae						
<i>Ageratum</i> sp.	Ter	Erv	0	0,01	0	0
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Ter	Erv/Sub	0	0	0,08	0
<i>Baccharoides adoensis</i> (Sch.Bip. ex Walp.) H.Rob.	Cri	Arb/Sub	0	0	0	1,11
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M.King & H.Rob.	Geo	Arb/Sub	0	0,27	0	0
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	Ter	Erv	0	0	0	0,05
<i>Elephantopus</i> sp. L.	Hemi	Erv/Sub	0	0	0,07	0
<i>Emilia sonshifolia</i> (L.) DC.	Ter	Erv	0	0	0,03	0
<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	Ter	Erv	0	0,02	0,38	0
<i>Praxelis clematidea</i> (Griseb.) R.M.King & H.Rob.	Hemi	Erv	0	0,01	0	0
<i>Tridax procumbens</i> L.	Ter	Erv	0	0	0,13	0,11
<i>Vernonanthura brasiliiana</i> (L.) H.Rob.	Fan	Arb	0,82	0,07	1,45	0
<i>Vernonanthura cuneifolia</i> (Gardner) H.Rob.	Cam	Sub	0	0,10	0	0
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	Cri	Arb	0	0	0	0
<i>Vernonia polysphaera</i> Baker	Cam	Sub	0	0	0,004	1,11
Asteraceae sp.1	NI	Erv	0	0	1,41	0

Continuação Tabela 3 ...

Táxon	Forma de vida	Hábito	Não perenizada		Lagoa perenizada	
			Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
Asteraceae sp.2	NI	Erv	0	0,01	0	0
Boraginaceae						
<i>Euploca lagoensis</i> (Warm.) Diane & Hilger	Ter	Erv	0,75	0	0	0
Charophyceae						
<i>Chara</i> sp.1	Hemi	Erv	0	0,38	2,53	4,59
<i>Chara</i> sp.2	Hemi	Erv	0	3,33	0	0
Commelinaceae						
<i>Commelina</i> sp.	Geo	Erv	0	0,01	0	0
<i>Commelina diffusa</i> Burm.f	Geo	Erv	0	0	0,09	0
Convolvulaceae						
<i>Cuscuta</i> sp.	Lia	Lia	0	0	0,32	0,19
<i>Dichondra macrocalyx</i> Meisn.	Hemi	Erv	0	0	0,17	0
<i>Ipomoea asarifolia</i> (Desr.) Roem. & Schult.	Lia	Lia	0,11	0,03	0	0
<i>Ipomoea piresii</i> O'Donell	Lia	Lia	0	0,01	0	0
<i>Ipomoea</i> sp.	Lia	Lia	0	0	0,03	0
Convolvulaceae sp.1	Lia	Lia	0	0	0	0,36
Convolvulaceae sp.2	Lia	Lia	0	0,18	0	0
Cyperaceae						
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	Geo	Erv	0	0	0	0,19
<i>Cyperus brasiliensis</i> (Kunth) Batters	Ter	Erv	0	0	0	3,87
<i>Cyperus brevifolius</i> (Rottb.) Endl. ex Hassk.	Hemi	Erv	0	0	0,02	0,22
<i>Cyperus cuspidatus</i> Kunth	Geo	Erv	0	0,77	0	0
<i>Cyperus eragrostis</i> Lam.	Hemi	Erv	0	0	0	0,29
<i>Cyperus haspan</i> L.	Hemi	Erv	0,13	0	0,17	0,17
<i>Cyperus lanceolatus</i> Poir	Geo	Erv	0	0	0,89	0,26
<i>Cyperus odoratus</i> L	Cri	Erv	0	0	0,07	0
<i>Cyperus prolixus</i> Kunth	Hemi	Erv	0	0	0,07	0
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb	Hemi	Erv	3,59	0	0,26	0
<i>Cyperus</i> sp.1	Hemi	Erv	0	0	11,44	0,18
<i>Cyperus</i> sp.2	Hemi	Erv	0	0	0	0,19
<i>Cyperus</i> sp.3	Hemi	Erv	0	0	0,57	0
<i>Cyperus unioloides</i> R.Br	Hemi	Erv	0	0	0,64	0,59
<i>Eleocharis acutangula</i> (Rottb.) Endl. ex Hassk.	Geo	Erv	0,01	2,45	10,35	6,74
<i>Eleocharis geniculata</i> (L.) Roem. & Schult.	Hemi	Erv	0,31	0	0,37	0,13
<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	Ter	Erv	0	0	0	0,07

Continuação Tabela 3 ...

Táxon	Forma de vida	Hábito	Não perenizada		Lagoa perenizada	
			Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
Cyperaceae						
<i>Fuirena umbelata</i> Rottb	Cri	Erv	0	0,07	0,90	3,75
<i>Rhynchospora albiceps</i> Kunth	Hemi	Erv	0	0	0	0,28
<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	Hemi	Erv	0	0	0	0,12
Euphorbiaceae						
<i>Croton glandulosus</i> L.	Ter	Erv/Sub	0	0	0	0,07
<i>Croton pedicellatus</i> Kunth	Cri	Arb/Sub	0	0	0	0,02
<i>Croton</i> sp.	NI	Arb/Sub	0	0,02	0	0
<i>Euphorbia hirta</i> L.	Hemi	Erv	0	0	0,03	0
<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	Ter	Erv	0	0,01	0,11	0,72
<i>Euphorbia</i> sp.2	NI	Erv	0,17	0	0	0
<i>Manihot esculenta</i> Crantz	Cri	Arb	0	0	0,22	0,26
Euphorbiaceae sp.1	NI	Erv	0	0,01	0	0
Equisetaceae						
<i>Equisetum giganteum</i> L.	Cri	Erv	0	0	1,37	2,25
Eriocaulaceae						
<i>Syngonanthus</i> sp.	Ter	Erv	0	0,09	0	0
Fabaceae						
<i>Aeschynomene</i> sp.	Cri	Erv	0	0	0	0,66
<i>Andira</i> sp.	Fan	Arb	0,01	0	0	0
<i>Bauhinia</i> sp.	Fan	Sub	0	0	0,03	0
<i>Bauhinia bauhinioides</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Fan	Arb	0	0,27	0	0
<i>Chamaecrista calycioides</i> (DC. Ex Collad) Greene	Hemi	Sub	0,29	0	0	0
<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip	Hemi	Arb/Sub	0,27	0,31	0	0
<i>Chamaecrista diphylla</i> (L.) Greene	Cri	Sub	0,09	0	0	0
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene	Cri	Arb/Sub	0	0,30	0	0
<i>Chamaecrista kunthiana</i> (Schltdl. & Cham.) H.S.Irwin & Barneby	Cam	Sub	0	2,47	0	0
<i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene	Hemi	Arb/Sub	0	0,12	0	0
<i>Chamaecrista</i> sp.1	NI	Arb/Sub	0	0	1,03	0,03
<i>Chamaecrista</i> sp.3	NI	Arb/Sub	0,15	0	0	0
<i>Chamaecrista</i> sp.4	NI	Arb/Sub	0,06	0,06	0	0
<i>Clitoria stipularis</i> Benth.	Cam	Sub	0	0	0,04	0

Continuação Tabela 3 ...

Táxon	Forma de vida	Hábito	Não perenizada		Lagoa perenizada	
			Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
Fabaceae						
<i>Ctenodon histrix</i> (Poir.) D.B.O.S.Cardoso, P.L.R.Moraes & H.C.Lima	Ter	Arb/Erv/Sub	0,81	0,83	0	0
<i>Desmodium adscensens</i> (Sw.) DC.	Cam	Sub	0	0,21	0	0
<i>Desmodium axillare</i> (Sw.) DC.	Cam	Sub	0	0,02	0	0
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth	Hemi	Sub	0	0	0	0,02
<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC	Ter	Sub	0	0	0	0,12
<i>Dioclea virgata</i> (Rich.) Amshoff	Lia	Lia	0	0	0,03	0
<i>Mimosa paludosa</i> Benth.	Ter	Erv/Sub	0	0	0,20	0
<i>Mimosa</i> sp.1	NI	Arb/Sub	0	0	0,33	2,22
<i>Mimosa</i> sp.2	NI	Arb/Sub	0	0,01	0	0
<i>Mimosa xanthocentra</i> Mart.	Cri	Arb/Sub	0	0	0	0,42
<i>Peltogyne</i> sp. Vogel	Fan	Arb/Sub	0	0	0,04	0
<i>Periandra gracilis</i> H.S.Irwin & Arroyo	Cam	Arb	0	0	0	0,02
<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S.Irwin & Barneby	Cam	Erv/Sub	0,003	0	0	0
<i>Senna</i> sp.1	NI		0	0	0,01	0,83
<i>Senna</i> sp.2	NI	Erv/Sub	0,02	0,02	0	0
<i>Stylosanthes viscosa</i> (L.) Sw.	Cam	Sub	0,13	0,14	0	0
Fabaceae sp.1	NI		0	0	0,005	0,23
Fabaceae sp.2	NI		0	0	0,37	0
Fabaceae sp.3	NI	Erv	0	0,01	0	0
Gentianaceae						
<i>Schultesia crenuliflora</i> Mart.	Hemi	Erv	0	0	0	0,21
<i>Schultesia guianensis</i> (Aubl) Malme	Ter	Erv	0	0,01	0	0
<i>Schultesia pohliana</i> Progel	Ter	Erv	0	0	0	0,03
<i>Schultesia</i> sp.	Hemi	Erv	0	0,02	0	0
Hydrocharitaceae						
<i>Egeria najas</i> Planch	Cri	Erv	0	1,00	0	0
Hydroleaceae						
<i>Hydrolea spinosa</i> L.	Cam	Arb/Erv/Sub	0	0	2,68	0,21
Juncaceae						
<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	Hemi	Erv	0	0,39	0	0
Krameriaceae						
<i>Krameria grandiflora</i> A.St.-Hil.	Hemi	Erv/Sub	0,04	0,03	0	0

Continuação Tabela 3 ...

Táxon	Forma de vida	Hábito	Não perenizada		Lagoa perenizada	
			Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
Lamiaceae						
<i>Cyanocephalus digitatus</i> (Harley) Harley & J.F.B.Pastore	Cam	Sub	0,51	0,40	0	0
<i>Hyptis</i> sp.	NI	Erv	0	0,04	0	0
<i>Hyptis ramosa</i> Pohl ex Benth.	Cam	Erv	0	0	0,05	0,05
<i>Hyptis verticillata</i> Jacq.	Fan	Erv/Arb	0	0,44	0	0
Lamiaceae sp. 1	NI	Erv	0	0	0,18	0,07
Lentibulariaceae						
<i>Utricularia hydrocarpa</i> Vahl	Ter	Erv	0	5,64	0	0
<i>Utricularia gibba</i> L.	Hemi	Erv	4,85	2,11	0,06	0
Limnocharitaceae						
<i>Hydrocleys martii</i> Seub	Cri	Erv	0	0,05	0,16	0,01
Lycopodiaceae						
<i>Lycopodiella</i> sp.	Hemi	Erv	0	0	0,04	0
Lythraceae						
<i>Cuphea brachiata</i> Mart. ex Koehne	Cam	Sub	0	0,01	0	0
<i>Cuphea linarioides</i> Cham. & Schltdl.	Cam	Sub	0	0	0,25	0
<i>Cuphea micrantha</i> Kunth	Ter	Erv/Sub	0,05	0	0	1,72
<i>Cuphea odonellii</i> Lourteig	Cam	Sub	0	0	0,24	0,70
<i>Cuphea racemosa</i> (L.f.) Spreng.	Cam	Erv/Sub	0	0	0,18	0
<i>Cuphea</i> sp.1	Cam	Erv	0	0	0,19	0,06
Malpighiaceae						
<i>Heteropteris</i> sp.	Lia	Lia	0	0,02	0	0
<i>Galphimia brasiliensis</i> (L.) A. Juss	Hemi	Erv/Sub	0	0	0	0,12
Malvaceae						
<i>Malva spicata</i> (L.)	Cam	Erv/Sub	0	0	0,81	1,20
<i>Melochia</i> sp.	NI		0	0	0,02	0
<i>Pavonia cancellata</i> (L.) Cav.	Cam	Erv	0	0,01	0	0,05
<i>Pavonia</i> sp.	NI	Erv	0	0	0,05	0,10
<i>Sida cerradoensis</i> Krapov.	Hemi	Arb/Erv/Sub	0	0,04	0,12	0
<i>Sida cordifolia</i> L.	Hemi	Erv/Sub	0	0,03	0	0
<i>Sida galheirensis</i> Ulbr	Cam	Sub	0	0	0,02	1,42
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum	Cam	Sub	0	0,02	0	0
<i>Sida linifolia</i> Cav.	Ter	Arb/Erv/Sub	0	0,17	0	0
<i>Sida</i> sp.1	NI	Erv	0,21	0	0	0,02
<i>Waltheria albicans</i> Turcz.	Cri	Arb	0	0	0	0,20

Continuação Tabela 3 ...

Táxon	Forma de vida	Hábito	Não perenizada		Lagoa perenizada	
			Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
Malvaceae						
<i>Waltheria indica</i> L.	Hemi	Erv/Sub	0	0,84	0,12	0
<i>Waltheria</i> sp.	NI	Erv/Arb	0	0	0,18	0
Malvaceae sp.1	NI	Erv	0	0,25	0	0
Menyanthaceae						
<i>Nymphoides humboldtiana</i> (Kunth) Kuntze	Cri	Erv	0	0	0,47	0,68
Myrtaceae						
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Cam	Arb/Sub	0	0,22	0	0
Nymphaeaceae						
Nymphaeaceae sp.	NI	Erv	0,83	0,44	0	0
Ochnaceae						
<i>Sauvagesia erecta</i> L.	Hemi	Erv	0	0	0,25	0,21
Onagraceae						
<i>Ludwigia</i> sp.1	Fan	Arb/Sub	0	0	0,25	0,59
<i>Ludwigia</i> sp.2	Fan	Arb/Sub	0	0	0,97	1,19
<i>Ludwigia</i> sp.3	Fan	Arb/Sub	0,01	0,75	0	0,03
<i>Ludwigia</i> sp.4	Fan	Arb/Sub	0,36	0,02	0	0
<i>Ludwigia</i> sp.5	Fan	Arb/Sub	0	0,03	0	0
<i>Ludwigia elegans</i> (Cambess.) H.Hara	Fan	Sub	0	0	0	1,29
<i>Ludwigia grandiflora</i> (Michx.) Greuter & Burdet	Hemi	Arb/Sub	0,69	0	0	0
<i>Ludwigia laruotteana</i> (Cambess.) H.Hara	Fan	Arb/Sub	0	0	1,37	0,11
<i>Ludwigia longifolia</i> (DC.) H.Hara	Hemi	Arb/Sub	0	0	2,3	0,66
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven	Ter	Arb/Sub	0,92	0,23	0	0
<i>Ludwigia sedioides</i> (Humb. & Bonpl.) H.Hara	Hemi	Erv	0	0,37	0,07	0
<i>Ludwigia sericea</i> (Cambess.) H.Hara	Fan	Arb/Sub	0	0	0,12	4,00
Phyllanthaceae						
<i>Phyllanthus orbiculatus</i> Rich.	Ter	Erv	0	0,03	0	0
Plantaginaceae						
<i>Bacopa caroliniana</i> (Walter) B.L.Rob.	Ter	Erv	0,30	0,004	0	0
<i>Scoparia dulcis</i> L.	Cam	Erv/Sub	0	0	0,14	0,13
<i>Stemodia</i> sp.	Ter	Erv	0	0,04	0	0
Poaceae						
<i>Agrostis</i> sp.	Hemi	Erv	0,02	0,01	0	0
<i>Axonopus</i> sp.	Hemi	Erv	6,33	0	0	2,73

Continuação Tabela 3 ...

Táxon	Forma de vida	Hábito	Não perenizada		Lagoa perenizada	
			Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
Poaceae						
<i>Brachiaria</i> sp.1	Hemi	Erv	0	0	0	0,60
<i>Brachiaria</i> sp.2	Hemi	Erv	0	0	0,03	0
<i>Brachiaria</i> sp.3	Hemi	Erv	0	0	0,02	0
<i>Cenchrus echinatus</i> L.	Ter	Erv	0	0	0	0,4
<i>Chusquea</i> sp.	NI		0	0	0	0,02
<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Wild.	Hemi	Erv	0	0	0	0,28
<i>Dichanthelium</i> sp. (Hitchc. & Chase) Gould	Hemi	Erv	0	0	0,06	0
<i>Eragrostis maypuriensis</i> (Kunth) Steud.	Ter	Erv	0	0,11	0	0
<i>Eragrostis</i> sp.	NI	Erv	0	0	0,05	0
<i>Eriochrysis cayennensis</i> P.Beauv.	Hemi	Erv	0	0	0	0,09
<i>Imperata cylindrica</i> (L.) P. Beauv. Show	Geo	Erv	0	0	0	0,12
<i>Imperata tenuis</i> Hack	Hemi	Erv	0	0	0,16	0
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Ter	Erv	0	0,98	0	0,004
<i>Mnesithea</i> sp.	NI	Erv	0	0	1,14	0
<i>Oryza rufipogon</i> Griff.	Ter	Erv	0	0	0	0,28
<i>Panicum</i> sp.1	Hemi	Erv	0	0	0	0,55
<i>Panicum</i> sp. 2	Hemi	Erv	0	0	0	0,03
<i>Paspalum</i> sp.	Hemi	Erv	0	0	0	7,09
<i>Rhynchachne rottboellioides</i> Desv. ex Ham.	Hemi	Erv	0	0	0,04	0,01
<i>Schizachyrium condensatum</i> (Kunth) Nees	Hemi	Erv	0	0	0,18	7,51
<i>Steinchisma decipiens</i> (Nees ex Trin.) W.V.Br.	Hemi	Erv	0	6,53	0	0
<i>Steinchisma laxum</i> (Sw.) Zuloaga	Hemi	Erv	0	0,02	0	1,37
<i>Urochloa humidicola</i> (Rendle) Schweick.	Hemi	Erv	23,64	19,54	0	0
Poaceae sp.1	NI	Erv	0	0	0,09	0
Poaceae sp.2	NI	Erv	0	0	0	0,54
Poaceae sp.3	NI	Erv	0	3,22	0	0
Poaceae sp.4	NI	Erv	0	2,10	0	0
Polygalaceae						
<i>Asemeia violacea</i> (Aubl.) J.F.B.Pastore & J.R.Abbott	Hemi	Erv	0	0,10	0	0
Pontederiaceae						
<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	Hemi	Erv	0	0,67	0,32	1,14

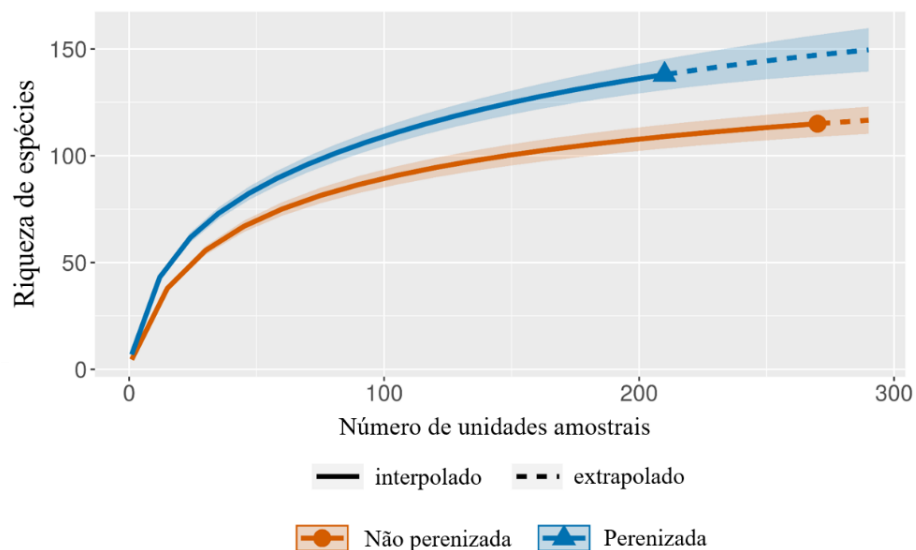
Continuação Tabela 3 ...

Táxon	Forma de vida	Hábito	Não perenizada		Lagoa perenizada	
			Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
Pontederiaceae						
<i>Pontederia cordata</i> L.	Geo	Erv	0	0	4,83	3,11
Pteridaceae						
<i>Adiantum serratodentatum</i> Willd.	Hemi	Erv	0,02	0,09	0,004	0
Rubiaceae						
<i>Borreria diacrodonta</i> L.M. Miguel & E.L. Cabral	Hemi	Erv	2,51	0	0	0
<i>Borreria hyssopifolia</i> (Wild. ex. Roem. & Schult) Bacigalupo & E.L. Cabral	Hemi	Erv	0	0,77	0	0
<i>Borreria spinosa</i> Cham. & Schltldl.	Hemi	Erv/Sub	0	0,28	0	0
<i>Borreria tenella</i> (Kunth) Cham. & Schltldl.	Cam	Erv/Sub	0	0,07	1,83	0
<i>Hexasepalum teres</i> (Walter) J.H.Kirkbr.	Ter	Erv/Sub	0	0,35	0	0,88
<i>Machaonia</i> sp.	Fan	Arb/Sub	0	0,02	0	0
<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schltldl.) Steud.	Hemi	Erv/Sub	0	0,91	2,71	4,88
<i>Spermacoce confusa</i> Rendle	Cri	Erv	0,32	0	0,03	1,74
<i>Staelia thymbroides</i> (Mart. ex Mart. & Zucc.) K. Schum.	Ter	Sub	3,61	0	0	0
Rubiaceae sp.1	NI		0	0	0	0,09
Rubiaceae sp.2	NI	Erv	0,05	0,01	0	0
Sapindaceae						
<i>Serjania dura</i> Radlk.	Lia	Lia	0	0	0	0,85
<i>Serjania paludosa</i> Cambess	Lia	Lia	0,04	0	0	0
Smilacaceae						
<i>Smilax campestris</i> Griseb.	Lia	Lia	0,13	0	0	0
<i>Smilax rufescens</i> Griseb.	Lia	Lia	0	0,03	0	0
Solanaceae						
<i>Solanum vaillantii</i> Dunal	Hemi	Arb	0	0	0,29	0,53
Thelypteridaceae						
<i>Cyclosorus interruptus</i> (Willd.) H. Ito	Geo	Erv	0	0	0,36	0,98
Verbenaceae						
<i>Stachytarpheta glauca</i> (Pohl) Walp.	Hemi	Arb	0,30	0	0	0
Xyridaceae						
<i>Xyris savannensis</i> Miq.	Ter	Erv	0	0	0,54	0,86

Conclusão Tabela 3...

Táxon	Forma de vida	Hábito	Não perenizada		Lagoa perenizada	
			Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
Indeterminadas						
sp1	NI	Erv	0	0	0,004	0
sp2	NI	Erv	0	0	0,03	0
sp3	NI	Erv	0	0	0	0,01
sp4	NI	Erv	0,60	0	0	0
sp5	NI	Erv	0	0,02	0	0
sp6	NI	Erv	0	0,01	0	0
sp7	NI	Erv	0	1,45	0	0
sp8	NI	Erv	0	1,58	0	0

Figura 7 – Curva de rarefação de espécies observadas na lagoa perenizada e nas lagoas não perenizadas.



Legenda: As sombras em torno da linha representa o intervalo de confiança.

Foi observado uma predominância das formas biológicas anfíbia e emergente tanto na lagoa perenizada quanto no grupo de não perenizadas (Figura 8). A forma biológica anfíbia foi dominante durante a estação seca e chuvosa nos dois ambientes (Tabela 4). Na lagoa perenizada e nas lagoas não perenizadas a riqueza de espécies flutuantes e submersas foi baixa, quando comparada com a riqueza de espécies anfíbias e emergentes.

Figura 8 – Riqueza das formas biológicas das macrófitas aquáticas encontradas nas lagoas sazonais não perenizadas e perenizada. ANF – anfíbias e EM – emergentes.

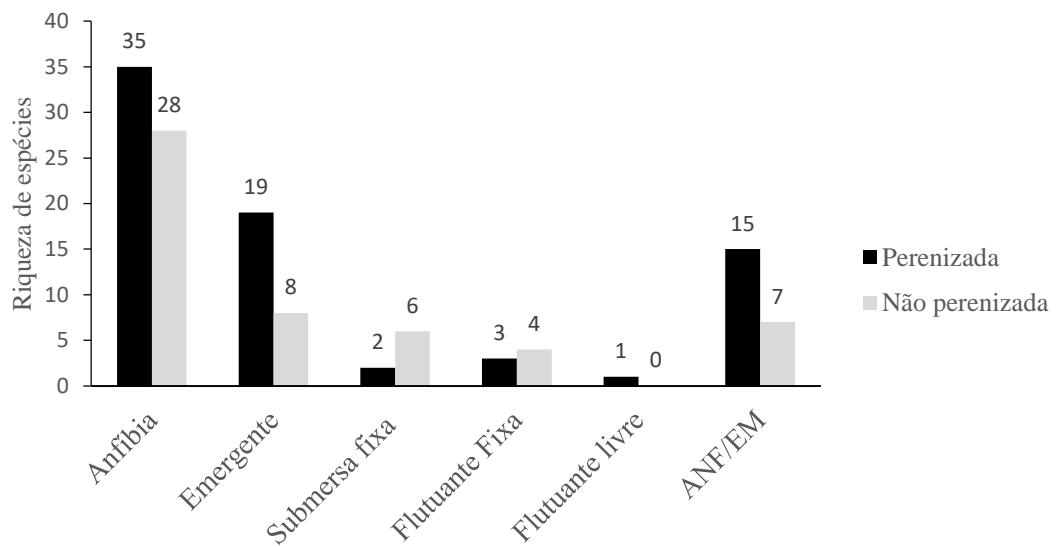


Tabela 4 – Riqueza de espécies das formas biológicas de macrófitas aquáticas encontradas em lagoas sazonais do rio Pandeiros, MG.

Formas biológicas	Perenizada		Não Perenizada	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva
Anfíbia	21	25	9	20
Emergente	11	17	5	7
Submersa fixa	2	1	2	5
Flutuante Fixa	3	2	1	4
Flutuante livre	1	1	0	0
Anfíbia/Emergente	13	13	6	4
Total	51	59	23	40

Ao considerarmos o efeito da sazonalidade, verificamos que a maior riqueza de espécies e diversidade ($S_{\text{obs}} = 94$ spp; $H' = 2,81$; $J' = 0.64$) foi obtida durante a estação chuvosa para as lagoas não perenizadas, sendo observado uma redução de 48,93% na riqueza durante a estação seca (46 spp.) (Figura 9). Na lagoa perenizada, a sobreposição dos intervalos de confiança, evidencia que não houve variação na riqueza entre a estação seca e chuvosa (Figura 10). Isto indica que as alterações sazonais nas condições ambientais, associadas principalmente a precipitação, influencia de forma mais intensa a riqueza de espécie nas lagoas não perenizadas quando comparada com a lagoa perenizada.

Figura 9 – Curva de rarefação de espécies observadas nas lagoas não perenizadas durante a estação seca e chuvosa.

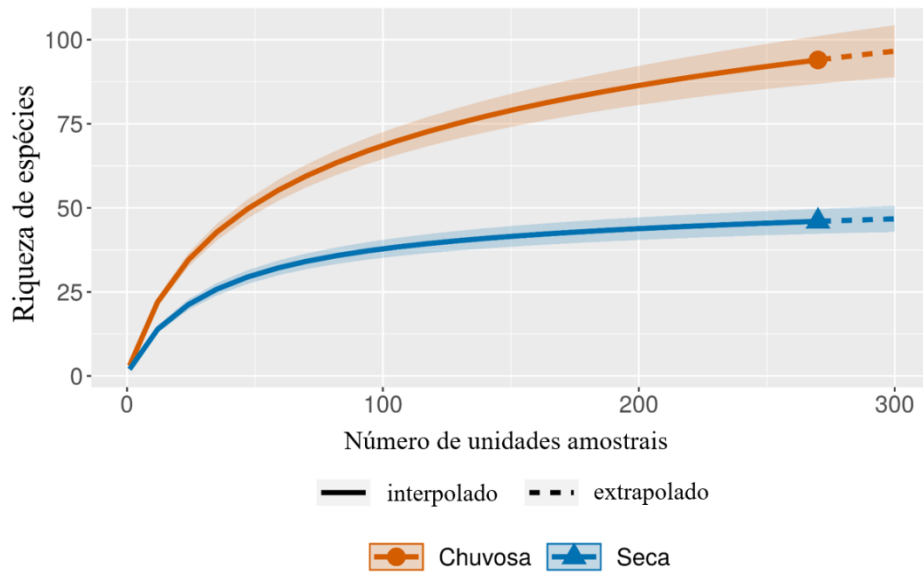
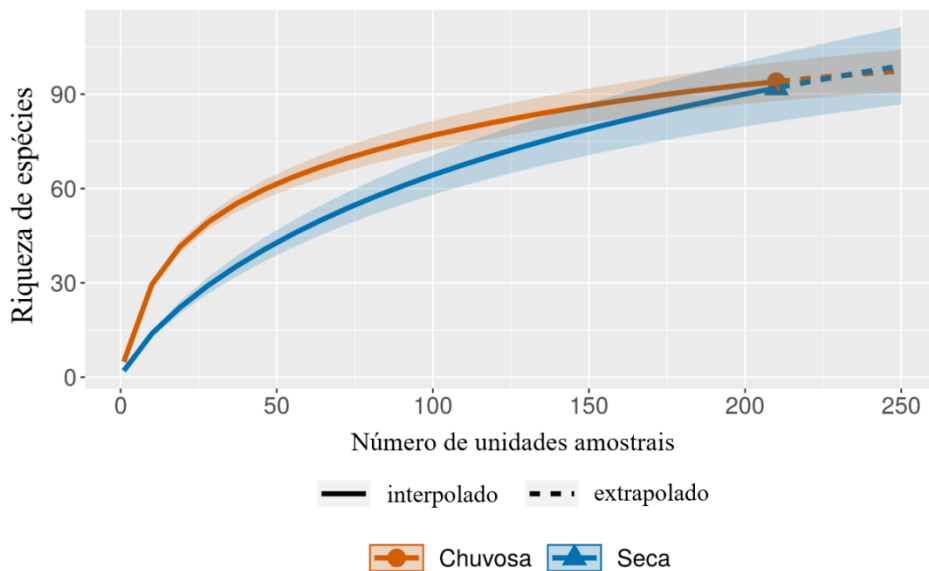


Figura 10 – Curva de rarefação de espécies observadas na lagoa perenizada durante a estação seca e chuvosa.



Ao avaliarmos como o gradiente de inundação influencia a riqueza de espécies nas lagoas não perenizadas, verificamos a sobreposição de dois pares de curvas, sendo um par formado pela união das cotas terrestre e úmida, e o outro pela sobreposição das cotas aquática e inundável (Figura 11). Isto evidencia que a região alagada do gradiente, representada pelas cotas aquática e inundável possuem riqueza de espécies similar, sendo o mesmo observado

para área mais seca do gradiente. Devido a distinção entre essas curvas, é possível afirmar que a região úmida e a extremidade mais seca (cota terrestre) do gradiente, apresentaram uma maior riqueza e diversidade (Tabela 5) do que a área inundada do gradiente (Figura 11 A).

As curvas de rarefação permitiram observar que o gradiente de redução da riqueza é mais evidente e organizado na lagoa perenizada, sendo possível distinguir três cotas, as quais apresentam uma sequência de redução na riqueza a medida que aproxima do ambiente aquático (Figura 11 A). Já nas lagoas não perenizadas, esse gradiente é menos evidente, sendo possível distinguir apenas as cotas mais secas das cotas mais úmidas (Figura 11B).

Figura 11– Curva de rarefação de espécies observadas ao longo do gradiente de inundação na lagoa perenizada(A) e no grupo das lagoas não perenizadas (B), respectivamente.

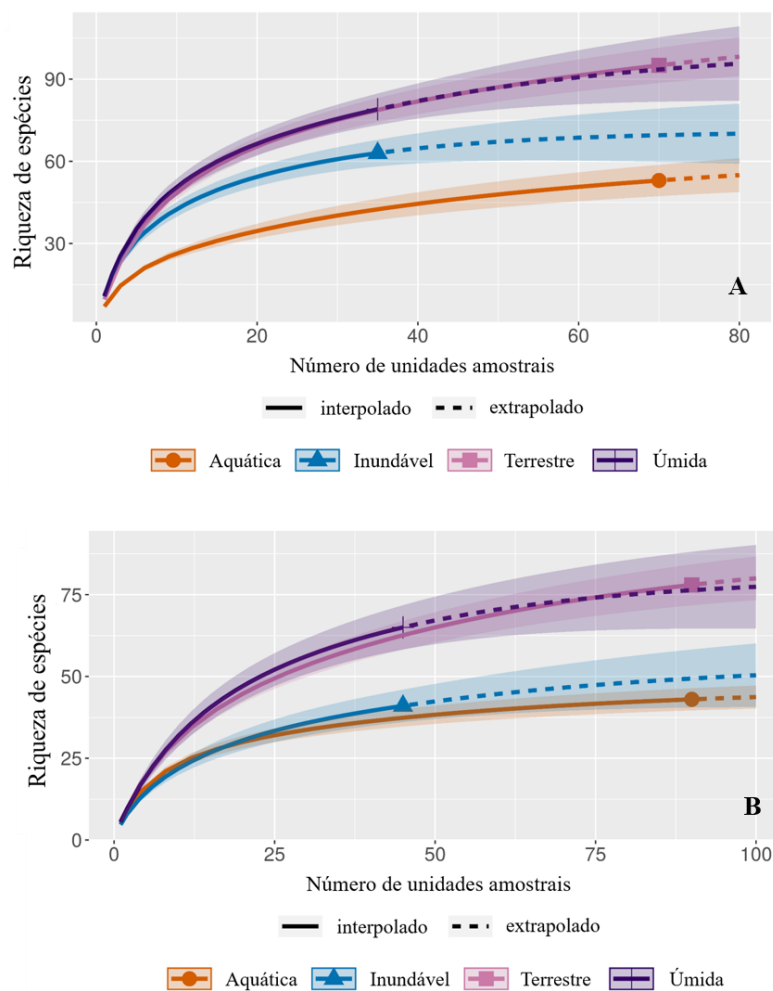


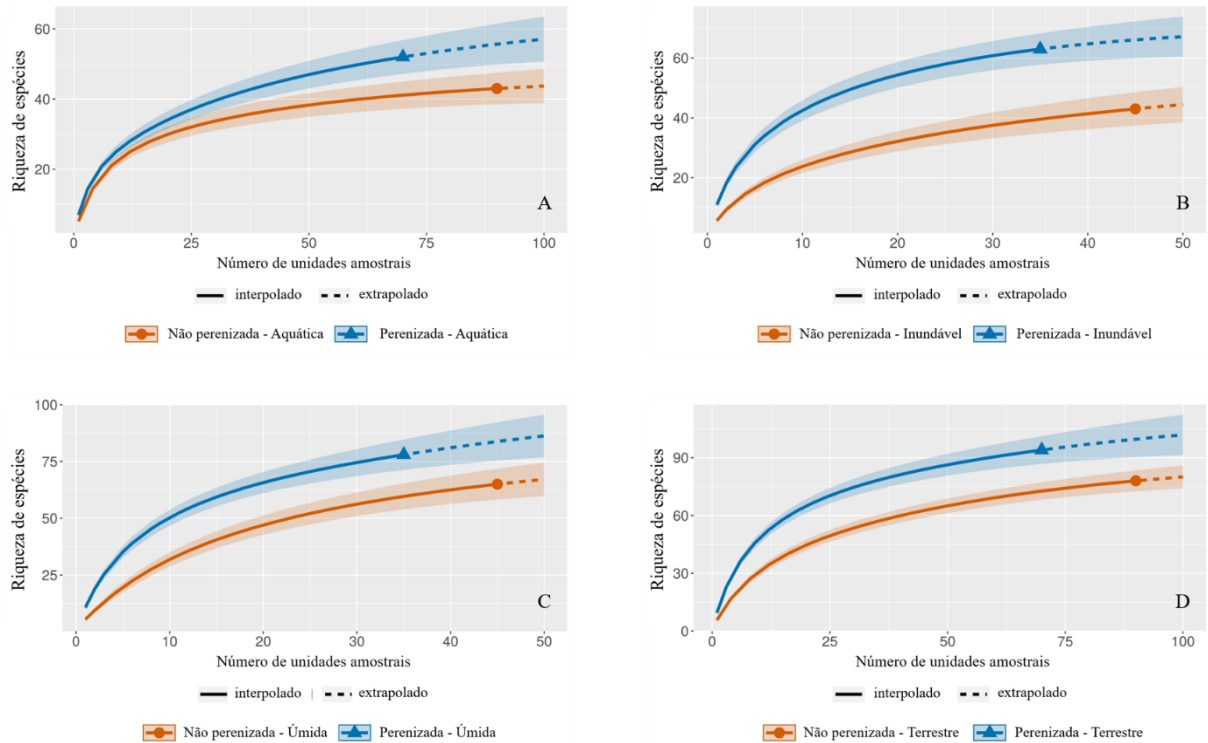
Tabela 5 – Variação da riqueza e diversidade ao longo do gradiente de inundação em lagoas não perenizadas e na lagoa perenizada.

Cotas	Lagoas não perenizadas			
	Riqueza	H'	J'	% Esp. exclusivas
Aquática	42	2,61	0,69	4,35
Inundável	43	2,37	0,62	1,74
Úmida	66	2,26	0,64	6,97
Terrestre	78	2,57	0,59	17,39
Lagoa Perenizada				
Aquática	53	2,65	0,66	4,22
Inundável	63	3,39	0,54	3,52
Úmida	81	3,63	0,49	11,97
Terrestre	94	4,57	0,61	20,42

É importante destacar que em ambas as situações estudadas o número de espécies exclusivas foi maior nas cotas úmidas (6,97% e 11,97%) e terrestres (17,39% e 20,42%), referente as lagoas não perenizadas e perenizada, respectivamente. Isto ocorreu devido ao gradiente de redução da riqueza de espécies das cotas mais secas para as mais úmidas, reduzindo, conseqüentemente, a possibilidade de ocorrência de espécies exclusivas. Além disso, como a parte mais seca do gradiente possui maior riqueza, por apresentar condições mais favoráveis, quando comparado a parte aquática, há maior chance de ocorrência de espécies exclusivas, uma vez que para colonizar o ambiente aquático é necessário a especialização das espécies, o que contribui para que esse ambiente tenha uma riqueza menor quando comparado com a parte mais seca do gradiente.

Para a avaliação de como a perenização afeta a riqueza de espécies ao longo do gradiente de inundação, observamos que em todas as cotas, a riqueza foi maior na lagoa perenizada quando comparada com as que possuem um ciclo natural de inundação (Figura 12). Apesar de apresentarem uma riqueza distinta, em ambas as situações as áreas de maior riqueza foram as regiões úmida e mais seca do gradiente. Na lagoa perenizada, as cotas aquática + inundável possuem 41,55% espécies a menos do que as cotas úmida + terrestre, enquanto que no grupo das não perenizadas essa diferença é um pouco maior (51,30%).

Figura 12 – Comparação da riqueza de espécies observadas ao longo do gradiente de inundação na lagoa perenizada e no grupo das lagoas não perenizadas. A) representa a cota aquática, B) cota inundável, C) cota úmida e D) cota terrestre.



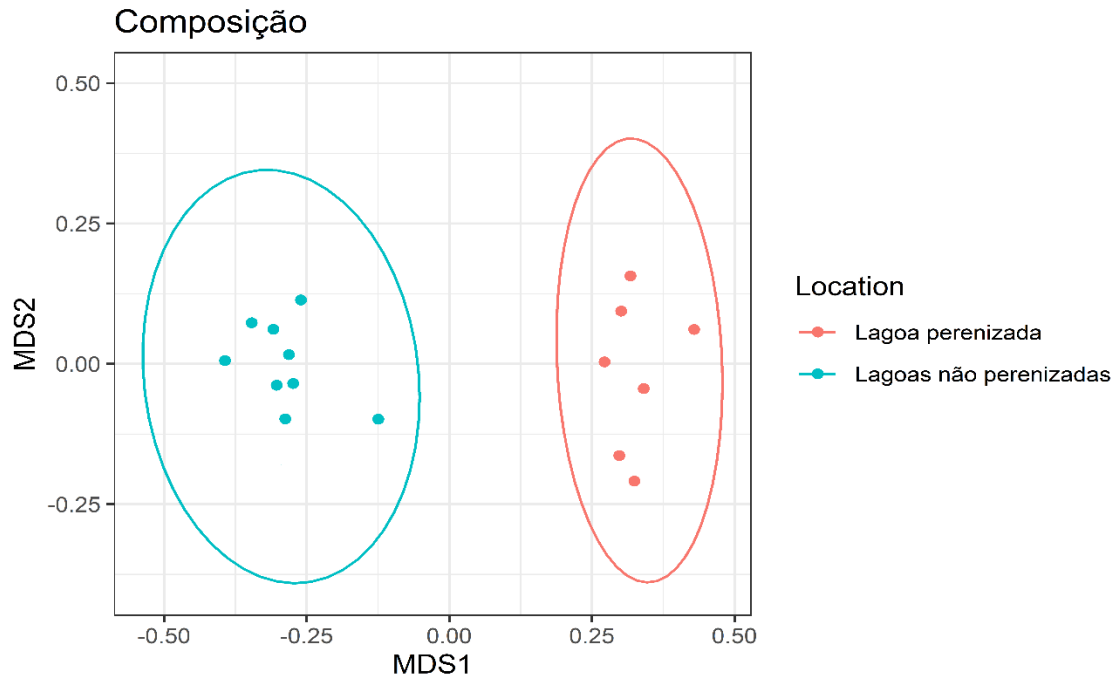
5.2 Composição florística, cobertura vegetal e formas de vida

5.2.1 Composição florística e cobertura vegetal

Nas lagoas sazonais do rio Pandeiros foram identificadas 231 espécies, pertencentes a 49 famílias e 115 gêneros (Tabela 3). Destas espécies, 20,78% foram identificadas a nível de gênero e quase 80% foi identificada a nível de espécie. Na lagoa perenizada as famílias mais representativas foram Poaceae (23 spp.), Cyperaceae (19 spp.) e Fabaceae (15 spp.), totalizando 40,14% das espécies encontradas nessa área. No conjunto de lagoas não perenizadas as famílias Fabaceae (18 spp.), Rubiaceae (10 spp.) e Poaceae (9 spp.) foram as que apresentaram maior representatividade, contribuindo com 32,17% da riqueza encontrada nesse conjunto de lagoas.

A NMDS (stress = 0,14) e a análise de similaridade (ANOSIM) evidenciaram que a composição da lagoa perenizada foi diferente do grupo de lagoas não perenizadas ($p = 0,001$; $R = 0,84$) (Figura 13). A Análise do Percentual de Similaridade (SIMPER) mostrou que a composição destas lagoas apresentaram uma dissimilaridade de Bray-Curtis de 98,25%.

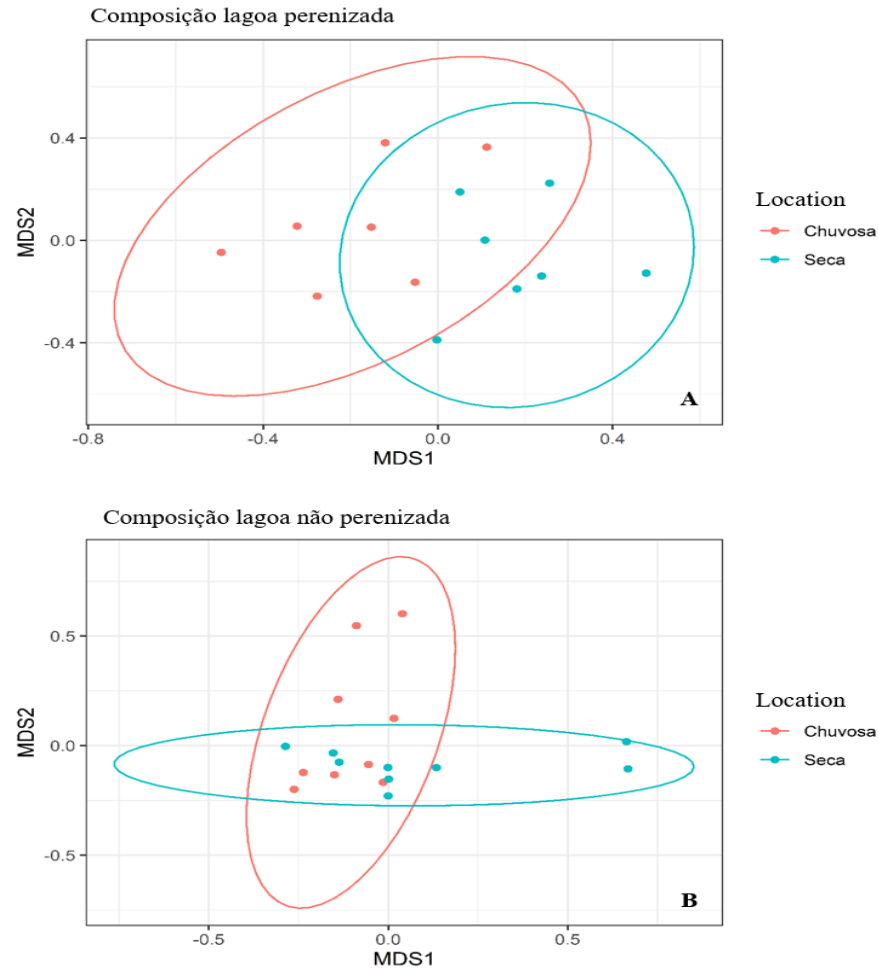
Figura 13 – Ordenação pelo escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) das transecções, representando a composição de espécies da lagoa perenizada e do grupo de lagoas não perenizadas. As transecções na lagoa perenizada vão de 1 a 7, e do grupo não perenizada de 1 a 9.



De acordo com a análise do percentual de similaridade (SIMPER), as espécies que apresentaram maior contribuição para a dissimilaridade observada foram: *Urochloa humidicola* (Rendle) (18,30%), *Eleocharis acutangula* (Rottb.) Endl. Ex. Hassk (7,92%) e *Cyperus* sp. 1 (5,48%) (Apêndice D). A espécie *U. humidicola*, ocorreu exclusivamente no grupo de lagoas não perenizadas, apresentando maior contribuição para a formação do agrupamento dessas lagoas. *Cyperus* sp.1, ocorreu apenas na lagoa perenizada, enquanto que *E. acutangula* ocorreu em ambas as áreas, sendo mais comum na lagoa perenizada.

Ao avaliar a influência da sazonalidade, foi possível observar que a composição florística variou sazonalmente em ambos os tipos de lagoas (Figura 14). Apesar da sobreposição parcial das elipses, a ANOSIM evidenciou a formação de dois grupos distintos tanto para a lagoa perenizada ($p = 0,002$; $R = 0,39$), quanto para o grupo de lagoas não perenizadas ($p = 0,045$; $R = 0,11$).

Figura 14 – Resultado do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) da comunidade vegetal de lagoas sazonais do rio Pandeiros, MG para a estação seca e chuvosa. A) composição da lagoa perenizada e B) composição do grupo de lagoas não perenizadas. Os pontos representam as transecções.



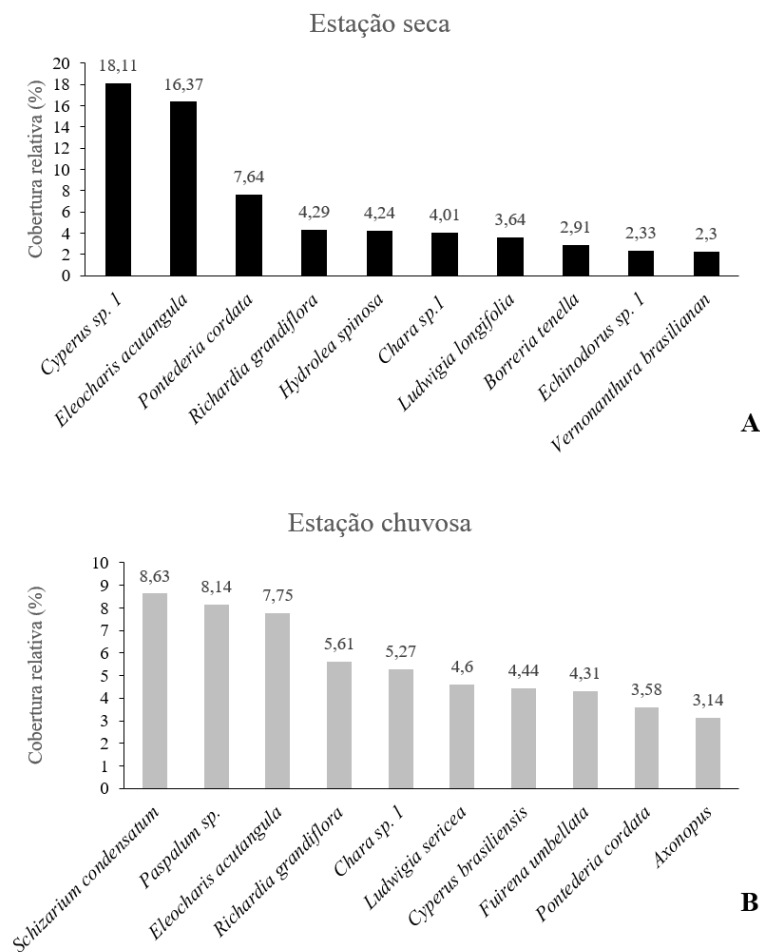
As espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade na composição florística entre a estação seca e chuvosa para a lagoa perenizada foram *Schizarium condensatum* (Kunth) Ness (5,94%) e *Paspalum* sp. (5,04%) (Apêndice E). Apesar das espécies *Cyperus* sp.1 e *Eleocharis acutangula* terem apresentado a maior contribuição média e o maior percentual de contribuição para a dissimilaridade na composição entre as estações, esta não foi significativa.

Na lagoa perenizada, a sazonalidade exerceu um efeito tanto na composição das espécies quanto na sua cobertura. Algumas espécies como *Schizarium condensatum*, *Ludwigia sericea* (Cambess.) H. Hara, *Sida galheirensis* Ulbr. e *Sagittaria rhombifolia* Cham aumentaram o seu valor de cobertura durante a estação chuvosa (Apêndice E). Outras espécies como *Paspalum* sp. e *Cyperus brasiliensis* (Kunth) Batters tiveram ocorrência

limitada a essa estação. Enquanto que para as espécies *Richardia grandiflora* (Cham & Schltl.) Steud, *Eleocharis acutangula* e *Fuirena umbellata* Rottb as mudanças sazonais não exerceram um efeito significativo no seu valor de cobertura (Apêndice E).

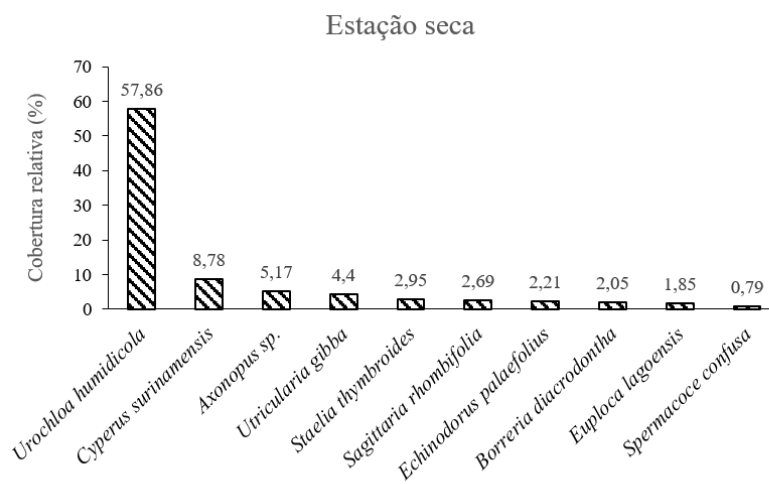
As alterações na composição entre a estação seca e chuvosa na lagoa perenizada, levaram a uma substituição nas espécies que foram dominantes em cada período. Na estação seca, as espécies *Cyperus* sp.1, *Eleocharis acutangula* e *Pontederia cordata* L. representaram 42,12 % da cobertura relativa deste período. Enquanto que na estação chuvosa, as espécies que apresentaram maior cobertura foram *S. condensatum*, *Paspalum* sp. e *E. acutangula*, totalizando 24,52%. Entre as espécies mais abundantes, quatro delas foram comuns a ambos os períodos: *E. acutangula*, *P. cordata*, *R. grandiflora* e *Chara* sp. 1 (Figura 15). Destas espécies, *E. acutangula* e *P. cordata* apresentaram maior cobertura relativa durante a estação seca e apenas as duas últimas aumentaram a sua cobertura relativa durante a estação chuvosa.

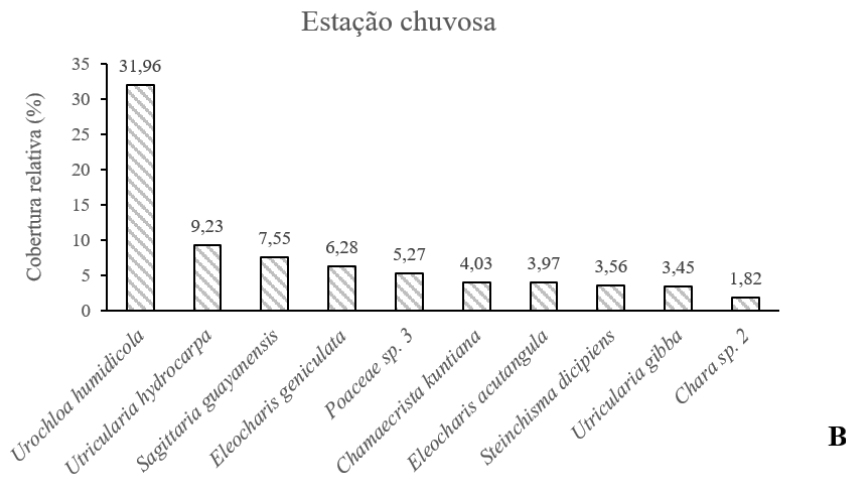
Figura 15 – Representação gráfica das espécies que apresentaram a maior cobertura relativa (%) e foram dominantes durante a estação seca (A) e chuvosa (B), na lagoa perenizada.



Para o grupo de lagoas não perenizadas, 46 espécies (48,93%) desapareceram na época da seca. Dessas, 41,30% (19 espécies) possuem ciclo de vida anual e apresentaram baixa cobertura durante a estação chuvosa, entre elas estão: *Cyperus cuspidatus* Kunth, *Erechtites hieracifolius* (L.) Raf. ex DC., *Desmodium adscensens* (Sw.) DC., *Schultesia guianensis* (Aubl), *Sida linifolia* Cav., *Melinis repens* (Willd.) Zizka, *Hexasepalum teres* (Walter) J.H.Kirkbr. e *Richardia grandiflora*. A dissimilaridade entre os períodos foi elevada (73,77%), as espécies que apresentaram maior importância para a diferenciação na composição entre a estação seca e chuvosa foram: *Sagittaria guayanensis* Kunth (5,59%), Poaceae sp. 3 (4,79%) e *Utricularia hydrocarpa* Vahl (4,33%) (Apêndice F). Essas espécies estão entre as que apresentaram a maior cobertura relativa, sendo consideradas dominantes. Apenas as espécies *Urochloa humidicola* e *Utricularia gibba* L. estiveram entre as dominantes para ambos os períodos, apresentando maior cobertura durante a estação seca (Figura 16). A espécie *U. humidicola* apresentou maior cobertura tanto na estação seca (57,86%) quanto na chuvosa (31,96%). Durante o período de estiagem as espécies *Urochloa humidicola*, *Cyperus surinamensis* Rottb e *Axonopus* sp. totalizaram 71,81% da cobertura das espécies. Enquanto que na estação chuvosa as espécies mais abundantes foram *U. humidicola*, *U. hydrocarpa* e *S. guayanensis* (Figura 16).

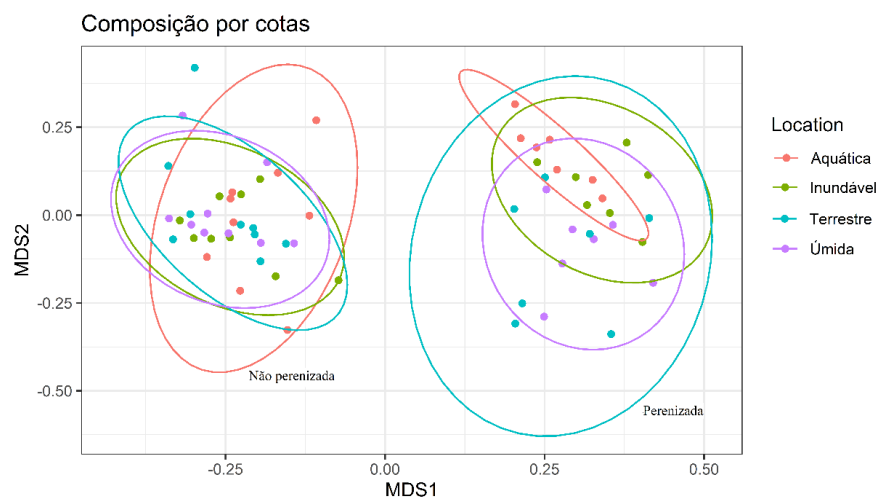
Figura 16 – Representação gráfica das espécies que apresentaram a maior cobertura relativa (%) e foram dominantes durante a estação seca (A) e chuvosa (B), na lagoa não perenizada.





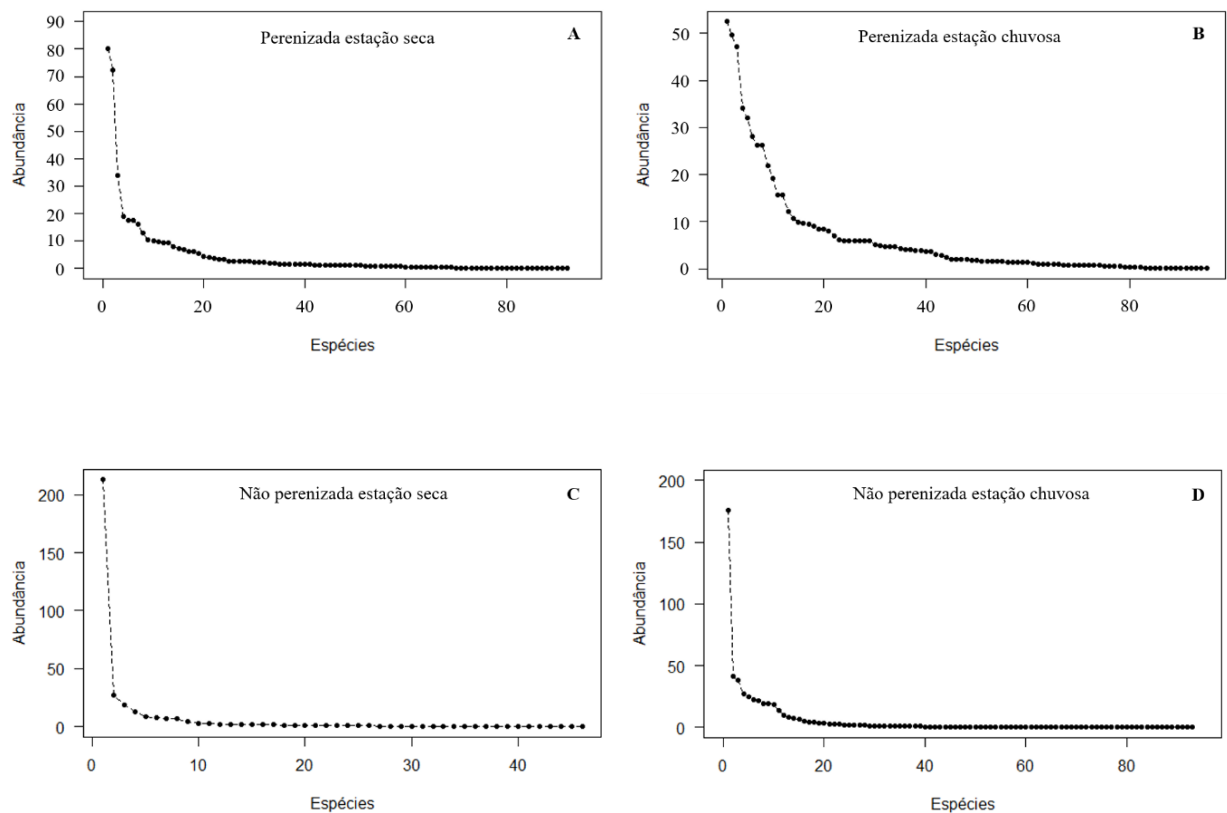
A composição de espécies também variou ao longo do gradiente de inundação em ambas as lagoas estudadas (Figura 17). Na lagoa perenizada, a ANOSIM evidenciou que a cota aquática apresentou composição distinta das demais cotas ($p < 0,05$), e confirmou a formação de dois agrupamentos, o primeiro composto pelas cotas inundável + úmida ($p = 0,051$), e o segundo formado pelas cotas úmida + terrestre ($p = 0,73$). Já no grupo de lagoas não perenizadas, a composição da cota terrestre foi similar a cota úmida ($p = 0,43$), e diferente da cota aquática ($p = 0,004$) e da inundável ($p = 0,04$). Verificamos que a região aquática apresentou uma composição similar a região inundável ($p = 0,59$) e úmida ($p = 0,06$) do gradiente de inundação (Figura 17).

Figura 17 – Resultado do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) das cotas representando a composição de espécies da lagoa perenizada e não perenizada. Os pontos representam as transecções. Houve a formação de grupos, pelo método de ordenação confirmadas pela ANOSIM ($p = 0,002$).



Através da análise do *ranking* de abundância verificamos que ambas as condições (perenizada e não perenizada) possuem poucas espécies com valores de cobertura elevados, o que significa que há poucas espécies dominantes, sendo a maioria das espécies raras (Figura 18). Para a lagoa perenizada verificamos que a dominância é maior durante a estação seca (Figura 18 A) quando comparada com a estação chuvosa (Figura 18 B), onde a dominância é compartilhada por um número maior de espécies. Para o grupo de lagoas não perenizadas essa tendência não foi observada, apesar de ter ocorrido um aumento na riqueza de espécies durante a estação chuvosa (Figura 18 D).

Figura 18 – Curva *ranking* de abundância da comunidade vegetal das lagoas sazonais do rio Pandeiros. A) e B) representa a estação seca e chuvosa de lagoa perenizada, C) e D) representa a estação seca e chuvosa do grupo de lagoas não perenizadas, respectivamente.



5.2.2 Formas de vida

Na lagoa perenizada, 46,48% das espécies identificadas pertencem a forma de vida hemicriptófito, a segunda forma de vida dominante foi a terófito representando 15,49% das

espécies. Essas duas formas de vida também foram dominantes no grupo de lagoas não perenizadas, com 27,83% das espécies pertencentes a forma de vida hemicriptófita e 16,52% pertencentes as terófitas.

Ao avaliar como as formas de vida variaram temporalmente, verificou-se que a forma de vida hemicriptófita foi dominante em todas as cotas durante o período de seca e das chuvas nos dois tipos de lagoas (Tabela 6). Na lagoa perenizada, durante a estação seca as formas de vida fanerófita e caméfitas foram comumente encontradas na cota úmida e seca do gradiente. As hemicriptófitas não apresentaram variação na sua frequência ao longo do gradiente e nem sazonalmente, enquanto que as terófitas apresentaram uma redução na sua frequência durante a estação seca na cota terrestre, mas a sua ocorrência ao longo do gradiente não foi alterada neste período (Tabela 6). O oposto ocorreu com as criptófitas, onde não foi observado alterações significativas entre as estações, mas houve variação ao longo do gradiente de inundação, sendo frequentemente encontrada na cota aquática e inundável. Em relação as geófitas, foi observado uma maior abundância na parte mais profunda do gradiente, sendo verificado mudanças na sua frequência ao longo de todo o gradiente para ambas as estações, e entre a estação seca e chuvosa apenas nas cotas aquática e inundável.

Na estação chuvosa não houve alteração na frequência de espécies fanerófitas e hemicriptófitas ao longo do gradiente, enquanto que para geófitas e criptófitas houve um aumento na frequência de espécies pertencentes a essas formas de vida nas cotas aquática e inundável (Tabela 6). Já as terófitas foram mais comuns na cota terrestre.

No grupo de lagoas não perenizadas, nenhuma das formas de vida apresentou variação significativa ao longo do gradiente de inundação durante a estação seca. As espécies com forma de vida geófita tiveram baixa frequência e ocorrência limitada a cota aquática, desaparecendo em outras áreas do gradiente durante essa estação (Tabela 6). No período de estiagem, as espécies hemicriptófitas foram dominantes.

Durante a estação chuvosa foi observado o aparecimento de espécies geófitas em todo o gradiente nas lagoas não perenizadas. Devido ausência de variação significativa na frequência das formas de vida criptófitas e fanerófitas entre as estações, podemos inferir que a ocorrência de espécies pertencentes a essas formas de vida não foram influenciadas pela precipitação, enquanto que as caméfitas, hemicriptófitas e terófitas se tornaram mais frequentes na cota terrestre durante este período (Tabela 6).

Tabela 6 – Frequência relativa das formas de vida encontradas nas cotas em lagoas sazonais do rio Pandeiros, durante a estação seca e chuvosa.

Lagoa perenizada												
Cotas	(% Caméfita)		(% Criptófita)		(% Fanerófita)		(% Geófita)		(% Hemicriptófita)		(% Terófita)	
	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca
Aquática	0,49Bb	3,55Ab	5,91Aa	7,61Aa	5,91Aa	2,54Bb	6,40Ba	7,61Aa	12,32Aa	12,18Aa	2,46Aab	2,03Aa
Inundável	2,96Bab	9,64Aa	7,88Aa	7,11Aa	4,93Aa	3,05Aa	4,43Bab	6,09Aab	13,79Aa	11,68Aa	0,99Ab	2,54Aa
Úmida	3,45Bab	10,15Aa	5,42Ab	3,05Ab	7,39Aa	5,08Aab	2,96Aab	4,06Abc	14,29Aa	13,71Aa	4,43Aab	4,06Aa
Terrestre	7,88Aa	8,63Aa	5,91Aab	3,55Aab	3,45Aa	5,08Aa	2,96Ab	2,03Ac	15,76Aa	11,68Aa	8,37Aa	1,02Ba
Lagoa não perenizada												
Aquática	1,48Ab	0,51Aa	3,94Aa	2,03Aa	2,46Aa	2,03Aa	3,94Aa	0,51B	9,85Bb	12,69Aa	5,91Aab	6,09Aa
Inundável	0,99Ab	0,51Aa	2,96Aa	0,51Aa	0,99Aa	3,05Aa	4,93a	–	7,88Bb	9,64Aa	1,97Ab	3,05Aa
Úmida	4,43Aab	1,02Aa	4,43Aa	2,54Aa	2,96Aa	0,51Aa	3,45a	–	13,30Aab	9,64Ba	3,45Ab	4,57Aa
Terrestre	7,39Aa	3,05Ba	0,99Aa	2,03Aa	3,94Aa	1,02Aa	2,46a	–	20,20Aa	10,66Aa	10,34Ba	3,55Aa

^{A-B} Letras maiúsculas diferentes nas linhas representam diferenças significativas entre os períodos de amostragem pelo teste de Mann-Whitney-Wilcoxon (p-valor < 0,05)

^{a-b} letras minúsculas nas colunas representam diferenças significativas entre cotas pelo teste de Mann-Whitney-Wilcoxon (p-valor < 0,05).

(–) Representa ausência da forma de vida em determinado período.

5.3 Distribuição espacial das espécies

Através da avaliação do valor de cobertura, um total de 31 espécies foram classificadas como dominantes. Sendo as espécies *Sagittaria rhombifolia*, *Eleocharis geniculata* (L.), *Eleocharis acutangula*, *Utricularia gibba*, *Spermacoce confusa* Rendle, *Vernonanthura brasiliiana* (L.) e *Cyperus surinamensis*, comuns na lagoa perenizada e nas lagoas não perenizadas durante a estação seca (Tabela 7). Entre essas espécies, durante o período de estiagem as espécies *S. rhombifolia*, *S. confusa* e *C. surinamensis* apresentaram uma maior área de cobertura na lagoa não perenizada, enquanto que, na lagoa perenizada as espécies que apresentaram maior cobertura foram *E. acutangula* e *V. brasiliiana*.

Apenas cinco espécies apresentaram ocorrência restrita ao grupo de lagoas não perenizadas, enquanto que o dobro foi observado para a lagoa perenizada. No grupo de lagoas não perenizadas, três espécies (*Staelia thymbroides* (Mart. ex Mart. & Zucc.) K. Schum., *Borreria diacrodontha* L.M. Miguel & E.L. Cabral e *Euploca lagoensis* (Warm.) Diane & Hilger) ocorreram exclusivamente na estação seca, oito espécies apenas na estação chuvosa (*Chara* sp. 1, *Chara* sp. 2, *F. umbellata*, *U. hydrocarpa*, *S. guayanensis*, Poaceae sp. 3, *Chamaecrista kunthiana* (Schltdl. & Cham.) H.S.Irwin & Barneby, e *Steinchisma dicipiens* (Nees ex Trin.) e duas espécies (*U. humidicola* e *Echinodorus palaefolius* (Ness & Mart.) J.F. Macbr.)) ocorreram em ambos os períodos (Tabela 7). Já na lagoa perenizada, as espécies *Axonopus* sp., *Paspalum* sp. e *C. brasiliensis* foram registradas somente na estação chuvosa, e apenas *Echinodorus* sp. 1 apresentou ocorrência restrita à estação seca. Verificou-se que durante a estação chuvosa, as espécies *S. rhombifolia*, *E. acutangula*, *Chara* sp.1 e *F. umbellata*, apresentaram uma área de ocorrência maior na lagoa perenizada do que nas lagoas não perenizadas (Tabela 7).

Com relação a distribuição das espécies dominantes ao longo do gradiente de inundação, para as lagoas não perenizadas, as espécies *S. rhombifolia*, *U. gibba* e *Chara* sp.1 tiveram ocorrência limitada aos ambientes inundáveis, não havendo variação significativa da sua área de cobertura entre as cotas aquática e inundável (Tabela 7).

Tabela 7 – Área de cobertura média das espécies que foram dominantes durante a estação seca e chuvosa na lagoa perenizada e no grupo de lagoas não perenizadas.

Espécie	Seca		Chuvosa	
	Não perenizada	Perenizada	Não perenizada	Perenizada
<i>Sagittaria rhombifolia</i>	0,330 ± 0,504 a	0,111 ± 0,207 b	0,272 ± 0,389 a	0,457 ± 0,401 b
<i>Eleocharis geniculata</i>	0,080 ± 0,148 a	0,111 ± 0,295 a	1,150 ± 1,875 a	0,040 ± 0,106 b
<i>Eleocharis acutangula</i>	0,002 ± 0,007 a	3,105 ± 3,406 b	0,728 ± 1,369 a	2,023 ± 1,544 b
<i>Utricularia gibba</i>	0,539 ± 1,617 a	0,017 ± 0,045 a	0,633 ± 1,603	–
<i>Spermacoce confusa</i>	0,097 ± 0,127 a	0,008 ± 0,023 b	–	0,521 ± 1,216
<i>Vernonanthura brasiliiana</i>	0,082 ± 0,164 a	0,436 ± 0,726 b	0,008 ± 0,023	–
<i>Cyperus surinamensis</i>	1,079 ± 1,576 a	0,078 ± 0,107 b	–	–
<i>Urochloa humidicola</i>	7,092 ± 6,716	–	5,862 ± 4,259	–
<i>Echinodorus palaefolius</i>	0,271 ± 0,399	–	0,096 ± 0,242	–
<i>Axonopus</i> sp.	0,633 ± 1,047	–	–	0,820 ± 1,826
<i>Staelia thymbroides</i>	0,361 ± 0,821	–	–	–
<i>Borreria diacrodontha</i>	0,251 ± 0,727	–	–	–
<i>Euploca lagoensis</i>	0,227 ± 0,410	–	–	–
<i>Chara</i> sp.1	–	0,760 ± 0,956	0,114 ± 0,268 a	1,375 ± 2,330 b
<i>Fuirena umbellata</i>	–	0,273 ± 0,391	0,020 ± 0,049 a	1,125 ± 1,424 b
<i>Ludwigia longifolia</i>	–	0,690 ± 0,951	–	0,198 ± 0,400
<i>Cyperus</i> sp. 1	–	3,434 ± 4,045	–	0,054 ± 0,096
<i>Pontederia cordata</i>	–	1,450 ± 0,673	–	0,934 ± 0,870
<i>Hydrolea spinosa</i>	–	0,804 ± 0,999	–	0,066 ± 0,086
<i>Schizachyrium condensatum</i>	–	0,054 ± 0,139	–	2,253 ± 2,278
<i>Ludwigia sericea</i>	–	0,036 ± 0,094	–	1,201 ± 1,304
<i>Borreria tenella</i>	–	0,551 ± 0,698	0,007 ± 0,020	–
<i>Utricularia hydrocarpa</i>	–	–	1,693 ± 2,752	–
<i>Sagittaria guayanensis</i>	–	–	1,386 ± 2,463	–
Poaceae sp. 3	–	–	0,967 ± 1,361	–
<i>Chamaecrista kunthiana</i>	–	–	0,740 ± 1,150	–
<i>Steinchisma dicipiens</i>	–	–	0,653 ± 1,493	–
<i>Chara</i> sp. 2	–	–	0,333 ± 1,00	–
<i>Echinodorus</i> sp1	–	0,443 ± 1,172	–	–
<i>Paspalum</i> sp.	–	–	–	2,127 ± 3,919
<i>Cyperus brasiliensis</i>	–	–	–	1,160 ± 2,550

(–) espécies ausentes, (média ± desvio padrão).

Quando comparamos ambas as áreas, foi possível observar o mesmo padrão de distribuição ao longo do gradiente de inundação, onde a maioria das espécies apresentaram uma ocorrência ampla ao longo do gradiente de inundação e poucas espécies ficaram restritas aos extremos do gradiente (Tabela 8).

Nas lagoas não perenizadas as espécies *C. surinamensis* e *E. lagoensis* apresentaram maior área de cobertura na cota aquática. Foi possível observar que a primeira espécie apresentou menor cobertura na área pouco inundável do gradiente (cota úmida), enquanto que *E. lagoensis* apresentou uma redução mais intensa na sua área de ocorrência na região mais seca (cota terrestre) do gradiente. Já a espécie *U. humidicola* teve maior área nas cotas aquática e terrestre do gradiente, reduzindo na área de transição (Tabela 8).

Tabela 8 – Área de cobertura e distribuição das espécies dominantes ao longo do gradiente de inundação em lagoas sazonais do rio Pandeiros, MG.

Espécies	Lagoa não perenizada				Lagoa perenizada			
	Aquática	Inundável	Úmida	Terrestre	Aquática	Inundável	Úmida	Terrestre
<i>Sagittaria rhombifolia</i>	0,172 ± 0,309a	0,118 ± 0,228 a	–	–	0,299 ± 0,377 a	0,159 ± 0,193 a	–	–
<i>Eleocharis geniculata</i>	0,330 ± 1,032a	0,144 ± 0,595 a	0,114 ± 0,318 a	0,025 ± 0,063 a	0,111 ± 0,295 a	0,040 ± 0,106 a	–	–
<i>Eleocharis acutangula</i>	0,256 ± 0,709 a	0,114 ± 0,288 a	0,008 ± 0,034 b	–	1,996 ± 1,143 a	0,787 ± 0,851 b	0,464 ± 0,749 b	0,984 ± 1,735 b
<i>Utricularia gibba</i>	0,241 ± 0,952 a	0,113 ± 0,298 a	–	–	0,017 ± 0,045	–	–	–
<i>Spermacoce confusa</i>	0,023 ± 0,068 a	0,001 ± 0,004 a	0,019 ± 0,044 a	0,005 ± 0,018 a	0,017 ± 0,045 a	0,063 ± 0,158 b	0,167 ± 0,311 b	0,274 ± 0,726 b
<i>Vernonanthura brasiliiana</i>	–	0,038 ± 0,109 a	0,006 ± 0,017 a	0,001 ± 0,004 a	–	–	0,050 ± 0,083 a	0,386 ± 0,670 a
<i>Cyperus surinamensis</i>	0,502 ± 1,065 a	0,039 ± 0,127 b	0,024 ± 0,074 b	–	0,061 ± 0,105 a	0,014 ± 0,038 a	–	0,003 ± 0,076 a
<i>Urochloa humidicola</i>	1,675 ± 2,596 a	1,423 ± 1,395 bc	1,471 ± 1,431 ac	1,856 ± 2,071 a	–	–	–	–
<i>Echinodorus palaefolius</i>	0,035 ± 0,114 a	0,012 ± 0,048 a	0,008 ± 0,026 a	–	–	–	–	–
<i>Axonopus</i> sp.	0,059 ± 0,164 a	0,017 ± 0,060 a	0,148 ± 0,503 b	0,091 ± 0,222 b	–	–	0,086 ± 0,157 a	0,734 ± 1,678 a
<i>Staelia thymbroides</i>	0,067 ± 0,233 a	0,017 ± 0,069 a	0,009 ± 0,034 a	0,090 ± 0,340 a	–	–	–	–
<i>Borreria diacrodonta</i>	–	0,022 ± 0,089 ab	0,074 ± 0,29 a	0,029 ± 0,121 b	–	–	–	–
<i>Euploca lagoensis</i>	0,095 ± 0,241 a	0,005 ± 0,023 ab	0,010 ± 0,041 ab	0,006 ± 0,025 b	–	–	–	–
<i>Chara</i> sp. 1	0,047 ± 0,188 a	0,013 ± 0,052 a	–	–	2,040 ± 2,404 a	0,047 ± 0,112 b	–	–
<i>Fuirena umbelata</i>	0,01 ± 0,035 a	–	0,0002 ± 0,001 a	–	0,451 ± 0,719 ac	0,304 ± 0,462 bc	0,326 ± 0,534 ac	0,221 ± 0,480 a
<i>Ludwigia longifolia</i>	–	–	–	–	0,370 ± 0,570 a	0,240 ± 0,265 b	0,124 ± 0,180 ab	0,091 ± 0,132 a
<i>Cyperus</i> sp. 1	–	–	–	–	0,241 ± 0,227 a	0,930 ± 1,084 c	0,774 ± 1,239 bc	1,513 ± 2,233 b
<i>Pontederia cordata</i>	–	–	–	–	1,417 ± 0,672 a	0,243 ± 0,223 b	0,044 ± 0,059 c	–
<i>Hydrolea spinosa</i>	–	–	–	–	0,387 ± 0,652 a	0,231 ± 0,180 b	0,176 ± 0,238 ab	0,073 ± 0,096 c
<i>Schizachyrium condensatum</i>	–	–	–	–	0,186 ± 0,491 a	0,377 ± 0,896 ab	0,410 ± 0,670 b	1,316 ± 1,721 b
<i>Ludwigia sericea</i>	–	–	–	–	0,313 ± 0,396 ab	0,136 ± 0,146 ab	0,413 ± 0,371 b	0,343 ± 0,639 a

Conclusão Tabela 8...

Espécies	Lagoa não perenizada				Lagoa perenizada			
	Aquática	Inundável	Úmida	Terrestre	Aquática	Inundável	Úmida	Terrestre
<i>Borreria tenella</i>	–	–	–	0,003 ± 0,014	0,031 ± 0,075 a	0,083 ± 0,096 b	0,231 ± 0,286 b	0,206 ± 0,276 b
<i>Utricularia hydrocarpa</i>	0,742 ± 1,726 a	0,145 ± 0,403 a	–	–	–	–	–	–
<i>Sagittaria guayanensis</i>	0,192 ± 0,441 ac	0,159 ± 0,324 c	0,175 ± 0,607 ab	0,180 ± 0,608 b	–	–	–	–
Poaceae sp. 3	0,363 ± 0,797 a	0,105 ± 0,241 a	–	0,024 ± 0,098 b	–	–	–	–
<i>Chamaecrista kunthiana</i>	–	0,008 ± 0,034 a	0,059 ± 0,217 a	0,302 ± 0,715 b	–	–	–	–
<i>Steinchisma decipiens</i>	0,335 ± 1,070 a	0,01 ± 0,041 a	–	–	–	–	–	–
<i>Chara</i> sp. 2	–	0,167 ± 0,687	–	–	–	–	–	–
<i>Echinodorus</i> sp. 1					0,443 ± 1,172	–	–	–
<i>Paspalum</i> sp.					0,257 ± 0,680 a	0,464 ± 1,228 ac	0,650 ± 1,056 bc	0,756 ± 1,154 b
<i>Cyperus brasiliensis</i>					0,119 ± 0,301 c	0,417 ± 1,104 b	0,374 ± 0,990 abc	0,250 ± 0,372 ab

Média ± erro padrão da média, (a, b, ab, c) – representação das diferenças ou igualdades indicadas pelo teste de Mann-Whitney-Wilcoxon.

Na lagoa que foi perenizada, as espécies *S. rhombifolia*, *E. geniculata* e *Chara* sp.1 ocorreram exclusivamente nas cotas aquática e inundável do gradiente, enquanto que *U. gibba*, apesar de ter tido ocorrência restrita a cota aquática, ampliou a sua distribuição, sendo registrada também na cota inundável das lagoas não perenizadas. A espécie *Axonopus* sp. ocorreu ao longo de todo o gradiente de inundação nas lagoas não perenizadas, no entanto, na lagoa perenizada a sua ocorrência ficou restrita as cotas úmidas e terrestre. Já algumas espécies como *S. confusa*, *S. condensatum*, *Borreria tenella* (Kunth) Cham. & Schltldl.e *Paspalum* sp. apesar de ocorrerem em todas as regiões do gradiente, aumentaram sua cobertura na área não inundável.

5.4 Preditores ambientais que influenciam a estrutura da comunidade

5.4.1 Variação sazonal e espacial dos preditores ambientais

Durante a estação seca, as lagoas não perenizadas secaram completamente, não sendo possível obter dados limnológicos para este período. As variáveis profundidade, temperatura e condutividade elétrica variaram significativamente ($p < 0,05$) entre as áreas de estudo e sazonalmente (Tabela 9). Durante a estação seca foram registrados maiores valores de condutividade elétrica e temperaturas mais elevadas. Por outro lado, o oxigênio dissolvido não apresentou variação significativa ($p > 0,05$) entre as áreas e em função da sazonalidade.

Tabela 9 – Variáveis limnológicas mensuradas em lagoas sazonais do rio Pandeiros, MG durante a estação seca e chuvosa.

Variáveis ambientais	Lagoa não perenizada		Lagoa perenizada		p-valor
	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa	
pH	–	7,27 ± 0,88a	7,27 ± 0,18a	7,08 ± 0,36a	0,870
Profundidade (cm)	–	27,70 ± 9,37a	19,60 ± 3,57b	34,67 ± 5,52c	0,040*
Temperatura (°C)	–	23,16 ± 2,99ab	30,15 ± 1,42a	28,07 ± 0,66b	0,011*
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	–	3,27 ± 0,41 a	3,24 ± 0,35 a	5,17 ± 0,74 a	0,129
Condutividade elétrica (µs/cm)	–	35,78 ± 7,04 a	82,57 ± 10,08 b	48,86 ± 4,33 c	0,0005*

Média ± erro padrão da média, *representa diferenças significativas (p -valor $< 0,05$), (a, b, ab, c) – representação das diferenças ou igualdades indicadas pelo teste de Mann-Whitney-Wilcoxon.

A maior profundidade foi registrada durante a estação chuvosa na lagoa perenizada, com máxima de 89 cm, média de 34,67 cm e profundidade mínima de 5 cm. Durante a estação seca foi registrada uma profundidade máxima de 57 cm e mínima de 2 cm, a amplitude média entre as estações foi de 19,70 cm. Durante a estação seca a lâmina d'água

sofreu um recuo de 20 m na transecção 1 e 17 m na transecção 2, sendo observado uma menor variação nas transecções 3, 5 e 7, com uma redução de 1 m, 1m e 2 m, respectivamente.

Com relação às variáveis de fertilidade do solo, ao realizar a comparação temporal verificou-se que nenhuma das variáveis ambientais apresentou alterações sazonais significativas ($p > 0,05$) (Tabela 10). O solo das áreas de estudo pode ser considerado ácido, com alto índice de saturação de bases, como observado na lagoa perenizada (Tabela 11).

Tabela 10 – Resultado da análise química de amostras de solo coletadas em lagoas sazonais do rio Pandeiros, MG durante a estação seca e chuvosa.

Variáveis ambientais	Lagoa não perenizada			Lagoa perenizada		
	Seca	Chuva	p-valor	Seca	Chuva	p-valor
pH	3,99 ± 0,07	4,04 ± 0,09	0,621	5,70 ± 0,17	5,70 ± 0,17	0,949
K ⁺ (cmol.dm ⁻³)	0,09 ± 0,01	0,20 ± 0,08	0,305	0,11 ± 0,009	0,11 ± 0,0009	0,749
P (cmol.dm ⁻³)	5,97 ± 0,66	6,46 ± 0,50	0,561	4,19 ± 1,14	5,46 ± 2,73	0,563
Ca ²⁺ (cmol.dm ⁻³)	0,88 ± 0,08	0,94 ± 0,18	0,755	2,44 ± 0,35	2,52 ± 0,39	0,958
Mg ²⁺ (cmol.dm ⁻³)	0,26 ± 0,06	0,29 ± 0,08	0,964	0,41 ± 0,07	0,43 ± 0,07	0,797
Al ³⁺ (cmol.dm ⁻³)	0,41 ± 0,08	0,44 ± 0,12	0,858	0,04 ± 0,02	0,03 ± 0,02	0,586
H + Al (cmol.dm ⁻³)	4,42 ± 0,81	5,36 ± 0,96	0,469	2,98 ± 0,61	3,49 ± 0,70	0,406
SB	1,22 ± 0,12	1,45 ± 0,23	0,658	2,96 ± 0,43	3,06 ± 0,46	0,949
V	24,77 ± 3,70	23,95 ± 4,02	0,965	53,00 ± 2,94	48,97 ± 3,45	0,334
m	24,10 ± 3,03	23,55 ± 5,89	0,935	1,38 ± 0,63	1,05 ± 0,70	0,647
M.O. (%)	3,12 ± 0,88	3,97 ± 0,91	0,507	1,53 ± 0,21	1,29 ± 0,26	0,565
P-Rem (mg.L ⁻¹)	19,37 ± 2,91	17,78 ± 2,77	0,566	34,50 ± 1,88	31,39 ± 1,72	0,142
Argila (%)	23,74 ± 2,55	23,83 ± 2,41	0,929	12,21 ± 3,03	12,39 ± 2,92	0,798
Silte (%)	3,87 ± 0,48	3,11 ± 0,48	0,062	5,39 ± 1,77	4,64 ± 1,89	0,369
Areia (%)	72,37 ± 2,94	73,06 ± 2,69	0,626	82,39 ± 4,77	82,96 ± 4,79	0,847

Média ± erro padrão da média, H+Al - acidez potencial, SB - soma de bases trocáveis, V - índice de saturação de bases, m - índice de saturação de alumínio, M.O. - teor de matéria orgânica e P-Rem - fósforo remanescente.

No entanto, quando foi realizada a comparação entre as áreas para avaliar como a perenização influencia as características químicas do solo verificou-se que durante a estação seca as variáveis pH, Ca²⁺, Al³⁺, SB, V, m, P-Rem e Areia e Argila variaram significativamente entre as áreas de estudo (Tabela 10). Na lagoa perenizada foi encontrado um pH mais elevado, maiores valores de Ca²⁺, SB, V, P-Rem e maior teor de Areia, quando comparado com o grupo de lagoas não perenizadas (Tabela 11).

Tabela 11 – Comparação das características químicas do solo entre a lagoa perenizada e o grupo de lagoas não perenizadas, para a estação seca e chuvosa.

Variáveis ambientais	Seca			Chuvosa		
	Lagoa não perenizada	Lagoa perenizada	p-valor	Lagoa não perenizada	Lagoa perenizada	p-valor
pH	3,99 ± 0,07	5,70 ± 0,17	0,001*	4,04 ± 0,09	5,70 ± 0,17	0,001*
K ⁺ (cmol.dm ⁻³)	0,09 ± 0,01	0,11 ± 0,009	0,365	0,20 ± 0,08	0,11 ± 0,0009	0,418
P (cmol.dm ⁻³)	5,97 ± 0,66	4,19 ± 1,14	0,124	6,46 ± 0,50	5,46 ± 2,73	0,039*
Ca ²⁺ (cmol.dm ⁻³)	0,88 ± 0,08	2,44 ± 0,35	0,002*	0,94 ± 0,18	2,52 ± 0,39	0,003*
Mg ²⁺ (cmol.dm ⁻³)	0,26 ± 0,06	0,41 ± 0,07	0,088	0,29 ± 0,08	0,43 ± 0,07	0,122
Al ³⁺ (cmol.dm ⁻³)	0,41 ± 0,08	0,04 ± 0,02	0,001*	0,44 ± 0,12	0,03 ± 0,02	0,001*
H+Al (cmol.dm ⁻³)	4,42 ± 0,81	2,98 ± 0,61	0,101	5,36 ± 0,96	3,49 ± 0,70	0,185
SB	1,22 ± 0,12	2,96 ± 0,43	0,003*	1,45 ± 0,23	3,06 ± 0,46	0,009*
V	24,77 ± 3,70	53,00 ± 2,94	0,002*	23,95 ± 4,02	48,97 ± 3,45	0,003*
m	24,10 ± 3,03	1,38 ± 0,63	0,0008*	23,55 ± 5,89	1,05 ± 0,70	0,001*
M.O. (%)	3,12 ± 0,88	1,53 ± 0,21	0,063	3,97 ± 0,91	1,29 ± 0,26	0,017*
P-Rem (mg.L ⁻¹)	19,37 ± 2,91	34,50 ± 1,88	0,001*	17,78 ± 2,77	31,39 ± 1,72	0,005*
Argila (%)	23,74 ± 2,55	12,21 ± 3,03	0,009*	23,83 ± 2,41	12,39 ± 2,92	0,006*
Silte (%)	3,87 ± 0,48	5,39 ± 1,77	0,559	3,11 ± 0,48	4,64 ± 1,89	0,633
Areia (%)	72,37 ± 2,94	82,39 ± 4,77	0,017*	73,06 ± 2,69	82,96 ± 4,79	0,030*

Média ± erro padrão da média, H+Al - acidez potencial, SB - soma de bases trocáveis, V - índice de saturação de bases, m - índice de saturação de alumínio, M.O. - teor de matéria orgânica e P-Rem - fósforo remanescente.

Durante a estação chuvosa praticamente todas as variáveis apresentaram alterações significativas entre as áreas de estudo, exceto K, Mg^{2+} , $H^+ + Al^{3+}$ e o teor de Silte. As lagoas não perenizadas apresentaram maiores concentrações de P e Al^{3+} , e teores mais elevados de matéria orgânica e argila, quando comparado com a lagoa perenizada (Tabela 11). Já na lagoa que foi perenizada observou-se um pH mais elevado e concentrações mais altas de Ca^{2+} e P-Rem, assim como maior teor de areia quando comparada com as lagoas não perenizadas.

5.4.2 Preditores ambientais × riqueza de espécies

As condições ambientais influenciam a estrutura da vegetação em termos de riqueza e composição florística. Através da seleção de modelos, foi observado que as variáveis profundidade média e fósforo influenciaram a riqueza de espécies nas lagoas estudadas como um todo (Tabela 12).

Tabela 12 – Resultado dos modelos mistos lineares generalizados (GLMMs) com o modelo selecionado pelo AICc, indicando os preditores ambientais (efeito fixo) que influenciaram a riqueza de espécies nas lagoas estudadas (efeito aleatório = perenizada + não perenizada) do rio Pandeiros, MG.

Componentes do modelo	Estimativa	$\Delta AICc$	Peso	p-valor	Intercepto	Desv. Pad
Efeito aleatório (intercepto)						0,333
Efeito fixo						
Prof.med + P	0,0016	0,0	0,717	0,025*	2,988	0,263
P	0,055	5,4	0,048	< 0,0001***	3,248	0,214
Prof.med	0,01	20,5	< 0,001	< 0,0001***	3,217	0,256

O modelo selecionado está destacado na tabela em negrito. Estimativa - representa a intensidade do efeito, Desv. Pad - desvio padrão do efeito aleatório, Prof.med - profundidade média, P - fósforo. Variáveis significativas (***) $p < 0,001$; (**) $p < 0,01$; (*) $p < 0,05$.

Na lagoa perenizada, a variável que influenciou a riqueza durante a estação seca e chuvosa foi o fósforo (Tabela 13). Enquanto que no grupo de lagoas não perenizadas a riqueza foi influenciada negativamente pelo teor de matéria orgânica durante a estação seca e pela soma de bases durante a estação chuvosa. Nessa estação foi observado uma relação positiva do pH da água com a riqueza. Com relação às variáveis ambientais que influenciaram a riqueza ao longo do gradiente de inundação, para grupo de lagoas não perenizadas apenas o modelo contendo o oxigênio dissolvido foi selecionado, já para a lagoa perenizada apenas a

profundidade média influenciou a riqueza de espécies na área alagada do gradiente (cotas aquática + inundável) (Tabela 14).

Tabela 13 – Resultado dos modelos lineares generalizados (GLMs) com os modelos selecionados pelo AICc, indicando os preditores ambientais que influenciaram a riqueza de espécies nas lagoas sazonais do rio Pandeiros, MG.

Componentes do modelo	Lagoa perenizada									
	Estação seca					Estação chuvosa				
	Intercepto	Estimativa	Δ AICc	Peso	p-valor	Intercepto	Estimativa	Δ AICc	Peso	p-valor
P	2,84	0,104	0,0	0,849	< 0,0001***	3,15	0,029	0,0	0,676	0,0014**
	Lagoa não perenizada									
pH. H₂O + SB	–	–	–	–	–	1,42	-0,029	0,0	0,608	0,011*
SB	–	–	–	–	–	3,78	-0,643	17,02	< 0,001	< 0,0001***
pH. H ₂ O	–	–	–	–	–	2,41	0,381	25	< 0,001	< 0,0001***
H.AI + MO	2,23	- 0,00385	0,0	0,22	0,364	–	–	–	–	–
H.AI	2,40	0,163	0,9	0,157	0,053	–	–	–	–	–
MO	3,46	-0,178	1,2	0,132	0,038*	–	–	–	–	–

O modelo selecionado está destacado na tabela em negrito. Estimativa - representa a intensidade do efeito, Desv. Pad - desvio padrão do efeito aleatório. pH. H₂O – pH da água, SB - soma de bases trocáveis, MO – teor de matéria orgânica, H.AI – acidez potencial. (-) representa os modelos que não foram selecionados pelo AICc em cada período. Variáveis significativas (***) p < 0,001; (**) p < 0,01; (*) p < 0,05.

Tabela 14 – Resultado dos modelos lineares generalizados mistos (GLMMs) com os modelos selecionados pelo AICc, indicando os preditores ambientais que influenciaram a riqueza de espécies ao longo do gradiente de inundação nas lagoas sazonais do rio Pandeiros, MG.

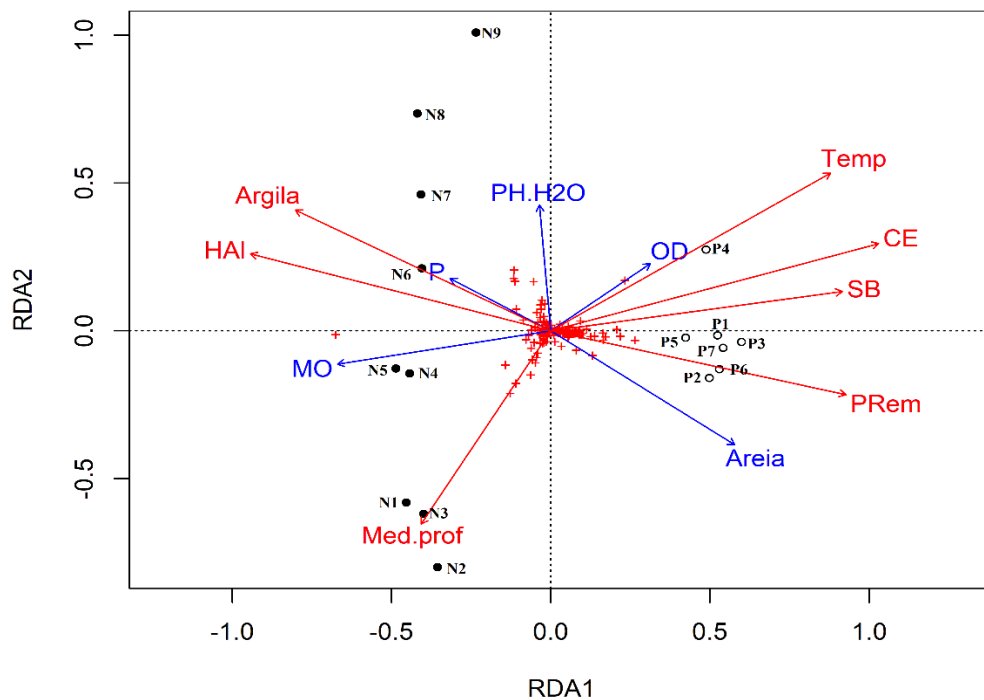
Componentes do modelo	Lagoa perenizada						Lagoa não perenizada					
	Estimativa	Δ AICc	Peso	p-valor	Intercepto	Desv. Pad	Estimativa	Δ AICc	Peso	p-valor	Intercepto	Desv. Pad
Efeito aleatório (cotas)						0,0						0,0
Efeito fixo												
OD	-	-	-	-	-	-	0,214	0,0	0,26	0,0238*	1,94	0,24
pH. H ₂ O + OD	-	-	-	-	-	-	0,015	0,8	0,178	0,204	2,12	0,24
pH. H ₂ O	-	-	-	-	-	-	-0,09	4,9	0,022	0,093	2,32	0,31
Prof.med	-0,011	0,0	0,43	0,009**	3,18	0,14	-	-	-	-	-	-

O modelo selecionado está destacado na tabela em negrito. Estimativa - representa a intensidade do efeito, Desv. Pad - desvio padrão do efeito aleatório. OD – oxigênio dissolvido, pH. H₂O – pH da água, Prof.med – profundidade média. (-) representa os modelos que não foram selecionados pelo AICc em cada área de estudo. Variáveis significativas (***) $p < 0,001$; (**) $p < 0,01$, (*) $p < 0,05$.

5.4.3 Preditores ambientais × composição florística

As características ambientais das transecções da lagoa perenizada difere das não perenizadas, essa diferença foi evidenciada pela RDA (Figura 19). Segundo esta análise, 94,21% da variação na composição de espécies é explicada pelas variáveis ambientais. A composição de espécies das lagoas não perenizadas foi influenciada principalmente pela profundidade ($p = 0,04$), acidez potencial ($p = 0,003$) e teor de argila ($p = 0,013$), enquanto que a composição da lagoa perenizada foi influenciada pela temperatura da água ($p = 0,001$), condutividade elétrica da água ($p = 0,002$), soma de bases ($p = 0,008$) e fósforo remanescente ($p = 0,009$).

Figura 19 – Resultado da Análise de Redundância (RDA) das transecções pertencentes às lagoas sazonais do rio Pandeiros. As transecções da lagoa perenizada estão representadas por (o P) e o do grupo de lagoas não perenizadas por (● N) seguido pela numeração de suas respectivas transecções. As espécies estão representadas por (+).

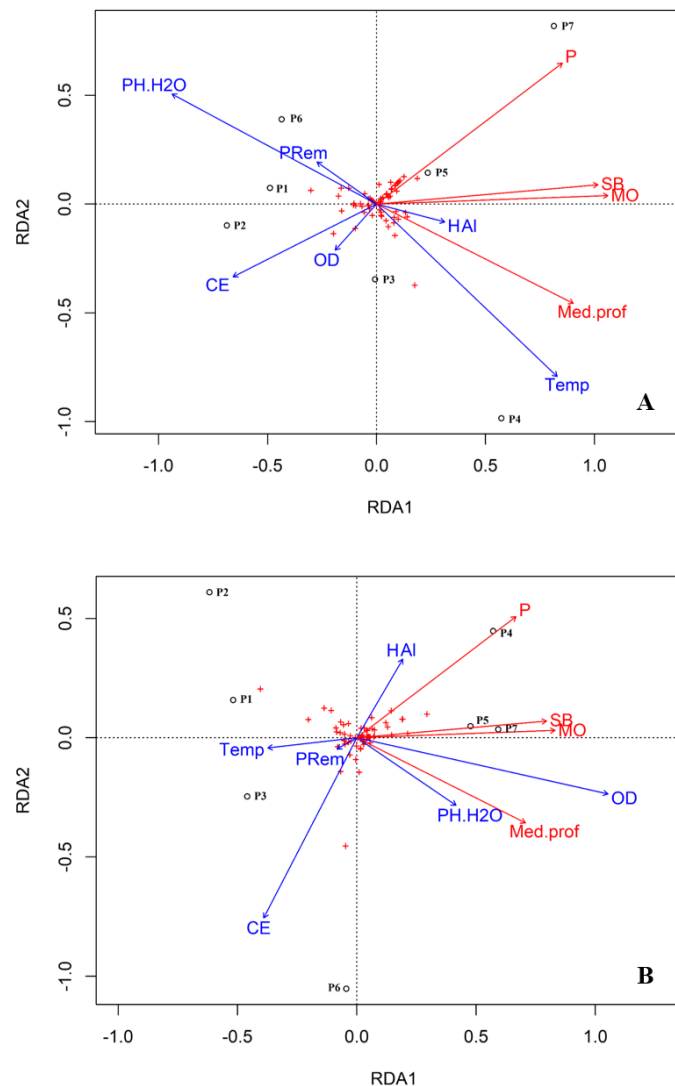


Legenda: As setas correspondem as variáveis ambientais e seu efeito sob a composição de espécies, sendo que as setas vermelhas representam as variáveis que contribuíram significativamente para a sua composição ($p < 0,05$).

Ao avaliar quais variáveis ambientais influenciaram a variação sazonal na composição, a RDA evidenciou que a composição da lagoa perenizada durante a estação

chuvosa (Figura 20 A) e seca (Figura 20 B) foi influenciada pela profundidade, fósforo, soma de bases e teor de matéria orgânica. Durante a estação chuvosa, 48,50% da variação na composição foi explicada pelas condições ambientais, já na estação seca as variáveis explicaram 59,08% da composição observada nesse período.

Figura 20 – Resultado da Análise de Redundância (RDA) das transecções pertencentes a lagoa perenizada, para a estação chuvosa (A) e seca (B). As espécies estão representadas por (+).

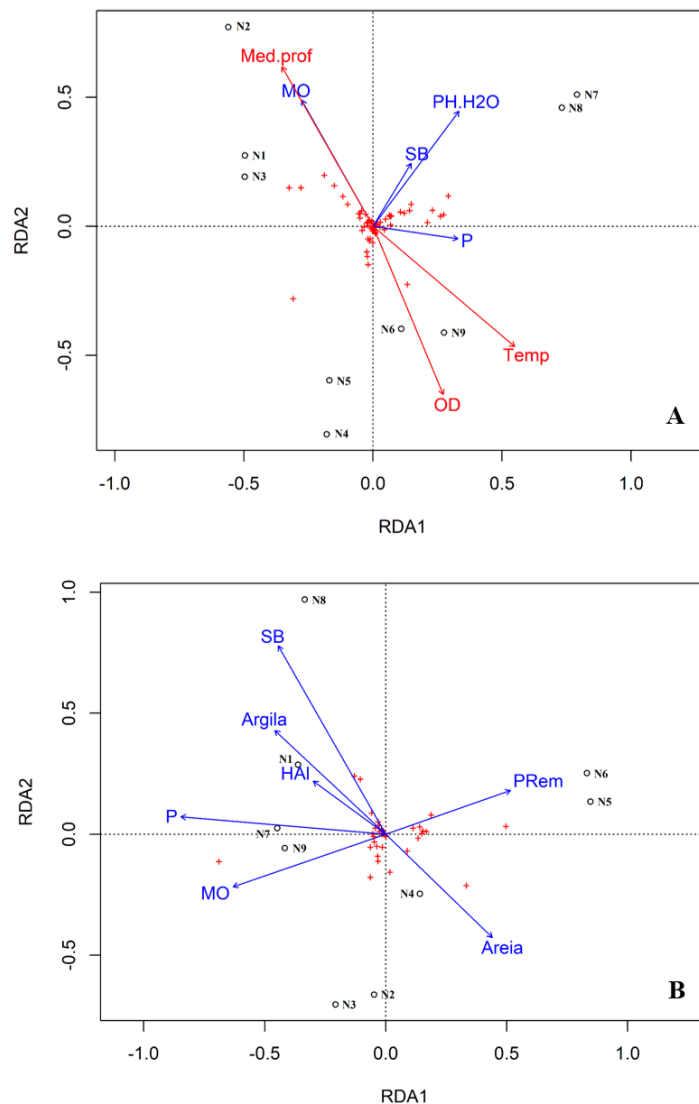


Legenda: As setas correspondem as variáveis ambientais e seu efeito sob a composição de espécies, sendo que as setas vermelhas representam as variáveis que contribuíram significativamente para a sua composição ($p < 0,05$).

No grupo de lagoas não perenizadas, 64,39% da composição observada durante o período das águas foi explicada pelas variáveis ambientais, sendo influenciada pela

profundidade média, temperatura da água e oxigênio dissolvido (Figura 21 A). Enquanto que a composição observada durante a estação seca não foi influenciada pelas características do solo (Figura 21 B).

Figura 21 – Resultado da Análise de Redundância (RDA) das transecções pertencentes a lagoa não perenizada, para a estação chuvosa (A) e seca (B). As espécies estão representadas por (+).

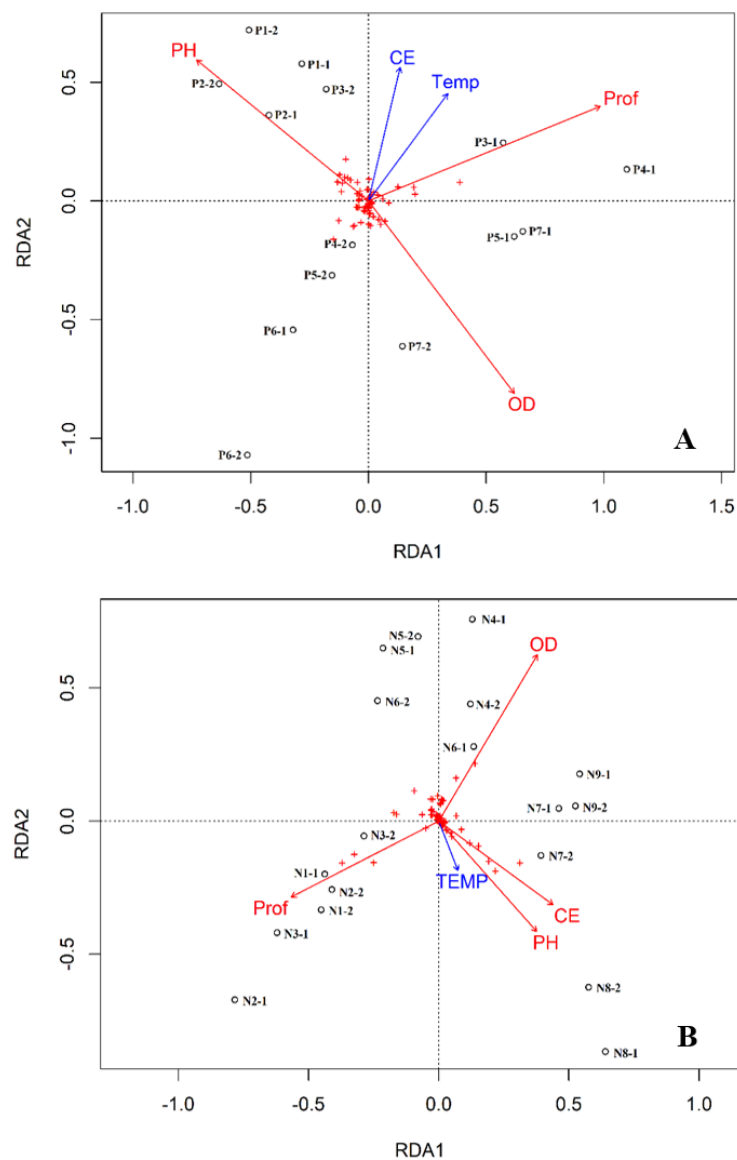


Legenda: As setas correspondem as variáveis ambientais e seu efeito sob a composição de espécies, sendo que as setas vermelhas representam as variáveis que contribuíram significativamente para a sua composição ($p < 0,05$).

Com relação a variação da composição ao longo do gradiente de inundação, apenas 37,99% da composição da lagoa perenizada foi explicada pelas variáveis limnológicas. As

variáveis que contribuíram para diferenciação da composição entre as cotas foram pH, profundidade e oxigênio dissolvido (Figura 22). No grupo das lagoas não perenizadas, 43,15% da composição foi explicada pelas características físico-químicas da água. As variáveis selecionadas pela RDA foram profundidade média, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e pH (Figura 22).

Figura 22 – Resultado da Análise de Redundância (RDA) da composição das transecções pertencentes a lagoa perenizada (A), para as cotas aquática (P-1) e inundável (P-2) e pertencentes as lagoas não perenizadas (B), para as cotas aquática (N-1) e inundável (N-2). As espécies estão representadas por (+).



Legenda: As setas correspondem as variáveis ambientais e seu efeito sob a composição de espécies, sendo que as setas vermelhas representam as variáveis que contribuíram significativamente para a sua composição ($p < 0,05$).

6 DISCUSSÃO

Em ambientes aquáticos de regiões semiáridas, durante o período chuvoso ocorre a formação de corpos d'água temporários e manutenção de lagoas permanentes. Esses ambientes são caracterizados por mudanças constantes devido à expansão e retração da lâmina d'água, fazendo com que as alterações na riqueza, composição e abundância das espécies seja um processo dinâmico e que ocorra relativamente rápido (TABOSA; MATIAS; MARTINS, 2012).

Foi possível observar que nas lagoas sujeitas ao regime hidrológico natural, as mudanças radicais das condições ambientais alteraram mais profundamente a riqueza e a composição de espécies quando comparada com a lagoa perenizada. Durante a seca, nessas lagoas não perenizadas, muitas espécies deixaram de ser detectadas (e.g. *Cyperus cuspidatus* e *Utricularia hydrocarpa*). Embora a lagoa perenizada também tenha sofrido variação na composição de espécies (e não na riqueza), isso ocorreu de forma muito menos intensa e concentrada nas cotas terrestres onde o efeito da seca provavelmente pode ter sido sentido também.

Nas lagoas não perenizadas, o período de estiagem afetou tanto a vegetação aquática quanto a do entorno da lagoa. O que foi evidenciado pela redução na riqueza geral e de macrófitas aquáticas em relação com a estação chuvosa. Apesar da vegetação desses ambientes estar adaptada ao processo hidrológico local, a variação cíclica no nível da água e a intensidade da sua depleção, podem afetar negativamente a riqueza e estrutura da comunidade vegetal, uma vez que esta mudança pode levar a morte, inibir a germinação, crescimento e reprodução das plantas, contribuindo para diminuição na riqueza durante a estação desfavorável (ZHANG; LIU; WANG, 2015).

As mudanças na estrutura da vegetação em uma curta escala de tempo, sugerem que a dinâmica no conjunto das lagoas não perenizadas é intensa e caracterizada por uma rápida substituição de espécies, o que foi observado quando as condições voltaram a ser favoráveis, indicando que a variação na profundidade da água faz com que o gradiente de inundação presente atue selecionando as espécies (TABOSA; MATIAS; MARTINS, 2012). Durante a estação chuvosa o aparecimento de novas espécies está associado a germinação do banco de sementes e/ou rebrotação de estruturas subterrâneas, ocorrendo aumento na abundância das espécies, o que é prolongado até o início da estação seca (FERREIRA et al., 2015).

A perenização da lagoa associada ao reservatório da PCH de Pandeiros modificou completamente o comportamento da vegetação em comparação com o que seria esperado para

essa região com clima acentuadamente sazonal (BORNETTE; PUJALON, 2011). Em primeiro lugar, não houve a esperada redução da riqueza durante o período da seca, sendo isso claramente ligado á manutenção do espelho d'água durante essa estação. No período chuvoso foi observado que a riqueza de espécies nas lagoas não perenizadas aumentou, o que não ocorreu na lagoa perenizada. Esse aumento do número de espécies terrestres e aquáticas durante esse período nas lagoas não perenizadas, provavelmente está relacionada com a ampliação de habitats com condições necessárias e mais favoráveis para o estabelecimento de mudas (SOUZA; FERREIRA; POTT, 2016), assim como para seu crescimento e reprodução (FREITAS et al., 2013), visto que em ambientes semiáridos, o estresse hídrico é considerado um forte filtro ambiental, que afeta a estrutura da comunidade vegetal (DELLA BELLA et al., 2008; LUZURIAGA et al., 2012). Já na lagoa perenizada, a manutenção do espelho d'água tamponou o efeito da seca e, assim, levou a uma variação muito menor tanto na riqueza como na composição de espécies.

Embora a riqueza da lagoa perenizada não tenha variado sazonalmente, observamos que a dominância se distribuiu por um número maior de espécies durante a estação chuvosa, quando comparada com a estação seca. De acordo com Catian et al. (2018), a vegetação desse tipo de ambiente está adaptada às variações sazonais no nível da água, fazendo com que a comunidade vegetal nesse ambiente seja estável, variando apenas a dominância das espécies de acordo com o hidroperíodo. Esse processo fica evidente quando observamos a substituição das espécies dominantes entre os períodos.

Na lagoa não perenizada durante a estação seca destaca-se as espécies *Cyperus* sp.1 e *E. acutangula* por sua maior cobertura relativa, em relação às demais espécies dominantes. Já na estação chuvosa, a espécie *Cyperus* sp. 1 deixou de ser dominante e foi substituída pelas espécies *S. condetatum* e *Paspalum* sp. as quais tiveram maior cobertura relativa (Figura 16 B). Nessa estação, a cobertura das espécies dominantes apresentou uma distribuição mais uniforme, quando comparada com a estação seca, o que pode evidenciar alterações no processo de interação entre as espécies. De qualquer forma, associada às mudanças na composição, a mudança na dominância das espécies foi muito acentuada nas lagoas sob regimes hidrológicos naturais (não perenizadas) que na lagoa perenizada.

É importante destacar que a maior riqueza encontrada na lagoa perenizada, pode estar relacionada a fatores como: maior estabilidade do habitat devido a menor amplitude de variação na profundidade e a considerável expressividade de espécies anfíbias (i.e adaptadas tanto a áreas alagadas quanto as secas) e emergentes na lagoa perenizada, quando comparada com a não perenizada (Tabela 3, Figura 8). O sucesso dessas formas biológicas está associada

à capacidade de tolerar as mudanças causadas pela variação no nível da água e presença de ajustes morfofisiológico (e.g. plasticidade fenotípica) que possibilitam com que as espécies ocupem diferentes partes do gradiente de inundação (MOURA JÚNIOR et al., 2013; CATIAN et al., 2018). No entanto, também está relacionado a diferentes fatores como baixa profundidade da região litorânea (SABINO et al. 2015).

Um estudo realizado por Della Bella et al., (2008) em lagoas sazonais e permanentes na Itália, observaram que as lagoas sazonais tendem a ter uma riqueza de espécies inferior e uma composição diferente daquela encontrada em lagoas permanentes. Isso foi atribuído a maior variação na profundidade, menor duração da fase úmida, menor tamanho e a grande abundância de espécies anuais nas lagoas temporárias, corroborando com o encontrado no presente estudo.

Em lagoas sazonais de regiões semi-áridas, o estresse hídrico é um dos principais fatores limitantes para a sobrevivência e manutenção da vegetação, principalmente de espécies aquáticas (LITE; BAGSTAD; STROMBERG, 2005; McCOY-SULENTIC et al., 2017). Sob essas condições desfavoráveis, as espécies geralmente apresentam ciclo de vida curto (RHAZI et al., 2009), oposto ao encontrado nas lagoas permanentes onde a maior estabilidade do ambiente aquático tende a favorecer espécies de ciclo de vida longo, bem como o recrutamento de novas espécies, fazendo com que esses ambientes sustentem uma riqueza maior em relação as lagoas temporárias (PIGNATTI; MENGARDA, 1962; GRILLAS; ROCHÉ, 1997).

Além da variação no hidroperíodo, as características morfométricas das lagoas, como a área e inclinação da zona litorânea, também podem ter influenciado a riqueza de espécies que foi encontrada em cada área. Isso se deve ao fato de que poucas espécies são capazes de se ancorar e estabelecer em áreas mais íngremes, isso faz com que haja uma relação negativa entre a riqueza de espécies e o declive da zona litorânea (LIU et al., 2013; BANDO et al., 2015). Essas áreas foram comuns nas lagoas não perenizadas, uma vez que essas lagoas foram formadas em antigos meandros com margens com declividade acentuada, enquanto que a lagoa perenizada está localizada em um relevo mais plano. Além disso, a diferença do tamanho da área das lagoas, pode ter contribuído com a maior riqueza observada na lagoa perenizada. Isso se deve ao fato de que em lagoas com áreas maiores como a lagoa perenizada, mais espécies podem aparecer e se estabelecer, contribuindo para um aumento na riqueza (ZHANG, LIU, WANG, 2015).

Em lagoas, o zoneamento causado pela variação da profundidade é considerado um dos fatores chave para a riqueza, composição e distribuição espacial da vegetação, uma vez

que diferentes espécies possuem diferentes tolerâncias à profundidade da água (HEBB et al., 2013). Estudos mostram que a medida que o ambiente se torna mais profundo, ocorre a substituição de espécies e uma redução na riqueza (AOKI et al., 2017; SCHENEIDER et al., 2018), pois apenas plantas com adaptações específicas (e.g. aerênquima, redução de lignificação e desenvolvimento de raízes adventícias) são capazes de sobreviver no ambiente aquático mais profundo (BEJARANO; JANSSEN; NILSSON, 2018). Essa tendência foi observada tanto na lagoa perenizada quanto nas não perenizadas, onde a região não inundável do gradiente apresentou maior riqueza de espécies do que a cota aquática (Figura 10 e 11). Mas não só isso, algumas espécies estritamente aquáticas, como as flutuantes, só foram encontradas nessas áreas com água livre.

A perenização da lagoa conectada ao reservatório da PCH Pandeiros permitiu a formação de um ambiente com condições relativamente mais estáveis (SILVA; VAN DEN BERG, 2020). Com isso, a variação da riqueza ao longo do gradiente de inundação ocorreu gradualmente (Figura 11) à medida que a profundidade aumenta (WASSEN; PEETERS; VENTERINK, 2002; LOU et al., 2016). Enquanto que nas lagoas não perenizadas, a depleção da coluna d'água fez com que a redução da riqueza ao longo do gradiente fosse mais intensa, sendo possível observar que a riqueza da cota aquática foi similar a cota inundável, o mesmo foi observado para as cotas úmida e terrestre (Figura 10), formando uma divisão nítida da diferença na riqueza entre os extremos sempre inundado e nunca inundado.

Com relação a composição de espécies, foi observado uma maior representatividade de espécies pertencentes as famílias Poaceae, Cyperaceae, Fabaceae e Rubiaceae, assim como relatado em outros estudos realizados em ambientes úmidos (VALADARES et al., 2011; REBELLATO; DA CUNHA; FIGUEIRA, 2012, BAO et al., 2015). Um *checklist* realizado para o Nordeste do Brasil, destacou que as famílias citadas acima estão entre as que possuem a maior riqueza de espécies, evidenciando a relevância dessas famílias (MOURA JÚNIOR; COTARELLI, 2019). Um estudo realizado em áreas alagadas demonstrou que as famílias Poaceae, Cyperaceae e Fabaceae são consideradas as mais importantes em ambientes inundáveis da América do Sul (SCHESSL, 1999).

A família Cyperaceae possui 31 gêneros que possuem espécies aquáticas com diferentes formas biológicas, o que faz com que esta família esteja, frequentemente, entre as principais em estudo realizados com macrófitas aquáticas ou em ambientes inundáveis. Os representantes desta família possuem rizomas, estolões e tubérculos que possibilitam uma propagação eficaz (XAVIER et al., 2012), tendendo a dominar ambientes que apresentem variação do nível da água (MACHADO FILHO et al., 2014). A representatividade desta

família na lagoa perenizada se deve principalmente ao maior número de espécies pertencentes ao gênero *Cyperus*, que é o segundo maior gênero da família (RIBEIRO et al., 2015). Os representantes desse gênero são encontrados em áreas antropizadas, ambientes inundáveis, campos rupestres e restingas, o que reflete a sua capacidade de habitar ambientes com diferentes condições ambientais (MACIEL-SILVA et al., 2019).

Apesar da importância de espécies do gênero *Cyperus*, representantes pertencentes ao gênero *Eleocharis* são frequentemente encontrados em lagoas sazonais de regiões semi-áridas. Na lagoa perenizada, podemos destacar a espécie *Eleocharis acutangula*, a qual esteve entre as espécies dominantes durante a estação seca.

A espécie *E. acutangula* é uma macrófita aquática emergente, sendo geralmente encontrada em ambientes de baixa profundidade (CHAGAS; FREESZ; SUZUKI, 2012). Essa espécie sobrevive à estação seca na forma de rizoma, rebrotando no início da estação chuvosa, onde o seu crescimento tende a acompanhar o aumento da profundidade (POTT; POTT, 2000). Essa característica possibilitou que *E. acutangula* apresentasse uma ampla distribuição ao longo de todo o gradiente de inundação (Tabela 8), evidenciando a sua capacidade de habitar ambientes com diferentes profundidades. Embora a alocação de biomassa e desenvolvimento de rametes sejam influenciados positivamente pelo aumento da profundidade (CHAGAS; FREESZ; SUZUKI, 2012), a cobertura relativa dessa espécie foi maior durante a estação seca. De acordo com Moreira et al., (2011), isso se deve a uma mudança na forma de crescimento, passando de cespitoso para prostrado, quando ocorre uma redução na profundidade.

Comportamento oposto foi observado na espécie *S. condensatum*, a qual aumentou o seu valor de cobertura durante a estação chuvosa (Tabela 3). Essa é uma espécie perene, comum em campos sazonalmente alagados do Pantanal Mato-Grossense. A elevada cobertura dessa espécie pode estar associada: ao seu rápido crescimento, capacidade de colonizar ambientes estressantes, presença de rizomas e estolões que possibilitam a rebrota e uma rápida cobertura de áreas desocupadas (POTT; DA SILVA, 2015; DA SILVA; DA CUNHA; OVERBECK, 2020). Estas são algumas características as quais atribuem a ela um status de espécie invasora (KISSMANN, 1997; LORENZI, 2000).

Nas lagoas não perenizadas, a representatividade da família Fabaceae está associada principalmente à ocorrência de espécies pertencentes ao gênero *Chamaecrista*. Embora seja um gênero de espécies terrestres, há representantes que possuem forma de vida anfíbia (e.g. *Chamaecrista calycioides*, *Chamaecrista diphylla* e *Chamaecrista flexuosa*). A ocorrência de *C. kunthiana* ao longo do gradiente de inundação sugere que essa espécie seja tolerante às

condições de inundação e seca, assim como encontrado em outras representantes do gênero (TABOSA; MATIAS; MARTINS, 2012).

Apesar das famílias prevalentes terem sido similares na lagoa perenizada e no grupo das lagoas não perenizadas, a dissimilaridade florística entre elas foi elevada (98,25%), o que pode ser o reflexo de um processo natural em resposta às diferentes condições ambientais que esses dois tipos de ambientes possuem, levando a seleção de espécies com requisitos ecológicos distintos (FERNANDEZ-ALAEZ et al., 2020). As espécies que mais contribuíram para essa diferença foram *U. humidicola* (18,30%) e *E. acutangula* (7,92%).

U. humidicola é uma espécie exótica originária da África, com elevado potencial competitivo, atribuído ao seu rápido crescimento e eficiente propagação vegetativa (COSTA et al., 2014). O que provavelmente possibilitou que ela mantivesse elevada cobertura em ambos os períodos (Figura 17). As espécies pertencentes a esse gênero, possuem uma grande quantidade de raízes adventícias que se distribuem em diferentes profundidades no solo, fazendo com que essa espécie apresente alta eficiência na absorção de nutrientes (PRADO, 2008). Devido a essas características, *U. humidicola* pode atuar na comunidade exercendo uma pressão competitiva reduzindo a riqueza de espécies nativas, além de interferir na germinação destas espécies em função da produção de compostos alelopáticos (BAO et al., 2015), tais características contribuíram para que essa espécie fosse dominante nas lagoas não perenizadas em ambos os períodos. Nesse sentido, a presença marcante dessa espécie nas lagoas não perenizadas pode ser um fator adicional contribuindo para a menor riqueza e composição diferenciada de espécies encontradas ali em comparação com a lagoa perenizada.

A ocorrência dessa espécie em alguns ambientes sazonalmente alagados está relacionada à formação de pastos para alimentação do gado (BAO et al., 2015). Essa tendência foi observada nas áreas de estudo, onde a população local geralmente utiliza regiões próximas às lagoas para o plantio de gramíneas exóticas e/ou cultivo de subsistência (SILVA; VAN DEN BERG, 2020). Por ser uma espécie tolerante às condições de inundação, devido à presença de numerosas raízes adventícias (BAO et al., 2015) e apresentar um bom valor nutritivo, é uma espécie comum de ser utilizada na região. No entanto, a ocorrência dessa espécie foi observada em áreas naturais não antropizadas, indicando que apesar de ter sido introduzida, ela está ocorrendo de forma espontânea, através da invasão dessas áreas, sem a necessidade de plantio.

Já *E. acutangula*, ainda que tenha ocorrido em ambos os tipos de lagoas, apresentou cobertura similar em ambos os ambientes (Apêndice E, Apêndice F). No entanto, foi observado que a sua área de cobertura foi maior em regiões mais profundas do gradiente de

inundação, tanto na lagoa perenizada quanto na não perenizada (Tabela 8). Essa espécie tende a aumentar a sua cobertura e apresentar um rápido investimento em biomassa à medida que a profundidade da água aumenta (CHAGAS, 2010; BAO et al., 2015), o que explicaria a sua maior cobertura na cota aquática.

Ao comparar os períodos seco e chuvoso, foi observado que nos dois tipos de lagoas a composição de espécies variou sazonalmente. Isso deve estar relacionado à germinação do banco de sementes durante a estação chuvosa e ao processo de substituição de espécies, que ocorre ao longo de todo o período de inundação até o final da estação seca (DE SOUZA et al., 2021). Além disso, as alterações ambientais atuam selecionando espécies de acordo com o estágio de sucessão, refletindo na composição de espécies encontradas em cada período (VAN DER VALK, 1981). Apesar de ambos os tipos de lagoa terem composição de espécies distintas ligadas às variações sazonais climáticas, essas diferenças foram mais acentuadas nas lagoas não perenizadas. Nesse caso, a grande perda de espécies durante a estiagem foi a principal causa da diferença florística entre o período de chuvas e a estação seca. As maiores diferenças de composição florística observadas na lagoa perenizada estão relacionadas às cotas mais secas, onde o efeito da estiagem pode ser sentido.

A composição e distribuição da vegetação pode variar em função das características morfométricas das lagoas, tipo de solo, disponibilidade de nutrientes e características físico-químicas do sedimento e da água (KISSOON et al., 2013).

É importante destacar que a inundação anual da planície promove modificações nas características limnológicas das lagoas sazonais, pois a flutuação do nível da água pode alterar a temperatura, condutividade elétrica, transparência e a concentração de nutrientes (ALHO; SABINO, 2012, MOURA JÚNIOR et al., 2018). Embora a concentração de nutrientes do solo não tenha variado significativamente entre os períodos (Tabela 9), foram observadas alterações temporais na profundidade, condutividade elétrica e temperatura da água (Tabela 8). As maiores profundidades foram registradas durante a estação chuvosa, possivelmente devido à combinação da maior precipitação com o influxo fluvial e fluxo superficial (BRITO; ALVES; SANTO, 2014).

Enquanto que na estação seca foi observada temperaturas mais elevadas e maior condutividade elétrica. Durante esse período, em função das altas temperaturas do ar e ausência de chuvas ocorre o aumento na evaporação reduzindo a profundidade e, como consequência ocorre a intensificação da troca de íons do substrato com água, elevando a quantidade de íons na coluna d'água e, conseqüentemente aumentando a condutividade elétrica da água (AFFONSO; QUEIROZ; NOVO, 2011), o que explicaria os maiores valores

dessa variável na lagoa perenizada durante a estação seca (Tabela 8). Apesar do oxigênio dissolvido ser influenciado pela temperatura da água (RAJWA-KULIGIEWICZ; BIALIK; ROWIŃSKI, 2015), não foi observado variação sazonal significativa nesta variável, sendo observada baixa concentração durante todo o estudo, que é comum em condições de inundação (SANTANA; CATIAN; SCREMIN-DIAS, 2019).

Outro importante fator para a estruturação da comunidade vegetal em ambientes sazonalmente alagados é a fertilidade do solo, uma vez que a concentração e distribuição de nutrientes pode limitar o desenvolvimento da vegetação durante a estação de crescimento (ZHANG et al., 2021). A concentração e distribuição de nutrientes do solo pode variar em função do regime hidrológico local, pois a precipitação pode afetar a taxa de escoamento, sedimentação, lixiviação e percolação de nutrientes (SAHOO et al., 2016). Durante a estação seca, ocorre o aumento da matéria orgânica devido a morte de espécies herbáceas, contribuindo para o aumento da soma de bases e fósforo na camada superficial do solo. Porém, a atividade enzimática durante esse período é baixa, fazendo com que essas alterações não contribuam necessariamente com a fertilidade do solo (REBELLATO, 2010; STEINWEG; DUKES; WALLENSTEIN, 2012), que pode estar relacionado com a falta de variação sazonal dos nutrientes no solo nas áreas estudadas.

Através da RDA foi possível observar que as variáveis ambientais que influenciaram a composição observada nas áreas estudadas, foram diferentes para cada tipo de lagoa. Dessa forma, verificamos que a diferença observada na composição florística entre a lagoa perenizada e as não perenizadas, está relacionada ao fato de a lagoa perenizada possuir solo mais fértil (maior SB e concentração de P-Rem) e água com temperaturas mais elevadas. Além disso, a grande diferença na profundidade média, principalmente no grupo de lagoas não perenizadas, contribuiu para dissimilaridade florística observada entre a perenizada e as não perenizadas (Figura 19). A soma de bases é uma variável sintética composta por macronutrientes (cálcio, magnésio, potássio e sódio) que exercem influência em importantes processos fisiológicos nas plantas (e.g. regulação na hidratação e fotossíntese), sendo considerada um dos melhores preditores da composição da vegetação (DEMARCHI et al., 2018). Os elementos que compõe a SB podem ser influenciados pela inundação, pois a variação da água infiltrada no solo influencia a capacidade de retenção de nutrientes no solo, uma vez que aumenta a mobilidade desses nutrientes e, conseqüentemente, a sua disponibilidade para a vegetação, refletindo na composição florística (TSHEBOENG; BONYONGO; MURRAY-HUDSON, 2014).

De acordo com Rybicki et al., (2015), em planícies de inundação o influxo de N e P no solo, está relacionado a decomposição de partes vegetativas, como as folhas de espécies herbáceas, que tendem a ter uma taxa maior em locais úmidos (e.g. lagoa perenizada), o que faz com que a concentração de nutrientes seja maior nessas condições, do que em ambientes onde o solo possui menor umidade ou permanece seco por períodos mais prolongados, como nas lagoas não perenizadas. No entanto, é importante destacar que o influxo de nutrientes no solo pode ser influenciado por ações antrópicas, principalmente na lagoa perenizada, onde é frequentemente praticada agricultura de subsistência no seu entorno, contribuindo com a entrada de nutrientes no solo.

No entanto, a capacidade de absorção e utilização de nutrientes varia entre as espécies (SMETHURST, 2004; FUNK et al., 2016), e como o fósforo é um dos principais nutrientes limitante para o metabolismo e crescimento vegetal (YE et al., 2013), a sua disponibilidade pode influenciar a composição florística, conforme observado na lagoa perenizada.

A concentração de nutrientes que estarão disponíveis para serem utilizados pelas plantas, é influenciada por várias características físico-químicas do solo como: pH, temperatura e teor de matéria orgânica (ARENBERG; ARAI, 2021). Em ambientes que possuem temperaturas elevadas, como as lagoas observadas na região Norte de Minas Gerais, ocorre o aumento na intensidade respiratória das plantas e, conseqüentemente, da absorção de fósforo (PRADO, 2008). Esse processo pode ter influenciado a composição florística observada na lagoa perenizada, uma vez que ela possui solo mais fértil do que as lagoas não perenizadas.

Além disso, outra variável que contribuiu para diferenciação das lagoas em termos de composição, foi a acidez potencial (H+Al), a qual foi maior nas lagoas não perenizadas quando comparada com a perenizada (Tabela 10). O principal componente da acidez potencial é o íon Al^{3+} , o qual é considerado tóxico para as plantas (SILVA, 2012; SHETTY et al., 2021). Em condições de pH abaixo de 5, como observado nas lagoas não perenizadas (Tabela 10), ocorre a hidrólise do Al levando ao aumento na liberação de Al^{3+} retido pelas partículas de argila do solo (BOJÓRQUEZ-QUINTAL et al., 2017). Isso faz com que a concentração que estará disponível para as plantas aumente. O que pode afetar a composição de espécies das lagoas não perenizadas, selecionando espécies mais tolerantes a concentração desse íon, uma vez que o Al^{3+} afeta o crescimento radicular e interfere na obtenção de água e nutrientes pelas raízes (DA CONCEIÇÃO; SERENO; NETO, 2008).

Além das variáveis citadas acima, quando consideramos as alterações sazonais na composição da lagoa perenizada, verificamos a influência da profundidade da água e matéria

orgânica (Figura 21). Alterações na profundidade podem causar mudanças na composição florística, pois o aparecimento e desaparecimento de espécies acontece em função do aumento ou redução do nível da água (FORTNEY et al., 2004), corroborando com o encontrado no presente estudo, onde houve uma mudança na composição ao longo do gradiente de inundação (Figura17).

A influência que a matéria orgânica exerce na estruturação da comunidade, está ligada à sua capacidade de modificar e interagir com algumas características do solo. A matéria orgânica atua como agente cimentante, agregando partículas e contribuindo para manutenção da estrutura do solo, além de aumentar a área específica do solo, promovendo melhoras na sua: aeração, capacidade retenção de água e nutrientes (WANG et al., 2015; ARAÚJO, 2016; KING et al., 2020). Sabe-se que a matéria orgânica é uma importante fonte de nutrientes para as plantas, uma vez que nela ocorrem uma série de processos químicos que alteram os nutrientes essenciais, tornando-os disponíveis para serem utilizados pela vegetação.

O solo das lagoas não perenizadas possuem baixa fertilidade, ou seja, apresentam baixa concentração de cálcio, magnésio e potássio, quando comparado com o da lagoa perenizada. Isso indica que há uma pequena quantidade desses cátions saturando as cargas negativas dos colóides (e.g. argila) no solo, e que a maior parte deles estão sendo neutralizados pelos íons H^+ e Al^{3+} , contribuindo para que o solo seja pobre em nutrientes e ácido (EMBRAPA, 2010). Essa é considerada uma condição desfavorável para muitas espécies, o que provavelmente contribuiu para dissimilaridade florística observada entre as lagoas não perenizadas e a lagoa perenizada. Quando consideramos as mudanças sazonais na composição das lagoas não perenizadas, podemos inferir que como estresse causado pela perda de água durante a estação seca, resultou em uma redução significativa no número de espécies, isso fez com que a relação da composição com as outras variáveis ambientais fossem perdidas, fazendo com que estas não influenciassem a composição florística, o que foi evidenciado pelo resultado da RDA (Figura 21B).

Com relação às estratégias adotadas pelas espécies, foi observado que em ambas as áreas de estudo as formas de vida hemicriptófita e terófita foram dominantes ao longo do ciclo sazonal de cheia e seca. Isso evidencia que em ambientes onde há forte sazonalidade, a proteção das gemas e a formação de banco de sementes no solo são consideradas importantes estratégias que irão garantir a manutenção das espécies em condições adversas (FREITAS et al., 2013).

Uma compilação dos espectros de Raunkier realizada para os biomas brasileiros, demonstrou que no Cerrado e na Caatinga as formas de vida predominantes são as que

possuem uma redução periódica do sistema aéreo e protegem os seus botões dentro do tegumento da semente (COSTA; MORO; MARTINS, 2016). Isso ocorre em função das condições adversas que esses dois biomas possuem, como forte sazonalidade e imprevisibilidade das chuvas (COSTA; MORO; MARTINS, 2016). Nesse cenário, as formas de vida hemicriptófitas e terófitas tendem a ser predominantes, conforme o encontrado no presente estudo.

Nas lagoas sazonais em ambas as condições, ocorreram alterações na ocorrência das formas de vida entre os períodos, o que provavelmente está relacionado à maior ativação dos propágulos e do banco de sementes durante a estação chuvosa. No entanto, como as espécies pertencentes a diferentes formas de vida, possuem características específicas de maturação e germinação (REBELLATO, 2010; PEREIRA, 2017), isto reflete na distribuição das formas de vida.

Na lagoa perenizada, as espécies que possuem menor grau de proteção das suas gemas, pertencentes às formas de vida caméfitas e fanerófitas, foram mais frequentes na extremidade mais seca do gradiente durante o período de estiagem, tendo relação com a maior ocorrência de espécies arbustivas e subarbustivas. O que se deve ao fato de que na área mais seca do gradiente, não há limitações causadas pela saturação completa do solo, por água, condição na qual a maioria das espécies arbóreas e arbustivas não toleram. Além disso, as espécies que possuem esses hábitos apresentam sistema radicular mais profundo o que possibilita acesso ao lençol freático da lagoa perenizada durante a estação seca, algo que as espécies herbáceas não conseguiriam realizar, por apresentarem raízes mais próximas à superfície do solo. Além disso, a perenização desta lagoa, pode ter possibilitado a formação permanente do lençol freático, algo que provavelmente não ocorreu nas lagoas não perenizadas.

As hemicriptófitas não foram afetadas pela sazonalidade e pela variação nas condições ambientais ao longo do gradiente de inundação da lagoa perenizada. Isso pode ser um indicativo que espécies hemicriptófitas tendem a ocorrer de forma mais uniforme ao longo do gradiente de inundação em ambientes mais estáveis. Enquanto que em ambientes que apresentam elevada variação nas condições, como nas lagoas não perenizadas, essa forma de vida tende a prevalecer na cota terrestre durante a estação chuvosa, não havendo variação durante a estação seca, podendo evidenciar o padrão de distribuição dessa forma de vida varia de acordo com as condições perene ou sazonais.

A estação seca teve efeito negativo nas espécies pertencentes à forma de vida geófitas nas lagoas não perenizadas, o que não ocorreu na lagoa perenizada (Tabela 6). O oposto foi

observado na estação chuvosa, onde foi verificado o aumento da frequência dessa forma de vida ao longo do gradiente crescente de inundação tanto na lagoa perenizada quanto nas não perenizadas. A redução na frequência e cobertura dessa forma de vida durante o período de estiagem já era esperado, uma vez que as geófitas possuem uma estratégia de fuga ao período seco e esse é muito mais severo nas lagoas não perenizadas. Nestas lagoas, a parte aérea morre, e as espécies sobrevivem às condições desfavoráveis na forma de órgãos subterrâneos perenes ricos em carboidratos (bulbos ou tubérculos), os quais crescem, florescem e frutificam na estação chuvosa (LARCHER, 1995; GAIKWAD et al., 2015). Como a lagoa perenizada possui pouca variação hidrométrica e permanece com água durante o ano inteiro, a estação seca não exerceu efeito negativo na cobertura dessa forma de vida, como observado no grupo das lagoas não perenizadas.

No entanto, ao observar ocorrência das espécies geófitas ao longo do gradiente de inundação na lagoa perenizada verificou-se uma baixa frequência na parte mais seca, o que provavelmente pode ter sido influenciado pela baixa umidade do solo e temperaturas elevadas na região, sendo considerada uma condição mais adversa para essa forma de vida. A predominância das geófitas na parte alagada do gradiente está relacionada principalmente à ocorrência de algumas macrófitas aquáticas, como *C. aggregatus*, *C. lanceolatus*, *P. cordata* e *E. geniculata*. O aumento dessa forma de vida na estação seca, está relacionado à regressão da lâmina d'água e diminuição da profundidade, que possibilitou que algumas espécies como *E. acutangula*, aumentassem a sua área de cobertura e, conseqüentemente, se tornassem mais frequente nas parcelas.

Com relação as espécies com forma de vida terófitas, foi observado o aumento dessa forma de vida na cota terrestre durante a estação chuvosa, tanto na lagoa perenizada como nas não perenizadas, o que pode indicar a presença de diásporos viáveis e ativação do banco de sementes nesse período. Em ambientes de forte sazonalidade essas espécies investem na produção de sementes, que permanecem viáveis por períodos prolongados, garantindo o seu retorno quando as condições se tornam mais favoráveis (BROCK et al., 2003).

Nas lagoas não perenizadas, a distribuição das formas de vida ocorre de forma mais desordenada, o que reflete a dinâmica intensa desses ambientes. Enquanto que na lagoa perenizada a distribuição ocorre de forma mais organizada, seguindo a zonação criada por um espelho d'água permanente e pouco variável ao longo do ano.

7 CONCLUSÃO

Os nossos resultados apontam que a perenização de lagoas pode ter um impacto profundo sobre a vegetação ali existente, mudando a riqueza e a composição de espécies originais.

As alterações nas condições ambientais causadas pelo ciclo de cheia e seca promovem alterações na estrutura das lagoas sazonais em termos de cobertura vegetal, composição, riqueza de espécies e formas de vida, sendo essas modificações mais intensas nas lagoas não perenizadas. A perenização da lagoa lateral em uma região onde o déficit hídrico é um fator limitante, criou um ambiente favorável para o estabelecimento e manutenção da vegetação, abrigando maior riqueza de espécies quando comparada às lagoas não perenizadas.

A profundidade influenciou negativamente a riqueza de espécies, ocorrendo redução à medida que o ambiente se torna mais profundo. Com relação a composição de espécies, verificou-se que ela varia de forma gradual e mais organizada ao longo do gradiente de inundação na lagoa perenizada do que nas não perenizadas, devido a maior estabilidade das condições ambientais.

As espécies de forma de vida hemicriptófitas e terófitas foram dominantes entre os períodos para ambas as lagoas. Na lagoa perenizada não houve variação sazonal na forma de vida hemicriptófitas, sendo esta influenciada pela estação chuvosa nas lagoas não perenizadas. Já as geófitas foram influenciadas negativamente pela estação seca nas lagoas não perenizadas, praticamente desaparecendo durante este período, embora apresente uma tendência de aumento no gradiente de inundação na estação chuvosa.

Dessa forma, conclui-se que caso a remoção da PCH Pandeiros seja realizada, a lagoa marginal passará a apresentar variações sazonais mais intensas, similares às observadas nas lagoas não perenizadas. Sendo esperado que a substituição de espécies ao longo do gradiente de inundação seja menos organizada, e que ocorra alterações sazonais significativas na composição e riqueza de espécies, de forma que esta tenderá a apresentar reduções acentuadas durante a estação seca.

8 FONTE DE FINANCIAMENTO

Agradecemos a Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG) (GT611 – “Descomissionamento da PCH Pandeiros: uma experiência inédita na América do Sul”) pelo financiamento da bolsa de mestrado e do projeto resultante nessa dissertação.

REFERÊNCIAS

- AFFONSO, A. G.; QUEIROZ, H. L. DE; NOVO, E. M. L. DE. M. **Limnological characterization of floodplain lakes in Mamirauá sustainable development reserve, Central Amazon (Amazonas State, Brazil)**. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 23, p. 95-108, 2011.
- ALHO, C. J. R.; SABINO, J. **Seasonal Pantanal flood pulse: implications for biodiversity – a review**. Oecologia Australis, v. 16, n. 4, p. 958-978, 2012.
- ALMEIDA, J. W. L. **Métodos de sensoriamento remoto no mapeamento de Veredas na APA Rio Pandeiros**. 2016. 93 p. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas ambientais) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.
- AOKI, C. et al. **Abiotic factors drive the structure of aquatic plant assemblages in riverine habitats of the Brazilian “Pantanal”**. Revista Brasileira de Botânica, v. 40, n. 2, p. 405-415, 2017.
- APG IV. **An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV**. Botanical Journal of the Linnean Society, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016.
- ARAÚJO, E. A. **Estrutura, composição florística e relação vegetação-ambiente em Floresta Ombrófila Densa no Parque Nacional do Caparaó, Espírito Santo**. 2016. 129 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2016.
- ARENBERG, M. R.; ARAI, Y. **Nitrogen species specific phosphorus mineralization in temperate floodplain soils**. Scientific reports, v. 11, n. 1, p. 1-12, 2021.
- ARIAS, M. E. et al. **Dams on Mekong tributaries as significant contributors of hydrological alterations to the Tonle Sap Floodplain in Cambodia**. Hydrology and Earth System Sciences, v. 18, n. 12, p. 5303-5315, 2014.
- ÁVILA, M. A. et al. **Structure of natural regeneration in relation to soil properties and disturbance in two swamp forests**. Cerne, v. 22, n. 1, p. 1-10, 2016.
- BANDO, F. M. et al. **Macrophyte species richness and composition are correlated with canopy openness and water depth in tropical floodplain lakes**. Brazilian Journal of Botany, v. 38, n. 2, p. 289-294, 2015.
- BAO, F. et al. **Plant species diversity in a neotropical wetland: Patterns of similarity, effects of distance, and altitude**. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 90, n. 1, p. 85-97, 2018.
- BAO, F. et al. **Effects of *Urochloa humidicola* on plant diversity in native grasslands in a Neotropical wetland**. Wetlands, v. 35, n. 5, p. 841-850, 2015.
- BARRETT, S. C. H. **Tristyly in *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Water Hyacinth)**.

Biotropica, v. 9, n. 4, p. 230, 1977.

BATES, D. et al. **“Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4.”** Journal of Statistical Software, v. 67, n. 1, p. 1–48, 2015.

BEJARANO, M. D.; JANSSON, R. NILSSON, C. **The effects of hydropeaking on riverine plants: a review.** Biological Reviews, v. 93, p. 658-673, 2018.

BELLMORE, J. R. et al. **Status and trends of dam removal research in the United States.** Wiley Interdisciplinary Reviews: Water, v. 4, n. 2, 2016.

BETHONICO, M. B. de M. **Rio Pandeiros: território e história de uma área de proteção ambiental no Norte de Minas Gerais.** Revista ACTA Geográfica, v. 3, n. 5, p. 23-38, 2009.

BINO, G. et al. **Developing state and transition models of floodplain vegetation dynamics as a tool for conservation decision-making: A case study of the Macquarie Marshes Ramsar wetland.** Journal of Applied Ecology, v. 52, n. 3, p. 654-664, 2015.

BOJÓRQUEZ-QUINTAL, E. et al. **Aluminum, a friend or foe of higher plants in acid soils.** Frontiers in plant science, v. 8, n. 1767, p. 1-18, 2017.

BORNETTE, G.; PUJALON, S. **Response of aquatic plants to abiotic factors: A review.** Aquatic Sciences, v. 73, n. 1, p. 1-14, 2011.

BOZELLI, R. L. et al. **Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system.** Hydrobiologia, v. 753, n. 1, p. 233-241, 2015.

BRAUN-BLANQUET, J. **Fitosociologia: bases para el estudio de las comunidades vegetales.** Madrid: H. Blume, 1979.

BRITO, J. G DE.; ALVES, L. F.; SANTO, H. M. V. E. **Seasonal and spatial variations in limnological conditions of a floodplain lake (Lake Catalão) connected to both the Solimões and Negro Rivers, Central Amazonia.** Acta amazonica, v. 44, p. 121-133, 2014.

BROCK, M. A. et al. **Drought and aquatic community resilience: the role of eggs and seeds in sediments of temporary wetlands.** Freshwater Biology, v. 48, p.1207-1218, 2003.

BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. de. **Intermediary disturbance increases tree diversity in riverine forest of southern Brazil.** Biodiversity and Conservation, Dordrecht, v. 19, n. 8, p. 2371–2387, 2010.

CARVALHO, C. M. S. **Lagoas marginais: importância ecológica para a conservação de aves aquáticas no Alto Rio São Francisco Minas Gerais - Brasil.** 2013. 57 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa 2013.

CATIAN, G. et al. **Effects of flood pulse dynamics on functional diversity of macrophyte communities in the Pantanal Wetland.** Wetlands, v. 38, n. 5, p. 975-991, 2018.

- CHAGAS, G. G. **Produção primária, decomposição e estoque de carbono em macrófitas aquáticas de ambientes costeiros do norte fluminense**. 2010. 88 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Goytacazes, 2010.
- CHAGAS, G. G.; FREESZ, G. M. de A.; SUZUK, M. S. **Temporal variations in the primary productivity of *Eleocharis acutangula* (Cyperaceae) in a tropical wetland environment**. Brazilian Journal of Botany, v. 35, p. 295-298, 2012.
- CHAO, A. et al. **Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies**. Ecological Monographs, v. 84, p. 45-67, 2014.
- CHAO, A.; MA, K. H.; HSIEH, T. C. iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation). Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. 2016. Disponível em: < http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/. > Acessado em: 10 mai. 2019.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. Ed. São Paulo: Editora Blucher, 1980.
- CLARKE, K. R. **Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure**. Australian Journal of Ecology, , v. 18, n. 1, p. 117–143, 1993.
- COELHO, F. F.; LOPES, F. S.; SPERBER, C. F. **Persistence strategy of *Salvinia auriculata* Aublet in temporary ponds of Southern Pantanal, Brazil**. Aquatic Botany, Amsterdam, v. 81, n. 4, p. 343–352, 2005.
- COOK, C. D. K. et al. **Water plants of the world: a manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes**. 1. Ed. The Hague: Springer Netherlands, 1974.
- COSTA A. C. M.; MORO, M. F.; MARTINS, F. R. **Raunkiaerian life-forms in the Atlantic forest and comparisons of life-form spectra among Brazilian main biomes**. Brazilian Journal of Botany, v. 39, n. 3, p. 833-844, 2016.
- COSTA, N. L. et al. **Produtividade e composição química da *Brachiaria humidicola* sob diferimento nos cerrados de Rondônia**. PUBVET, v. 8, n. 7, 2014.
- COUTINHO, B. A. et al. **Aquatic vegetation of nearshore and floating meadow of a large oxbow lake in the Brazilian Pantanal**. Oecologia Australis, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 846-855, 2019.
- COX, T. F.; COX, M. A. **Multidimensional Scaling**. v. 21, n. 2, p. 328, 2001.
- CUNHA, N. et al. **Structure of aquatic vegetation of a large lake, western border of the Brazilian Pantanal**. Brazilian Journal of Biology, v. 72, n. 3, p. 519–531, 2012.
- DA CONCEIÇÃO, L. D. H. C. S.; SERENO, M. J. C. DE M. **Tolerância ao alumínio em plantas: toxicidade, mecanismos e genes em espécies cultivadas**. Current Agricultural Science and Technology, v. 14, n. 3, 2008.

DA SILVA, F. H. B.; DA CUNHA, C. N.; OVERBECK, G. E. **Seasonal Dynamics of Flooded Tropical Grassland Communities in the Pantanal Wetland**. *Wetlands*, v. 40, p. 1257-1268, 2020.

DE ALMEIDA, G. W. **Aspectos ecológicos da comunidade de macrófitas aquáticas na represa do Funil, MG: Perspectiva para o manejo**. 2012. 154 p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

DE PAULA, M. A. **Diversidade de drosofilídeos (Diptera, Drosophilidae) na Reserva Ecológica do IBGE, em áreas afetadas pelo fogo**. 2015. 38 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

DE SOUZA, E. B. et al. **Differences between species in seed bank and vegetation helps to hold functional diversity in a floodable Neotropical savanna**. *Journal of Plant Ecology*, v. 14, n. 4, p. 605-615, 2021.

DELLA BELLA, V. et al. **Macrophyte diversity and physico-chemical characteristics of Tyrrhenian coast ponds in central Italy: implications for conservation**. *Hydrobiologia*, v. 597, p. 85-95, 2008.

DEMARCHI, L. O. et al. **Floristic composition, structure and soil-vegetation relations in three white-sand soil patches in central Amazonia**. *Acta Amazonica*, v. 48, p. 46-56, 2018.

DIAS, L. C. C. **Análise da paisagem da área de proteção ambiental estadual do Rio Pandeiros, MG: subsídios para o manejo e conservação da fauna**. 2017. 84 p. Dissertação (Mestrado em Conservação de Fauna) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2017.

EISENLOHR, P. V. **Persisting challenges in multiple models: a note on commonly unnoticed issues regarding collinearity and spatial structure of ecological data**. *Brazilian Journal of Botany*, v. 37, n. 3, p. 365-371, 2014.

EMBRAPA. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Campinas, SP, 2010. 26 p.

ESTEVES, F. A. **Considerations on the ecology of wetlands with emphasis on Brazilian floodplain ecosystems**. In: SCARANO, F. R.; FRANCO, A. C. (Ed.). *Ecophysiological strategies of xerophytic and amphibious plants in the neotropics*. Rio de Janeiro: Oecologia Australis, 1998. 4p. 111-135.

FAGUNDES, N. C. A. et al. **Survival of saplings in recovery of riparian vegetation of Pandeiros River (MG)**. *Floresta e Ambiente*, v. 25, n. 2, p. 1-11, 2018.

FANTIN-CRUZ, I. et al. **Changes in river water quality caused by a diversion hydropower dam bordering the Pantanal floodplain**. *Hydrobiologia*, v. 768, n. 1, p. 223-238, 2016.

FERNÁNDEZ-ALAÉZ, M. et al. **Environmental heterogeneity drives macrophyte beta diversity patterns in permanent and temporary ponds in an agricultural landscape**. *Aquatic Science*, v. 20, n. 82, p. 1-12, 2020.

FERREIRA, F. S. et al. **Spatiotemporal ecological drivers of an aquatic plant community in a temporary tropical pool.** *Journal of Arid Environments*, v. 115, p. 66-72, 2015.

FERREIRA-JÚNIOR, W. G. et al. **Flood regime and water table determines tree distribution in a forest-savanna gradient in the Brazilian Pantanal.** *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 88, p. 719-731, 2016.

FISHER, T. R. **Plâncton e produção primária em sistemas aquáticos da bacia da Amazônia Central.** *Acta Amazonica*, v. 8, n. 4 suppl 1, p. 43-54, 1978.

FITTKAU, E. J. et al. **Productivity, biomass, and population dynamics in Amazonian water bodies.** 1975. In: GOLLEY, F. B.; MEDINA, E. (Ed.). *Tropical ecological systems: trends in terrestrial and aquatic research.* Berlin Heidelberg: Springer, 1975.

FOLEY, M. M. et al. **Dam removal: Listening in.** *Water Resources Research*, v. 53, n. 7, p. 5229-5246, 2017.

FORTNEY, R. H. et al. **Aquatic plant community composition and distribution along an inundation gradient at two ecologically-distinct sites in the Pantanal region of Brazil.** *Wetlands Ecology and Management*, v. 12, n. 6, p. 575-585, 2004.

FREITAS, T. G. et al. **Flora of Brazilian humid Chaco: Composition and reproductive phenology.** *Checklist*, v. 9, n. 5, p. 973-979, 2013.

FUNK, J. L. et al. **Plant functional traits of dominant native and invasive species in mediterranean-climate ecosystems.** *Ecology*, v. 97, n. 1, p. 75-83, 2016.

FURCH, K.; JUNK, W. J. Water chemistry and macrophytes of creeks and rivers in Southern Amazonia and the Central Brazilian Shield. In: FURTADO, J. I. (Ed.). **Tropical Ecology and Development (Part 2).** Kuala Lumpur: The international Society of tropical Ecology, 1980. p. 771–796.

GAIKWAD, S. et al. **Geophytes of northern Western Ghats (Sahyadri Ranges) of India: a checklist.** *Check List*, v. 11, n. 1, p. 1543, 2015.

GERGEL, S. E. **Assessing cumulative impacts of levees and dams on floodplain ponds: A neutral-terrain model approach.** *Ecological Applications*, Washington, v. 12, n. 6, p. 1740–1754, 2002.

GHAFFARI, S. et al. **Composition and structure of species along altitude gradient in Moghan-Sabalan rangelands, Iran.** *Journal of Mountain Science*, v. 15, n. 6, p. 1209-1228, 2018.

GOOGLE. **Google Earth website.** Disponível em: <http://earth.google.com/>, 2009.

GRILL, G. et al. **An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales.** *Environmental Research Letters*, v. 10, n. 1, p. 1-15, 2015.

GRILLAS, P.; ROCHE, J. **Vegetation of temporary marshes: ecology and management.** Tour du Valet, 1997.

GUIMARÃES, C. D. C. **Estudos geológicos, hidrogeológicos e geofísicos para caracterização do aquífero pantanal na região de Poconé-MT.** 2017. 68 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2017.

HARDY, E. R.; ROBERTSON, B.; KOSTE, W. **About the relationship between the zooplankton and fluctuating water levels of Lago Camaleão, a Central Amazonian várzea lake.** Amazoniana: Limnologia et Oecologia Regionalis Systematis Fluminis Amazonas, v. 9, n. 1, p. 43-52, 1984.

HEBB, A. J. et al. **Modeling wetland vegetation community response to water-level change at Long Poin, Ontario.** Journal of Great Lakes Research, v. 39, p. 191-2000, 2013.

HENRY, R. **The connectivity of the Paranapanema River with two lateral lakes in its mouth zone into the Jurumirim Reservoir.** Acta Limnologica Brasiliensia, v. 17, n. 1, p. 57-69, 2005.

HIGUTI, J. et al. **Periphytic community structure of Ostracoda (Crustacea) in the river-floodplain system of the Upper Paraná River.** Acta Limnologica Brasiliensia, v. 29, n. 120, 2017.

IRGANG, B. E.; GASTAL JR., C. V. S. **Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS.** Porto Alegre, CPG-Botânica/UFRGS. 290p. 1996.

JUNK, W. J. **Áreas inundáveis - Um desafio para Limnologia.** Acta Amazonica, v. 10, n. 4, p. 775–795, 1980.

JUNK, W. J. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. In: HOLM-NIELSEN, L. B.; NIELSEN, I. C.; BALSLEV, H. (Ed.). **Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity.** New York: Academic Press Limited, 1989. p. 47–64.

JUNK, W. J. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. In: _____. (Ed.). **The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System.** New York: Springer, 1997. v. 126. cap 1, p. 3–17.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. **The flood pulse concept in river-floodplain systems.** Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences v. 106, n. 1, p. 110-127, 1989.

KASSAMBARA, A.; MUNDT, F. **FACTOEXTRA: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses,** r package version 1.0.3. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>>, 2016. Acesso em: 06 jun. 2021.

KIBLER, K. M.; TULLOS, D. D. **Cumulative biophysical impact of small and large hydropower development in Nu River, China.** Water Resources Research, v. 49, n. 6, p. 3104–3118, 2013.

- KING, A. E. et al. **Soil organic matter as catalyst of crop resource capture**. *Frontiers in Environmental Science*, v. 8, p. 50, 2020.
- KISSMANN, K. G. **Plantas infestantes e nocivas**. 2. Ed. São Paulo: . BASF, 1997.
- KISSOON, LA T., T. et al. **Macrophytes in shallow lakes: relationships with water, sediment and watershed characteristics**. *Aquatic Botany*, v. 109, p. 39-48, 2013.
- LARCHER, W. **“Physiological Plant Ecology”**. Berlin: Ed. Springer, 1995.
- LÊ, S.; JOSSE, J.; HUSSON, F. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, v. 25, n. 1, p. 1-18, 2008.
- LEIBOWITZ, S. G. et al. **Connectivity of streams and wetlands to downstream waters: an integrated systems framework**. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 54, n. 2, p. 298-322, 2018.
- LIMA, G.T. et al. **Plântulas e sementes de macrófitas aquáticas de lagoas do Pantanal Sul-Mato-Grossense**. *Iheringia*, v. 73, n. 2, p. 67-87, 2018.
- LIMA, L. P. Z. et al. **Dinâmica espacial de lagoas marginais presentes no rio Aiuruoca, MG, em períodos de cheia e seca**. *Brazilian Journal of Biosciences*, v. 8, n. 3, p. 253-256, 2010.
- LINARES, M. S.; CALLISTO, M.; MARQUES, J. C. **Thermodynamic based indicators illustrate how a run-of-river impoundment in neotropical savanna attracts invasive species and alters the benthic macroinvertebrate assemblages’ complexity**. *Ecological Indicators*, v. 88, p. 181-189, 2018.
- LITE, S. J.; BAGSTAD, K. J.; STROMBERG, J. C. **Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA**. *Journal of Arid Environments*, v. 63, n. 4, p. 785-813, 2005.
- LIU, W. et al. **Subtropical reservoir shorelines have reduced plant species and functional richness compared with adjacent riparian wetlands**. *Environmental Research Letters*, v. 8, p. 1-11, 2013.
- LOPES, L. E. et al. **Birds from Rio Pandeiros, southeastern Brazil: a wetland in an arid ecotone**. *Revista Brasileira de Ornitologia*, v. 18, n. 4, p. 267-282, 2010.
- LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 3.Ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000.
- LOU, Y. et al. **Response of Plant Height, Species Richness and Aboveground Biomass to Flooding Gradient along Vegetation Zones in Floodplain Wetlands, Northeast China**. *PLoS One*, v. 11, n. 4, p. 1-16, 2016.
- LUZ, S. C. S. et al. **Estrutura da assembléia de peixes de uma lagoa marginal desconectada do rio, no submédio Rio São Francisco, Pernambuco**. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 9, n. 3, 2009.

LUZURIAGA, A. L. et al. **Assemblage of a Semi-Arid Annual Plant Community: Abiotic and Biotic Filters Act Hierarchically**. *PloS One*, v. 7, n. 7, 2012.

MACHADO FILHO, H. O. et al. **Macrófitas aquáticas da região neotropical: uma abordagem cientométrica**. *Revista Biociências*, v. 20, n. 2, 2014.

MACIEL-SILVA, F. J et al. **Cyperaceae aquáticas e palustres na Floresta Nacional de Caxiuanã, Pará, Amazônia, Brasil Cyperaceae aquatic and palustris in the Caxiuanã National Forest, Pará, Amazon, Brazil**. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, v. 14, n. 3, p. 391-423, 2019.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: Princeton University Press, 1988.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Ed. UFPR, 2013.

MARCHESE, M. R. et al. **Food webs of the Paraná River floodplain: Assessing basal sources using stable carbon and nitrogen isotopes**. *Limnologica*, v. 46, p. 22-30, 2014.

MARLIER, G. **Ecological studies on some Lakes of the Amazon Valley**. *Amazoniana: Limnologia et Oecologia Regionalis Systematis Fluminis Amazonas*, v. 1, n. 2, p. 91-115, 1967.

MARTINS, D. V. **Contribuição à ficologia da Amazônia. 2. Desmidióflora dos lagos Cristalino e São Sebastião, Estado do Amazonas: Gêneros Filamentosos (*)**. *Acta Amazonica*, v. 10, n. 4, p. 725-741, 1980.

MAZEROLLE, M. J. 2020. *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)*. R package version 2.3-1. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>>.

MBAKA, J. G.; MWANIKI, M. W. **A global review of the downstream effects of small impoundments on stream habitat conditions and macroinvertebrates**. *Environmental Reviews*, Ottawa, v. 23, n. 3, p. 257-262, 2015.

MCCOY-SULENTIC, M. E. et al. **Changes in Community-Level Riparian Plant Traits over Inundation Gradients, Colorado River, Grand Canyon**. *Wetlands*, v. 37, p. 635-646, 2017.

MCINERNEY, P. J. et al. **Flooding drives a macroinvertebrate biomass boom in ephemeral floodplain wetlands**. *Freshwater Science*, v. 36, n. 4, p. 726-738, 2017.

MELO, A. S.; HEPP, L. U. **Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento**. *Oecologia Brasílica*, v. 12, n.3, p. 463-486, 2008.

MENINO, G. C. O. et al. **Environmental heterogeneity and natural regeneration in riparian vegetation of the Brazilian semi-arid region**. *Edinburgh Journal of Botany*, v. 69, n. 1, p. 29-51, 2012.

MORAN, E. F. et al. **Sustainable hydropower in the 21st century**. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, v. 115, n. 47, p. 11891-11898, 2018.

MOREIRA, S. N. et al. **Structure of pond vegetation of a vereda in the Brazilian Cerrado**. Rodriguésia, v. 62, p. 721-729, 2011.

MOURA JÚNIOR, E. G. et al. **Aquatic macrophytes of Northeastern Brazil: Checklist, richness, distribution and life forms**. Check List, v. 9, n.2, p. 298–312, 2013.

MOURA JÚNIOR, E. G. et al. **Response of aquatic macrophyte biomass to limnological changes under water level fluctuation in tropical reservoirs**. Brazilian Journal of Biology, v. 79, p. 120-126, 2018.

MOURA JÚNIOR, E. G.; COTARELLI, V. M. **An update on the knowledge of aquatic macrophytes in Northeast Brazil**. Rodriguésia, v. 70, 2019.

NAPIÓRKOWSKI, P. et al. **The effect of hydrological connectivity on the zooplankton structure in floodplain lakes of a regulated large river (the lower Vistula, Poland)**. Water, Basel, v. 11, n. 9, p. 1–16, 2019.

NEVES, A. C. de O. 2007. 88 p. **Plasticidade morfológica, alometria e dinâmica populacional de *Echinodorus paniculatus* Micheli (Alismataceae) em resposta ao regime de cheia e seca do Pantanal, sub-regiões de Miranda e Abobral**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2007.

OKSANEN, J. et al. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version, 2011.

PAIVA, J. R. A. et al. **Does distance between aquatic plant assemblages matter in defining similarity between them during high water-level periods?**. Lakes and Reservoirs: Research and Management, v. 19, n. 1, p. 37-45, 2014.

PEARSON, A. J.; PIZZUTO, J. E.; VARGAS, R. **Influence of run of river dams on floodplain sediments and carbon dynamics**. Geoderma, v. 272, p. 51-63, 2016.

PENHA, J. M. F.; DA SILVA, C. J.; BIANCHINI-JÚNIOR, I. **Productivity of the aquatic macrophyte *Pontederia lanceolata* Nutt. (Pontederiaceae) on floodplains of the Pantanal Mato-grossense, Brazil**. Wetlands Ecology and Management, v. 7, n. 3, p. 155-163, 1999.

PEREIRA, M. C. T. **Plantas aquáticas em lagoas temporárias do semiárido, Nordeste do Brasil**. 2017. 135 p. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2017.

PIGNATTI, S.; MENGARDA. **Un nuovo procedimento per l'elaborazione delle tabelle fitosociologiche**. *Accademia Nazionale dei Lincei*. Rendiconti Lincei, Scienze Fisiche e Naturali, v. 8, n. 32, p. 215-222, 1962.

PINEL, S. et al. Usefulness of remotely sensed data for extreme flood event modeling: a study case from an amazonian floodplain. In: PETROPOULOS, G. P.; ISLAM, T. (Ed.). **Remote Sensing of Hydrometeorological Hazards**. 1. Ed. Boca Raton: Taylor & Francis, 2018. p.

338-359.

PIVARI, M. O.; POTT, V. J.; POTT, A. **Macrófitas aquáticas de ilhas flutuantes (baceiros) nas sub-regiões do Abobral e Miranda, Pantanal, MS, Brasil.** *Acta Botanica Brasilica*, v. 22, n. 2, p. 563-571, 2008.

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

POTT, A. et al. **Plant diversity of the Pantanal wetland.** *Brazilian Journal of Biology*, v. 71, n. 1, p. 265-273, 2011.

POTT, A.; DA SILVA, J. S. V. Terrestrial and aquatic vegetation diversity of the Pantanal wetland. In: **Dynamics of the Pantanal Wetland in South America.** Springer, Cham, 2015. p. 111-131.

POTT, V. J. et al. **Distribuição de macrófitas aquáticas numa lagoa na fazenda Nhumirim, Nhecolândia, Pantanal, MS.** *Acta Botanica Brasilica*, v. 3, n. 2, p. 153-168, 1989.

POTT, V. J.; POTT, A. Dinâmica da vegetação aquática do Pantanal. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas.** Maringá: EDUEM, 2003. p. 145-162.

POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal.** 1. Ed. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 2000.

PPG I. **A community-derived classification for extant lycophytes and ferns.** *Journal of Systematics and Evolution*, v. 54, n. 6, p. 563-603, 2016.

PRADO, R. M. **Manual de nutrição de plantas forrageiras.** Jaboticabal: Ed. Funep, 2008.

PREMALATHA, M. et al. **A critical view on the eco-friendliness of small hydroelectric installations.** *Science of the Total Environment*, v. 481, n. 1, p. 638-643, 2014.

RAJWA-KULIGIEWICZ, A.; BIALIK, R. J.; ROWINSKI, P. M. **Dissolved oxygen and water temperature dynamics in lowland rivers over various timescales.** *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, v. 63, n. 4, p. 353, 2015.

RAUNKIAER, C. C. **The life forms of plants and statistical plant geography.** Oxford: Claderon Press, 1934.

REBELLATO, L. **Padrões sazonais e espaciais de distribuição e diversidade de herbáceas no Pantanal de Poconé-MT.** 2010. 152 p. Tese (Doutorado em Ecologia, conservação e manejo da vida silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

REBELLATO, L.; CUNHA, C. N. **Efeito do “fluxo sazonal mínimo da inundação” sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil.** *Acta Botanica Brasilica*, v. 19, n. 4, p. 789-799, 2005.

REBELLATO, L.; CUNHA, C. N.; FIGUEIRA, J. E. C. **Respostas da comunidade herbácea ao pulso de inundação no Pantanal de Poconé, Mato Grosso.** Oecologia Australis, v. 16, n. 4, p. 797-818, 2012.

RHAZI, L. et al. **Ten-year dynamics of vegetation in a Mediterranean temporary pool in western Morocco.** Hydrobiologia, v. 634, p. 185-194, 2009.

RIBEIRO, A. R. O. et al. **The genus *Cyperus* (Cyperaceae) in Rio Grande do Norte State, Brazil.** Rodriguésia, v. 66, p. 571-597, 2015.

RIIS, T.; HAWES, I. **Relationships between water level fluctuations and vegetation diversity in shallow water of New Zealand lakes.** Aquatic Botany, v. 74, n. 2, p. 133-148, 2002.

ROCHA, P. C. **Sistemas rio-planície de inundação: geomorfologia e conectividade hidrodinâmica.** Caderno Prudentino de Geografia, v. 1, n. 33, p. 50-67, 2011.

ROLLS, R. J.; BOND, N. R. Environmental and ecological effects of flow alteration in surface water ecosystems. In: HORNE, A. C. et al. (Ed.). **Water for the Environment: from policy and science to implementation and management.** 1. ed. [s.l.] Academic Press, 2017. p. 65-82.

RYBICKI, N. B. et al. **Vegetation composition, nutrient, and sediment dynamics along a floodplain landscape.** River Systems, v. 21, n. 2-3, p. 109-123, 2015.

SABINO, J. H. F. et al. **Riqueza, composição florística, estrutura e formas biológicas de macrófitas aquáticas em reservatórios do semiárido nordestino, Brasil.** Natureza online v. 13, n.4, p.184-194, 2015.

SAHOO, P. K. et al. **Influence of seasonal variation on the hydro-biogeochemical characteristics of two upland lakes in the Southeastern Amazon, Brazil.** Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 88, p. 2211-2227, 2016.

SANTANA, M. A. C.; CATIAN, G.; SCREMIN-DIAS, E. **Respostas morfológicas de *Ludwigia helminthorrhiza* (Mart.) H.Hara (Onagraceae) à sazonalidade hídrica do Pantanal.** Oecologia Australis, v. 23, n. 4, p. 874-890, 2019.

SCHESSEL, M. **Floristic composition and structure of floodplain vegetation in Northern Pantanal of Mato Grosso, Brasil.** Phytion, v. 39, n.2, p. 303-336, 1999.

SCHMIDT, G. **Primary production of phytoplankton in the three types of Amazonian waters; primary productivity of phytoplankton in a tropical flood-plain lake of central Amazonia, Lago do Castanho (Amazonas, Brazil).** Amazoniana, v. 4, n. 4, p. 379-404, 1973.

SCREMIN-DIAS, E.; LORENZ-LEMKE, A. P.; OLIVEIRA, A. K. M. **The floristic heterogeneity of the Pantanal and the occurrence of species with different adaptive strategies to water stress.** Brazilian Journal of Biology, v. 71, n. 1, p. 275-282, 2011.

SHETTY, R. et al. **Aluminum toxicity in plants and its possible mitigation in acid soils by biochar: A review.** Science of the Total Environment, v. 765, p. 1-47, 2021.

SILVA, C. G. **Caracterização física e ambiental da bacia hidrográfica do rio Pandeiros-MG em eventos de El Niño-Oscilação Sul**. 2018. 59 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2018.

SILVA, R. G. **O impacto da remoção da barragem da PCH de Pandeiros na dinâmica das Áreas de Transição Aquático-Terrestre da lagoa do reservatório**. Relatório de Pesquisa. Lavras, MG, 2017, 28 p.

SILVA, R. G.; VAN DEN BERG, E. **A flora da Zona de Transição Aquático-Terrestre (ATTZ) de uma lagoa marginal perenizada no rio Pandeiros: retrato do impacto da PCH de Pandeiros sobre um gradiente ambiental**. MG Biota, v. 12, n.2, p. 55-69, 2020.

SILVA, S. Aluminium toxicity targets in plants. **Journal of Botany**, p. 1-9, 2012.

SMETHURST, P. J. **Nutritional physiology of trees**. 2004.

SOUZA, E. B.; FERREIRA, F. A.; POTT, A. **Effects of flooding and its temporal variation on seedling recruitment from the soil seed bank of a Neotropical floodplain**. Acta Botanica Brasilica, v. 30, n. 4, p. 560-568, 2016.

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

STEINWEG, J. M.; DUKES, J.S.; WALLENSTEIN, M. D. **Modeling the effects of temperature and moisture on soil enzyme activity: linking laboratory assays to continuous field data**. Soil Biology and Biochemistry, v. 55, p. 85-92, 2012.

TABOSA, A. B.; MATIAS L. Q.; MARTINS, F. R. **Live fast and die young: The aquatic macrophyte dynamics in a temporary pool in the Brazilian semiarid region**. Aquatic Botany, v. 102, p.71-78, 2012.

TARHOUNI, M.; HMIDA, W. B; NEFFATI, M. **Long-term changes in plant life forms as a consequence of grazing exclusion under arid climatic conditions**. Land Degradation & Development, v. 28, n. 4, p. 1199-1211, 2017.

TEAM, R. C. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna R Foundation for Statistical Computing, 2016.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; BOZELLI, R. L. **Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems**. Hydrobiologia, v. 579, n. 1, p. 1-13, 2007.

TIMPE, K.; KAPLAN, D. **The changing hydrology of a dammed Amazon**. Science Advances, v. 3, n. 11, p. 1-14, 2017.

TRINDADE, W. M. **Lagoas marginais do alto-médio curso do Rio São Francisco: dinâmica hidrogeomorfológica, geocronologia e impactos ambientais**. 2016. 144 p. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.

- TSHEBOENG, G.; BONYONGO, M. C.; MURRAY-HUDSON, M. **Influence of flood variation on seasonal floodplain vegetation communities in the Okavango Delta, Botswana.** African Journal of Aquatic Science, v. 39, n. 1, p. 77-87, 2014.
- URAMOTO, K.; WALDER, J. M. M.; ZUCCHI, R. A. **Análise Quantitativa e Distribuição de Populações de Espécies de *Anastrepha* (Diptera: Tephritidae) no Campus Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.** Ecology, Behavior and Bioeconomics, v. 30, n. 1, p. 33-39, 2005.
- VAN DER VALK, Arnold G. **Succession in wetlands: a gleasonian approach.** Ecology, v. 62, n. 3, p. 688-696, 1981.
- WANG, J. et al. **Crop yield and soil organic matter after long-term straw return to soil in China.** Nutrient Cycling in Agroecosystems, v. 102, n. 3, p. 371-381, 2015.
- WANTZEN, K. M.; JUNK, W. J.; ROTHHAUPT, K. O. **An extension of the floodpulse concept (FPC) for lakes.** Hydrobiologia, v. 613, n. 1, p. 151-170, 2008.
- WARD, D. P. et al. **Seasonal spatial dynamics of floodplain macrophyte and periphyton abundance in the Alligator Rivers region (Kakadu) of northern Australia.** Ecohydrology, v. 9, n. 8, p. 1675-1686, 2016.
- WASSEN, M. J.; PEETERS, W. H. M.; Venterink, H. O. **Patterns in Vegetation, Hydrology, and Nutrient Availability in an Undisturbed River Floodplain in Poland.** Plant Ecology, v. 165, n. 1, p. 27-43, 2002.
- WELCOMME, R. L. **River fisheries.** Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations Fish, 1985, 330 p.
- WINEMILLER, K. O. et al. **Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong.** Science, v. 351, n. 6269, p. 128-129, 2016.
- XAVIER, L. R. C. C et al. **Floristic surveys of aquatic macrophytes in reservoirs in the Agreste zone of Pernambuco State, Brazil.** Brazilian Journal of Botany, v. 35, p. 313-318, 2012.
- XIE, Y. et al. **The impact of Three Geogers Dam on the downstream eco-hydrological environment and vegetation distribution of East Dongting Lake.** Ecohydrology, v. 8, p. 738-746, 2015.
- YE, C. et al. **Plant communities in relation to flooding and soil characteristics in the water level fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China.** Environmental Science and Pollution Research, v. 20, n. 3, p. 1794-1802, 2013.
- ZARFL, C.; LUCÍA, A. **The connectivity between soil erosion and sediment entrapment in reservoirs.** Current Opinion in Environmental Science & Health, v. 5, p. 53-59, 2018.
- ZHANG, S. et al. **The Influence of Seasonal Water Level Fluctuations on the Soil Nutrients in a Typical Wetland Reserve in Poyang Lake, China.** Sustainability, v. 13, n. 7, p. 3846, 2021.

ZHANG, X.; LIU, X.; WANG, H. **Effects of water level fluctuations on lakeshore vegetation of three subtropical floodplain lakes, China.** *Hydrobiologia*, v. 747, n. 1, p. 43–52, 2015.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Lista de famílias, espécies, formas biológicas e valor de cobertura de macrófitas aquáticas encontradas em lagoas sazonais do rio Pandeiros, MG. Formas biológicas: (EM) Emergente; (ANF) Anfíbia, (SF) Submersa fixa, (FL) Flutuante livre e (FF) Flutuante fixa.

Táxon	Forma biológica	Não perenizada		Lagoa perenizada	
		Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
Acanthaceae					
<i>Justicia laevilinguis</i> (Nees) Lindau	EM	0	0	0,24	0,67
Alismataceae					
<i>Echinodorus grisebachii</i> Small	EM	0,13	4,52	0	0
<i>Echinodorus palaefolius</i> (Ness & Mart.) J.F. Macbr.	EM	0,90	0,95	0	0
<i>Echinodorus</i> sp.1	EM	0	0	1,48	0
<i>Echinodorus</i> sp.2	EM	0,02	0,003	0	0
<i>Helanthium tenellum</i> (Mart.) Britton	EM/ANF	0,68	0	0,09	0
<i>Sagittaria guayanensis</i> Kunth	EM	0	4,61	0	0
<i>Sagittaria rhombifolia</i> Cham.	EM	1,10	0,91	0,37	1,52
<i>Sagittaria</i> sp.1	EM	0	0	0	1,02
Amaranthaceae					
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	ANF	0	0	0	0,01
<i>Amaranthus spinosus</i> L.	ANF	0	0	0,18	0,09
<i>Eryngium ebracteatum</i> Lam.	EM/ANF	0	0	0,20	0
Araliaceae					
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.f	EM	0	0	0,50	0,12
Asteraceae					
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	ANF	0	0	0,08	0
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M.King & H.Rob.	ANF	0	0,27	0	0
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	ANF	0	0	0	0,05
<i>Emilia sonshifolia</i> (L.) DC.	ANF	0	0	0,03	0
<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	ANF	0	0,02	0,38	0
<i>Praxelis clematidea</i> (Griseb.) R.M.King & H.Rob.	ANF	0	0,01	0	0
<i>Tridax procumbens</i> L.	ANF	0	0	0,13	0,11
<i>Vernonanthura brasiliiana</i> (L.) H.Rob.	ANF	0,82	0,07	1,45	0
Boraginaceae					
<i>Euploca lagoensis</i> (Warm.) Diane & Hilger	ANF	0,75	0	0	0
Charophyceae					
<i>Chara</i> sp.1	SF	0	0,38	2,53	4,59
<i>Chara</i> sp.2	SF	0	3,33	0	0

Continuação Apêndice A ...

Táxon	Forma biológica	Não perenizada		Lagoa perenizada	
		Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
Commelinaceae					
<i>Commelina diffusa</i> Burm.f	ANF	0	0	0,09	0
Convolvulaceae					
<i>Ipomoea asarifolia</i> (Desr.) Roem. & Schult.	EM/ANF	0,11	0,03	0	0
Cyperaceae					
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	ANF	0	0	0	0,19
<i>Cyperus brasiliensis</i> (Kunth) Bauters	EM/ANF	0	0	0	3,87
<i>Cyperus brevifolius</i> (Rottb.) Endl. ex Hassk.	EM/ANF	0	0	0,02	0,22
<i>Cyperus cuspidatus</i> Kunth	ANF	0	0,77	0	0
<i>Cyperus eragrostis</i> Lam.	ANF	0	0	0	0,29
<i>Cyperus haspan</i> L.	ANF	0,13	0	0,17	0,17
<i>Cyperus lanceolatus</i> Poir	EM	0	0	0,89	0,26
<i>Cyperus odoratus</i> L	ANF	0	0	0,07	0
<i>Cyperus prolixus</i> Kunth	ANF	0	0	0,07	0
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb	EM/ANF	3,59	0	0,26	0
<i>Cyperus unioides</i> R.Br	EM/ANF	0	0	0,64	0,59
<i>Eleocharis acutangula</i> (Rottb.) Endl. ex Hassk.	EM/ANF	0,01	2,45	10,35	6,74
<i>Eleocharis geniculata</i> (L.) Roem. & Schult.	EM/ANF	0,31	0	0,37	0,13
<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	EM/ANF	0	0	0	0,07
<i>Fuirena umbelata</i> Rottb	EM	0	0,07	0,90	3,75
<i>Rhynchospora albiceps</i> Kunth	EM	0	0	0	0,28
<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	EM	0	0	0	0,12
Euphorbiaceae					
<i>Croton glandulosus</i> L.	ANF	0	0	0	0,07
<i>Euphorbia hirta</i> L.	ANF	0	0	0,03	0
<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	ANF	0	0,01	0,11	0,72
Equisetaceae					
<i>Equisetum giganteum</i> L.	EM/ANF	0	0	1,37	2,25
Fabaceae					
<i>Chamaecrista calycioides</i> (DC. Ex Collad) Greene	ANF	0,29	0	0	0
<i>Chamaecrista diphylla</i> (L.) Greene	ANF	0,09	0	0	0
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene	ANF	0	0,30	0	0
<i>Desmodium adscensens</i> (Sw.) DC.	ANF	0	0,21	0	0
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth	ANF	0	0	0	0,02
<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC	ANF	0	0	0	0,12
<i>Dioclea virgata</i> (Rich.) Amshoff	ANF	0	0	0,03	0

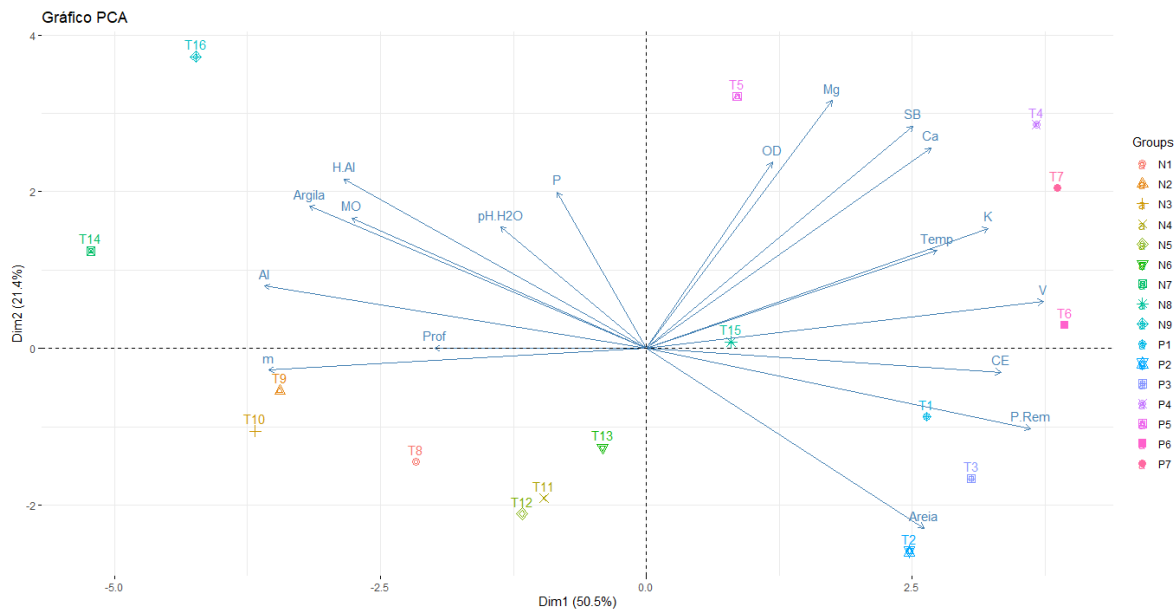
Continuação Apêndice A ...

Táxon	Forma biológica	Não perenizada		Lagoa perenizada	
		Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S.Irwin & Barneby	ANF	0,003	0	0	0
<i>Stylosanthes viscosa</i> (L.) Sw.	ANF	0,13	0,14	0	0
Gentianaceae					
<i>Schultesia guianensis</i> (Aubl) Malme	EM/ANF	0	0,01	0	0
Hydrocharitaceae					
<i>Egeria najas</i> Planch	SF	0	1,00	0	0
Hydroleaceae					
<i>Hydrolea spinosa</i> L.	ANF	0	0	2,68	0,21
Juncaceae					
<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	ANF	0	0,39	0	0
Lamiaceae					
<i>Hyptis ramosa</i> Pohl ex Benth.	ANF	0	0	0,05	0,05
<i>Hyptis verticillata</i> Jacq.	ANF	0	0,44	0	0
Lentibulariaceae					
<i>Utricularia hydrocarpa</i> Vahl	SF	0	5,64	0	0
<i>Utricularia gibba</i> L.	SF	4,85	2,11	0,06	0
Limnocharitaceae					
<i>Hydrocleys martii</i> Seub	FF	0	0,05	0,16	0,01
Lythraceae					
<i>Cuphea racemosa</i> (L.f.) Spreng.	EM	0	0	0,18	0
Malvaceae					
<i>Malva spicata</i> (L.)	ANF	0	0	0,81	1,20
<i>Melochia</i> sp.		0	0	0,02	0
<i>Pavonia cancellata</i> (L.) Cav.	ANF	0	0,01	0	0,05
<i>Sida galheirensis</i> Ulbr	EM/ANF	0	0	0,02	1,42
<i>Waltheria albicans</i> Turcz.	ANF	0	0	0	0,20
<i>Waltheria indica</i> L.	ANF	0	0,84	0,12	0
Menyanthaceae					
<i>Nymphoides humboldtiana</i> (Kunth) Kuntze	FL	0	0	0,47	0,68
Nymphaeaceae					
Nymphaeaceae sp.	FF	0,83	0,44	0	0
Ochnaceae					
<i>Sauvagesia erecta</i> L.	ANF	0	0	0,25	0,21
Onagraceae					
<i>Ludwigia elegans</i> (Cambess.) H.Hara	ANF	0	0	0	1,29
<i>Ludwigia grandiflora</i> (Michx.) Greuter & Burdet	EM	0,69	0	0	0
<i>Ludwigia laruotteana</i> (Cambess.) H.Hara	EM/ANF	0	0	1,37	0,11
<i>Ludwigia longifolia</i> (DC.) H.Hara	EM/ANF	0	0	2,3	0,66
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven	EM/ANF	0,92	0,23	0	0
<i>Ludwigia sedioides</i> (Humb. & Bonpl.) H.Hara	FF	0	0,37	0,07	0

Conclusão Apêndice A ...

Táxon	Forma biológica	Não perenizada		Lagoa perenizada	
		Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
<i>Ludwigia sericea</i> (Cambess.) H.Hara	ANF	0	0	0,12	4,00
Plantaginaceae					
<i>Bacopa caroliniana</i> (Walter) B.L.Rob.	SF	0,30	0,004	0	0
<i>Scoparia dulcis</i> L.	ANF	0	0	0,14	0,13
<i>Stemodia</i> sp.	ANF	0	0,04	0	0
Poaceae					
<i>Axonopus</i> sp.	ANF	6,33	0	0	2,73
<i>Cenchrus echinatus</i> L.	ANF	0	0	0	0,4
<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Wild.	ANF	0	0	0	0,28
<i>Eriochrysis cayennensis</i> P.Beauv.	EM/ANF	0	0	0	0,09
<i>Imperata cylindrica</i> (L.) P. Beauv. Show	EM	0	0	0	0,12
<i>Imperata tenuis</i> Hack	EM	0	0	0,16	0
<i>Oryza rufipongo</i> Griff.	EM	0	0	0	0,28
<i>Panicum</i> sp.1	EM	0	0	0	0,55
<i>Panicum</i> sp. 2	EM	0	0	0	0,03
<i>Paspalum</i> sp.	EM	0	0	0	7,09
<i>Rhynchachne rottboellioides</i> Desv. ex Ham.	EM	0	0	0,04	0,01
<i>Schizachyrium condensatum</i> (Kunth) Nees	EM/ANF	0	0	0,18	7,51
<i>Steinchisma decipiens</i> (Nees ex Trin.) W.V.Br.	ANF	0	6,53	0	0
<i>Steinchisma laxum</i> (Sw.) Zuloaga	EM	0	0,02	0	1,37
Polygalaceae					
<i>Asemeia violacea</i> (Aubl.) J.F.B.Pastore & J.R.Abbott	ANF	0	0,10	0	0
Pontederiaceae					
<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	FF	0	0,67	0,32	1,14
<i>Pontederia cordata</i> L.	EM	0	0	4,83	3,11
Rubiaceae					
<i>Borreria hyssopifolia</i> (Wild. ex. Roem. & Schult) Bacigalupo & E.L. Cabral	ANF	0	0,77	0	0
<i>Borreria spinosa</i> Cham. & Schltdl.	ANF	0	0,28	0	0
<i>Hexasepalum teres</i> (Walter) J.H.Kirkbr.	ANF	0	0,35	0	0,88
<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schltdl.) Steud.	ANF	0	0,91	2,71	4,88
<i>Staelia thymbroides</i> (Mart. ex Mart. & Zucc.) K. Schum.	ANF	3,61	0	0	0
Thelypteridaceae					
<i>Cyclosorus interruptus</i> (Willd.) H. Ito	EM	0	0	0,36	0,98
Xyridaceae					
<i>Xyris savannensis</i> Miq.	EM/ANF	0	0	0,54	0,86

APÊNDICE B – Análise de Componentes Principais realizada com variáveis físico-químicas do solo e da água, o percentual da variância explicada pelos dois primeiros eixos está entre parênteses. A letra N representa as transecções das lagoas não perenizadas que vão do 1 ao 9, e a letra P representa as transecções da lagoa perenizada, indo do 1 ao 7.



APÊNDICE C – Resultado da análise de componentes principais (PCA) das variáveis de fertilidade do solo e limnológicas contendo os autovalores e percentual da variância explicada por cada eixo, criado para os dois tipos de lagoas.

Componentes Principais	Autov alor	% Variância	% Var.Cum.
Eixos 1	9.08	50.46	50.46
Eixos 2	3.85	21.41	71.87
Eixos 3	1.58	8.79	80.66
Eixos 4	1.26	7.03	87.68
Eixos 5	0.88	4.87	92.55
Eixos 6	0.44	2.43	94.98
Eixos 7	0.35	1.95	96.93
Eixos 8	0.26	1.43	98.36
Eixos 9	0.12	0.69	99.05
Eixos 10	0.11	0.61	99.66
Eixos 11	0.04	0.23	99.88
Eixos 12	0.01	0.07	99.96
Eixos 13	0.004	0.02	99.98
Eixos 14	0.001	0.008	99.99
Eixos 15	< 0.001	0.004	100.00

APÊNDICE D – Resultado da análise de percentual de similaridade (SIMPER), mostrando a contribuição média, o percentual de contribuição das espécies e a abundância média de cada espécie para a lagoa perenizada e não perenizada.

Espécies	Med. Contrib.	% Contrib.	Abd. Não perenizada	Abd. Perenizada	p valor
<i>Urochloa humidicola</i>	0,18	18,30	21,585	0	0,015*
<i>Eleocharis acutangula</i>	0,078	7,92	1,216	8,548	0,001***
<i>Cyperus</i> sp. 1	0,054	5,48	0	5,815	0,001***
<i>Pontederia cordata</i>	0,035	3,60	0	3,973	0,001***
<i>Chara</i> sp. 1	0,033	3,37	0,211	3,559	0,001***
<i>Richardia grandiflora</i>	0,031	3,15	0,014	3,798	0,001***
<i>Schizachyrium condensatum</i>	0,029	2,92	0	3,840	0,001***
<i>Paspalum</i> sp.	0,023	2,36	0	3,547	0,001***
<i>Axonopus</i> sp.	0,018	1,84	1,057	1,366	0,989
<i>Fuirena umbellata</i>	0,018	1,82	0,029	2,331	0,001***
<i>Ludwigia sericea</i>	0,017	1,69	0	2,062	0,001***
<i>Sagittaria guaynensis</i>	0,016	1,60	2,309	0	1,00
<i>Cyperus surinamensis</i>	0,015	1,49	1,533	0,131	1,00
<i>Equisetum giganteum</i>	0,014	1,46	0	1,810	0,001***
<i>Cyperus brasiliensis</i>	0,014	1,43	0	1,873	0,001***
<i>Ludwigia longifolia</i>	0,014	1,39	0	1,417	0,001***
<i>Eleocharis geniculata</i>	0,013	1,33	1,510	0,252	1,00
Poaceae sp. 3	0,012	1,27	1,529	0	1,00
<i>Hydrolea spinosa</i>	0,012	1,26	0	1,371	0,001***
<i>Utricularia hydrocarpa</i>	0,012	1,25	1,837	0	1,00
<i>Utricularia gibba</i>	0,012	1,20	1,495	0,028	1,00
<i>Vernonia polysphaera</i>	0,010	1,04	0	1,126	0,001***
<i>Mimosa</i> sp. 1	0,010	1,01	0	1,279	0,001***
sp. 4	0,010	0,99	1,157	0	1,00
<i>Chamaecrista kunthiana</i>	0,010	0,98	1,233	0	1,00
<i>Ludwigia</i> sp. 2	0,009	0,98	0	1,078	0,001***
<i>Sagittaria rhombifolia</i>	0,009	0,92	0,221	0,948	0,020*
<i>Malva spicata</i>	0,009	0,89	0	1,005	0,001***
<i>Borreria tenella</i>	0,009	0,89	0,011	0,918	0,001***
<i>Echinodorus</i> sp. 1	0,008	0,81	0	0,738	0,001***
<i>Vernonanthura brasiliana</i>	0,007	0,76	0,087	0,726	0,049*
<i>Steinchisma decipiens</i>	0,007	0,74	1,089	0	1,00
<i>Ludwigia laruotteana</i>	0,007	0,74	0	0,741	0,001***
<i>Sida galheirensis</i>	0,007	0,67	0	0,724	0,001***
<i>Spermacoce confusa</i>	0,006	0,65	0,068	0,883	0,078
<i>Helanthium tenellum</i>	0,006	0,64	0,722	0,045	1,00
<i>Eichhornia azurea</i>	0,006	0,63	0,111	0,728	0,038*
<i>Xyris savanensis</i>	0,006	0,62	0	0,701	0,001***
<i>Cyperus unioides</i>	0,006	0,58	0	0,614	0,001***
<i>Nymphoides humboldtiana</i>	0,005	0,56	0	0,573	0,001***
<i>Steinchisma laxum</i>	0,005	0,55	0,004	0,686	0,001***

Continuação APÊNDICE D ...

Espécies	Med. Contrib.	% Contrib.	Abd. Não perenizada	Abd. Perenizada	p valor
<i>Echinodorus grisebachii</i>	0,005	0,53	0,754	0	1,00
<i>Cyperus lanceolatus</i>	0,005	0,53	0	0,576	0,001***
<i>Ludwigia elegans</i>	0,005	0,52	0	0,647	0,001***
<i>Chamaecrista</i> sp. 1	0,005	0,52	0	0,529	0,001***
<i>Staelia thymbroides</i>	0,005	0,51	0,503	0	1,00
<i>Mnesithea</i> sp.	0,005	0,50	0	0,671	0,001***
<i>Cyclosorus interruptus</i>	0,005	0,49	0	0,671	0,001***
<i>Erechtites hieracifolius</i>	0,004	0,46	0,004	0,552	0,001***
<i>Hexasepalum teres</i>	0,004	0,45	0,068	0,443	0,065
<i>Borreria diacrodontha</i>	0,004	0,43	0,418	0	1,00
<i>Chara</i> sp. 2	0,004	0,43	0,555	0	1,00
<i>Cuphea micrantha</i>	0,004	0,42	0,009	0,676	0,007**
<i>Ludwigia</i> sp. 1	0,004	0,39	0	0,416	0,001***
<i>Cuphea odonelli</i>	0,004	0,38	0	0,471	0,001***
<i>Euploca lagoensis</i>	0,004	0,37	0,374	0	1,00
<i>Senna</i> sp. 1	0,004	0,37	0	0,423	0,001***
<i>Baccharoides adoensis</i>	0,004	0,37	0	0,421	0,001***
<i>Sagittaria</i> sp.	0,003	0,36	0	0,419	0,001***
<i>Solanun vailantii</i>	0,003	0,35	0	0,336	0,001***
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	0,003	0,34	0	0,313	0,001***
<i>Melinis repens</i>	0,003	0,34	0,478	0,002	1,00
<i>Justicia laevinguis</i>	0,003	0,33	0	0,455	0,001***
<i>Desmodium adscendens</i>	0,003	0,32	0,389	0	1,00
Nympheaceae sp.	0,003	0,31	0,329	0	1,00
<i>Cyperus</i> sp.3	0,003	0,30	0	0,286	0,001***
<i>Aeschynomene</i> sp.	0,003	0,30	0	0,329	0,001***
<i>Serjania dura</i>	0,003	0,27	0	0,426	0,001***
<i>Ctenodon histrix</i>	0,003	0,27	0,272	0	1,00
Poaceae sp. 4	0,002	0,25	0,350	0	1,00
Poaceae sp. 2	0,002	0,25	0	0,271	0,001***
<i>Cuscusta</i> sp.	0,002	0,23	0	0,271	0,001***
<i>Waltheria indica</i>	0,002	0,23	0,250	0,059	0,979
<i>Sauvagesia erecta</i>	0,002	0,21	0	0,233	0,001***
<i>Ludwigia octovalvis</i>	0,002	0,20	0,193	0	1,00
sp. 8	0,002	0,20	0,263	0	1,00
<i>Mimosa xanthocentra</i>	0,002	0,19	0	0,212	0,001***
Fabaceae sp. 2	0,002	0,19	0	0,188	0,001***
<i>Chamaecrista desvauxii</i>	0,002	0,19	0,190	0	1,00
<i>Cenchrus echinatus</i>	0,002	0,18	0	0,200	0,001***
<i>Panicum</i> sp. 1	0,002	0,18	0	0,273	0,001***
sp. 7	0,002	0,18	0,242	0	1,00
<i>Hyptis verticillata</i>	0,002	0,17	0,224	0	1,00
<i>Cyperus haspan</i>	0,002	0,17	0	0,169	0,001***

Continuação APÊNDICE D ...

Espécies	Med. Contrib.	% Contrib.	Abd. Não perenizada	Abd. Perenizada	p valor
<i>Cyanocephalus digitatus</i>	0,002	0,16	0,152	0	0,998
<i>Bacopa caroliniana</i>	0,002	0,16	0,153	0	1,00
<i>Ludwigia grandiflora</i>	0,001	0,14	0,114	0	1,00
<i>Cuphea linarioides</i>	0,001	0,14	0	0,122	0,001***
Convolvulaceae sp. 1	0,001	0,13	0	0,178	0,001***
<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	0,001	0,13	0	0,141	0,001***
<i>Rhynchospora albiceps</i>	0,001	0,12	0	0,143	0,001***
Lamiaceae sp. 1	0,001	0,12	0	0,123	0,001***
<i>Cuphea</i> sp. 1	0,001	0,11	0	0,126	0,001***
<i>Echinodorus palaefolius</i>	0,001	0,11	0,168	0	1,00
<i>Borreria spinosa</i>	0,001	0,11	0,142	0	1,00
Fabaceae sp. 1	0,001	0,10	0	0,114	0,001***
<i>Hydrocleys martii</i>	0,001	0,10	0,024	0,088	0,040*
<i>Cyperus brevifolius</i>	< 0,001	0,10	0	0,123	0,001***
<i>Stachytarpheta glauca</i>	< 0,001	0,10	0,109	0	1,00
<i>Cyperus cuspidatus</i>	< 0,001	0,10	0,128	0	1
<i>Waltheria</i> sp.	< 0,001	0,09	0	0,093	0,001***
<i>Eryngium ebracteatum</i>	< 0,001	0,09	0	0,102	0,001***
<i>Cuphea racemosa</i>	< 0,001	0,09	0	0,907	0,001***
<i>Ludwigia</i> sp.3	< 0,001	0,09	0,128	0	1,00
<i>Stylosanthes viscosa</i>	< 0,001	0,08	0,905	0	1,00
<i>Dichondra macrocalyx</i>	< 0,001	0,08	0	0,083	1,00
<i>Cyperus aggregatus</i>	< 0,001	0,08	0	0,950	0,001***
<i>Imperata tenuis</i>	< 0,001	0,08	0	0,807	0,001***
<i>Desmodium axillare</i>	< 0,001	0,08	0,111	0	1,00
<i>Chamaecrista</i> sp. 3	< 0,001	0,08	0,078	0	1,00
<i>Sida cerradoensis</i>	< 0,001	0,07	0,022	0,059	0,188
<i>Vernonanthura polyanthes</i>	< 0,001	0,06	0,055	0	1,00
<i>Euphorbia hyssopifolia</i>	< 0,001	0,06	0,007	0,057	0,032*
<i>Chamaecrista flexuosa</i>	< 0,001	0,06	0,052	0,000	1,00
<i>Scoparia dulcis</i>	< 0,001	0,06	0	0,064	0,001***
<i>Annona cornifolia</i>	< 0,001	0,06	0	0,057	0,001***
<i>Smilax campestris</i>	< 0,001	0,06	0,055	0	1,00
<i>Ludwigia</i> sp. 4	< 0,001	0,06	0,063	0	1,00
Poaceae sp. 1	< 0,001	0,05	0	0,045	0,001***
<i>Ludwigia sedoides</i>	< 0,001	0,05	0,061	0	1,00
<i>Juncus microcephalus</i>	< 0,001	0,05	0,060	0	1,00
<i>Chamaecrista rotundifolia</i>	< 0,001	0,05	0,060	0	1,00
<i>Chamaecrista</i> sp. 4	< 0,001	0,04	0,062	0	1,00
<i>Chamaecrista calycioides</i>	< 0,001	0,04	0,048	0	1,00

Conclusão APÊNDICE D ...

Espécies	Med. Contrib.	% Contrib.	Abd. Não perenizada	Abd. Perenizada	p valor
<i>Sida</i> sp. 1	< 0,001	0,04	0,035	0,012	0,986
Malvaceae sp. 2	< 0,001	0,04	0,043	0	1,00
<i>Chromolaena odorata</i>	< 0,001	0,04	0,044	0	1,00
<i>Aesemeia violacea</i>	< 0,001	0,04	0,050	0	1,00
<i>Anacardium nanum</i>	< 0,001	0,04	0,044	0	1,00
<i>Cyperus odoratus</i>	< 0,001	0,04	0	0,034	1,00
<i>Euphorbia</i> sp. 2	< 0,001	0,03	0,028	0	1,00
<i>Sida linifolia</i>	< 0,001	0,03	0,026	0	1,00
<i>Ilex conocarpa</i>	< 0,001	0,02	0	0,036	1,00
<i>Centella</i> sp.	< 0,001	0,02	0	0,016	1,00
<i>Stemodia</i> sp.	< 0,001	0,02	0,021	0	1,00
<i>Krameria grandiflora</i>	< 0,001	0,01	0,013	0	1,00
<i>Phyllanthus orbiculatus</i>	< 0,001	0,010	0,013	0	1,00
<i>Mimosa</i> sp. 2	< 0,001	0,006	0,007	0	1,00
<i>Hyptis</i> sp.	< 0,001	0,005	0,007	0	1,00
<i>Senna</i> sp. 2	< 0,001	0,002	0,002	0	1,00
<i>Ageratum</i> sp.	< 0,001	0,002	0,002	0	1,00

Os asteriscos mostram as diferenças significativas, sendo (***) $p < 0.001$, (**) $p < 0.01$, (*) $p < 0.05$.

APÊNDICE E – Resultado da análise de percentual de similaridade (SIMPER), mostrando a contribuição média, o percentual de contribuição das espécies e a abundância média de cada espécie durante a estação seca e chuvosa na lagoa perenizada.

Espécies	Med. Contrib.	% Contrib.	Abd. Chuvosa	Abd. Seca	p valor
<i>Cyperus</i> sp.1	0,078	9,42	0,181	11,448	0,11
<i>Eleocharis acutangula</i>	0,062	8,02	6,742	10,353	0,935
<i>Schizarium condensatum</i>	0,049	5,94	7,500	0,180	0,048*
<i>Paspalum</i> sp.	0,042	5,04	7,091	0	0,007**
<i>Chara</i> sp. 1	0,041	5,00	4,586	2,533	0,250
<i>Richardia grandiflora</i>	0,04	4,89	4,888	2,710	0,533
<i>Ludwigia sericea</i>	0,027	3,29	4,006	0,118	0,003**
<i>Cyperus brasiliensis</i>	0,025	3,02	3,747	0	0,079
<i>Fuirena umbellata</i>	0,024	2,91	3,753	0,910	0,202
<i>Pontederia cordata</i>	0,023	2,74	3,114	4,832	0,207
<i>Equgisetum giganteum</i>	0,017	2,05	2,252	1,367	0,618
<i>Ludwigia longifolia</i>	0,016	2,00	0,534	2,30	0,332
<i>Hydrolea spinosa</i>	0,016	1,98	0,218	2,524	0,155
<i>Axonopus</i> sp.	0,016	1,89	2,732	2,524	0,061
<i>Mimosa</i> sp.1	0,015	1,83	2,230	0,328	0,084
<i>Borreria tenella</i>	0,013	1,57	0	1,837	0,011*
<i>Malva spicata</i>	0,012	1,49	1,206	0,804	0,47
<i>Vernonia polysphaera</i>	0,012	1,46	0,841	1,410	0,846
<i>Echinodorus</i> sp. 1	0,011	1,39	0	1,476	0,903
<i>Sida galheirensis</i>	0,011	1,35	1,424	0,024	0,019*
<i>Ludwigia</i> sp. 2	0,011	1,34	1,190	0,966	0,953
<i>Sagittaria rhombifolia</i>	0,011	1,32	1,524	0,371	0,045*
<i>Spermacoce confusa</i>	0,01	1,26	1,738	0,028	0,072
<i>Vernonanthura brasiliiana</i>	0,01	1,23	0	1,453	0,381
<i>Ludwigia laruotheana</i>	0,01	1,17	0,114	1,368	0,069
<i>Steinchisma laxum</i>	0,009	1,14	1,371	0	0,024*
<i>Ludwigia elegans</i>	0,009	1,08	1,294	0	0,005**
<i>Eichhornia azurea</i>	0,008	1,03	1,138	0,318	0,251
<i>Xyris savanensis</i>	0,008	1,00	0,857	0,544	0,667
<i>Mnesithea</i> sp.	0,007	0,91	0	1,141	0,889
<i>Cyperus lanceolatus</i>	0,007	0,91	0,263	0,890	0,933
<i>Cuphea micrantha</i>	0,007	0,89	1,351	0	0,102
<i>Chamaecrista</i> sp. 1	0,007	0,87	0,028	1,030	0,014*
<i>Cyclosorus interruptus</i>	0,007	0,83	0,981	0,361	0,376
<i>Hexasepalum teres</i>	0,007	0,83	0,886	0	0,055
<i>Cyperus unioloides</i>	0,007	0,82	0,586	0,643	0,598
<i>Baccharoides adoensis</i>	0,006	0,76	0,841	0	0,002**
<i>Senna</i> sp. 1	0,006	0,76	0,832	0,014	0,032*
<i>Sagittaria</i> sp.	0,006	0,75	0,838	0	0,002**
<i>Erechtites hieracifolius</i>	0,006	0,74	0,723	0,381	0,475
<i>Cuphea odonelli</i>	0,006	0,72	0,704	0,237	0,437
<i>Ludwigia</i> sp. 1	0,006	0,70	0,586	0,247	0,369
<i>Nymphoides humboldtiana</i>	0,005	0,67	0,680	0,467	0,703
<i>Justicia laevinguis</i>	0,005	0,62	0,671	0,238	0,501

Continuação APÊNDICE E ...

Espécies	Med. Contrib.	% Contrib.	Abd. Chuvosa	Abd. Seca	p valor
<i>Aeschynomene</i> sp.	0,005	0,62	0,657	0	0,055
<i>Solanun vailantii</i>	0,005	0,61	0,532	0,138	0,112
<i>Serjania dura</i>	0,005	0,58	0,851	0	0,102
<i>Cyperus</i> sp.3	0,004	0,53	0	0,571	0,595
Poaceae sp. 2	0,004	0,51	0,542	0	0,055
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	0,004	0,51	0,124	0,501	0,895
<i>Eleocharis geniculata</i>	0,003	0,40	0,133	0,371	0,943
<i>Mimosa xanthocentra</i>	0,003	0,40	0,424	0	0,055
<i>Panicum</i> sp. 1	0,003	0,38	0,547	0	0,103
<i>Cuscusta</i> sp.	0,003	0,38	0,190	0,353	0,954
<i>Cenchrus echinatus</i>	0,003	0,38	0,400	0	0,055
<i>Sauvagesia erecta</i>	0,003	0,34	0,214	0,253	0,681
Fabaceae sp. 2	0,003	0,33	0	0,377	0,163
Convolvulaceae sp. 1	0,002	0,28	0,357	0	0,049*
<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	0,002	0,26	0,281	0	0,055
<i>Cyperus haspan</i>	0,002	0,26	0,167	0,171	0,807
<i>Rhynchospora albiceps</i>	0,002	0,25	0,286	0	0,065
<i>Cuphea linarioides</i>	0,002	0,23	0	0,244	0,885
<i>Cyperus surinamensis</i>	0,002	0,22	0	0,261	0,210
Fabaceae sp. 1	0,002	0,21	0,224	0,004	0,067
Lamiaceae sp. 1	0,002	0,20	0,071	0,176	0,962
<i>Cyperus brevifolius</i>	0,002	0,20	0,223	0,024	0,207
<i>Cuphea</i> sp. 1	0,002	0,19	0,061	0,190	0,951
<i>Cyperus aggregatus</i>	0,001	0,17	0,190	0	0,065
<i>Eryngium ebracteatum</i>	0,001	0,17	0	0,204	0,679
<i>Waltheria</i> sp.	0,001	0,16	0	0,186	0,923
<i>Cuphea racemosa</i>	0,001	0,16	0	0,181	0,519
<i>Hydrocleys martii</i>	0,001	0,15	0,014	0,161	0,727
<i>Dichondra macrocalyx</i>	0,001	0,15	0	0,167	0,923
<i>Imperata tenuis</i>	0,001	0,14	0	0,161	0,923
<i>Scoparia dulcis</i>	< 0,001	0,12	0,128	0	0,055
<i>Waltheria indica</i>	< 0,001	0,11	0	0,119	0,885
<i>Sida cerradoensis</i>	< 0,001	0,10	0	0,119	0,923
<i>Anonna cornifolia</i>	< 0,001	0,10	0	0,114	0,18
<i>Euphorbia hyssopifolia</i>	< 0,001	0,10	0	0,114	0,923
Poaceae sp. 1	< 0,001	0,09	0	0,090	0,132
<i>Helanthium tenellum</i>	< 0,001	0,07	0	0,090	0,960
<i>Cyperus odoratus</i>	< 0,001	0,06	0	0,067	0,389
<i>Cyperus odoratus</i>	< 0,001	0,06	0	0,067	0,389
<i>Ludwigia sedoides</i>	< 0,001	0,06	0	0,067	0,923
<i>Utricularia gibba</i>	< 0,001	0,05	0	0,057	0,885

Conclusão APÊNDICE E ...

Espécies	Med. Contrib.	% Contrib.	Abd. Chuvosa	Abd. Seca	p valor
<i>Ilex conocarpa</i>	< 0,001	0,05	0,071	0	0,108
<i>Centella</i> sp.	< 0,001	0,03	0	0,033	0,923
<i>Sida</i> sp. 1	< 0,001	0,02	0,024	0	0,081
<i>Melinis repens</i>	< 0,001	0,004	0,004	0	0,058

Os asteriscos mostram as diferenças significativas, sendo (***) $p < 0.001$, (**) $p < 0.01$, (*) $p < 0.05$.

APÊNDICE F – Resultado da análise de percentual de similaridade (SIMPER), mostrando a contribuição média, o percentual de contribuição das espécies e a abundância média de cada espécie para a lagoa não perenizada.

Espécies	Med. Contrib.	% Contrib.	Abd. Chuva	Abd. Seca	p valor
<i>Urochloa humidicola</i>	0,212	28,76	19,531	23,639	0,996
<i>Sagittaria guaynensis</i>	0,041	5,59	4,617	0	0,029*
Poaceae sp. 3	0,035	4,79	3,059	0	0,016*
<i>Cyperus surinamensis</i>	0,034	4,62	0	3,067	0,112
<i>Utricularia hydrocarpa</i>	0,032	4,33	3,673	0	0,039*
<i>Eleocharis geniculata</i>	0,032	4,23	2,765	0,025	0,032*
<i>Axonopus</i> sp.	0,027	3,72	0	2,114	0,270
<i>Chamaecrista kunthiana</i>	0,027	3,70	2,467	0	0,010**
<i>Utricularia gibba</i>	0,027	3,68	2,092	0,898	0,673
sp.4	0,026	3,48	2,114	0,198	0,041*
<i>Eleocharis acutangula</i>	0,020	2,79	2,424	0,008	0,055
<i>Steinchisma decipiens</i>	0,019	2,57	2,178	0	0,052
<i>Helanthium tenellum</i>	0,014	1,89	0	1,444	0,985
<i>Echinodorus grisebachii</i>	0,014	1,86	1,508	0	0,040*
<i>Staelia thymbroides</i>	0,012	1,64	0,000	1,007	0,918
<i>Chara</i> sp. 2	0,011	1,54	1,111	0	0,080
<i>Borreria diacrodontha</i>	0,010	1,39	0	0,837	0,928
<i>Euploca lagoensis</i>	0,009	1,20	0	0,748	0,467
<i>Desmodium adscendens</i>	0,009	1,19	0,778	0	0,044*
<i>Melinis repens</i>	0,009	1,17	0,955	0	0,025*
Poaceae sp. 4	0,007	0,89	0,700	0	0,067
Nympheaceae sp.	0,006	0,85	0,148	0,511	0,977
<i>Ctenodon histrix</i>	0,006	0,81	0,273	0,27	0,898
<i>Chara</i> sp. 1	0,006	0,78	0,422	0	0,019*
sp. 8	0,005	0,72	0,525	0	0,076
<i>Hyptis verticillata</i>	0,005	0,63	0,448	0	0,044*
sp. 7	0,005	0,62	0,484	0	0,063
<i>Waltheria indica</i>	0,004	0,62	0,500	0	0,020*
<i>Ludwigia octovalvis</i>	0,004	0,62	0,078	0,308	0,904
<i>Sagittaria rhombifolia</i>	0,004	0,59	0,170	0,272	0,924
<i>Chamaecrista desvauxii</i>	0,004	0,56	0,208	0,173	0,925
<i>Bacopa caroliniana</i>	0,004	0,54	0,003	0,303	0,741
<i>Ludwigia grandiflora</i>	0,004	0,49	0	0,229	0,896
<i>Cyanocephalus digitatus</i>	0,003	0,44	0,133	0,170	0,97
<i>Borreria spinosa</i>	0,003	0,40	0,284	0	0,016*
<i>Echinodorus palaefolius</i>	0,003	0,36	0,294	0,041	0,246
<i>Cyperus cuspidatus</i>	0,003	0,35	0,255	0	0,080
<i>Vernonia polysphaera</i>	0,002	0,29	0,111	0	0,017*
<i>Ludwigia</i> sp.3	0,002	0,29	0,252	0,003	0,070
<i>Chamaecrista flexuosa</i>	0,002	0,27	0,103	0	0,015*
<i>Desmodium axillare</i>	0,001	0,27	0,222	0	0,890
<i>Spermacoce confusa</i>	0,002	0,25	0	0,137	0,890
<i>Stylosanthes viscosa</i>	0,002	0,25	0,044	0,137	0,977
<i>Chamaecrista</i> sp. 3	0,002	0,24	0	0,155	0,766

Conclusão APÊNDICE F ...

Espécies	Med. Contrib.	% Contrib.	Abd. Chuva	Abd. Seca	p valor
<i>Smilax campestris</i>	0,001	0,19	0	0,111	0,632
<i>Hexasepalum teres</i>	0,001	0,18	0,137	0	0,036*
<i>Ludwigia sedoides</i>	0,001	0,17	0,122	0	0,080
<i>Juncus microcephalus</i>	0,001	0,17	0,129	0	0,027*
<i>Ludwigia</i> sp.4	0,001	0,16	0,008	0,119	0,972
<i>Chamaecrista rotundifolia</i>	0,001	0,16	0,121	0	0,006**
<i>Aesemeia violacea</i>	0,001	0,14	0,100	0	0,030*
<i>Chromolaena odorata</i>	0,001	0,14	0,089	0	0,033*
<i>Anacardium nanum</i>	0,001	0,14	0,088	0	0,062
<i>Chamaecrista calycioides</i>	< 0,001	0,13	0	0,096	0,956
<i>Chamaecrista</i> sp. 4	< 0,001	0,13	0,062	0,06	0,939
Malvaceae sp. 2	< 0,001	0,12	0	0,085	0,966
<i>Fuirena umbellata</i>	< 0,001	0,12	0,059	0	0,034*
<i>Euphorbia</i> sp. 2	< 0,001	0,11	0	0,055	0,916
<i>Sida linifolia</i>	< 0,001	0,10	0,052	0	0,053
<i>Sida</i> sp. 1	< 0,001	0,09	0	0,070	0,954
<i>Hydrocleys martii</i>	< 0,001	0,07	0,049	0	0,018*
<i>Sida cerradoensis</i>	< 0,001	0,06	0,044	0	0,067
<i>Stemodia</i> sp.	< 0,001	0,06	0,041	0	0,080
<i>Richardia grandiflora</i>	< 0,001	0,05	0,029	0	0,057
<i>Krameria grandiflora</i>	< 0,001	0,04	0,025	0,001	0,078
<i>Ludwigia</i> sp.	< 0,001	0,04	0,027	0,007	0,114
<i>Borreria tenella</i>	< 0,001	0,04	0,022	0	0,046*
<i>Phyllanthus orbiculatus</i>	< 0,001	0,04	0,025	0	0,037*
<i>Cuphea micrantha</i>	< 0,001	0,02	0	0,018	0,958
<i>Mimosa</i> sp. 2	< 0,001	0,02	0,014	0	0,088
<i>Euphorbia hyssopifolia</i>	< 0,001	0,02	0,014	0	0,053
<i>Hyptis</i> sp.	< 0,001	0,02	0,014	0	0,085
<i>Erechtites hieracifolius</i>	< 0,001	0,01	0,008	0	0,080
<i>Steinchisma laxum</i>	< 0,001	0,01	0,008	0	0,080
<i>Ageratum</i> sp.	< 0,001	0,01	0,003	0	0,054
<i>Senna</i> sp. 2	< 0,001	0,01	0	0,003	0,899