



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE PORTO NACIONAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE, ECOLOGIA E
CONSERVAÇÃO**

**COMPOSIÇÃO FUNCIONAL E VARIAÇÃO ESPAÇO- TEMPORAL DA
ASSEMBLEIA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO RESERVATÓRIO DA USINA
HIDRLÉTRICA LUÍS EDUARDO MAGALHÃES (TOCANTINS).**

DAYANNA LUSTOSA DIAS

PORTO NACIONAL - TO

2020

DAYANNA LUSTOSA DIAS

**ANÁLISE DA DIVERSIDADE FUNCIONAL DA ASSEMBLEIA DE MACRÓFITAS
AQUÁTICAS DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA LUÍS EDUARDO
MAGALHÃES, TOCANTINS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Ecologia e Conservação da Fundação Universidade Federal do Tocantins – *Campus* de Porto Nacional, como requisito à obtenção do título de mestre em Biodiversidade, Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr.^a Solange de Fátima Lolis

Coorientador: Dr. Rodney Haulien Oliveira Viana

PORTO NACIONAL – TO

2020

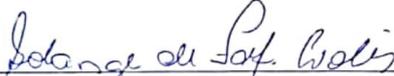
Dayanna Lustosa Dias

Estudo da composição funcional e variação espaço-temporal da assembleia de macrófitas aquáticas do reservatório da Usina hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães, Tocantins.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Ecologia e Conservação. Foi avaliada para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade, Ecologia e Conservação e aprovada em sua forma final pela Orientadora e pela Banca Examinadora.

Data de aprovação: 09/03/2020

Banca Examinadora:



Prof.ª. Dra. Solange de Fátima Lolis (Orientadora), UFT



Prof.ª. Dra. Elineide Eugênio Marques, UFT



Prof. Dr. Rafael José de Oliveira, UFT

Porto Nacional - TO, 2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

D541 c Dias, Dayanna Lustosa.

COMPOSIÇÃO FUNCIONAL E VARIAÇÃO ESPAÇO- TEMPORAL DA ASSEMBLEIA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA LUÍS EDUARDO MAGALHÃES (TOCANTINS).. / Dayanna Lustosa Dias. – Porto Nacional, TO, 2020.

87 f.

Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Porto Nacional - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) em Biologia, Ecologia e Conservação, 2020.

Orientadora : Dr^a. Solange de Fátima Lolis

Coorientador: Dr. Rodney Hauilen Oliveira Viana

1. Diversidade funcional. 2. Macrófitas aquáticas. 3. Composição funcional. 4. Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães, Tocantins . I. Título

CDD 577

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

AGRADECIMENTOS

Agradeço a primeiramente a Deus, a minha família e a todos os meus amigos que sempre me ajudaram e acreditaram em mim.

Agradeço imensamente a minha maravilhosa orientadora Dr.^a Solange de Fátima Lolis pelo seu incansável e permanente encorajamento, profissionalismo, dedicação e prestatividade, que foram fundamentais para realizar esse estudo e ao Coorientador Dr. Rodney Haulien Oliveira Viana.

Quero deixar registrado aqui, a minha eterna gratidão ao professor Dr. Mac David da Silva Pinto, pela disponibilidade e acompanhamento durante todo o processo de execução do trabalho, e com todo o seu conhecimento me fez acreditar que tudo é possível.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), por me concederem a bolsa de mestrado, que foi de grande importância para a realização desse trabalho.

Por fim, agradeço a todos aqueles que me ajudaram de forma direta ou indireta durante esses dois anos.

“Deita-me faz em verdes pastos, guia-me mansamente a águas tranquilas”

(Salmo 23: 2).

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	
GERAL	10
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	14
CAPÍTULO I- ESTUDO DA COMPOSIÇÃO FUNCIONAL E VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA ASSEMBLEIA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA LUÍS EDUARDO MAGALHÃES (TOCANTINS).	
RESUMO.....	21
ABSTRAT.....	22
1. INTRODUCAO.....	23
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	24
2.1 Área de Estudo	24
2.2 Coleta de dados.....	26
2.3 Traços funcionais.....	26
2.4 Análise de dados	27
3. RESULTADOS.....	28
4. DISCUSSÃO.....	32
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	38
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38
7 APÊNDICE I.....	46
CAPÍTULO II- VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA DIVERSIDADE FUNCIONAL DA ASSEMBLEIA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO RESERVATÓRIO LUÍS EDUARDO MAGALHÃES (TOCANTINS).	
RESUMO.....	49
ABSTRAT.....	50
1 INTRODUCAO.....	51
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	52
2.1 Área de Estudo	52
2.2 Coleta de dados.....	52

2.3 Traços funcionais.....	54
2.4 Análise de dados.....	55
3. RESULTADOS.....	56
3.1 Análise de Coordenadas Principais (PCoA).....	56
3.2 Variação da diversidade funcional espaço-temporal.....	59
4 DISCUSSÃO.....	60
4.1 Análise de Coordenadas Principais (PCoA).....	57
4.2 Variação da diversidade funcional no espaço.....	60
4.3 Variação da diversidade funcional no tempo.....	61
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	66
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	67
7. APÊNDICE 2.....	73

INTRODUÇÃO GERAL

Diante de um cenário preocupante da perda de biodiversidade global sem precedentes, ecologistas perceberam que mudanças bióticas poderiam comprometer processos ecossistêmicos que fornecem serviços ambientais importantes à humanidade, e começaram a investigar as consequências dessas mudanças drásticas para o funcionamento dos ecossistemas. (CHAPIN et. al., 1997; DIAZ; CABIDO, 2001; LOREAU; NAEEM; INCHAUSTI, 2002; LANARI; COUTINHO, 2010).

Assim, novas abordagens no estudo da biodiversidade surgiram, com intuito de contribuir na compreensão dos processos e mecanismos que interferem nos padrões espaciais e temporais de distribuição da diversidade de espécies em assembleias naturais (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; WANG, 2013).

Utilizadas de forma complementar ou dissociada (BELLO et. al., 2017), as novas abordagens dizem respeito a diversidade filogenética (diversidade de linhagens), que afirma que a diversidade pode ser maior em assembleias taxonomicamente mais variadas, e a diversidade funcional (diversidade de características ou grupos funcionais em uma comunidade biológica), que atesta se a diversidade pode ser mais elevada em comunidades funcionalmente mais diversas (MAGURRAN, 2004; WANG, 2013).

A diversidade funcional em particular, leva em conta as características morfológicas, fisiológicas e/ou fenológicas das espécies, chamadas de atributos ou traços funcionais. Esses traços funcionais são relevantes na sua resposta ao meio ambiente ou seus efeitos no funcionamento do ecossistema (DIAZ; CABIDO, 2001; PETCHEY; GASTON, 2006; VIOLLE et. al., 2007). E os grupos ou tipos funcionais formados, correspondem ao conjunto de organismos que compartilham respostas semelhantes ao ambiente ou efeitos semelhantes no funcionamento do ecossistema (DELAPLANTE; PICASSO, 2011).

O conceito de função se tornou proeminente em ecologia, apresentando significados e usos fortemente diferentes (JAX, 2005). De acordo com Dussault (2019), a compreensão das funções ecológicas na ecologia funcional é análoga ao do conceito de nicho de Charles Elton (1927, 1930), que assume uma visão funcionalista das comunidades ecológicas. Ainda de acordo com os autores, na ecologia funcional “função” se refere ao papel que um organismo desempenha dentro do sistema, mas essa função é totalmente baseada no contexto em que esses organismos se encontram, e não implica em alegações sobre história evolutiva.

A diversidade funcional propõe uma mudança de análise, ou seja, considera tanto o número de espécies presentes na comunidade, como também suas características particulares,

e como essas características influenciam suas relações potenciais com o ambiente em que se encontram (DUSSAULT, 2019).

De acordo com Cianciaruso, Silva e Batalha (2009), as medidas tradicionais de diversidade assumem que todas as espécies e os indivíduos pertencentes a uma dada espécie tem o mesmo peso, ou seja, são equivalentes, não importando se existem espécies com alto valor de conservação ou outras que são essenciais na manutenção dos processos na comunidade. Por não considerar a representatividade das espécies, medidas tradicionais de diversidade podem mascarar informações importantes, e com isso são consideradas pouco informativas, apresentando limitações explicativas e preditivas (DUSSAULT, 2019).

Cianciaruso, Silva e Batalha, (2009) exemplificam como a diversidade funcional pode revelar situações mascaradas. Em seu exemplo, comunidades que sofrem distúrbios ambientais, e tem seu conjunto de espécies substituído por outras totalmente diferentes, adaptadas a variação, mantendo o mesmo número de espécies e a mesma abundância. Se analisada por uma abordagem tradicional da diversidade, a mudança na composição funcional provocada pelo distúrbio ambiental não será revelada.

Partindo de uma compressão mais ampla, a diversidade de espécies relaciona a riqueza de espécies e a equitabilidade de indivíduos entre as espécies (MELO, 2008). Já a diversidade funcional relaciona a riqueza de funções e a equitabilidade de indivíduos entre as funções (JAX, 2005; SCHLEUTER et. al., 2010). Com isso, pode-se ter muitas espécies desempenhando a mesma função no ecossistema “redundância funcional”, mas também pode-se ter diferentes funções realizadas por poucos indivíduos “espécies raras” (NAEEM, 1998; CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009).

Existem dois mecanismos explicativos empregados para justificar os padrões observados da associação entre biodiversidade e funcionamento do ecossistema (NAEEM, 1999), a primeira classe de mecanismos corresponde aos efeitos de complementaridade no uso de recursos e a facilitação (LOREAU; HECTOR, 2001; PETCHEY; GASTON, 2006). Na complementaridade, as diferenças nas características entre as espécies as permitem usar diferentes tipos de recursos (FRIDLEY, 2001), nesse caso, cada espécie ocupa um nicho, apresentando um papel na manutenção dos processos ecossistêmicos (HOOPER, 1998; FRIDLEY, 2001; PETCHEY; GASTON, 2006).

A facilitação é uma forma de particionamento de nicho, onde a presença de uma determinada espécie pode alterar as condições ambientais promovendo recursos ou condições ideais para o estabelecimento de outras (FRIDLEY, 2001; CARDINALE; PALMER; COLLINS, 2002). Deste modo, a espécie que se estabelece poderia usar recursos que antes

não eram acessíveis (CARDINALE et. al., 2007). Ambos os mecanismos citados, estabelecem que comunidades mais ricas em espécies maximiza o uso mais completo ou eficiente dos recursos disponíveis, o que pode aumentar o desempenho dos processos e serviços de um ecossistema (TILMAN, 1999; FRIDLEY, 2001).

A segunda classe de mecanismo é conhecida como efeito de seleção, ou efeito de amostragem, este mecanismo envolve a presença de espécies específicas funcionalmente superiores e/ou dominantes, determinadas por suas características funcionais, que as diferem por suas habilidades competitivas, que podem apresentar um alto desempenho em determinado processo ou propriedade do ecossistema. Nesse sentido, quanto mais diversa uma comunidade, maior a possibilidade da existência de uma espécie dominante (TILMAN, 1999; FARGIONE et. al., 2007; LANARI; COUTINHO, 2010).

O incessante debate acerca dos processos que atuam na estruturação das comunidades, foi iniciado por pesquisadores como Clements (1916), Hutchinson (1957) e MacArthur (1969), que defendiam a ação de processos determinísticos, não aleatórios, na montagem de comunidades. Outros ecólogos como Gleason (1926), argumentaram que a montagem das comunidades era fortemente influenciada por processos estocásticos, aleatórios, mas por outro lado, também existiam ecólogos que acreditavam na ação simultânea de processos determinísticos e estocásticos (CONNOR; SIMBERLOFF, 1979).

Mesmo diante de tantas discussões em diferentes épocas, evidências que apoiam a estruturação de comunidades baseada em processos não aleatórios estão ganhando força no estudo de ecologia de comunidades (REICH et. al., 2003; CORNWELL; ACKERLY, 2010; WEIHER et. al., 2011; GOTZENBERGER et. al., 2012).

Estudos recentes sobre diversidade funcional mostraram que processos determinísticos desempenham um papel importante na estruturação de comunidades locais (SWENSON; ANGLADA-CORDERO; BARONE, 2010; SWENSON, et. al., 2012; WANG et. al., 2015). Em processos não aleatórios, duas forças principais atuam na montagem e estruturação das comunidades biológicas, a saber, filtros de caráter biótico (interação entre espécies) e de caráter abiótico (fatores ambientais) (GOTZENBERGER et. al., 2012). Filtros de caráter biótico tendem a causar um agrupamento de espécies por meio da divergência das características, associada a limites de similaridade e particionamento de recursos (WEIHER et. al., 2011). Acredita-se que as interações bióticas criam comunidades onde os traços funcionais são mais diferentes do que o esperado pelo acaso (FU et. al., 2017). Já os filtros de caráter abiótico tendem a causar um agrupamento de espécies baseado na semelhança entre

as características das espécies coexistentes, devido a adaptações comuns e necessárias às condições ambientais impostas a elas (WEIHER et. al., 2011).

Logo, padrões e processos de organização das comunidades biológicas podem ser facilmente compreendidos utilizando a abordagem funcional, através da composição dos traços, visto que as distribuições das características funcionais nas assembleias podem resultar em diferentes mecanismos de interações ecológicas (PETCHEY; GASTON, 2007). Isso faz da diversidade funcional uma medida potencialmente poderosa em ecologia, e atualmente muita atenção está concentrada em descobrir melhores maneiras de como quantificá-la (PETCHEY; O’GORMAN; FLYNN, 2009).

Considerando as informações acima, o intuito de compreender melhor o funcionamento do ecossistema proporcionou um crescimento considerável de estudos referentes a diversidade funcional (PETCHEY; GASTON, 2006). Neste sentido, muitos estudos na área estão surgindo abordando diferentes táxons, nos mais diversos ecossistemas, tanto aquáticos quanto terrestres (FREITAS; MANTOVANI, 2018). No entanto, a maior parte das publicações estão fortemente concentradas em comunidades vegetais, especialmente as de ambiente terrestre, visto que esse táxon foi objeto de estudo de trabalhos iniciais com enfoque funcional (TILMAN et. al., 1997; GRIME, 1998; DIAZ; CABIDO, 1997, 2001).

Atualmente, os estudos que abordam a diversidade funcional em comunidades vegetais aquáticas, tem ganhado relevância, sobretudo ao tratar de características funcionais, como uma ferramenta útil para entender a relação entre a diversidade e funcionamento do ecossistema (FU et. al., 2014; KOROL; AHN, 2016; FU et. al., 2017; ZHANG et. al., 2018; ZERVAS et. al., 2019; THOUVENOT et. al., 2019).

A composição das espécies em um determinado local é uma questão ecológica difícil de ser analisada (CHMARA; BANAS; SZMEJA, 2015). A esse respeito, Chmara, Szmeja e Ulrich (2013), afirmam que, descobrir os principais fatores que influenciam a diversidade de comunidades é um dos principais desafios enfrentados por ecologistas. E nesse sentido, a diversidade funcional contribui de forma eficaz na resolução de questões como essa, por fazer uso de índices de diversidade funcionais, a saber, riqueza de grupos funcionais (**FGR**), riqueza funcional (**FRiq**), equitabilidade funcional (**FEve**), divergência funcional (**FDiv**) e dispersão funcional (**FDIs**), que permitem descrever e comparar a composição funcional das comunidades (PETCHEY; GASTON, 2002; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008), tornando-se uma ferramenta de estudo que vai além dos conceitos tradicionais de medidas de diversidade.

Baseado nesse contexto, o presente trabalho se propôs a realizar um estudo da diversidade funcional da assembleia de macrófitas aquáticas presentes no Reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães, localizado no Rio Tocantins (PAIVA, 1982). Sua construção proporcionou a colonização de plantas aquáticas, por apresentar condições ideais para seu desenvolvimento (BIANCHINI Jr., 2003).

Diante das inúmeras aplicabilidades da diversidade funcional em comunidades vegetais, deu-se ênfase na descrição dos grupos funcionais da assembleia de macrófitas aquáticas do reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães (Capítulo 1) e em segundo momento, buscou-se verificar se houve mudança da diversidade funcional da vegetação aquática em uma perspectiva espaço temporal (Capítulo 2).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BELLO, F; SMILAUER, P; DINIZ-FILHO, J. A. F; CARMONA, C. P; LOSOSOVÁ, Z; HERBEN, T; GOTZENBERGER, L. Decoupling phylogenetic and functional diversity to reveal hidden signals in community assembly. **Methods in Ecology and Evolution**, v.8, n. 10, p. 1200-1211, Jan. 2017.

BIANCHINI JR., I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. p. 85-126. CARDINALE, B. J; PALMER, M. A; COLLINS, S. L. Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. **Nature**, v. 415, Jan. 2002.

CARDINALE, B. J; WRIGHT, J. P; CADOTTE, M. W; CARROLL, I. T; HECTOR, A; SRIVASTAVA, D. S; LOREAU, M; WEIS, J. J. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. v. 104, n. 6, p. 18123–18128, Nov. 2007.

CIANCIARUSO, M. V; SILVA, I. A; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropical**, v. 9, n. 3, p. 1-11, Jun. 2009.

CONNOR, E. F; SIMBERLOFF, D. The Assembly of species communities: Chance or competition. **Ecology**, v. 60, n. 6, p. 1132-1140, Dez. 1979.

CORNWELL, W. K; ACKERLY, D. D. A link between plant traits and abundance: evidence from coastal California woody plants. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 4, p. 814–821, 2010.

CHAPIN, F. S; WALKER, B. H; HOBBS, R. J; HOOPER, D. U; LAWTON, J. H; SALA, O. E; TILMAN, D. Biotic Control over the Functioning of Ecosystems. **Science**, v. 277, p. 500–504, 1997.

CHMARA, R; SZMEJA, J; ULRICH, W. Patterns of abundance and co-occurrence in aquatic plant communities. **Ecological Research**, v. 28, n. 3 p. 387–395, Jan. 2013.

CHMARA, R; BANAS, K; SZMEJA, J. Changes in the structural and functional diversity of macrophyte communities along an acidity gradient in softwater lakes. **Flora**, v. 216, p.57-64, Set. 2015.

CLEMENTS, F.E. **Plant Succession: Analysis of the Development of Vegetation**. Washington: Carnegie Institution of Washington Publication Sciences, n. 242, 1916. 512 p.

DELAPLANTE, K; PICASSO, V. The Biodiversity-Ecosystem Function Debate in Ecology. **Philosophy of Ecology**, v. 11, p. 169-200, 2011.

DIAZ, S; CABIDO, M. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. **Journal of Vegetation Science**, v. 8, n. 4, p. 463-474, Ago. 1997.

DIAZ, S; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**. Argentina v. 16, n.11, P. 646-655, Nov. 2001.

DUSSAULT, A. C. Functional Biodiversity and the Concept of Ecological Function., In: CASETTA, E.; SILVA, M; VECCHI, D. (Org) **From Assessing to Conserving Biodiversity: Conceptual and Practical Challenges**. History, Philosophy and Theory of the Life Sciences, 2019. p. 297- 316.

ELTON, C. S. **Animal ecology**. New York: The Macmillan Company. 1927.

ELTON, C. S. **Animal ecology and evolution**. Oxford: Clarendon Press. 1930.

FARGIONE, J; TILMAN, D; DYBZINSKI, R; LAMBERS, J. H. R; CLARK, C; HARPOLE, W. C; KNOPS, J. M. H; REICH, P. B; LOREAU, M. From selection to complementarity: shifts in the causes of biodiversity–productivity relationships in a long-term biodiversity experimente. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 274, n. 1611, p. 871–876, Jan. 2007.

FU, H; ZHONG, J; FANG, S; HU, J; GUO, C; LOU, G; YUAN, G; DAI, T; LI, Z; ZHANG, M; LI, W; XU, J; CAO, T. Scale-dependent changes in the functional diversity of macrophytes in subtropical freshwater lakes in south China. **Scientific Reports**, v. 7, n. 8294, 2017.

FREITAS, J.R; MANTOVANI, W. An overview of the applicability of functional diversity in Biological Conservation. **Brazilian Journal of Biology**. v.78, n. 3, p. 517-524, Out. 2018.

FRIDLEY, J. D. The influence of species diersity on ecosystem productiity: how, where, and why. **Oikos**, v. 93, n. 3, p. 514-526, Jun. 2001.

GOTZENBERGER, L; BELLO, F; BRATHEN, K.A; DAVISON, J; DUBUIS, A; GUISAN, A; LEPS, J; LINDBORG, R; MOORA, M; PARTEL, M; PELLISSIER, L; POTTIER, L; VITTOZ, P; ZOBEL, K. Ecological assembly rules in plant communities: approaches, patterns and prospects. **Biological Reviews**, v. 87, n. 1, p. 111-127, Fev. 2012.

GLEASON, H. A. The Individualistic Concept of the Plant Association. **Torrey Botanical Society**, v. 53, n. 1, p. 7-26, Jan. 1926.

GRIME J. P. Benefits of Plant Diversity to Ecosystems: Immediate, Filter and Founder Effects. **British Ecological Society**, v. 86, n. 6, p. 902-910, Dec. 1998.

HOOPER, D. U. The Role of Complementarity and Competition in Ecosystem Responses to Variation in Plant Diversity. **Ecological Society of America**, v. 79, n. 2, p. 704-719, Mar.1998.

HUTCHINSON, G.E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, n. 22, p. 415-42, 1957.

JAX, K. Function and “functioning” in ecology: what does it mean. **Oikos**, v. 111, n. 3, p. 641- 641, Nov. 2005.

KOROL, A. R; AHN, C. Dominance by an obligate annual affects the morphological characteristics and biomass production of a planted wetland macrophyte community. **Journal of Plant Ecology**, v. 9, n.2, p. 187–200, Abr. 2016.

LANARI, M. O; COUTINHO, R. Biodiversidade e funcionamento de ecossistemas: síntese de um paradigma e sua expansão em ambientes marinhos. **Oecologia Australis**. Rio de Janeiro, V. 14, N. 4. P, 959-988, 2010.

LOREAU, M; HECTOR, A. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. **Nature**, v. 412, p. 72–76, Jul. 2001.

LOREAU, M.; NAEEM, S; INCHAUSTI, P. **Biodiversity and Ecosystem Functioning Synthesis and perspectives**. Oxford, New York, 2002.

MacARTHUR, R. H. Patterns of communities in the tropics. **Biological Journal of the Linnean Society**. v. 1, p. 19-30, 1969.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Publishing, Oxford, 2004. 256 p.

MELO, A. S. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade. **Biota Neotropical**. v. 8, n. 3, p. 21-27, Set. 2008.

NAEEM, S. Species Redundancy and Ecosystem Reliability. **Conservation biology**, v. 12, n. 1, p. 39-45, Fev. 1998.

NAEEM, S; CHAPIN, C. F.S; COSTANZA, R; EHRLICH, P. R; GOLLEY, F. B; HOOPER, D. U; LAWTON, J. L; O’NEILL, R. V; MOONEY, H. A; SALA, O. E; SYMSTAD, A. J; TILMAN, D. Biodiversity and ecosystem functioning: maintaining natural life support processes. **Ecological Society of America**, Washington, n. 4, p. 1-12, 1999.

PAIVA, M. P. **Grandes represas do Brasil**. Brasília: Editerra, 1982. 292 p.

PETCHEY, O. L; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, n. 3 p. 402–411, 2002.

PETCHEY, O. L; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 741-758, Abr. 2006.

PETCHEY, O. L; GASTON, K. J. Dendrograms and measuring functional diversity. **Oikos**, v, 116, n. 8, p. 1422-1426, Ago. 2007.

PETCHEY, O. L.; O'GORMAN, E. J.; FLYN, F.B. A functional guide to functional diversity measures. In: NAEEM, S; BUNKER, D.E; HECTOR, A. LOREAU, M.

PERRINGS. **Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: Na Ecological and Economic Perspective**. Oxford University Press, p. 384, Jul. 2009.

SCHLEUTER, D., DAUFRESNE, M., MASSOL, F., & ARGILLIER, C. A User's guide to functional diversity indices. **Ecological Monographs**, v. 80, n 3, p. 469-484. 2010.

REICH, P. B; WRIGH, I. J. T; CAVENDER-BARES, J; CRAINE, J. M; OLEKSYN J; WESTOBY, M; WALTERS, M. B. **International Journal of Plant Sciences**. v. 164, n. 3, p. 143-164. Maio. 2003.

SWENSON, R. G; ANGLADA-CORDERO, P; BARONE, J. A. Deterministic tropical tree community turnover: evidence from patterns of functional beta diversity along an elevational gradient. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 278, Set. 2010.

SWENSON, N. G; ENQUIST, B. J; PITHER, J; KERKHOFF, A. J; BOYLE, B; WEISER, M. D; ELSER, J. J; FAGAN, W. F; FORERO-MONTAÑA, J; FYLLAS, N; KRAFT, N. J. B; LAKE, J. K; MOLES, A. T. ; PATIÑO, S ; PHILLIPS, O. L ; PRICE, C. A; REICH, P. B ; QUESADA, C. A ; STEGEN, J. C ; VALENCIA, R ; WRIGHT, I. J ; WRIGHT, S. J ; ANDELMAN, S ; JORGENSEN, P. M ; LACHER JR T. E ; MONTEAGUDO, A ; NÚÑEZ-VARGAS, M. P ; VASQUEZ-MARTÍNEZ, R ; NOLTING, K. M. The biogeography and filtering of woody plant functional diversity in North and South America. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 8, p. 798-808, Ago. 2012.

TILMAN, D; KNOPS, J; WEDIN, D; REICH, P; RITCHIE, M; SIEMANN, E. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. **Science**, V. 277, n. 5330, p. 1300-1302 Ago. 1997.

TILMAN, D. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. **Ecological Society of America**, v. 80, n. 5, p. 1455–1474, Jul. 1999.

THOUVENOT, L. GAUZENS, B; HAURY, J; THIÉBAUT, G. Response of Macrophyte Traits to Herbivory and Neighboring Species: Integration of the Functional Trait Framework in the Context of Ecological Invasions. **Frontiers in Plant Science**, v. 9, n. 1981, p. 1-13, Jan. 2019.

VIOLLE, C; NAVAS, M. L; VILE, D; KAZAKOU, E; FORTUNEL, C; HUMMEL, I; GARNIER, E. Let the concept of trait be functional. **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882-892, Maio. 2007.

VILLÉGER, S; MASON, N. W. H; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in Functional Ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, Ago. 2008.

WANG, X; SWENSON, N. G; WIEGAND, T; WOLF, A; HOWE, R; LIN, F; YE, J; YUAN, Z; SHI, S; BAI, X; XING, D; HAO, Z. Phylogenetic and functional diversity area relationships in two temperate forests. **Ecography**. v. 36, n. 8, 883-893, Dez. 2013.

WANG, X; WIEGAND, T; SWENSON, N. G; WOLF, A. T; HOWE R. W; HAO, Z; LIN, F; YE, J; YUAN, Z. Mechanisms underlying local functional and phylogenetic beta diversity in two temperate forests. **Ecology**, v. 96, n. 4, p. 1062–1073, 2015.

WEIHER, E. FREUND, D; BUNTON, T; STEFANSKI, A; LEE, T; BENTIVENGA, S. Advances, challenges and a developing synthesis of ecological community assembly theory. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 366, n. 1576, p. 2403–2413, Ago. 2011.

ZERVAS, D. TSIAOSSI, V; KALLIMANIS, A. S; DIMOPOULOS, P; TSIRIPIDIS, I. Exploring the relationships between aquatic macrophyte functional traits and anthropogenic pressures in freshwater lakes. **Acta Oecologica**, v. 99, n. 103443, 1-11, Ago. 2019.

ZHANG, M. MOLINOS, G; ZHANG, X; XU, J. Functional and Taxonomic Differentiation of Macrophyte Assemblages Across the Yangtze River Floodplain Under Human Impacts. **Frontiers in Plant Science**, v. 9, n. 387, p. 1-15, Mar. 2018.

CAPÍTULO I

Composição funcional da assembleia de macrófitas aquáticas do reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães-TO.

RESUMO

Discussões acerca da contribuição da diversidade funcional na composição e estruturação da assembleia de plantas aquáticas, tem sido abordado em diferentes estudos. Existem inúmeras formas de analisar a diversidade funcional de uma assembleia, a mais comuns delas, é justamente adotada no presente trabalho, e se refere ao reconhecimento do número de grupos funcionais, intimamente associada à riqueza de espécies e a composição da comunidade. O presente trabalho foi realizado em quatro tributários do reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães, no Estado do Tocantins (Areias, Mangues, Santa Luzia e Água Suja) e um trecho situado entre a região fluvial e intermediária do corpo principal do rio Tocantins, no município de Porto Nacional. Foram escolhidos sete traços funcionais, que influenciam fortemente no desempenho de um organismo em termos de crescimento, sobrevivência e reprodução. Por meio do dendrograma funcional foram reconhecidos 14 grupos funcionais, tendo a forma biológica e o tipo de reprodução os atributos que mais contribuíram para a definição dos grupos funcionais. Por meio dos resultados alcançados verificou-se claramente que ao identificar as relações funcionais compartilhadas pelas espécies é possível compreender melhor o que funcionamento do ecossistema, e como a variação das características das espécies influenciam nesse funcionamento.

Palavras Chaves: *Traços, dendrograma, funcionamento, grupos.*

ABSTRACT

Aquatic plants are vegetables that represent great importance in aquatic ecosystems, of which we can mention, production of a large amount of biomass that influences the dynamics of ecosystems; morphological complexity, which provides habitat variability for a diversity of species; physical structure of the environment, used by several aquatic animals. Studies that deal with the contribution of functional diversity in the composition and structuring of the aquatic plant assembly, have been addressed in different studies. There are numerous ways to analyze the functional diversity of an assembly, the most common of which is precisely adopted in the present study, and refers to the recognition of the number of functional groups, closely associated with the richness of species and the composition of the community. The present study was carried out in four tributaries of the Luís Eduardo Magalhães Hydroelectric Power Plant reservoir, in the State of Tocantins (Areias, Mangues, Santa Luzia and Água Suja) and a stretch located between the fluvial and intermediate region of the main body of the Tocantins River, in the municipality of Porto Nacional. Seven functional traits were chosen, which strongly influence the performance of an organism in terms of growth, survival and reproduction. Through the functional dendrogram, 14 functional groups were recognized, with the biological form and the type of reproduction the attributes that most contributed to the definition of the functional groups. Through the results achieved, it was clearly verified that by identifying the functional relationships shared by the species, it is possible to better understand what the ecosystem functions, and how the variation in the characteristics of the species influence this functioning.

Key words: *Traits, Dendrogram, Functioning, Groups.*

1. Introdução

Plantas aquáticas são vegetais que representam grande importância nos ecossistemas aquáticos, por vários motivos, dos quais podemos citar, produção de grande quantidade de biomassa que influencia na dinâmica dos ecossistemas; complexidade morfológica, que fornece uma variabilidade de habitats para a associação de uma diversidade de espécies; estruturação física do ambiente, fornecendo substrato natural, abrigo, alimento e locais de reprodução para diversos animais aquáticos (POTT; POTT, 2000; ESTEVES; CAMARGO, 1986; POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003).

Estudos de macrófitas aquáticas realizadas no reservatório Luís Eduardo Magalhães (Tocantins), se concentraram principalmente em verificar a composição e distribuição das espécies (LOLIS; THOMAZ, 2011), caracterizar variações espaciais na riqueza de espécies, composição e abundância em gradientes de profundidade (NOLETO; BARBOSA; PELICICE, 2019) analisar a dinâmica de decomposição de diferentes espécies da vegetação aquática (SILVA et. al., 2011) e investigar padrões de colonização de espécies como *Ludwigia sedoides* diante de múltiplas variáveis morfométricas (BARBOSA; KOBAYASHI; PELICICE, 2014). No entanto, novas maneiras de se estudar a biodiversidade tem sido desenvolvida, com o intuito de compreender como as comunidades biológicas se reúnem, e assim descobrir os diferentes processos envolvidos na montagem das comunidades, cruciais para entender como estas se comportarão em cenários ambientais futuros (GOTZENBERGER et. al., 2012). A composição das características funcionais das comunidades vegetais tem sido proposta como um aspecto importante para a compreensão do funcionamento do ecossistema (FU et. al., 2014).

Estudos que tratam da contribuição da diversidade funcional na composição e estruturação da assembleia de plantas aquáticas, tem sido abordado em diferentes estudos (WILLBY; ABERNETHY; DEMARS, 2000; FARIAS, 2014; SCHNEIDER et. al., 2018) notadamente devido ao envolvimento desses vegetais em diversos processos ecossistêmicos que mantém a biodiversidade e o fluxo de energia e sobretudo pela estrutura simples de suas comunidades (THEEL; DIBBLE; MADSEN, 2007; CHMARA; SZMEJA; ULRICH, 2013).

A diversidade funcional tem avançado muito nos últimos anos, mas o entendimento sobre macrófitas aquáticas ainda se encontra em estágios iniciais, com trabalhos desenvolvidos principalmente em planícies de inundação como em Catian et. al. (2018) e Zervas et. al. (2019) e poucos estudos feitos em reservatórios artificiais como em Michelan

et. al. (2010), tido como dois ecossistemas com condições de habitat totalmente diferentes, que agem distintamente na determinação da diversidade funcional de plantas aquáticas.

Existem inúmeras formas de analisar a diversidade funcional de uma assembleia, a mais comuns delas, é justamente adotada no presente trabalho, e se refere ao reconhecimento do número de grupos funcionais, representado pelas espécies, sendo esta medida intimamente associada à riqueza de espécies e a composição da comunidade (PETCHEY; GASTON, 2002), frequentemente utilizada em experimentos de funcionamento da biodiversidade-ecossistema (PETCHEY; O'GORMAN; FLYNN, 2009).

Baseado neste contexto, o presente estudo visa identificar e caracterizar a composição funcional da vegetação aquática do Reservatório Luís Eduardo Magalhães (Tocantins) e verificar que fatores bióticos contribuíram para sua estruturação, adotando a hipótese de possível reconhecimento de grupos funcionais coesos na assembleia de plantas aquáticas do reservatório, a partir de sete traços selecionados.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O presente trabalho foi realizado em quatro tributários do reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães (Tocantins): Areias, Água Suja, Mangues e Santa Luzia, e um trecho situado entre a região fluvial e intermediária do corpo principal do rio Tocantins, no município de Porto Nacional (Figura 1).

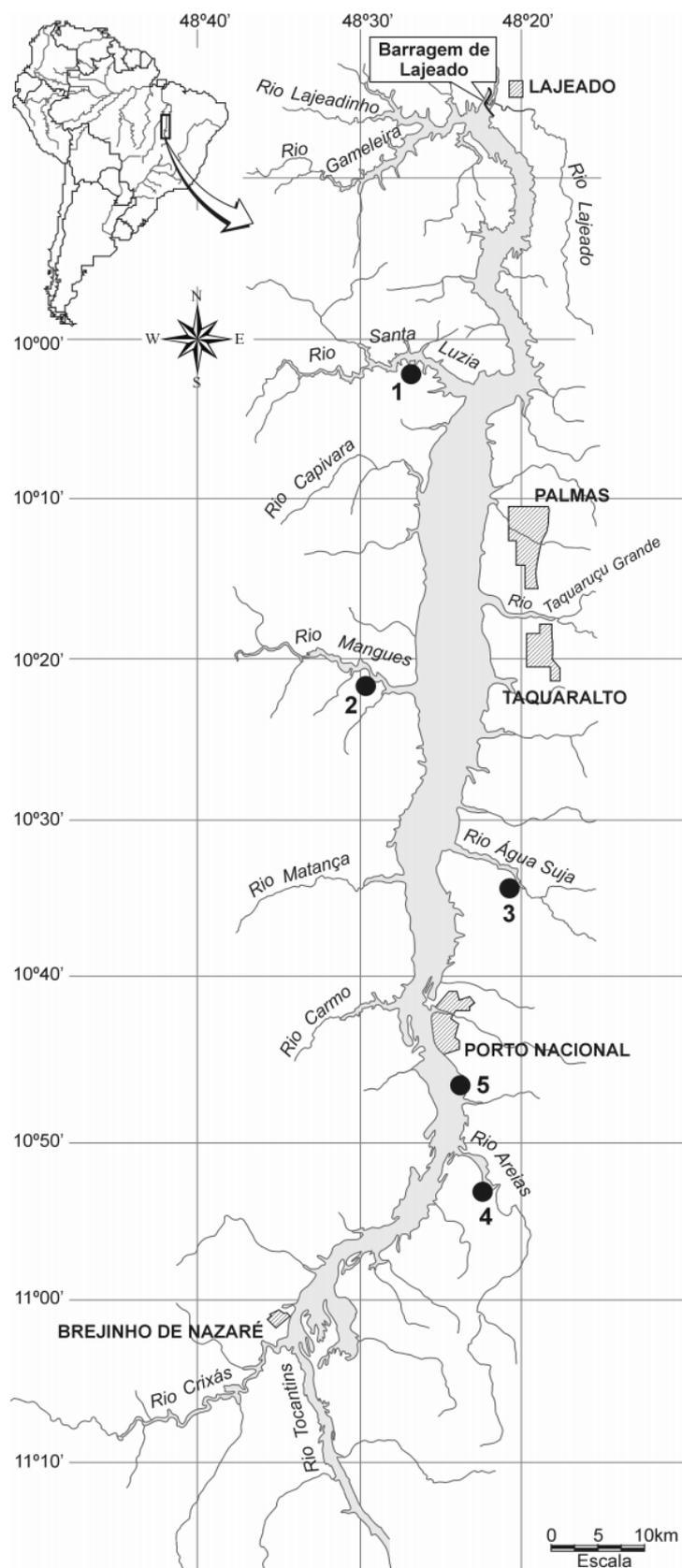


Figura 1. Reservatório da usina hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães (Tocantins), e indicação das regiões de estudo. 1= Santa Luzia; 2= Mangues; 3= Água Suja; 4= Areias e 5= Porto Nacional (TO). (Fonte: LOLIS; THOMAZ, 2011).

O reservatório do Lajeado está localizado no limite entre o alto e médio rio Tocantins (PAIVA, 1982), possui 172 km de extensão e cobrindo uma área total de 626,00 km². Concluído em outubro de 2000, apresentando enchimento completo em fevereiro de 2001 (LOLIS; THOMAZ, 2011). Possui uma área de influência desde o município de Miracema do Tocantins até Brejinho de Nazaré (LOLIS; THOMAZ, 2011; PARENTE; MIRANDA, 2014).

2.2. Coleta de dados

Foram realizadas coletas em diversos bancos de macrófita nas áreas de amostragem (Figura 1) em dois períodos distintos. Os dados referentes ao primeiro período, foram cedidos por Lolis (2008), com coletas realizadas bimestralmente entre março de 2005 a janeiro de 2006, perfazendo um total de 75 pontos.

O segundo período de coleta foi realizado trimestralmente entre julho de 2009 a abril de 2010, por meio do Projeto de Pesquisa & Desenvolvimento (P&D macrófitas aquáticas) da Universidade Federal do Tocantins (UFT) em parceria com a Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), com um total de 50 pontos monitorados.

Todos os táxons de macrófitas registrados nos dois períodos, foram identificados seguindo Pedralli (1990) e Pott e Pott (2000). Os táxons não identificados em campo, foram submetidos a técnicas de herborização (HAYNES, 1984; BRIDSON; FORMAN, 1998), e encaminhados para o Laboratório de Taxonomia Vegetal da Universidade Federal do Tocantins para serem analisados e identificados posteriormente, com o auxílio de especialistas e bibliografia especializada.

2.3 Traços funcionais

Para determinar a diversidade funcional da assembleia de macrófitas aquáticas do reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães (Tocantins), foram escolhidos sete traços funcionais relativamente estáveis (VIOLLE et. al., 2007), que influenciam fortemente o desempenho de um organismo em termos de crescimento, sobrevivência e reprodução, definidas por Grace (1993), Willby, Abernethy e Demars (2000), Pérez-Harguindeguy et. al. (2013) e Monção, Santos e Bini (2012), representados na Tabela 1.

Tabela 1. Traços funcionais selecionados para descrever a composição funcional da vegetação aquática do reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães.

Traço Funcional	Descrição do traço	Resposta Funcional
Forma biológica	Emergente/ Anfíbia/ Submersa fixa/ Submersa livre/ Flutuante fixa/ Flutuante livre.	¹ Adaptação ecofisiológica.
Consistência da folha	Membranácea/ Herbácea/ Carnosa/ Coriácea/Ausente.	² Flexibilidade na coluna d'água; Resistência à dilaceração; ³ Adaptação a condições de inundação ou dessecação.
Arquitetura do caule	Prostrado/ Ereto/ Ausente.	⁴ Competição por luz solar e exposição ao vento.
Arquitetura da raiz	Fasciculada/ Pivotante/ Ausente.	⁵ Eficiência na aquisição de recursos.
Reprodução	Rizoma/ Estolho/ Tubérculo/ Bulbo/ Fragmentação/Brotação/Esporo/ Semente.	⁶ Habilidade competitiva; Persistência. ⁷ Ancoragem; Dispersabilidade.
Inflorescência	Flor solitária/ Umbela/ Espádice/ Espiga/ Racemo/ Panícula/ Capítulo/ Corimbo/ Ausente.	⁶ Interação com diferentes vetores de polinização.
Síndrome de dispersão	Autocoria/ Anemocoria/ Zoocoria/ Hidrocoria.	¹ Capacidade de dispersão a diferentes distâncias.

1 (PÉREZ-HARGUINDEGUY et. al., 2013), 2 (SCREMIN-DIAS, E. 1999), 3 (ROCHA e MARTINS, 2011), 4 (HENRY; THOMAS,2002), 5 (FITTER et. al.,1991), 6 (STUEFER et. al., 2002), 7 (GRACE, 1993).

A identificação dos traços funcionais para cada espécie foi realizada através de consulta em literatura especializada, avaliando a presença ou ausência da característica em cada táxon.

2.4 Análise de dados

Para descrição dos grupos funcionais foram realizadas quatro etapas, executadas no ambiente R Studio (versão 3.6.0). Construiu-se uma matriz de “espécie x características funcionais”, atribuindo peso igual as todas as características, conforme proposto por Petchey e Gaston (2002, 2009), posteriormente, foram avaliadas a correlação entre as variáveis categóricas, com o intuito de evitar variáveis redundantes, isto é, correlações triviais (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008).

A matriz traços funcionais foi convertida em uma matriz de distância de Gower, uma vez essa medida de dissimilaridade lida com traços mistos e valores ausentes a partir da qual calculou-se a distância média entre as espécies no espaço multivariado (PETCHEY; GASTON

2007; PETCHEY; O’GORMAN; FLYNN, 2009). Posteriormente, agrupou-se a matriz de distância para gerar um dendrograma funcional, pelo método UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*). O dendrograma formado reflete a descrição das relações funcionais (Grupos Funcionais) compartilhadas pelas espécies, independentemente de suas relações taxonômicas e filogenéticas (PETCHEY; GASTON 2007) e verificado sua consistência pela correlação cofenética (SNEATH; SOKAL, 1973).

Utilizou-se o software R versão 3.6.0 (R CORE TEAM, 2019) e seus pacotes ade4 (DRAY; DUFOUR, 2007), picante (KEMBEL et. al., 2010), Ape (PARADIS; CLAUDE; STRIMMER, 2004), FD (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010) para análise e construção de gráficos.

3. RESULTADOS

Na formação de grupos funcionais foram avaliados 47 táxons, distribuídos em 29 gêneros e 19 famílias (ANEXO 1), entre as famílias, encontram-se: Tendo como mais representativa a família Cyperaceae (16), Alismataceae (4), Pontederiaceae (4), Araceae (3), Lentibulariaceae (3), Polygonaceae (3), Najadaceae (2), Asteaceae (1), Cabombaceae (1), Characeae (1), Commelianaceae (1), Hydrocharitaceae (1), Limnocharitaceae (1), Menyanthaceae (1), Onagraceae (1), Plantaginaceae (1), Poaceae (1), Salviniaceae (1), Xyridaceae (1). Em um ponto aleatório de corte (0.6 de dissimilaridade), os resultados mostraram a formação 14 grupos funcionais que podem ser observados no dendrograma gerado (Figura 2), e pela descrição a seguir.

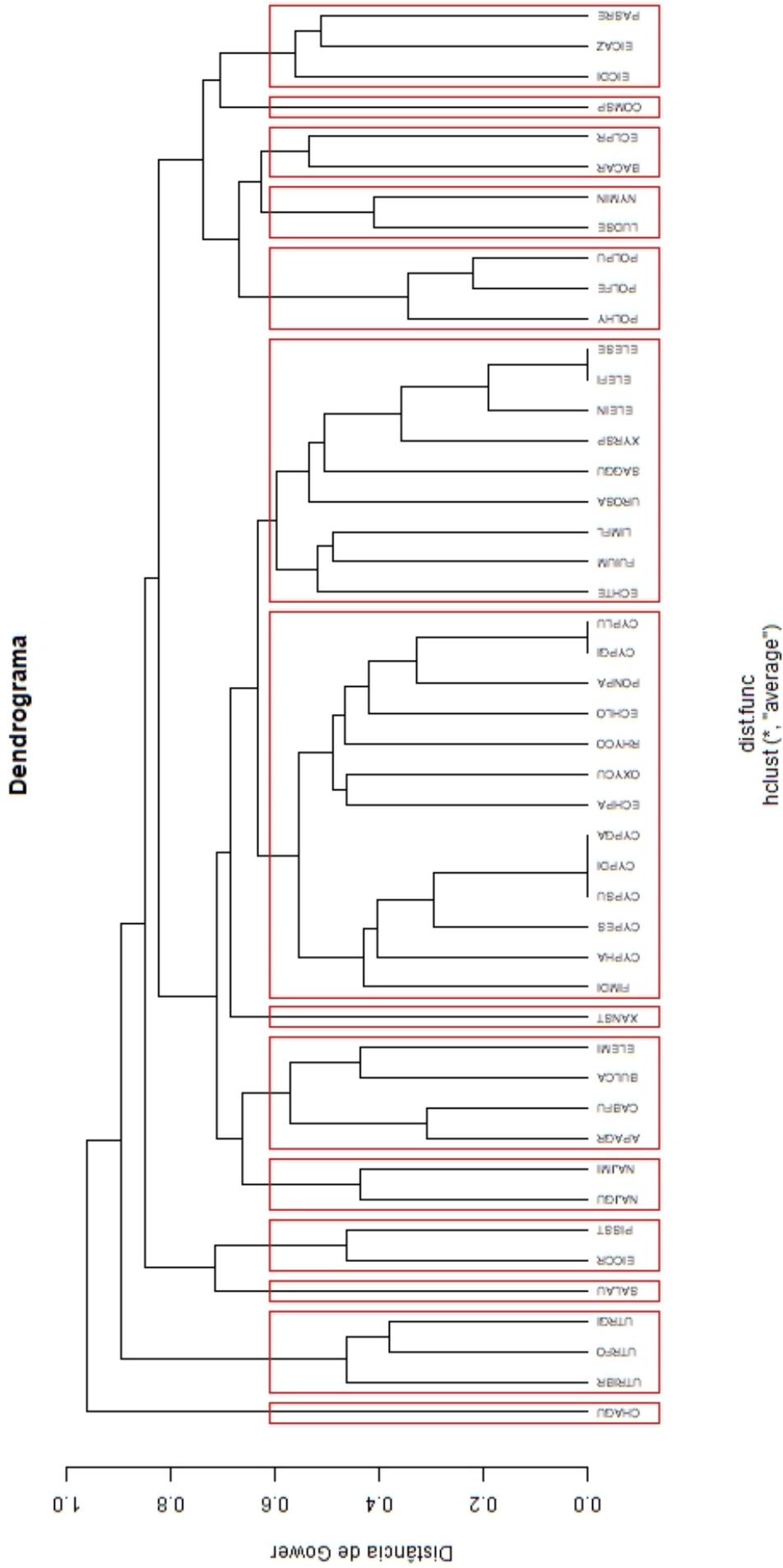


Figura 2. Dendrograma construído a partir dos atributos funcionais das espécies de macrófitas aquáticas do reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães, baseado na distância de Gower.

Grupo 1 (1 espécie) – formado por uma espécie submersa fixa, com ausência de caule, folha, raiz, e flor. Se reproduz assexuadamente por fragmentação e sexualmente por esporos, se dispersando principalmente por zoocoria e hidrocoria. A espécie que representa esse grupo pertence à família: Characeae: *Chara guairensis*.

Grupo 2 (3 espécies) – espécies submersas livres, com folhas herbáceas, e raízes ausentes. Se reproduzem sexualmente por sementes e assexuadamente por estolhos, se dispersando por autocoria, anemocoria e zoocoria. Apresenta flores em racemo em sua maioria (1 flor solitária). Seus representantes são integrantes da família Lentibulariaceae: *Utricularia breviscapa*, *Utricularia foliosa* e *Utricularia gibba*.

Grupo 3 (1 espécie) – flutuante livre, de caule prostrado, folha carnosa e raiz fasciculada. Se reproduz assexuadamente por rizoma e fragmentação e sexualmente por esporos, que se dispersam por hidrocoria. Caracterizada também por ausência de flor. Constituída por uma espécie da família Salviniaceae: *Salvinia auriculata*.

Grupo 4 (2 espécies) – flutuantes livres, com caules ausentes, folhas carnosas e raízes fasciculadas. Se reproduzem assexuadamente por estolhos e sexualmente por sementes, se dispersando por autocoria, zoocoria e hidrocoria. É um grupo composto por uma espécie da família Pontederiaceae: *Eichhornia crassipes* e outra da família Araceae: *Pistia stratiotes*.

Grupo 5 (2 espécies) – composta por uma espécie submersa fixa e outra submersa livre, folhas de consistência coriácea e raiz fasciculada. Se reproduzem assexuadamente por fragmentação e sexualmente por sementes, se dispersando por anemocoria, zoocoria e hidrocoria. Todas possuem flores solitárias. Formada por espécies da família Najadaceae: *Najas guadalupensis* e *Najas microcarpa*.

Grupo 6 (4 espécies) – constituído por espécies submersas fixas, de caules eretos, folhas membranáceas e raiz fasciculada. Se reproduzem sexualmente por sementes, se dispersando por autocoria. A arquitetura floral dessas espécies se baseia em flores solitárias (2) e flores em forma de espiga (2). Composto por espécies da família Hydrocharitaceae: *Apalanthe granatensis*; Cabombaceae: *Cabomba furcata* e Cyperaceae: *Bulbostylis capillaris* e *Eleocharis mínima*.

Grupo 7 (1 espécie) – composto por uma espécie anfíbia, de caule ereto, folha coriácea e raiz fasciculada. Se reproduz assexuadamente por rizoma e bulbo e sexualmente por sementes, se dispersando principalmente por zoocoria. Apresenta flores em forma de espádice, sendo constituída por uma espécie da família Araceae: *Xanthosoma striatipes*.

Grupo 8 (13 espécies) – considerado o grupo com maior número de espécies, 6 anfíbias e 7 emergentes, todas com caules eretos, folhas coriáceas e raiz fasciculada. Todos

os representantes desse grupo se reproduzem sexualmente por sementes, mas também apresentam diferentes tecidos especializados que atuam na reprodução assexuada (13 com rizoma, 3 com estolhos, 2 com tubérculos, 1 com bulbo), dispersos por autocoria e hidrocoria. A arquitetura floral é bastante diversificada (8 em forma de espiga, 1 racemo, 1 panícula, 1 umbela, 1 capítulo e 1 corimbo). Taxonomicamente, a maior parte dos integrantes deste grupo pertencem a família Cyperaceae: *Cyperus digitatus*, *Cyperus esculentus*, *Cyperus gardneri*, *Cyperus giganteus*, *Cyperus haspan*, *Cyperus luzulae*, *Cyperus surinamensis*, *Echinodorus longipetalus*, *Echinodorus paniculatus*, *Fimbristylis dichotoma*, *Oxycaryum cubense*, *Rhynchospora corymbosa* e uma pertencente à Família Pontederiaceae: *Pontederia parviflora*.

Grupo 9 (9 espécies) – Todas emergentes, com caules eretos, a maioria apresenta folha membranácea (1 carnosa e 1 coriácea) e raiz fasciculada. São espécies que se reproduzem sexualmente por sementes, mas também apresentam se reproduzem assexuadamente por de tecidos especializados (9 com rizoma, 4 com tubérculo e 3 com estolho), dispersos por autocoria e anemocoria. A arquitetura floral também é bastante diversificada (4 em forma de espiga, 3 em umbelas, 1 em racemo e 1 em espádice). Formado por espécies da família Alismataceae: *Echinodorus tenellus*, *Sagittaria guayanensis*, Araceae: *Urospatha sagittifolia*, Cyperaceae: *Eleocharis filiculmis*, *Eleocharis interstincta*, *Eleocharis sellowiana*, Limnocharitaceae: *Limnocharis flava* e Xyridaceae: *Xyris sp.*

Grupo 10 (10 espécies) - espécies emergentes, com caules prostrados, folhas membranáceas e raiz pivotante. Se reproduzem assexuadamente por rizoma e sexualmente por sementes, com variadas síndromes de dispersão (10 são autocóricas, 2 hidrocóricas e 1 zoocórica). Suas flores são em forma de espiga. Sendo um grupo composto por espécies da família Polygonaceae: *Polygonum ferrugineum*, *Polygonum Hydropiperoides* e *Polygonum punctatum*.

Grupo 11 (2 espécies) – espécies flutuantes fixas, de caules prostrados, folhas membranáceas e raízes pivotante. Se reproduzem sexualmente por sementes, dispersas por autocoria. Com flores solitárias. Composto por espécies da família Onagraceae: *Ludwigia sedoides* e Menyanthaceae: *Nymphoides indica*.

Grupo 12 (2 espécies) – espécies anfíbias, de caules prostrados, e raiz pivotante. Se reproduzem sexualmente por sementes, dispersas por autocoria. Os representantes desse grupo são espécies da família Plantaginaceae: *Bacopa arenaria* e Asteaceae: *Eclipta prostrata*.

Grupo 13 (1 espécie) – espécie emergente, de caule prostrado, folha herbácea, e raiz fasciculada. Se reproduz sexualmente por sementes, dispersas por autocoria. A arquitetura

floral é em forma de espádice. Representado por uma espécie da família Commelianaceae: *Commelina sp.*

Grupo 14 (3 espécies) – espécies flutuantes fixas, de caules prostrados e raiz fasciculada. Todas se reproduzem sexualmente por sementes e 2 se reproduzem assexuadamente por rizoma, dispersas por autocoria e hidrocoria. A arquitetura floral dessas espécies se resume a uma espiga. Seus representantes pertencem a família Pontederiaceae: *Eichhornia azurea* e *Eichhornia diversifolia* e uma espécie da família Poaceae: *Paspalum repens*.

As características funcionais mais representativas na assembleia foram: Forma biológica do tipo emergente com 43% e anfíbias 19% do total de espécies amostradas; caules eretos 62%; folha de consistência membranácea 40% e coriácea 34%; raiz fasciculada 77%; reprodução por semente 96%, rizoma 68%, estolho 32%, tubérculo 15% e fragmentação 15%; inflorescência em espiga com 45%; e todas as formas de dispersão analisadas apresentaram valores bastante relevantes, autocoria 87%, anemocoria 43%, zoocoria 43% e hidrocoria com 36 %.

4. DISCUSSÃO

A grande representatividade da família Cyperaceae em relação ao número de táxons registrados pode ser explicado pelo fato dessa família ser numerosa, com aproximadamente 4.350 espécies distribuídas em 98 gêneros (SOLTIS et. al.,2005), ser perene, cosmopolita e suas características morfoanatômicas promovem a ocupação eficiente de ambientes aquáticos, mostrando ser altamente adaptada a sobreviver em ambientes alagados e secos (BOVE et. al., 2003; ROCHA; MARTINS, 2011). Tal resultado também foi registrado por Cervi et. al. (2009), Pereira et. al. (2012), Macedo et. al. (2015).

Um ponto que merece destaque é que as espécies dentro de um grupo são definidas por Laureto, Cianciaruso e Samia (2015) como funcionalmente semelhantes, desempenhando papéis similares nos processos do ecossistema, como visto no grupo 2, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12 e 14. Walker (1995) revela que a existência de várias espécies dentro de um mesmo grupo funcional é um elemento importante na conservação da biodiversidade pois, caso alguma espécie sofra declínio em abundância e desempenho, por alguma condição ambiental, a equivalência funcional promove uma compensação dessa função, pela presença de outras espécies do conjunto, que não foram tão afetadas. Ainda segundo o autor, as espécies são equivalentes em relação a determinada função, mas é importante enfatizar que elas não são as mesmas em todos os aspectos, pois podem diferir em suas adaptações ambientais.

Ao analisar o dendrograma percebe-se que o atributo mais importante para a distribuição das espécies em grupos funcionais corresponde a forma biológica. No que se refere a morfologia, a classificação de plantas aquáticas está relacionada a posição que esses vegetais ocupam nas zonas úmidas (PEDRALLI, 1990), cuja características contribuem de forma diferenciada no funcionamento do ecossistema (BOWDEN; GLIME; RIIS, 2017).

Macrófitas submersas (grupo 1, 2, 5 e 6) estão intimamente ligadas ao aumento da transparência da água, pela diminuição da ressuspensão de sedimentos e liberação de substâncias aleopáticas tóxicas para o crescimento algal (SCHEFFER et. al., 1993). Atuam na renovação de nutrientes e matéria orgânica e fornece abrigo, alimento e local de desova para uma variedade de animais aquáticos (HILT, 2010); em espécies flutuantes (grupo 3, 4, 11 e 14) a barreira formada pela densa cobertura vegetal diminui os efeitos do vento (SALATI, 2009) e sombreia a coluna d'água proporcionando um habitat com temperatura mais amena imprescindível para a sobrevivência de espécies sensíveis às altas taxas da radiação solar (RAI, 2009). Essas espécies particularmente as do grupo 3 e 4 apresentam uma alta exigência nutricional, que as fazem absorver grandes quantidades de nutrientes como o fósforo e nitrogênio, que são facilmente incorporados à sua biomassa, e como consequência dessa ação atuam ativamente na despoluição hídrica (POTT; POTT, 2002; CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003). As espécies emergentes presentes (grupo 9, 10 13, e parte das espécies do grupo 8), faz que grande parte do oxigênio produzido seja liberado para fora da água, no entanto uma pequena parcela ainda pode sair pela raiz, que por sua penetração profunda, dependendo da espécie, cria condições de oxidação nos sedimentos e favorece o crescimento de bactérias nitrificadoras (SALATI, 2009). Espécies anfíbias (grupo 7, parte das espécies do grupo 8 e do grupo 12), possuem nichos mais largos, e devido à plasticidade morfológica interna e externa (CATIAN et. al., 2018), permanecem ativas tanto dentro como fora da água, desencadeando o surgimento de diferentes formas foliares que disponibiliza oxigênio naturalmente para dois ambientes a qualquer momento (MABERLY; SPENCE, 1989).

Quanto à consistência da folha, as lâminas foliares com textura membranácea foi a mais bem representada (grupo 6, 7, 10, 11) seguida da consistência coriácea (grupo 5, 7 e 8). Folhas membranáceas, delgadas e flexíveis, aumentam a aquisição de CO₂ na água (VANDERHAEGHE, 2012) e constituem uma adaptação para as plantas aquáticas suportarem turbulências e oscilações, evitando o rompimento ou dilaceração desse órgão (SCREMIN-DIAS, 1999). Por outro lado, folhas de consistência coriácea, espessas e rígidas, evitam a perda de água, frequentemente encontrada em plantas sujeitas a períodos mais secos.

Considerada vantajosa para as plantas que se encontram dispostas verticalmente acima da lâmina d'água, como as emergentes e algumas anfíbias (SCREMIN-DIAS, 1999; BOEGER; WISNIEWSKI, 2003).

Entre as várias interações na coluna d'água, a competição pela luz também é um fator importante na estruturação e dinâmica das comunidades, onde o sombreamento é ecologicamente significativo (SIGEE, 2004; BARRAT-SEGRETAIN, 1996). Diante de diferentes cenários de disponibilidade de luz, as plantas podem adotar formas de crescimento ereto (vertical) ou prostrado (horizontal). A posição vertical de um vegetal é uma condição importante quando se considera a luz, pois promove um domínio competitivo, (GRUNTMAN, 2017) com isso plantas aquáticas com caules eretos (grupo 5, 6, 7, 8, 9), expõem melhor suas folhas a luz solar, exibem claramente suas inflorescências e são capazes de sombrear outras plantas, mas também estão expostas ao stress mecânico provocado pelo vento e pelas ondas (McCREARY, 1991; HENRY; THOMAS, 2002). Como forma alternativa, as plantas com crescimento prostrado, observado nos grupos 2, 3, 4, 10, 11, 12, 13 e 14, podem melhorar a interceptação de luz e minimizar as interações competitivas (GRUNTMAN, 2017). Frequentemente estende-se sobre a superfície da água e geralmente inclui espécies com tecidos especializados, que atuam na proteção contra uma série de fatores prejudiciais, e também como forma de propagação vegetativa, sugerindo que hastes rastejantes parecem ter maior afinidade com habitats aquáticos (GRACE, 1993).

Ainda sobre a crescimento vertical e horizontal do caule, convém ressaltar, que os tecidos de sustentação em macrófitas aquáticas foram reduzidos, especialmente nas espécies flutuantes e submersas (ESTEVES, 1998). A pressão da água e o tecido parenquimatoso (aerênquima) assumem o papel de sustentação, mantendo-as na posição vertical (GRACE, 1993; GRUTMAN et. al., 2017). Espécies flutuantes (grupo 3 e 4) por sua posição na interface aquática, têm primazia pela luz. Se espalham rapidamente e formam uma espessa cobertura vegetal (SCHEFFER et. al., 2003), causando o sombreamento de espécies submersas, que conseqüentemente podem reduzir sua diversidade, selecionando espécies mais tolerantes (JANES; EATON; HARDWICK, 1996).

Ao considerar a arquitetura da raiz, o sistema radicular típico de plantas aquáticas é do tipo fasciculado (SCULTHORPE, 1967), como constatado pelos resultados. Esse sistema mostra-se mais adaptado a ambientes úmidos (HUANG et. al., 2018), pois apresenta estruturas que aumentam a chances de sobrevivência desses vegetais em diferentes situações. Como por exemplo, a presença de um amplo tecido parenquimatoso, com um grande volume de espaços

intercelulares (GREEN, 2010) que assegura a fluabilidade desses vegetais na coluna d'água, proporciona maior eficiência nas trocas gasosas e impede a anoxia dos tecidos (STEFFENS; RASMUSSEN, 2016; PERETO et. al., 2016; SANTANA; CATIAN; SCREMIN-DIAS, 2019).

Outro ponto que merece destaque, e é confirmado por Steffens e Rasmussen (2016), ao afirmarem que raízes fasciculadas apresentam diferentes respostas fisiológicas quando submetidas a baixos níveis nutricionais, essas raízes aumentam a expressão de genes específicos, que promovem ajustes morfológicos e maximizam a capacidade de absorção de nutrientes. Ajustes morfológicos no sistema radicular são frequentes em espécies de zonas úmidas com sazonalidade hídrica (SANTANA; CATIAN; SCREMIN-DIAS, 2019), trabalhos como o de Rich, Ludwig e Colmer (2012), Huang et. al. (2018), Zhang et. al. (2015), atestam a funcionalidade de raízes adventícias ao confirmar sua indução em espécies de plantas aquáticas submetidas a condições de estresse biótico e abiótico.

Espécies de macrófitas aquáticas com ausência raiz verdadeira, como as utriculárias do grupo 2, possuem utrículos que proporcionam um hábito carnívoro, suprimindo a deficiência de nutrientes, principalmente nitrogênio, que capta da digestão de suas presas, que geralmente consistem em microscrustáceos, alevinos e larvas aquáticas (TAYLOR, 1989; POTT; POTT, 2000; BÁRTA et. al., 2015).

Sobre os tipos de reprodução, a reprodução assexuada foi dominante entre os grupos. Uma explicação para esse fato é a existência de mais espécies monocotiledôneas do que dicotiledôneas, visto que em monocotiledôneas o crescimento vegetativo tem alta incidência, principalmente através de rizomas (CRONK; FENNESSY, 2001). A característica compartilhada por todos os meios de reprodução vegetativa certamente está baseada no aumento numérico, porém as diferentes formas de reprodução se diferenciam quanto a capacidade competitiva, persistência, ancoragem e dispersabilidade, importantes para espécies de ambientes aquáticos (GRACE, 1993).

A presença de estruturas subterrâneas como rizomas presente em espécies de diferentes formas biológicas (grupo 3, 7, 8, 9, 10 e 14), estruturas tuberosas (presente em algumas espécies do grupo 8 e 9) e bulbosas (grupo 7), podem ser utilizadas pelas plantas na defesa contra a herbivoria, fortes movimentações da água que podem arrancá-las, do pisoteio por aves aquáticas, dos danos físicos causados por barcos de pesca, das altas temperaturas, e da dessecação (BARRAT-SEGRETAIN; AMOROS 1995). Estruturas subterrâneas atuam sobretudo em processos de ancoragem, proteção, perenização e armazenamento de carboidratos, que podem favorecer a persistência dessas plantas na assembleia, mesmo que

suas partes aéreas sejam arrancadas ou deterioradas por alguma razão. Já os estolhos (grupo 2, 4, e algumas espécies do grupo 8 e 9), parecem ter funções intermediárias (GRACE, 1993; CRONK; FENNESSY, 2001).

Espécies bulbosas e tuberosas produzem um número muito pequeno de propágulos vegetativos, com alto custo para alocar recursos em cada propágulo (GRACE, 1993). Em relação a dispersabilidade, Cronk e Fennessy (2001) destacam a baixa capacidade de dispersão de plantas com essas estruturas ao compará-las com outros tipos de reprodução clonal como a fragmentação, por exemplo.

A fragmentação está presente principalmente em plantas submersas (grupo 1 e 5) e flutuantes (grupo 3) (GRACE, 1993). Essas espécies possuem rápida taxa de colonização, alto potencial numérico, alta dispersabilidade, sendo facilmente transportadas para diferentes locais e longas distâncias, aderidas aos corpos de animais aquáticos ou nas diferentes estruturas das embarcações (CRONK; FENNESSY, 2001).

Outro aspecto relevante diz respeito aos grupos 1 e 3, identificados como os únicos que não se reproduzem por sementes, mas sim por meio de esporos. Os esporos como um método de reprodução sexual, são estruturas altamente resistentes à seca, e sua produção ocorre quando o crescimento clonal é desfavorável, muitos esporos podem permanecer inativos em períodos de stress, podendo germinar em condições adequadas, com isso, esses dois grupos são caracterizados por alta capacidade de sobrevivência (PARKER, 2001; COELHO, 2005; MEDEIROS, 2015). Ao analisar os grupos em questão, percebe-se uma flexibilidade reprodutiva, pois além de se reproduzir sexualmente por esporos, o grupo 3 também se reproduz assexuadamente por rizoma e fragmentação, assim como o grupo 1, que se reproduz por esporos e assexuadamente por fragmentação. Embora presente em um ambiente com abundância de água, Coelho (2005) através de suas observações e evidências experimentais afirma que espécies como a encontrada no grupo 3, ao sofrerem altas taxas de evapotranspiração, devido a altas temperaturas e períodos secos, é induzida a se reproduzir mais intensamente por esporos do que por meios vegetativos.

De acordo com Coelho (2005), ambientes aquáticos permanentes, como o Reservatório Luís Eduardo Magalhães, as populações são mantidas pelo crescimento clonal. No entanto, vários dos grupos formados no presente estudo, como o grupo 2, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, podem se reproduzir tanto assexuadamente quanto sexualmente. A maioria das plantas podem ser capazes de se reproduzir das duas formas, porém o equilíbrio entre os dois modos reprodutivos pode diferir dentro e entre as espécies, e de acordo com as condições ambientais (ZHANG, 2007; COELHO, 2005). Desse modo, a variedade de opções reprodutivas oferece a esses

grupos a oportunidade de persistirem tanto em habitats de águas permanentes, quanto em habitats de água temporários (BROCK, 1991).

A adaptação dos sistemas reprodutivos sexuais das angiospermas ao ambiente aquático, representou um processo de transição evolutivo bastante árduo, com o surgimento de estruturas altamente modificadas e complexas, no entanto, essas plantas mantiveram os sistemas florais aéreos das plantas terrestres (PHILBRICK; LES 1996). Em relação ao tipo de inflorescência, percebe-se que o grupo 8 apresenta a maior variedade em arquiteturas florais (espiga, racemo, panícula, umbela, capítulo e corimbo), seguido do grupo 9 (espiga, umbela, racemo e espádice) enquanto os outros grupos têm organizações florais em forma de espiga ou em flor solitária. Os grupos com variedade de tipos de inflorescência possibilitam a interação com diferentes vetores de polinização, seja pela água, pelo vento ou por animais (STUEFER et. al., 2002).

Em última análise, a dispersão de propágulos é vista como um dos principais requisitos que garante o sucesso de uma espécie e governa sua distribuição em um determinado ambiente (BAKER, 1972). De acordo com Barrat-Segretain, (1996), grupos como o 1, 2, 4, 5 e 7, que tem suas espécies dispersas por zoocoria, dispõe de uma variedade de animais que contribuem para a dispersão de seus propágulos, mas os maiores relatos se concentram em aves aquáticas desempenhando essa função. Grupos como o 1, 3, 5 e 14 que tem hidrocoria, como forma de dispersão, podem apresentar mecanismos que garantem a flutuabilidade dos diásporos por dias ou semanas, transportando-os para locais bem distantes. Ainda segundo o autor, a anemocoria bem representada nos grupos 2, 5, 8 e 9, mostra-se importante para a dispersão dos diásporos, mas não é tão interessante para plantas aquáticas, pois há grandes chances de os propágulos serem lançados para áreas terrestres impossibilitando seu desenvolvimento. Logo, percebe-se que o potencial de dispersão variou entre os grupos funcionais, e aqueles que apresentam hidrocoria e zoocoria, tem maior potencial de distribuição, em relação aos demais.

Diante do exposto acima, verifica-se claramente a preeminência dos atributos funcionais na montagem e composição das assembleias de macrófitas aquáticas. Tornando-se claro que ao identificar as relações funcionais compartilhadas pelas espécies é possível compreender melhor o que funcionamento do ecossistema, e como a variação das características das espécies influenciam nesse funcionamento. Portanto, os agrupamentos formados mostraram-se coesos, sugerindo que o uso de dendrogramas funcionais parecem ser uma boa maneira de inferir a diversidade funcional de uma assembleia.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados neste estudo permitem concluir que informações dessa natureza contribuem grandemente para o avanço no conhecimento acerca de macrófitas aquáticas, pois através do estudo das características funcionais das espécies é possível entender os processos de montagem de uma assembleia e como se dá o seu funcionamento.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARBOSA, M. V. M; KOBAYASHI, J. T; PELICICE, F. M. Morphometric and biotic variables as potential predictors of *Ludwigia sedoides* (Humb. & Bonpl.) Hara in a large Amazonian reservoir. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v. 50, n. 2 p. 163–171, 2014.
- BÁRTA, J; STONE, J. D; PECH, J; SIROVÁ, D; ADAMEC, L; CAMPBELL, M. A; STORCHOVÁ, H. The transcriptome of *Utricularia vulgaris*, a rootless plant with minimalist genome, reveals extreme alternative splicing and only moderate sequence similarity with *Utricularia gibba*. **BMC Plant Biology**, v. 15, n. 78, p 1-14, 2015.
- BAKER, H. G. Seed Weight in Relation to Environmental Conditions in California. **Wiley on behalf of the Ecological Society of America**, v. 53, n. 6, p. 997-1010, 1972.
- BARRAT - SEGRETAIN, M. H; AMOROS, C. Influence of flood timing on the recovery of macrophytes in a former river channel. **Hydrologia**, v. 316, p 91-101, Dez. 1995.
- BARRAT - SEGRETAIN, M. H. Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: A review. **Vegetatio**, v. 123, p. 13-37, Mar.1996.
- BOEGER, M. R. T; WISNIEWSKI, C. Comparação da morfologia foliar de espécies arbóreas de três estádios sucessionais distintos de floresta ombrófila densa (Floresta Atlântica) no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, n.1, p.61-72, mar. 2003.
- BOVE, C. P; GIL, A. S. B; MOREIRA, C. B; ANJOS, R. F. B. Hidrófitas fanerogâmicas de ecossistemas aquáticos temporários da Planície Costeira do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v. 17, n. 1, p. 119-135, 2003.
- BOWDEN, W. B.; GLIME, J. M; RIIS, T. Macrophytes and Bryophytes, IN: HAUER, F. R; LAMBERTI, G. A. **Methods in Stream Ecology**, 3 ed, Ecosystem Structure, 2017, p. 243-271.
- BRIDSON, D; FORMAN, L. **International Herbarium Handbook**, 3 ed., Royal Botanic Gardens, Kew, 334 p, 1998.

BROCK, M. A. Mechanisms for maintaining persistente populations of *Myriophyllum variifolium* J. Hooker in a fluctuating shallow Australian lake. **Aquatic Botany**, v. 39, p. 211-219, 1991.

CAMARGO, A. F. M; PEZZATO, M. M; HENRY-SILVA, G. G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003.

CATIAN, G; SILVA, D. M; SÚAREZ, Y. R; SCREMIN-DIAS, E. Effects of Flood Pulse Dynamics on Functional Diversity of Macrophyte Communities in the Pantanal Wetland. **Wetlands**, v. 38, n. 5, 2018.

CERVI, A. C; BONA, C; MOÇO, M. C. C; LINSINGEN, L. V. Macrófitas aquáticas do Município de general Carneiro, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 9, p. 1-8, 2009.

COELHO, F. F; LOPES, F. S; SPERBER, C. F. Persistence strategy of *Salvinia auriculata* Aublet in temporary ponds of Southern Pantanal, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 81, n. 4, p. 343–352, 2005.

CHMARA, R; SZMEJA, J; ULRICH, W. Patterns of abundance and co-occurrence in aquatic plant communities. **Ecological Research**, v. 28, n. 3 p. 387–395, Jan. 2013.

CRONK, J. K; FENNESSY, M. S. **Wetland Plants: Biology and Ecology**. Boca Raton: CRC Press. 2001, 482 p.

DRAY, S.; DUFOUR, A. B. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. **Journal of Statistical Software.**, v. 22, n. 4, p. 1–20, 2007.

ESTEVEVES, F. A; CAMARGO, A. F.M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 1, n. 1, p. 273-298, 1986.

ESTEVEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro, RJ: Interciência/FINEP. 1998. 575 p.

FARIAS, D. L. S. **Regras de montagem de comunidades vegetais em uma Área alagada costeira no Nordeste Brasileiro**. 2014. 53 f. Dissertação (Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal do Ceará, Ceará. 2014.

FITTER, A. H; STICKLAND, T. R; HARVEY, M. L; WILSON, G. W. Architectural analysis of plant root systems Architectural correlates of exploitation efficiency. **New Phytologist**, v. 118, n. 3, p. 375-382, Jul. 1991.

FU, H; ZHONG, J; YUAN, G; NI, L; XIE, P; CAO, T. Functional traits composition predict macrophytes community productivity along a water depth gradient in a freshwater lake. **Ecology and Evolution**, v. 4, n. 9, p. 1516–1523, Maio. 2014.

FRIEDMAN, J; HARDER, L.D. Functional associations of floret and inflorescence traits among grass species. **American Journal of Botany**, v. 92, n. 11, p. 1862–1870, 2005.

GOTZENBERGER, L; BELLO, F; BRATHEN, K.A; DAVISON, J; DUBUIS, A; GUIBAN, A; LEPS, J; LINDBORG, R; MOORA, M; PARTEL, M; PELLISSIER, L; POTTIER, L; VITTOZ, P; ZOBEL, K. Ecological assembly rules in plant communities: approaches, patterns and prospects. **Biological Reviews**, v. 87, n. 1, p. 111-127, Fev. 2012.

GRACE, J.B. The adaptive significance of clonal reproduction in angiosperms: an aquatic perspective. **Aquatic Botany**, v. 44, p. 159-180, 1993.

GRANT, V. Modes and origins of mechanical and ethological isolation in angiosperms. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. v. 91, n. 1, p. 3-10, Jan. 1994.

GREEN, W. A. The function of the aerenchyma in arborescent lycopsids: evidence of an unfamiliar metabolic strategy. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 27, n. 1692, Mar. 2010.

GRUNTMAN, M; GROB, D; MÁJEKOVÁ, M; TIELBÖRGER, K. Decision-making in plants under competition. **Nature Communications**, v. 8, n. 2235, p 1-8, Dez. 2017.

HAYNES, R.R. Techniques for collecting aquatic and marsh plants. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 71, p. 229-231, 1984.

HENRY, H.A. E THOMAS, S.C. Interactive effects of lateral shade and wind on stem allometry, biomass allocation, and mechanical stability in *Abutilon theophrasti* (Malvaceae). **American Journal of Botany**, v. 89, n. 10 p.1609-1615, Out. 2002.

HILT, S. Can Submerged Macrophytes Influence Turbidity and Trophic State in Deep Lakes? Suggestions from a Case Study. **Journal of Environmental Quality**, v. 39, n. 2, 2010.

HUANG, X; WANG, L; GUAN, X; GAO, Y; LIU, C; YU, D. The root structures of 21 aquatic plants in a macrophyte-dominated lake in China. **Journal of Plant Ecology**, v. 11, n. 1, p. 39–46, Fev. 2018.

JANES, R. A; EATON, J. W; HARDWICK, K. The effects of floating mats of *Azolla filiculoides* Lam. and *Lemna minuta* Kunth on the growth of submerged macrophytes. **Hydrobiologia**, v. 340, n. 3 p. 23-26, 1996.

KEMBEL, S. W; COWAN, P. D ; HELMUS, M. R ; CORNWELL, W. K ; MORLON, H ; ACKERLY, D. D ; Blomberg, S. P ; Webb, Campbell O . Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. **Bioinformatics**, v. 26, n. 11, p. 1463–1464, 2010.

LAURETO, L. M. O; CIANCIARUSO, M. V; SAMIA, D. S. M. Functional diversity: an overview of its history and applicability. **Brazilian Journal of Nature Conservation**, v. 13, n. 2 p. 112–116, 2015.

LOLIS, S. F. **Macrófitas aquáticas do reservatório Luís Eduardo Magalhães - Lajeado - Tocantins: biomassa, composição da comunidade e riqueza de espécies**. 2008. 93 f. Tese

(Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Biologia, Maringá.

LOLIS, S.F; THOMAZ, S. M. Monitoramento da composição específica da comunidade de macrófitas aquáticas no Reservatório Luis Eduardo Magalhães. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 29, n. 2, p. 247-258, 2011.

MACEDO, C. C. L; Rodrigues, M. E. F; Hirata, R. T; Cardoso-Silva, S; Moschini-Carlos, V; Pompêo, M. Levantamento de macrófitas aquáticas no Reservatório Paiva Castro, Mairiporã, São Paulo. IN: POMPÊO, M; MOSCHINI-CARLOS, V; NISHIMURA, P. Y; SILVA, S. C; DOVAL, J. C. L. (Orgs.) **Ecologia de reservatórios e interfaces**, São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.

MABERLY, S.C; SPENCE, D.H.N. Photosynthesis and photorespiration in freshwater organisms: amphibious plants. **Aquatic Botany**, v. 34, n. 3, p. 267-286, Jul. 1989.

MEDEIROS, J. C. C; COELHO, F. F; TEIXEIRA, E. Biomass allocation and nutrients balance related to the concentration of Nitrogen and Phosphorus in *Salvinia auriculata* (Salviniaceae). **Brazilian Journal of Biology**. v.76, n.2, Mar. 2016.

McCREARY, N. J. Competition as a mechanism of submersed macrophyte community structure. **Aquatic Botany**, v. 41, n. 1-3, p. 177-193, 1991.

MONÇÃO, F. S; SANTOS, A. M; BINI, L. M. Aquatic macrophyte traits and habitat utilization in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 102, p. 50–55, Out. 2012.

NOLETO, E. V. BARBOSA, M. V. M; PELICICE, F. M. Distribution of aquatic macrophytes along depth gradients in Lajeado Reservoir, Tocantins River, Brazil. Original Article. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, 2019.

PAIVA, M. P. **Grandes represas do Brasil**. Brasília: Editerra, 1982. 292 p.

PARADIS, E.; CLAUDE, J.; STRIMMER, K. APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. **Bioinformatics**, v. 20, n. 289–290, 2004.

PARENTE, T. G; MIRANDA, C. M. Impactos socioculturais e gênero nos reassentamentos da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães – TO. **Varia História**, Belo Horizonte, v. 30, n. 53, p.557-570, ago. 2014.

PARKER, J. Spores. In: BRENNER, S; MILLER, J. H. **Encyclopedia of Genetics**. Academic Press p. 1882-1883, 2001. Disponível em< <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B0122270800012313>> Acesso em: 03 de Janeiro de 2020.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas: técnicas e métodos de estudos. **Estudos de Biologia**, v. 26, p. 5-24, 1990

PEREIRA, S. A. C. R.; TRINDADE, T. C. R.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Aquatic macrophytes of six subtropical shallow lakes, Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brazil. **Check List**, v. 8, n.2, p. 187-191, 2012.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas: técnicas e métodos de estudos. **Estudos de Biologia**, v. 26, p. 5-24, 1990

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; GARNIER, E.; LAVOREL, S.; POORTER, H.; JAUREGUIBERRY, P.; BRET-HARTE, M. S.; CORNWELL, W. K.; CRAINE, J. M.; GURVICH, D. E.; URCELAY, C.; VENEKLAAS, E. J.; REICH, P. B.; POORTER, L.; WRIGHT, I. J.; RAY, P. ENRICO, L. PAUSAS, J. G.; DE VOS, A. C.; BUCHMANN, N.; FUNES, G.; QUÉTIER, F.; HODGSON, J. G.; THOMPSON, K.; MORGAN, H. D.; TER STEEGE, H.; VAN DER HEIJDEN, M. G. A.; SACK, L. BLONDER, B.; POSCHLOD, P.; VAIERETTI, M. V.; CONTI, G.; STAYER, A. C.; AQUINO, S.; CORNELISSEN, J. H. C. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, p. 167–234, 2013.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, n. 3 p. 402–411, 2002.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Dendrograms and measuring functional diversity. **Oikos**, v. 116, n. 8, p. 1422-1426, Ago. 2007.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Dendrograms and measures of functional diversity: a second instalment. **Oikos**, v.118, n. 7, 1118-1120, Jul, 2009.

PETCHEY, O. L.; O’GORMAN, E. J.; FLYN, F.B. A functional guide to functional diversity measures. In: NAEEM, S.; BUNKER, D.E.; HECTOR, A. LOREAU, M.

PERRINGS. **Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: Na Ecological and Economic Perspective**. Oxford University Press, p. 384, Jul. 2009.

POTT, V.J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa-SPI, 256 p. 2000, p. 404.

POTT, V. J; POTT, A. **Potencial de Uso de Plantas Aquáticas na Despoluição da Água**, Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, Dez, 2002. 25 p.

POMPÊO, M.L.M; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perífiton: aspectos ecológicos e metodológicos**. Rima, São Carlos. 2003

PHILBRICK, C. T; LES, D. H. Evolution of Aquatic Angiosperm Reproductive Systems What is the balance between sexual and asexual reproduction in aquatic angiosperms. **BioScience** v. 46, n. 11, Dez. 1996.

RAI, P. K. Heavy Metal Phytoremediation from Aquatic Ecosystems with Special Reference to Macrophytes. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 9, p. 697–753, 2009.

RICH, S. M; LUDWIG, M; COLMER, T. D. Aquatic adventitious root development in partially and completely submerged wetland plants *Cotula coronopifolia* and *Meionectes brownii*. **Annals of Botany**, v. 110, n. 2, p. 405–414, 2012.

ROCHA, C. D; MARTINS, D. Adaptações morfoanatômicas de Cyperaceae ao ambiente aquático. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 29, n. 1, p. 7-15, 2011.

SANTANA, M. A. C; CATIAN, G; SCREMIN-DIAS, G. C. 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.

SALATI, E; SALATI, E. FILHO, SALATI, E. **Utilização de sistemas de Wetlands construídas para tratamento de águas**. Instituto Terramax - Consultoria e Projetos Ambientais, Relatório técnico. São Paulo, p. 23, 2009.

SIGEE, D.C. **Freshwater Microbiology: Biodiversity and Dynamic Interactions of Microorganisms in the Aquatic Environment**. Manchester: John Wiley & Sons, Dez. 2004, 544p.

SILVA, D. S.; CUNHA-SANTINO, M. B; MARQUES, E. E; BIANCHINI JR, I. The decomposition of aquatic macrophytes: bioassays versus in situ experiments. **Hydrobiologia**, v. 665, n. 1, p. 219–227, 2011.

SOLTIS, D. E.; SOLTIS, P. S.; ENDRESS, P. K; CHASE M. W. **Phylogeny and evolution of Angiosperms**. Sunderland: Sinauer Associates, 2005. 370 p.

SCHNEIDER, B; CUNHA, E. R; MARCHESE, M; THOMAZ, S. M. Associations between Macrophyte Life Forms and Environmental and Morphometric Factors in a Large Sub-tropical Floodplain. **Frontiers in Plant Science**. v. 9. p. 1-10, Fev. 2018.

SCULTHORPE C.D; MARTIN'S, S.T. **The biology of aquatic vascular plants**. Eduard Arnold, London, p 610, 1967.

SCREMIN-DIAS, E. O retorno à origem aquática. In: SCREMIN-DIAS, E., POTT, V.J;; HORA, R.C; SOUZA, P.R. **Nos Jardins Submersos da Bodoquena: guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito**. Campo Grande: UFMS. p. 25-41 1999.

SNEATH, R. R. SOKAL, W. H. FREEMAN. Numerical Taxonomy. The Principles and Practice of Numerical Classification. **Systematic Zoology**, v. 24, n. 2, p. 263-268, Jun., 1975.

SCHEFFER, M; HOSPER, S. H; MEIJER, M. L; MOSS, B; JEPPESEN, E. Alternative equilibria in shallow lakes. **Trends in Ecology e evolution**, v. 8, n. 8, p. 275–279. 1993.

SCHEFFER, M; SZABÓ, S; GRAGNANI, A; VAN NES, E. H; RINALDI, S; KAUTSKY N; NORBERG, J; ROJACKERS, R. M. M; FRANKEN, R. J. M. Floating plant dominance as a stable state. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 100, n. 7, Abr. 2003.

SCULTHORPE, C.D, **The Biology of Aquatic Vascular Plants**. London: Edward Arnold, 1967, 610 p.

STEFFENS, B; RASMUSSEN, A. The Physiology of Adventitious Roots. **Plant Physiology**, February, v. 170, n. 2, p. 603–617, 2016.

STUEFER, J. F; ERSCHBAMER, B; HUBER, H; SUZUKI, J. I. The ecology and evolutionary biology of clonal plants: an introduction to the proceedings of Clone-2000. **Evolutionary Ecology**, v. 15, p. 223–230, 2002.

TAYLOR, P. **The genus Utricularia: a taxonomia monograph**. London: Her Majesty's Stationery Office, Nov. 1989, 736 p.

THEEL, H. J; DIBBLE, E. D; MADSEN, J. D. Differential influence of a monotypic and diverse native aquatic plant bed on a macroinvertebrate assemblage; an experimental implication of exotic plant induced habitat. **Hydrobiologia**, v. 600, n. 1, p. 77–87, 2008.

VILLÉGER, S; MASON, N. W. H; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in Functional Ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, Ago. 2008.

VANDERHAEGHE, F. **Nicho theory and competitive, interactions in na amphibious plant community of West-European softwater lakes**. Belgium: Research Institute for Nature and Forest. Nov. 2012, 240 p.

VIOLLE, C., NAVAS, M.L., VILE, D., KAZAKOU, E., FORTUNEL, C., HUMMEL, I., GARNIER, E., 2007. Let the concept of trait be functional. **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882-892, Maio. 2007.

WALKER, B. Conserving Biological Diversity through Ecosystem Resilience. **Conservation Biology**, v. 9, N.4, p. 747-752, Ago. 1995.

WILLBY, N.J; ABERNETHY, V. J; DEMARS, B. O. L. Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. **Freshwater Biology**, v. 43, n. 1, p. 43–74, 2000.

ZERVAS, D; TSIAOUSSI, V; KALLIMANIS, A. S. ; DIMOPOULOS, P; TSIRIPIDIS, I. Exploring the relationships between aquatic macrophyte functional traits and anthropogenic pressures in freshwater lakes. **Acta Oecologica**, v. 99, p 1-14, 2019.

ZHANG, Y; ZHANG, D. Asexual and sexual reproductive strategies in clonal plants. **Frontiers of Biology in China**, v. 2, n. 3, p. 256–262, 2007.

ZHANG, Q; VISSER, E. J. W; KROON, H; HUBER, H. Life cycle stage and water depth affect flooding-induced adventitious root formation in the terrestrial species *Solanum dulcamara*. **Annals of Botany**, v. 116, n. 2, p. 279–290, 2015.

APÊNDICE 1- Lista de espécies de macrófitas aquáticas do reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães, TO.

Espécie	Código da espécie
<i>Apalanthe granatensis</i> (Humb & Bonpl.) Planch.	APAGR
<i>Bacopa arenaria</i> (J.A. Schmidt) Edwal	BACAR
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B. Clarke	BULCA
<i>Cabomba furcata</i> Schult. & Schult.	CABFU
<i>Chara guairensis</i> R. Bicudo	CHAGU
<i>Commelina</i> sp	COMSP
<i>Cyperus digitatus</i> Roxb.	CYPDI
<i>Cyperus esculentus</i> L.	CYPES
<i>Cyperus gardneri</i> Nees	CYPGA
<i>Cyperus giganteus</i> Vahl.	CYPGI
<i>Cyperus haspan</i> L.	CYPHA
<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz	CYPLU
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	CYPSU
<i>Echinodorus longipetalus</i> Micheli	ECHLO
<i>Echinodorus paniculatus</i> Micheli	ECHPA
<i>Echinodorus tenellus</i> (Mart.) Buch.	ECHTE
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	ECLPR
<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth.	EICAZ
<i>Eichhornia crassipes</i> (Sw.) Kunth.	EICCR
<i>Eichhornia diversifolia</i> (Vahl) Urb.	EICDI
<i>Eleocharis filiculmis</i> Kunth	ELEFI
<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	ELEIN
<i>Eleocharis minima</i> Kunth	ELEMI
<i>Eleocharis sellowiana</i> Kunth	ELESE
<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl.	FIMDI
<i>Fuirena umbellata</i> Rottb.	FUIUM
<i>Limnocharis flava</i> (L.) Buch.	LIMFL
<i>Ludwigia sedoides</i> (H.B.K) Hara	LUDSE
<i>Najas guadalupensis</i> (Sprengel) Magnus	NAJGU
<i>Najas microcarpa</i> K. Schum.	NAJMI
<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze	NYMIN
<i>Oxycaryum cubense</i> (Poep. & Kunth) Lye	OXYCU
<i>Paspalum repens</i> Berg.	PASRE
<i>Pistia stratiotes</i> L.	PISST
<i>Polygonum ferrugineum</i> Wedd.	POLFE
<i>Polygonum Hydropiperoides</i> Michx.	POLHY
<i>Polygonum punctatum</i> Elliot.	POLPU
<i>Pontederia parviflora</i> Alexander	PONPA
<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	RHYCO
<i>Sagittaria guayanensis</i> H.B.K.	SAGGU
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	SALAU
<i>Urospatha sagittifolia</i> (Rudge) Schott.	UROSA

<i>Utricularia breviscapa</i> Wright ex Griseb.	UTRIBR
<i>Utricularia foliosa</i> L.	UTRFO
<i>Utricularia gibba</i> L.	UTRGI
<i>Xanthosoma striatipes</i> (Kunth & Bouché) Mad.	XANST
<i>Xyris</i> sp	XYRSP

CAPÍTULO II

Varição espaço-temporal da diversidade funcional da assembleia de macrófitas aquáticas do Reservatório da Usina hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães-TO.

RESUMO

Macrófitas aquáticas correspondem a um grupo de organismos com elevada importância ecológica, influenciando significativamente no seu funcionamento. Destacam-se por contribuir no fluxo de energia, oxigenação da água, ciclagem de nutrientes, proteção e estabilização das margens, fornecimento de plataformas físicas para nichos, locais de proteção, descanso e desova para a fauna aquática. Devido a sua influência no ambiente aquático, discussões acerca dos fatores que atuam na determinação da diversidade funcional, torna-se bastante pertinente, pois amplia o conhecimento a cerca desses vegetais, aumentando a compreensão dos mecanismos que conduzem os padrões de diversidade, úteis para subsidiar respostas bióticas às mudanças ambientais. O presente estudo teve o objetivo de analisar a variação da diversidade funcional (DF) de macrófitas aquáticas em uma escala espaço-temporal. A área de estudo corresponde a quatro tributários do reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães, no Estado do Tocantins (Areias, Mangues, Santa Luzia e Água Suja) e um trecho situado entre a região fluvial e intermediária do corpo principal do rio Tocantins, no município de Porto Nacional, em dois períodos de amostragem (T1) e (T2). Foram utilizados sete traços funcionais, e aplicado cinco índices de diversidade funcional: riqueza funcional, riqueza de grupos funcionais, equitabilidade funcional, divergência funcional e dispersão funcional. Por meio dos resultados alcançados verificou-se que entre os locais a região do Areias e TO (margem do Rio Tocantins) foram as que mais se destacaram em termos de diversidade funcional e em relação ao tempo o segundo período de coleta foi o que apresentou maior riqueza de espécies e equitabilidade funcional.

Palavras chaves: *Índices, Riqueza, Ecossistema, Tributários, Aquático.*

ABSTRACT

Aquatic macrophytes correspond to a group of organisms with high ecological importance, significantly influencing their functioning. They stand out for contributing to the flow of energy, water oxygenation, nutrient cycling, protection and stabilization of the margins, provision of physical platforms for niches, places of protection, rest and spawning for aquatic fauna. Due to its influence on the aquatic environment, discussions about the factors that act in the determination of functional diversity, become quite pertinent, since it expands the knowledge about these plants, increasing the understanding of the mechanisms that lead to diversity patterns, useful to subsidize biotic responses to environmental changes. The present study aimed to analyze the variation in the functional diversity (DF) of aquatic macrophytes on a space-time scale. The study area corresponds to four tributaries of the Luís Eduardo Magalhães Hydroelectric Plant reservoir, in the State of Tocantins (Areias, Mangues, Santa Luzia and Água Suja) and a section located between the fluvial and intermediate region of the main body of the Tocantins River, in the Porto Nacional, in two sampling periods (T1) and (T2). Seven functional traits were used, and five functional diversity indices were applied: functional wealth, wealth of functional groups, functional equitability, functional divergence and functional dispersion. Through the results achieved, it was found that among the places, the Areias and TO regions were the ones that stood out in terms of functional diversity and in relation to time, the second collection period was the one with the greatest species richness and functional equitability.

Key words: *Indexes, Wealth, Ecosystem, Tax, Aquatic.*

1. INTRODUÇÃO

A Diversidade funcional é um componente da Biodiversidade, que utiliza informações sobre as características funcionais das espécies para compreender o funcionamento do ecossistema. Tais características estão relacionadas a aptidão das espécies em explorar os recursos disponíveis no ambiente, ao potencial de dispersão e colonização, a taxa de crescimento populacional, bem como a quantidade de recursos que as espécies podem adquirir (SOBRAL; CIANCIARUSO, 2012).

Nas últimas décadas, estudos com embasamento funcional tem sido foco central em ecologia e conservação ambiental (CASSETA; SILVA; VECCHI, 2019), com uma extensa literatura (TILMAN, 2001; PETCHEY; GASTON, 2002; VILLEGER; MASON; MOUILLOT, 2008 LALIBERTÉ e LEGENDRE, 2010), e um número crescente de trabalhos publicados para diversos grupos taxonômicos (OLIVEIRA et al., 2016; DIAZ-GARCÍA, et al., 2017; LAMOTHE et al., 2018; SANTILLÁN et al., 2019). De acordo com o levantamento feito por Calaça et al., (2016), a maioria dos estudos são desenvolvidos em ecossistemas terrestres, compreendendo 68 % do total, 18% em ecossistemas de água doce e 15 % em água salgada.

Em ecossistemas aquáticos, macrófitas aquáticas correspondem a um grupo de organismos com elevada importância ecológica, influenciando significativamente no seu funcionamento (STEFANIDIS PAPASTERGIADOU, 2019). Destacam-se por contribuir no fluxo de energia, oxigenação da água, ciclagem de nutrientes, proteção e estabilização das margens, fornecimento de plataformas físicas para nichos, locais de proteção, descanso e desova para a fauna aquática (SCREMIN-DIAS et al., 1999; WETZEL, 2001; TUNDISI; TUNDISI, 2011).

Devido a sua influência no ambiente aquático, discussões acerca dos fatores que atuam na determinação da diversidade funcional, torna-se bastante pertinente, pois amplia o conhecimento a cerca desses vegetais, aumentando a compreensão dos mecanismos que conduzem os padrões de diversidade (FU et al., 2017), úteis para subsidiar respostas bióticas às mudanças ambientais (STEFANIDIS; PAPASTERGIADOU, 2019).

O reservatório Luís Eduardo Magalhães, localizado no rio Tocantins, possui uma variedade de espécies de macrófitas aquáticas, com 50 táxons registrados, compreendendo todas as formas biológicas (LOLIS; THOMAZ, 2011). Esses corpos hídricos, oferecem condições químicas e físicas ideais, para o estabelecimento de populações de macrófitas

aquáticas (PITELLI, et al., 2014). Essa variedade de formas biológicas presentes nesse reservatório provoca interesse em realizar estudos em diversidade funcional pois, a composição das características das plantas está intimamente ligada a importantes funções e processos do ecossistema (JUNKER; LARUE-KONTIĆ, 2018).

Diante do exposto acima, o objetivo desse trabalho foi analisar variações espaciais e temporais da diversidade funcional (DF) da assembleia de macrófitas aquáticas do Reservatório Luís Eduardo Magalhães. Seguindo a hipótese de que houve diferença na diversidade funcional para a escala considerada.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães (UHE Lajeado), localiza-se na bacia hidrográfica do Rio Tocantins, entre os Municípios de Miracema do Tocantins e Lajeado (Figura 1). Iniciou sua operação em abril de 2001, apresentando uma potência líquida de 900 MW, cuja construção deu origem a um grande reservatório, com uma extensão de 172 km, uma área total de 630 km², e uma (TUNDISI, 2003; INVESTCO, 2012). Da área de barragem até a montante encontram-se os tributários: Santa Luzia, Água Fria, Taquarussu Grande, São João (Palmas), Mangues, Água Suja, São João (Porto Nacional), Carmo, Areias e Crixás. (TUNDISI, 2003).

2.2 Coleta de dados

A amostragem dos dados foi realizada em dois períodos, em quatro regiões do reservatório: Ribeirão Santa Luzia, Mangues, Água Suja, Areias e um trecho intermediário da margem TO, no município de Porto Nacional (Figura 1).

O primeiro período de coleta foi realizado por Lolis (2008), que efetuou coletas bimestrais (março, maio, julho, setembro e novembro de 2005 e janeiro de 2006), foram selecionados 15 bancos de macrófitas, em cada local, e marcados por meio de coordenadas geográficas com o *Global Positioning System*- GPS, totalizando 75 pontos amostrais.

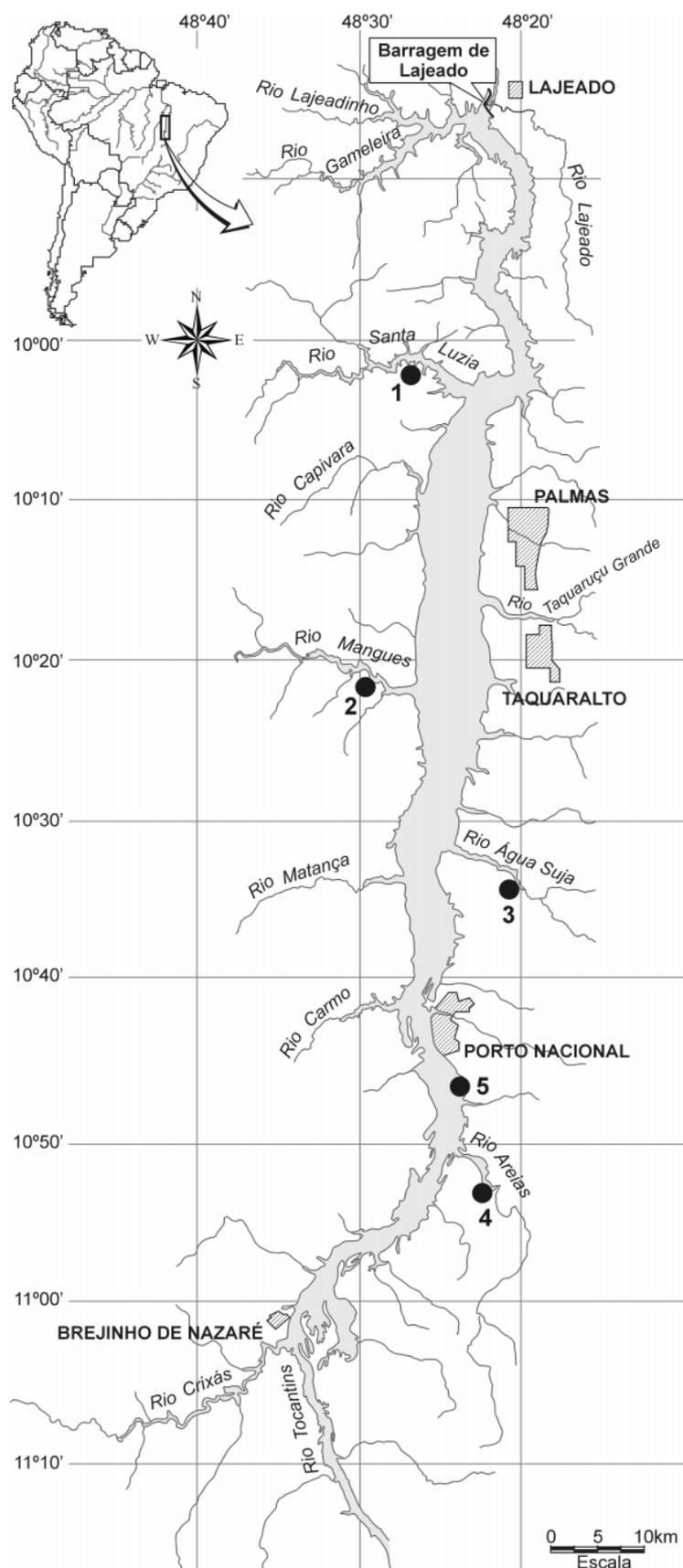


Figura 1. Reservatório Luís Eduardo Magalhães, rio Tocantins, e indicação das regiões de estudo. 1= Santa Luzia; 2= Manguês; 3= Água Suja; 4= Areias e 5= Porto Nacional (TO). (Fonte: LOLIS; THOMAZ, 2011).

Os dados do segundo período de coleta foram disponibilizados pelo Projeto P&D da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) em parceria com a Universidade Federal do Tocantins, no período de 2009 e meados de 2010. Foi realizado um trabalho de monitoramento de macrófitas aquáticas no Reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães. Neste período foram demarcados 10 bancos, em cada local, totalizando 50 pontos amostrais, realizados trimestralmente.

As espécies de macrófitas registradas foram devidamente identificadas e categorizadas em grupos ecológicos de acordo a metodologia proposta por Irgang e Gastal Jr (1996), Pedralli (1990) e Pott e Pott (2000). Quando necessário, o material botânico foi herborizado e encaminhado para o Laboratório de Taxonomia Vegetal da Universidade Federal do Tocantins, para posterior identificação, com o auxílio da bibliografia e consulta a especialistas. Sendo depositado na coleção do Herbário da Universidade Federal do Tocantins (HTO).

2.3 Traços funcionais

Para calcular a diversidade funcional dos cinco locais amostrados, foram considerados sete traços funcionais, que representam bem o papel funcional de cada espécie na assembleia, definidas conforme informações contidas em Grace (1993), Willby, Abernethy e Demars (2000), Pérez-Harguindeguy et al (2013) e Monção, Santos e Bini (2012) (Tabela 1).

Tabela 1. Traços funcionais selecionados para descrever a composição funcional da vegetação aquática do reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães.

Traço Funcional	Descrição do traço	Resposta Funcional
Forma biológica	Emergente/ Anfíbia/ Submersa fixa/ Submersa livre/ Flutuante fixa/ Flutuante livre.	¹ Adaptação ecofisiológica.
Consistência da folha	Membranácea/ Herbácea/ Carnosa/ Coriácea/Ausente.	² Flexibilidade na coluna d'água; Resistência à dilaceração; ³ Adaptação a condições de inundação ou dessecação.
Arquitetura do caule	Prostrado/ Ereto/ Ausente.	⁴ Competição por luz solar e exposição ao vento.
Arquitetura da raiz	Fasciculada/ Pivotante/ Ausente.	⁵ Eficiência na aquisição de recursos.
Reprodução	Rizoma/ Estolho/ Tubérculo/ Bulbo/ Fragmentação/Brotação/Esporo/ Semente.	⁶ Habilidade competitiva; Persistência. ⁷ Ancoragem; Dispersabilidade.

Inflorescência	Flor solitária/ Umbela/ Espádice/ Espiga/ Racemo/ Panícula/ Capítulo/ Corimbo/ Ausente.	⁶ Interação com diferentes vetores de polinização.
Síndrome de dispersão	Autocoria/ Anemocoria/ Zoocoria/ Hidrocoria.	¹ Capacidade de dispersão a diferentes distâncias.

1 (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013), 2 (SCREMIN-DIAS, 1999), 3 (ROCHA e MARTINS, 2011), 4 (HENRY; THOMAS, 2002), 5 (FITTER et al., 1991), 6 (STUEFER et al., 2002), 7 (GRACE, 1993).

As informações sobre os traços funcionais selecionados para cada espécie foram obtidas na literatura especializada.

2.4 Análise de dados

Para avaliar a diversidade funcional da assembleia de macrófitas aquáticas do Reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães, uma matriz funcional (espécies x traços funcionais) foi construída, e de acordo com as características do conjunto de dados, calculou-se uma matriz de distância, usando uma medida de dissimilaridade baseada em Gower, frequentemente utilizada em conjuntos de dados com traços mistos e valores ausentes, conforme proposto por Petchey e Gaston (2002, 2007, 2009) e Pavoine et al., (2009).

Em seguida, a matriz de distância foi submetida a uma Análise de Coordenadas Principais (*Principal Coordinates Analysis*- PCoA), um método de ordenação de dados, que converteu a matriz de distância em coordenadas principais (GOWER, 1966; GOTELLI; ELLISON, 2011), com o objetivo de representar a distribuição das espécies em um espaço funcional multidimensional, de modo que as distâncias entre as espécies, pudesse ser aproximadamente iguais às da matriz de distância (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010; GOTELLI; ELLISON, 2011). Após essa etapa, extraiu-se os autovalores relativos, para buscar o percentual de explicação dos quatro eixos gerados na PCoA.

Uma matriz de presença/ausência das espécies foi construída e utilizada em conjunto com os eixos resultantes da PCoA, para calcular os índices de Diversidade Funcional (FD) entre os locais amostrados, nos períodos 1 (T1) e 2 (T2).

Para avaliação da estrutura funcional da comunidade de foram determinados os índices de riqueza funcional (FRic – *Functional richness*), equitabilidade funcional (FEve - *Functional evenness*) e divergência funcional (FDiv - *Functional divergence*) (VILLEGER, 2008, MASON et al., 2005; MOUCHET et al., 2010), dispersão funcional (FDis - *Functional dispersion*) e Riqueza de Grupos Funcionais (FGR – *Functional groups richness*) (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010).

A riqueza de grupos funcionais (FGR) determina o número de grupos funcionais representado pelas espécies (PETCHEY; GASTON 2006), riqueza funcional (FRic) estima a

quantidade de espaço funcional preenchido pelas espécies; equitabilidade funcional (FEve) mede a uniformidade da distribuição da abundância das espécies no espaço de nicho ocupado; divergência funcional (FDiv) estima o quanto a abundância das espécies divergem em suas distâncias, em relação ao centro do espaço funcional (VILLEGER, 2008, MASON et al., 2005; MOUCHET et al., 2010) e dispersão funcional (FDis) que mede a distância em que as espécies estão dispersas no espaço funcional, levando em consideração a abundância relativa (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010).

Isto posto, procurou-se investigar se houve diferença significativa na diversidade funcional entre os locais amostrados nos períodos 1 (T1) e 2 (T2). Para essa análise, foram avaliados os pressupostos de normalidade das variâncias (Teste de Shapiro-Wilk) e homogeneidade (Teste de Levene). E por não obedecer aos pressupostos, aplicou-se o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis. E ao encontrar diferenças resultantes de Kruskal-Wallis, aplicou-se o teste post-hoc de Dunn.

Todas as análises descritas acima, foram realizadas no ambiente R Studio (versão 3.6.0), usando os pacotes: ade4 (DRAY; DUFOUR, 2007), vegan (OKSANEN, 2019), FD (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010), Car (FOX; WEISBERG, 2019), dunn.test (DINNO, 2017).

3. RESULTADOS

3.1 Análise de Coordenadas Principais (PCoA)

Foram registradas 52 espécies nos dois períodos de amostragem, no entanto apenas 47 táxons de macrófitas aquáticas fizeram parte da análise (**ANEXO 1**), isso ocorreu devido espécies, como *Heteranthera sp*, *Poaceae sp* e *Ludwigia sp* terem sido identificadas apenas ao nível de gênero, o que dificultou a determinação dos atributos funcionais, diante da grande variação de características dentro do gênero. Quanto aos grupos ecológicos, ocorreu uma predominância de espécies emergentes (20), seguida por anfíbia (9), submersa fixa (6), flutuante fixa (5), flutuante livre (3) e submersa livre (4).

Na análise da PCoA, o espaço funcional resultante, proporcionou uma representação da dissimilaridade funcional entre as espécies, com base nas características mencionadas na Tabela 1. Os quatro primeiros eixos da PCoA representaram 52,39% do espaço funcional total (Figura 2).

Figura 2. Representação multidimensional (4 eixos) do espaço funcional da assembleia de macrófitas aquáticas do Reservatório Luís Eduardo Magalhães, dada por uma matriz de distância baseada em Gower, considerando os sete atributos funcionais selecionados.

O eixo 1 da PCoA reteve 21,52% de explicação, os táxons localizados nos escores negativos compartilharam atributos como caule prostrado, folha de consistência herbácea e sistema radicular pivotante, representado por: *Utricularia gibba*, *Utricularia breviscapa*, *Utricularia foliosa*, *Bacopa arenaria*, *Nymphoides indica*, *Ludwigia sedoides* e *Eclipta prostrata*. Em contraponto, os atributos que contribuíram positivamente para formação do primeiro eixo se referem ao sistema radicular fasciculado, folhas de consistência coriácea e caule ereto, representado pelas espécies: *Rhynchospora corymbosa*, *Cyperus giganteus* e *Cyperus luzulae*. O eixo 2 da PCoA reteve 12,87% de explicação, nos escores negativos foram atribuídos às espécies que possuem forma biológica emergente e rizoma, representado por: *Polygonum ferrugineum*, *Polygonum hydropiperoides*, *Polygonum punctatum*, *Xyris sp*, *Eleocharis sellowiana*, *Eleocharis filiculmis*, *Eleocharis interstincta*. Por outro lado, o escore positivo foi influenciada por espécies com forma biológica submersa e fragmentação como a principal forma de reprodução assexuada, representada por: *Chara guairensis*, *Najas guadalupensis* e *Najas microcarpa* (Figura 2).

O eixo 3 da PCoA reteve 9,81% de explicação do espaço funcional, com escores negativos para forma biológica anfíbia, folha de consistência coriácea e anemocoria como síndrome de dispersão, representado por: *Cyperus digitatus*, *Cyperus gardneri* e *Cyperus surinamensis*. Em contrapartida, a porção positiva se mostrou influenciada por espécies com forma biológica submersa fixa, folha de consistência membranácea e hidrocoria e zoocoria como síndromes de dispersão, representado por: *Apalanthe granatensis* e *Cabomba furcata*. O eixo 4, reteve a menor taxa de explicação, com cerca de 8,11%, com isso não demonstrou um padrão claro de distribuição de características, no entanto apresentou escores negativos para espécies que apresentam inflorescência em espiga, representado por: *Bulbostylis capillaris* e *Cyperus haspan*, que apesar de estarem um pouco distantes uma da outra no espaço funcional compartilham esse atributo. Em contraste, a porção positiva foi evidenciada por espécies com inflorescência em espádice, representado unicamente por *Commelina sp*.

Em suma, ao considerar os quatro eixos da PCoA, nota-se que a dispersão das características se relacionou ao grau de adaptação das espécies nas diferentes zonas do ambiente aquático, vista como o principal determinante das associações no diagrama. Espécies que habitam áreas mais distantes da margem, tolerando o alagamento, foram

notadamente separadas das espécies que ocupam áreas marginais do corpo d'água, tolerando períodos de dessecação ou baixos níveis de água.

3.2 Variação da diversidade funcional espaço-temporal

Ao avaliar a variação da diversidade funcional espaço-temporal da assembleia de macrófitas aquáticas do Reservatório Luís Eduardo Magalhães (Figura 3) nota-se que em relação ao espaço os resultados apontaram diferença significativa para riqueza de espécies, riqueza de grupos funcionais, riqueza funcional e divergência funcional.

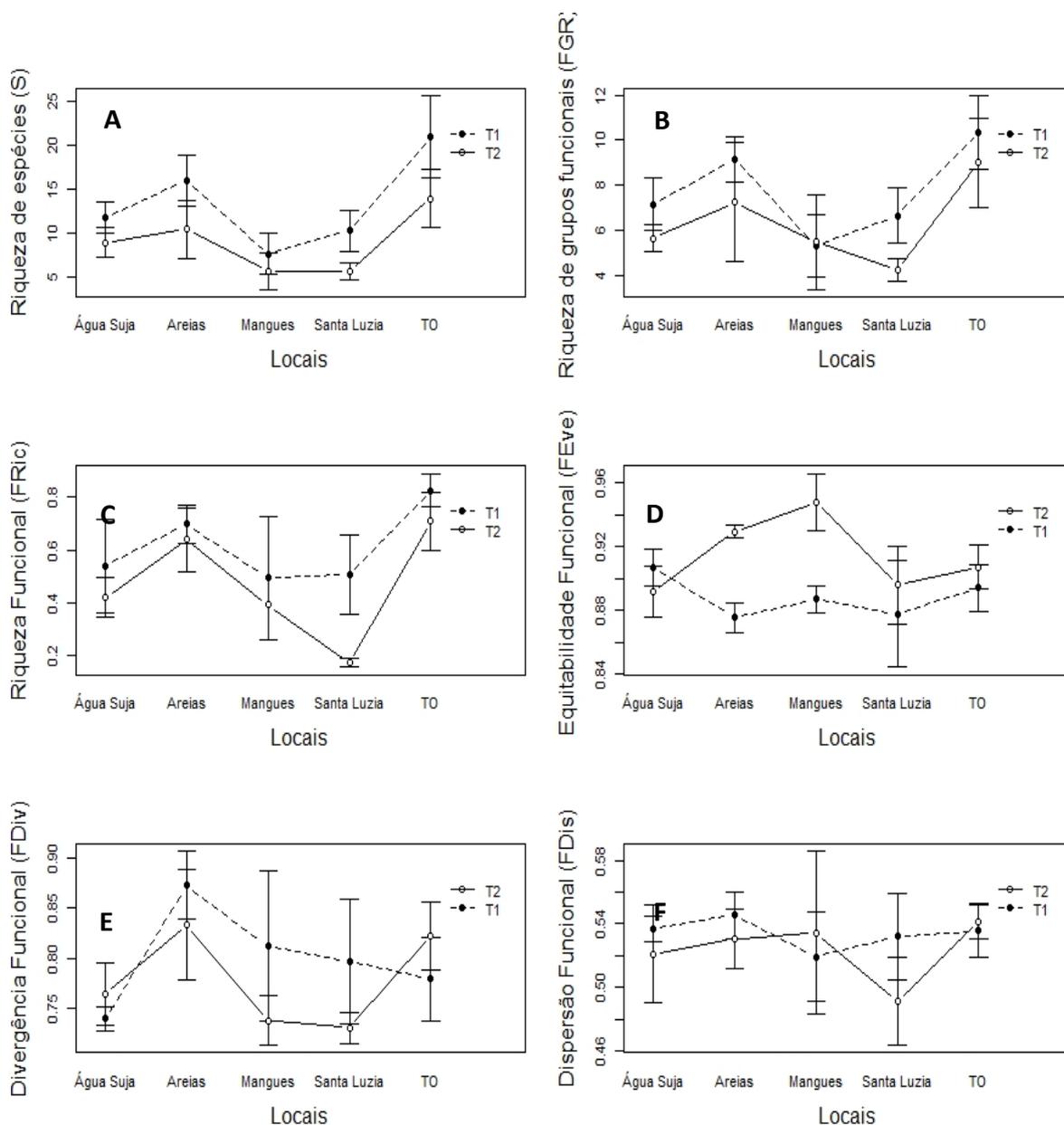


Figura 3. Diferenças na diversidade funcional da assembleia de macrófitas aquáticas do Reservatório Luís Eduardo Magalhães em cinco regiões (Água suja, Areias, Mangues, Santa Luzia e TO) do reservatório em função do tempo (T1-primeiro período de coleta/T2- segundo período de coleta).

A riqueza de espécies (Figura 3A) ($p=0,016$), teve maior representatividade na região do TO e no Areias, e menor representatividade na região do Mangues e Santa Luzia. Resultado semelhante foi encontrado para a riqueza de grupos funcionais (Figura 3B) ($p = 0.022$).

No que se refere a riqueza funcional (Figura 3C) ($p = 0.042$), a região do Areias quando comparada a região do Mangues e Santa Luzia, apresentou maior riqueza funcional. Já a região TO, quando comparada a região do Água suja, Mangues e Santa Luzia, apresentou maior destaque na riqueza funcional. Quanto a divergência funcional (Figura 3E) ($p = 0.001$), a região do Areias foi a mais expressiva, com uma diferença extremamente evidente quando comparada a região do Água suja. A região TO, Mangues e Santa Luzia apresentaram medianas pareadas no que se refere a divergência funcional. Por outro lado, a equitabilidade funcional e dispersão funcional não apresentaram diferença significativa para a variável local. Ao avaliar as alterações temporais o teste de Kruskal-Wallis apontou diferença significativa a penas para riqueza de espécies e equitabilidade funcional. Em relação a riqueza de espécies ($p = 0.008$), o primeiro período de coleta foi mais representativo. Para a equitabilidade funcional ($p = 0.000$), o segundo período de coleta obteve uma maior uniformidade na distribuição da abundância das espécies. Em contrapartida, riqueza de grupos funcionais, riqueza funcional, divergência funcional e dispersão funcional, não apresentaram diferença significativa (Figura 3).

4. DISCUSSÃO

4.1 Análise de Coordenadas Principais (PCoA)

Entender como as comunidades estão organizadas é um ponto crucial para compreender o efeito ecológico das espécies no seu habitat. Estudos em diversidade funcional se concentram em analisar como as características funcionais das espécies estão dispersas no espaço funcional, averiguando o quão distante cada espécie está uma da outra, em relação a esse espaço (MOUILLOT et al., 2011; ADLER et al., 2013; MAIRE et al., 2015). As espécies analisadas no presente estudo mostraram-se bem organizadas funcionalmente, com espécies agregadas pela combinação de múltiplos atributos, que as fizeram ocupar posições consistentes no espaço funcional multidimensional, viabilizando a diferenciação do espaço funcional e possibilitando a compreensão sobre o nível de coexistência entre elas (ROSENFELD, 2002).

Considerando o eixo 1 e 2, o resultado da PCoA mostrou uma clara separação das diferentes formas biológicas, com espécies emergentes e anfíbias ordenadas mais à direita e espécies flutuantes e submersas ordenadas mais para a esquerda no espaço funcional. Um padrão semelhante foi observado para as espécies relacionadas ao eixo 3. Essa separação pode ser explicada pela dissimilaridade nas características funcionais que refletiram principalmente nas diferentes estratégias ecológicas das plantas (KRAFT; ACKERLY, 2014).

As macrófitas aquáticas emergentes e anfíbias possuem características de resistência a seca (CATIAN et al., 2018), favorecidas nas zonas marginais dos corpos hídricos, considerado microsítios mais estressantes (CRONK; FENNESSY, 2001). Outro aspecto importante, é que por meio dos seus atributos, verifica-se alta similaridade nas características reprodutivas, que ao serem comparadas com as submersas e flutuantes, apresentam uma taxa de crescimento populacional mais lenta, maior esforço reprodutivo e dispersão curta (GRACE, 1993).

Por outro lado, espécies flutuantes e submersas exibem uma especialização progressiva para a vida na água, e como tal, são frequentemente consideradas como “verdadeiras plantas aquáticas”, devido aos hábitos exclusivamente aquáticos (BARRETT, ECKERT; HUSBAND, 1993) necessitando de água para sustentar tecidos e se propagar (CATIAN et al., 2018). A posição dessas espécies no espaço funcional mostra que elas compartilham características reprodutivas, como a fragmentação e esporos, que além de proporcionar um rápido crescimento populacional, também propicia menor esforço reprodutivo, bem como formas de dispersão como a hidrocoria, zoocoria que favorece alta capacidade de colonização (GRACE, 1993). Espécies flutuantes em especial apresentam dispersões que podem compreender extensas áreas, independentes da profundidade da água (BIANCHINI Jr et al., 2010).

Trabalhos realizados por Scheffer et al., (2003) e Gerven et al., (2015), também observaram fortes relações entre essas formas biológicas, no entanto em uma abordagem competitiva, afirmando que a ocorrência de plantas flutuantes pode ser entendida estudando sua competição com plantas submersas por luz e nutrientes. Apesar das flutuantes se posicionarem no topo da coluna d'água, sombreando as submersas, estas conseguem lidar com níveis mais baixos de luz e com isso coexistem com as flutuantes (GERVEN et al., 2015; PIERINI; THOMAZ, 2004). Oscilações nas concentrações de nutrientes, podem influenciar essas espécies apresentarem estados estáveis alternativos, com submersas dominando em baixos níveis de fósforo e as flutuantes em níveis mais altos, porém em níveis intermediários, existe uma maior probabilidade de coexistência (SCHEFFER; CARPENTER, 2003; GERVEN et al., 2015; MOI, 2019). Em vista disso, a caracterização das diferentes estratégias

de vida das plantas apoia a suposição de que características funcionais sustentam a diferenciação de nicho entre as espécies por meio de *trade-offs* (VANDERHAEGHE, 2012).

Outra questão que merece ser citada foi evidenciada por Keddy e Reznicek (1982), Rocha e Martins (2011), que perceberam uma dinâmica entre essas espécies, por meio da variação do nível da água. Segundo esses autores, em diversos ecossistemas aquáticos, nos períodos mais secos as espécies intolerantes à seca como as flutuantes e as submersas têm sua população reduzida, enquanto as espécies emergentes e anfíbias, consideradas mais tolerantes, se tornam mais abundantes. Essa dinâmica provoca a redução de determinadas populações que estão sobrepondo outras, reiniciando o processo de competição, e permitindo a coexistência entre elas (CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003). Claramente entendido como essencial no processo de sucessão (BARRAT-SEGRETAIN, 1996) sugerindo mudanças na diversidade funcional ao longo das variações no nível da água, com diferentes grupos funcionais presentes durante cada fase (CATIAN et al., 2018).

Flutuações no nível de água causam grandes variações na composição na assembleia de macrófitas aquáticas (CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003), no entanto em reservatórios como o de Luís Eduardo Magalhães, essas flutuações não são constantes, e o controle de nível está relacionada a operação da própria usina, provocando uma baixa variação no nível de água (LOLIS; THOMAZ, 2011). Com isso a composição e distribuição espacial da vegetação aquática pode ter maior influência por outros fatores, como o aporte de nutrientes. A esse respeito, Thomaz et al. (1999), afirma que variações moderadas dos níveis de água, juntamente com o aporte de nutrientes, podem estar associadas a colonização do ambiente aquático por diferentes espécies de macrófitas aquáticas, contribuindo para uma elevada diversidade de espécies. Outro ponto importante defendido por esse autor, é que a redução da velocidade da água, o aumento da estabilidade do sistema pela redução da flutuação no nível da água e um forte enriquecimento de sedimentos por nutrientes e matéria orgânica nos reservatórios, são fatores determinantes para o desenvolvimento e distribuição de macrófitas aquáticas, principalmente as submersas. Em seu estudo, Rorslett (1991) chama atenção para o fato de que reservatórios com flutuações de água de até três metros de altura apresentam uma diversidade e riqueza de espécies mais elevadas do que reservatórios com flutuações maiores.

Tundisi e Tundisi (2011) ao analisar a influência do nível de nutrientes no reservatório de Barra Bonita (SP), sobre a biomassa de macrófitas flutuantes observou alterações no domínio de *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*. Na qual *Pistia stratiotes* era comum em níveis mais altos de nitrogênio e fósforo. Sugerindo que fatores abióticos como este, são

essenciais no processo de colonização e ocupação do espaço pelas macrófitas aquáticas em reservatórios.

A construção de um espaço funcional preciso é considerada uma etapa delicada para uma boa avaliação da diversidade funcional. No entanto, o resultado obtido pela ordenação das espécies dentro do espaço funcional, mostrou-se útil, pois permitiu uma discriminação exata das diferentes estratégias funcionais, presentes na assembleia de macrófitas aquáticas (MAIRE et al., 2015).

4.2 Variação da diversidade funcional no espaço

Os índices de diversidade funcional considerados no presente estudo, revelaram informações cruciais sobre a composição funcional da assembleia de macrófitas aquáticas.

Como ponto de partida, os resultados sobre a riqueza de espécies é um ponto inicial para uma melhor compreensão dos resultados. Nesse sentido, a elevada riqueza de espécies registrada na região do TO e Areias, pode estar intimamente relacionada ao fato dessas regiões estarem localizadas em áreas fluviais do reservatório, sendo locais mais rasos e recebendo maior aporte de nutrientes, resultando em uma maior diversidade de espécies (LOLIS; THOMAZ, 2011). O contrário acontece para as regiões localizadas próximas a barragem, como Santa Luzia e o Mangues. Conforme a água do rio corre em direção ao reservatório, há uma redução na sedimentação e no aporte de nutrientes. De acordo com Naeem et al. (1999) um ecossistema pode variar de um local para outro em suas condições físicas e químicas, resultando em diferenças no número e composição das espécies. Inspirados nas ideias de Tilman (1999), a região do TO e Areias, são locais com maior diversidade funcional, pois há a possibilidade de conter uma maior variedade nas características das espécies. E por consequência, locais com elevada diversidade funcional podem conter maior diversidade de grupos funcionais, como constatado pelos resultados (Figura 3B).

A riqueza funcional entre os locais (Figura 3C), apresentou níveis semelhantes a riqueza de espécies, com picos mais altos para a região do Areias e TO, corroborando com a teoria de Petchey e Gaston (2006) ao afirmarem que riqueza funcional está intimamente correlacionada com a riqueza de espécies.

Ao analisar a equitabilidade funcional (Figura 3D) nota-se que as características funcionais estão distribuídas igualmente, entre os locais, demonstrando ser um ecossistema extensivamente estável. Portanto, se espécies com uma característica específica, forem excluídas por algum distúrbio ambiental, espécies que apresentam característica semelhante

substituirão a característica perdida, mantendo o ecossistema em seu estado de origem (GOSWAMI et al., 2017).

O reconhecimento de elevada divergência funcional (Figura 3E) na região do Areias, informa a existência de alta dissimilaridade de nicho entre as espécies, e conseqüentemente uma baixa competição por recursos. Por outro lado, a baixa divergência funcional na região do Água suja, presume uma subutilização dos recursos disponíveis, e uma menor quantidade de funções ambientais (MASON, et al., 2005).

Em última análise, sabe-se que valores baixos de dispersão funcional indicam que a filtragem ambiental é a principal responsável pela dispersão das características funcionais, enquanto altos valores revelam que a competição interespecífica atua com maior força (WEIHER; KEDDY, 1999). No entanto, o resultado do índice de dispersão funcional (Figura 3F), não mostrou qualquer diferença entre os locais, indicando que a filtragem ambiental e a competição interespecífica estejam atuando simultaneamente. Através do resultado da divergência funcional discutido anteriormente, foi detectado uma baixa competição na região do Areias, com isso é provável que nessa região a filtragem ambiental esteja atuando com maior clareza.

4.3 Variação da diversidade funcional no tempo

A riqueza de espécies provou ser maior no primeiro período (T1) de coleta (Figura 3A). De Filippo (2003) afirma que esse resultado é comum, pois de acordo com esse autor, há uma maior disponibilidade de nutrientes durante o enchimento, e nos primeiros meses de operação de usinas hidrelétricas. Durante a formação dos reservatórios, o alagamento da vegetação existente, provoca o acréscimo de matéria orgânica no corpo d' água, aumentando as taxas nutricionais e a princípio provocando a colonização de macrófitas aquáticas flutuantes em grande extensão do reservatório (AGOSTINHO; GOMES, 1997; CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003; LOLIS; THOMAZ, 2011) que agem como facilitadoras, fornecendo suporte estrutural para o aparecimento de outras formas biológicas (HIDDING; SARNEEL; BAKKER, 2014; AZZA et al., 2016).

Em relação a riqueza funcional (Figura 3C), a região de Santa Luzia foi a única que apresentou uma média significativamente menor no segundo período de coleta (T2). Uma hipótese para explicar esse resultado, pode estar relacionada a alterações no ambiente, ou alguma condição ambiental estressante (disponibilidade de nutrientes, luminosidade, oscilação da temperatura, pH ou alcalinidade), sofrida pelas macrófitas aquáticas, que agiu

como filtro ambiental, reduzindo a variação das características funcionais das espécies (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2005; GOSWAMI et al., 2017), aumentando a dominância de espécies com características funcionalmente similares, adaptadas a condição ambiental imposta (CATIAN et al., 2018). Esse resultado também indica menor produtividade no local, sugerindo que nesse período alguns dos diversos recursos disponíveis não foram devidamente utilizados, pois a variação de espécies que ocupam o espaço funcional foi substancialmente menor (MASON et al., 2005; GOSWAMI, et al., 2017).

Quanto a riqueza de grupos funcionais (Figura 3B), não foi observado mudança estatisticamente significativa quando comparados os dois períodos amostrados. Apesar desse resultado, nota-se que no segundo período (T2) de coleta houve sutil redução no número de grupos funcionais para a região de Santa Luzia. Nesse período as espécies *Chara guairensis*, *Cyperus giganteus*, *Cyperus haspan*, *Cyperus luzulae*, *Cyperus surinamensis*, *Eclipta prostrata*, *Eleocharis interstincta*, *Eleocharis sellowiana*, *Najas microcarpa*, *Pistia stratiotes*, *Urospatha sagittifolia*, *Utricularia gibba*, *Utricularia breviscapa*, *Xanthosoma striatipes* estavam ausentes. Com exceção de *Chara guairensis* e *Xanthosoma striatipes*, as outras espécies citadas pertencem a grupos funcionais constituídos por mais de uma espécie, funcionalmente redundantes (DIAS, 2020), e sua ausência não provoca perda substancial no funcionamento do ecossistema, pois as outras espécies membro do grupo substitui a função da espécie perdida (WALKER; KINZIG; LANGRIDGE, 1992). O grupo formado unicamente pela espécie *Chara guairensis*, e o grupo formado exclusivamente pela espécie *Xanthosoma striatipes*, desempenham papéis funcionais extremamente relevantes no ecossistema, pois esses táxons apresentam atributos funcionais particulares que as diferenciam consideravelmente das demais espécies da assembleia (DIAS, 2020). A perda de uma única espécie pode causar impactos funcionais que podem ser medidos em termos de mudanças no fluxo de energia, mudanças nos processos ecológicos, alterações nos níveis da guilda, e finalmente, no ecossistema (ROSENFELD, 2002).

Ao analisar a equitabilidade funcional (Figura 3D), percebe-se que houve uma maior uniformidade na distribuição das características no segundo período de coleta (T2) (Figura 3D), sobretudo nas regiões do Areias e Mangues. Esse resultado supõe que nesse período houve uma utilização efetiva dos recursos disponíveis, maior produtividade, confiabilidade e também maior resistência à invasão (MASON, et al., 2005).

Em relação a divergência funcional, a ausência de diferença estatisticamente significativa para a variável tempo, infere que o grau de diferenciação de nicho entre as espécies se manteve o mesmo nos dois períodos amostrados.

A ausência de variação da dispersão funcional em relação a variável tempo, consiste na hipótese de que processos de convergência ou divergência funcional podem estar atuando conjuntamente, assim como evidenciado para a variável local (WEIHER; KEDDY, 1999).

Vale lembrar que, os índices referentes a equitabilidade, divergência e dispersão funcional levam em consideração a abundância relativa das espécies, como base para seus cálculos (VILLEGER, 2008; LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010), mas apesar do presente estudo ter utilizado o número de espécies presentes no ambiente, os resultados adquiridos podem estar próximos da realidade.

De modo geral, ao considerar os índices que não levam em consideração a abundância relativa, como a riqueza de espécies, riqueza funcional e a riqueza de grupos funcionais, percebe-se que a região de Santa Luzia, foi a que apresentou maior modificação na estrutura da assembleia ao analisar esses três parâmetros. As características particulares dessa região, tais como elevada transparência da água, elevada profundidade, baixa circulação de água e sua localidade na região lacustre do reservatório (observação pessoal), podem estar intimamente associados aos resultados obtidos.

Acredita-se que a região do Areias e TO, podem continuar se destacando em estudos futuros em diversidade funcional, pois apesar da previsão de envelhecimento do reservatório, que causa a redução de nutrientes e alterações na assembleia de macrófitas aquáticas (THOMAZ et al., 1999; POTT; POTT, 2003), fatores externos, como o aumento de áreas agrícolas como constatado por Manchola, (2017), continuarão carregando grandes quantidades de nutrientes para o reservatório Luís Eduardo Magalhães, garantindo a persistência de macrófitas aquáticas e a alta riqueza de espécies, principalmente para essas duas regiões que são as mais influenciadas pelo Rio Tocantins, com uma maior entrada de água rica em nutrientes.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base no exposto acima, conclui-se que os resultados dos índices de diversidade funcional expuseram informações relevantes sobre a assembleia de macrófitas aquáticas do reservatório Luís Eduardo Magalhães. Por meio dos resultados verificou-se que a diversidade funcional é muito influenciada pelas características de cada local. Logo, as com regiões com maior influência do rio apresentaram uma maior riqueza de espécies e conseqüentemente uma maior diversidade funcional. Outra questão percebida, foi que a região de Santa Luzia apresentou uma maior mudança na estrutura funcional na assembleia, com percas de espécies

e grupos funcionais de grande relevância, e a partir das análises sugere-se que mudanças ambientais ocorridas ao longo do tempo podem ter sido a grande responsável por tal resultado.

Por fim, os resultados apresentados forneceram insights valiosos e colaboraram na elucidação dos mecanismos envolvidos nas relações entre biodiversidade e funcionamento do ecossistema.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADLER; P. B; FAJARDO, A; KLEINHESSELINK, A. R.; KRAFT, N. J. B. Trait-based tests of coexistence mechanisms. **Ecology Letters**, v. 16, n. 10, p. 1294–1306, 2013.

AGOSTINHO, A. A; GOMES. **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: Eduem, 1997. 387 p.

AZZA, N; DENNY, P; VAN DE KOPPEL, J; KANSIIME, F. Floating mats: their occurrence and influence on shoreline distribution of emergent vegetation. **Freshwater Biology**, v. 51, p. 1286–1297, 2006.

BARRETT, S.C.H., ECKERT, C.G., AND HUSBAND, B.C. Evolutionary processes in aquatic plant populations. **Aquatic Botany**, v. 44, n. 2, p. 105–145, 1993.

BARRAT - SEGRETAIN, M. H. Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: A review. **Vegetatio**, v. 123, p. 13-37, Mar.1996.

BIANCHINI, JR IRINEU; CUNHA-SANTINO, MARCELA B; FUSHITA, ÂNGELA T; ALMEIDA, D AUGUSTO A; MAIA, A. T. Monitoramento das Macrófitas Aquáticas do Reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães (Estado de Tocantins, Brasil). **AUGMDOMUS**, v. 2, p. 38-48, 2010.

CALAÇA, A. M; GRELLE, C. E. V. Diversidade funcional de comunidades: discussões conceituais e importantes avanços metodológicos. **Oecologia Australis** v. 20, n. 4, p. 401-416, 2016.

CAMARGO, A. F. M; PEZZATO, M. M; HENRY-SILVA, G. G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003.

CATIAN, G; SILVA, D. M; SÚAREZ, Y. R; SCREMIN-DIAS, E. Effects of Flood Pulse Dynamics on Functional Diversity of Macrophyte Communities in the Pantanal Wetland. **Wetlands**, v. 38, n. 5, 2018.

CRONK, J. K; FENNESSY, M. S. **Wetland Plants: Biology and Ecology**. Boca Raton: CRC Press. 2001, 482 p.

De FILIPPO, R. Colonização e regressão da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório da UHE Serra da Mesa – Goiás. THOMAZ, S.M; BINI, L.M. **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Maringá: Eduem. 2003, p. 281-297.

DIAS, D. L. **Análise da diversidade funcional da assembleia de macrófitas aquáticas do Reservatório Luís Eduardo Magalhães-TO**. 80 f. 2020. Dissertação (Biodiversidade), Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Tocantins, Porto Nacional, 2020.

DÍAZ-GARCIA, J. M; PINEDA, E; LÓPEZ-BARRERA, F; MORENO, C. E. Amphibian species and functional diversity as indicators of restoration success in tropical montane forest. **Biodiversity and Conservation**. v. 26, p. 2569-2589, 2017.

DINNO, A. **Package ‘dunn.test’**. 2017. Disponível em <<https://cran.r-project.org/web/packages/dunn.test/dunn.test.pdf>> Acesso em: 10 de jan. 2020.

DUSSAULT, A. C. Functional Biodiversity and the Concept of Ecological Function., In: CASSETTA, E.; SILVA, M; VECCHI, D. (Org) **From Assessing to Conserving Biodiversity: Conceptual and Practical Challenges**. History, Philosophy and Theory of the Life Sciences, 2019. p. 297- 316.

DRAY, S.; DUFOUR, A. B. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. **Journal of Statistical Software**, v. 22, n. 4, p. 1–20, 2007.

FITTER, A. H; STICKLAND, T. R; HARVEY, M. L; WILSON, G. W. Architectural analysis of plant root systems Architectural correlates of exploitation efficiency. **New Phytologist**, v. 118, N. 3, p. 375-382, Jul. 1991.

FOX, J; WEISBERG, S. **An R Companion to Applied Regression**, 3 ed. Thousand Oaks CA: Sage, 2019. Disponível em: <<https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>> Acesso em: 23 de Janeiro 2019.

FU, H; ZHONG, J; FANG, S; HU, J; GUO, C; LOU, G; YUAN, G; DAI, T; LI, Z; ZHANG, M; LI, W; XU, J; CAO, T. Scale-dependent changes in the functional diversity of macrophytes in subtropical freshwater lakes in south China. **Scientific Reports**, v. 7, n. 8294, 2017.

FRIEDMAN, J; HARDER, L.D. Functional associations of floret and inflorescence traits among grass species. **American Journal of Botany**, v. 92, n. 11, p. 1862–1870, 2005.
GIL, A. S. B; BOVE, C. P. Eleocharis no Rio de Janeiro. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 1, P. 163-193, 2007.

GERVEN L. P. V; DE KLEIN J. J; GERLA D. J; KOOI B. W; KUIPER J. J; MOOIJ W. M. Competition for light and nutrients in layered communities of aquatic plants. **The american naturalista**, v. 186, n. 1, p. 72-83, 2015.

GOTELLI, N. J; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011, 528 p.

GOWER, J. C. Some Distance Properties of Latent Root and Vector Methods Used in Multivariate Analysis. **Biometrika**, v. 53, n. 4, p. 325-338, Dez. 1966.

GOSWAMI, M; BHATTACHARYYA, P; MUKHERJEE, I; TRIBEDI, P. Functional Diversity: An Important Measure of Ecosystem Functioning. **Advances in Microbiology**, v. 7, p. 82-93, 2017.

GRACE, J.B. The adaptive significance of clonal reproduction in angiosperms: in aquatic perspective. *Aquatic Botany*, v. 44, p. 159-180, 1993.

GRANT, V. Modes and origins of mechanical and ethological isolation in angiosperms. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. v. 91, N. 1, p. 3-10, Jan. 1994.

HENRY, H. A. E THOMAS, S.C. Interactive effects of lateral shade and wind on stem allometry, biomass allocation, and mechanical stability in *Abutilon theophrasti* (Malvaceae). **American Journal of Botany**, v. 89, n. 10 p.1609-1615, Out. 2002.

HENRY-SILVA, G. G; CAMARGO, A. F. M. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. **Hoehnea**, v. 32, n. 3, p. 445-452, 2005.

HIDDING, B; SARNEEL, J. M; BAKKER, E. S. Flooding tolerance and horizontal expansion of wetland plants: Facilitation by floating mats. **Aquatic Botany**, v. 113, p. 83–89, 2014.

INVESTICO, 2012. Dados técnicos. Disponível em < <https://brasil.edp.com/pt-br/uhe-lajeado> > acesso em 04 de Janeiro de 2020.

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

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. New York: Harper e Row, 1999, 624 p.

LALIBERTÉ, E; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, 2010.

JUNKER, R. R; LARUE-KONTIĆ, ANNE-AMÉLIE C. Elevation predicts the functional composition of alpine plant communities based on vegetative traits, but not based on floral traits. **Alpine Botany**, v. 128, p. 13-22, 2018.

KEDDY, P. A; REZNICEK, A. A. The role of seed banks in the persistence of ontario's Coastal Plain Flora. **American Journal of Botany**, v. 69, n. 1, p. 13-22, 1982.

KRAFT, N. J. B; ACKERLY, D. D. Assembly of Plant Communities. In: Monson, R. K. **The Plant Sciences- Ecology and the Environment**, Berlin: Springer-Verlag, 2014. p. 67-88.

LAMOTHE, K. A; ALOFS, K. M; JACKSON, D. A; SOMERS, K. M. Functional diversity and redundancy of freshwater fish communities across biogeographic and environmental gradients. **Biodiversity Research**, v. 24, n. 11, p. 1612- 1626, 2018.

LOLIS, S. F. **Macrófitas aquáticas do reservatório Luís Eduardo Magalhães - Lajeado - Tocantins:** biomassa, composição da comunidade e riqueza de espécies. 2008. 93 f. Tese (Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Biologia, Maringá, 2008.

LOLIS, S.F; THOMAZ, S. M. Monitoramento da composição específica da comunidade de macrófitas aquáticas no Reservatório Luis Eduardo Magalhães. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 29, n. 2, p. 247-258, 2011.

MANCHOLA, O. E. P. **Macrófitas aquáticas no Rio Areias, afluente do reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães - Tocantins, Brasil:** composição e variação temporal; análise multitemporal do uso e ocupação do solo. 2017. 48 f. Dissertação (Ecologia) - Curso de Pós-Graduação em Ecologia de Ecótonos, Universidade Federal do Tocantins, Porto Nacional, 2017.

MAIRE, E; GRENOUILLET, G; BROSSE, S; VILLÉGER, S. How many dimensions are needed to accurately assess functional diversity? A pragmatic approach for assessing the quality of functional spaces. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, p. 728–740, 2015.

MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D; LEE, W. G; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, p. 112-/118, 2005.

MOI, D. A. **Plantas submersas e flutuantes como estados alternativos:** mecanismos e efeitos na cadeia trófica de um lago raso tropical. 2019. 45f. Dissertação (Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2019.

MOUCHET, M. A; VILLEGGER, S; MASON, N. W. H; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, p. 867–876, 2010.

MOUILLOT, D; VILLÉGER, S; SCHERER-LORENZEN, M; MASON, N. W. H. Functional Structure of Biological Communities Predicts Ecosystem Multifunctionality. **PLoS One**, v. 6, n. 3, 2011.

MONÇÃO, F. S; SANTOS, A. M; BINI, L. M. Aquatic macrophyte traits and habitat utilization in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 102, p. 50–55, Oct. 2012.

NAEEM, S; CHAPIN, C. F.S; COSTANZA, R; EHRLICH, P. R; GOLLEY, F. B; HOOPER, D. U; LAWTON, J. L; O'NEILL, R. V; MOONEY, H. A; SALA, O. E; SYMSTAD, A. J; TILMAN, D. Biodiversity and ecosystem functioning: maintaining natural life support processes. **Ecological Society of America**, Washington, n. 4, p. 1-12, 1999.

OLIVEIRA, B. F; MACHAC, A; COSTA, G. C; BROOKS, T. M; DAVIDSON, A. D; RONDININI, C; GRAHAM, C. H. Species and functional diversity accumulate differently in mammals. **Global Ecology and Biogeography**. v. 25, n. 1, 2016.

OKSANEN, J; BLANCHET, F. G; FRIENDLY, M; KINDT, R; LEGENDRE, P; MCGLINN, D; MINCHIN, P R; O'HARA, R. B; SIMPSON, G. L; SOLYMOS, P; STEVENS, M. H. H; SZOECs, EDUARD; WAGNER, H. **vegan: Community Ecology Package**, 2017. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=vegan>> Acesso em: 23 de Fevereiro 2020.

PAVOINE, S; VALLET, J; DUFOUR, A. B; GACHET, S; DANIEL, H. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. **Oikos**, v. 118, n. 3, p. 391- 402, Mar. 2009.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticos: técnicas e métodos de estudos. **Estudos de Biologia**, v. 26, p. 5-24, 1990.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N; DÍAZ, S; GARNIER, E; LAVOREL, S; POORTER, H; JAUREGUIBERRY, P; BRET-HARTE, M. S; CORNWELL, W. K; CRAINE, J. M; GURVICH, D. E; URCELAY, C; VENEKLAAS, E. J; REICH, P. B; POORTER, L; WRIGHT, I. J; RAY, P. ENRICO, L. PAUSAS, J. G; DE VOS, A. C; BUCHMANN, N; FUNES, G; QUÉTIER, F; HODGSON, J. G; THOMPSON, K; MORGAN, H. D; TER STEEGE, H; VAN DER HEIJDEN, M. G. A; SACK, L. BLONDER, B; POSCHLOD, P; VAIERETTI, M. V; CONTI, G; STAYER, A. C; AQUINO, S; CORNELISSEN, J. H. C. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, p. 167–234, 2013.

PETCHEY, O. L; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, n. 3 p. 402–411, 2002.

PETCHEY, O. L; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 741-758, Abr. 2006.

PETCHEY, O. L; GASTON, K. J. Dendrograms and measuring functional diversity. **Oikos**, v, 116, n. 8, p. 1422-1426, Ago. 2007.

PETCHEY, O. L; GASTON, K. J. Dendrograms and measures of functional diversity: a second instalment. **Oikos**, v.118, n. 7, 1118-1120, Jul. 2009.

PIERINI, S. ANDRÉA; THOMAZ, S. M. Adaptações de plantas submersas à absorção do carbono inorgânico. **Acta Botanica Brasilica**. v. 18, n. 3, p. 629-641, 2004.

PITELLI, R. L. C. M; PITELLI-MERENDA, A. M. C. M; PITELLI, R. A; SIQUEIRA, R. C; BARBOSA, H. O; JESUS, L. Composição específica e distribuição da comunidade de macrófitas aquáticas no Reservatório de Aimorés. **Planta Daninha**, Minas Gerais, v. 32, n. 3, p. 475-482, 2014.

POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa-SPI, 256 p. 2000, p. 404.

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.

WILLBY, N.J; ABERNETHY, V. J; DEMARS, B. O. L. Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. **Freshwater Biology**, v. 43, n. 1, p. 43–74, 2000.

ROSENFELD, J. S. Functional redundancy in ecology and conseration. **Oikos**, v. 98, n. 1, 2002.

ROCHA, C. D; MARTINS, D. Adaptações morfoanatômicas de Cyperaceae ao ambiente aquático. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 29, n. 1, p. 7-15, 2011.

RORSLETT, B. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. **Aquatic Botany**, v. 39, p. 173-193, 1991.

SANTILLÁN, V; QUITIÁN, M; TINOCO, B; ZÁRATE, E; SCHLEUNING, M; BÖHNING-GAESE, K; NEUSCHULZ, E. L. Diferent responses of taxonomic and functional bird diversity to forest fragmentation across an elevational gradient. **Oecologia**, v. 189, n. 4, 863-873, 2019.

SOBRAL, F. L; CIANCIARUSO, M. V; Estrutura filogenética e funcional de assembléias: (re)montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. **Bioscience Journal**. Uberlândia, v. 28, n. 4, p. 617-631, July/Aug. 2012

SCREMIN-DIAS, E. O retorno à origem aquática. In: SCREMIN-DIAS, E., POTT, V.J.; HORA, R.C; SOUZA, P.R. **Nos Jardins Submersos da Bodoquena: guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito**. Campo Grande: UFMS. p. 25-41 1999.

STUEFER, J. F; ERSCHBAMER, B; HUBER, H; SUZUKI, J. I. The ecology and evolutionary biology of clonal plants: an introduction to the proceedings of Clone-2000. **Evolutionary Ecology**, v. 15, p. 223–230, 2002.

STEFANIDIS, K; PAPASTERGIADOU, E. Linkages between Macrophyte Functional Traits and Water Quality: Insights from a Study in Freshwater Lakes of Greece, **Water**, v. 11, n. 1047, 2019.

SCHEFFER, M; SZABÓ, S; GRAGNANI, A; VAN NES, E. H; RINALDI, S; KAUTSKY N; NORBERG, J; ROIJACKERS, R. M. M; FRANKEN, R. J. M. Floating plant dominance as a stable state. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 100, n. 7, Abr. 2003.

SCHEFFER, M; CARPENTER, S. R. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 18 n.12, 2003.

TILMAN, D; KNOPS, J; WEDIN, D; REICH, P; RITCHIE, M; SIEMANN, E. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. **Science**, v. 277, n. 5330, p. 1300-1302, 1997.

TILMAN, D. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. **Ecological Society of America**, v. 80,n. 5, p. 1455–1474, Jul. 1999.

THOMAZ, S. M; BINI, L. M; SOUSA, M. C; KITA, K. K; CAMARGO, A. F. M. Aquatic macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: survey of species and ecological considerations. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. **Curitiba**, v. 42, n. 1, 1999.

TUNDISI, J.G. Plano de Conservação e usos múltiplos do Reservatório da UHE – Luis Eduardo Magalhães – Lajeado – Estado do Tocantins e seu entorno. **Instituto Internacional de Ecologia** – IIE São Carlos, 15 de Set. de 2003.

TUNDISI, J. G; TUNDISI, T. M. **Limnology**, Boca Raton: CRC Press, 2011, p 870.

VANDERHAEGHE, F. **Nicho theory and competitive, interactions in na amphibious plant community of West-European softwater lakes**. Belgium: Research Institute for Nature and Forest. Nov. 2012, 240 p.

VILLÉGER, S; MASON, N. W. H; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in Functional Ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, Ago. 2008.

WALKER, B; KINZIG, A; LANGRIDGE, J. Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function: The Nature and Significance of Dominant and Minor Species. **Ecosystems**, v. 2, p. 95–113, 1999.

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

WEIHER, E; KEDDY, P. **Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats**. New York: Cambridge University Press. 1999. 432 p.

APÊNDICE 2 – Script para a formação dos grupos funcionais e análise da variação espaço-temporal da DF da assembleia de macrófitas aquáticas do Reservatório da Usina hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães-TO.

```
library(ade4) #
# pacotes para produzir a matriz filogenética - phylogenies and community ecology
library(picante) # carregar o pacote picante
library(ape) # gerar matrix de filogenia
# PACOTE PARA CALCULAR DIVERSOS INDICES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL
library(FD)
library(vegan)
library("Biodiversityr")
library(tidyverse)
library(sciplot)
```

```
##### DADOS ATRIBUTOS
#-----
atributos<-read.table("dados_funcional2.txt", h=T, sep="\t", dec=".", row.names = 1)
summary(atributos)
#-----#
# FORMA BIOLÓGICA (form_bio)
#-----#
form_bio<-data.frame(Forma_biolologica=atributos$Forma_biolologica)
form_bio
id<-c(rep(1,47))
# criar um dataframe para os Habitat, unindo o id e especies (colnames)
form_bio<-cbind(spp=row.names(atributos),form_bio, id)
form_bio

# Transpor a variável nominal para coluna usando a função "reshape" (Binário)
form_bio.final<-reshape(form_bio, timevar="Forma_biolologica", idvar = "spp",
direction="wide")
# Apagar a primeira coluna (spp)
form_bio.final<-form_bio.final[,-1]
form_bio.final
# Transformar os valores NAs em 0 - ausência
form_bio.final[is.na(form_bio.final)] <- 0
form_bio.final
#-----#
#
# Preparando a Matrix para Ktab
tabform_bio<-prep.binary(form_bio.final,col.blocks=6, labels="Forma biológica")
summary(tabform_bio)
labels(tabform_bio)
colnames(tabform_bio)<-c("Submersa fixa","Anfíbia","Emergente", "Flutuante fixa",
"Flutuante livre", "Submersa livre", "Epífita")
```

```

#-----#
# VARIÁVEL ARQUITETURA DO CAULE
#-----#

Arqui_caule<-data.frame(Arqui_caule=atributos$Arq_caule)
Arqui_caule
# criar um dataframe para os Habitat, unindo o id e especies (colnames)
Arqui_caule<-cbind(spp=rownames(atributos),Arqui_caule, id)
Arqui_caule
# Transpor a variável nominal para coluna usando a função "reshape" (Binário)
Arqui_caule.final<-reshape(Arqui_caule, timevar="Arqui_caule", idvar = "spp",
direction="wide")
Arqui_caule.final
# Apagar a primeira coluna (spp)
Arqui_caule.final<-Arqui_caule.final[,-1]
Arqui_caule.final

# Transformar os valores NAs em 0 - ausência
Arqui_caule.final[is.na(Arqui_caule.final)] <- 0
Arqui_caule.final
# Preparando a Matrix para Ktab
tab_Arqui_caule<-prep.binary(Arqui_caule.final,col.blocks=3,labels="Arqui_caule")
tab_Arqui_caule
labels(tab_Arqui_caule)
colnames(tab_Arqui_caule)<-c( "Ereto", "Prostrado", "Sem caule")
#-----#
# VARIÁVEL CONSISTENCIA DA FOLHA
#-----#

Cons_folha<-data.frame(Cons_folha=atributos$Cons_folha)
Cons_folha
# criar um dataframe para os CONSISTENCIA DA FOLHA, unindo o id e especies
(colnames)

```

```

Cons_folha<-cbind(spp=rownames(atributos),Cons_folha, id)
Cons_folha
# Transpor a variável nominal para coluna usando a função "reshape" (Binário)
Cons_folha.final<-reshape(Cons_folha, timevar="Cons_folha", idvar = "spp",
direction="wide")
Cons_folha.final
# Apagar a primeira coluna (spp)
Cons_folha.final<-Cons_folha.final[,-1]
Cons_folha.final
# Transformar os valores NAs em 0 - ausência
Cons_folha.final[is.na(Cons_folha.final)] <- 0
Cons_folha.final
# Preparando a Matrix para Ktab
tab_Cons_folha<-prep.binary(Cons_folha.final,col.blocks=5,labels="Consistencia da folha")
tab_Cons_folha

labels(tab_Cons_folha)
colnames(tab_Cons_folha)<-c("Membranácea","Carnosa","Sem
folha","Herbácea","Coriácea")
tab_Cons_folha
str(tab_Cons_folha)
#-----#
# VARIÁVEL ARQUITETURA DA RAIZ
#-----#
Arqui_raiz<-data.frame(Arqui_raiz=atributos$Arq_raiz)
Arqui_raiz
# criar um dataframe para os ARQUITETURA DA RAIZ, unindo o id e especies (colnames)
Arqui_raiz<-cbind(spp=rownames(atributos),Arqui_raiz, id)
Arqui_raiz
# Transpor a variável nominal para coluna usando a função "reshape" (Binário)

```

```

Arqui_raiz.final<-reshape(Arqui_raiz, timevar="Arqui_raiz", idvar = "spp",
direction="wide")

Arqui_raiz.final
# Apagar a primeira coluna (spp)

Arqui_raiz.final<-Arqui_raiz.final[,-1]

Arqui_raiz.final
# Transformar os valores NAs em 0 - ausência

Arqui_raiz.final[is.na(Arqui_raiz.final)] <- 0

Arqui_raiz.final
# Preparando a Matrix para Ktab

tab_Arqui_raiz<-prep.binary(Arqui_raiz.final,col.blocks=3,labels="Arquitetura da raiz")

tab_Arqui_raiz
labels(tab_Arqui_raiz)

colnames(tab_Arqui_raiz)<-c("Fasciculada", "Pivotante", "Sem raiz")

str(tab_Arqui_raiz)

#-----#

# VARIÁVEL REPRODUÇÃO

#-----#

Reproducao<-atributos[,11:18]

str(Reproducao)

summary(Reproducao)

Reproducao.final<-prep.binary(Reproducao,col.blocks=8,labels="Reproducao")

str(Reproducao.final)

Reproducao.final

str

#-----#

# VARIÁVEL INFLORESCÊNCIA

#-----#

inflorescencia<-data.frame(inflorescencia=atributos[,21])

inflorescencia

# criar um dataframe para os ARQUITETURA DA RAIZ, unindo o id e especies (colnames)

```

```

inflorescencia<-cbind(spp=rownames(atributos),inflorescencia, id)

inflorescencia

# Transpor a variável nominal para coluna usando a função "reshape" (Binário)
inflorescencia.final<-reshape(inflorescencia, timevar="inflorescencia", idvar = "spp",
direction="wide")

inflorescencia.final

# Apagar a primeira coluna (spp)
inflorescencia.final<-inflorescencia.final[,-1]

inflorescencia.final

# Transformar os valores NAs em 0 - ausência
inflorescencia.final[is.na(inflorescencia.final)] <- 0

inflorescencia.final

# Preparando a Matrix para Ktab
tab_inflorescencia<-prep.binary(inflorescencia.final,col.blocks=9,labels="Inflorescência")

tab_inflorescencia

colnames(tab_inflorescencia) <- c("Flor solitária", "Panícula", "Umbela",
                                "Sem flores", "Espádice", "Espiga",
                                "Racemo", "Capítulo", "Corimbo")

labels(tab_inflorescencia)

#-----#
# VARIÁVEL DISPERSÃO
#-----#

dispersao<-atributos[,22:25]

str(dispersao)

dispersao.final<-prep.binary(dispersao,col.blocks=4,labels="Dispersão")

str(dispersao.final)

#-----#
#-----#
#          ORGANIZAÇÃO MATRIZ DE DISTÂNCIA DE GOWER (KTAB)
#-----#

```

```

# VARIÁVEIS PARA ANÁLISE DIVERSIDADE FUNCIONAL

# Verificar se todas as matrizes são data.frame
# .....#

str(dispersao.final) # Forma de dispersão ("B")
str(tab_Arqui_caule) # Arquitetura do caule ("B") *
str(tab_Arqui_raiz) # Arquitetura da raiz ("B")
str(tab_Cons_folha) # Consistência da folha ("B")
str(tab_inflorescencia) # Inflorescência ("B")
str(tabform_bio) # Forma biológica ("B")
str(Reprodução.final) # Reprodução ("B")*

#-----#

# Criando a matriz de atributos funcionais final
ktab<-ktab.list.df(list(dispersao.final, tab_Arqui_raiz,
                      tab_Cons_folha, tab_inflorescencia,
                      tabform_bio,Reprodução.final, tab_Arqui_caule)) #

str(ktab)

# Calcula a correlação entre as variáveis
cor.func<-kdist.cor(ktab,type=c("B","B","B","B","B","B","B"),option=c("scaledBYrange"))
cor.func

# Criar uma matrix de distância baseada no Gower - identificar o tipo de variável
dist.func<-dist.ktab(ktab,type=c("B","B","B","B","B","B","B",
"B"),option=c("scaledBYrange"))

dotchart(sort(cor.func$glocor), labels = rownames(cor.func$glocor)[order(cor.func$glocor[,
1])], pch=16)

den.func<-hclust(dist.func,"average") #

plot(den.func)

plot(den.func, hang=-1,cex=0.6, xlab=NULL,ylab="Distância de Gower",
main="Dendrograma")

plot(den.func, hang=-1,cex=0.6, xlab=NULL,ylab="Distância de Gower",
main="Dendrograma")

rect.hclust(den.func, k=14)

rect.hclust(den.func, h=0.2, border="blue")

```

```

# Calcula a matrix cofenética
matriz.cofenetica<-cophenetic(den.func)
cor.test(matriz.cofenetica, dist.func)
# O valor da correlação foi 0.88 - p=0.0001)
pcoa<-cmdscale(dist.func, k=4, eig=T)

par(mfrow=c(1,2))
plot(pcoa$points[,1],pcoa$points[,2], type="p")
text(pcoa$points[,1],pcoa$points[,2], labels=rownames(pcoa$points), cex=0.8)

plot(pcoa$points[,3],pcoa$points[,4], type="p")
text(pcoa$points[,3],pcoa$points[,4], labels=rownames(pcoa$points), cex=0.8)

par(mfrow=c(1))
plot(pcoa$points[,1],pcoa$points[,2], type="p", xlab="Eixo 1 - 21,52%", ylab="Eixo 2-
12,87%")
text(pcoa$points[,1],pcoa$points[,2], labels=rownames(pcoa$points), cex=0.8)
abline(v=0, lty="dotted"); abline(h=0, lty="dotted")

par(mfrow=c(1))
plot(pcoa$points[,3],pcoa$points[,4], type="p", xlab="Eixo 3 - 9.81%", ylab="Eixo 4-
8.11%")
text(pcoa$points[,3],pcoa$points[,4], labels=rownames(pcoa$points), cex=0.8)
abline(v=0, lty="dotted"); abline(h=0, lty="dotted")

# Autovalores
autovalor.pcoa<-pcoa$eig      # extraindo os autovalores
autovalor.pcoa
write.csv(pcoa$points,"autovalores_pcoa.csv")
# calculando o % de explicação dos eixos da PCoA
soma<-sum(autovalor.pcoa)      # soma dos autovalores
explic.eixo<-(autovalor.pcoa/soma)*100 # eixos da PCoA
sum(explic.eixo[1:4])

```

```

explic.eixo[1:4]
# PCoA1 = 21.58 | PCoA2 = 12.87 | PCoA3 = 9.81 | PCoA4 = 8.11 =52.39%
write.csv(pcoa$points,"Eixos_PCOA_especies.csv")
#-----
# Calculando os autovetores dos atributos #####
#-----
atrib.2<-data.frame(dispersao.final, tab_Arqui_raiz,tab_Cons_folha, tab_inflorescencia,
                    tabform_bio,Reprodução.final, tab_Arqui_caule)
str(atrib.2)
# Calculando correlação entre a matrix os eixos da pcoa e os atributos
cor.atrib<-add.spec.scores(pcoa, atrib.2,
method="cor.scores",multi=1,Rscale=F,scaling="1")
#-----
plot(cor.atrib$proj, type="n",xlab="Eixo 1",ylab="Eixo 2")
text(cor.atrib$proj, labels=rownames(cor.atrib$proj), cex=0.8)
abline(v=0, lty="dotted"); abline(h=0, lty="dotted")
#-----
# Calculo dos escores dos atributos
scores.atrib<-add.spec.scores(pcoa, atrib.2, method="pcoa.scores",multi=1,Rscale=F)
scores.atrib$proj
eixos.atrib<-scores.atrib$proj
eixos.atrib
write.csv(eixos.atrib,"Result_scores.csv") # comando para salvar em CSV
#-----
plot(scores.atrib$proj, type="n")
text(scores.atrib$proj, labels=rownames(eixos.atrib), cex=0.8)
abline(v=0, lty="dotted"); abline(h=0, lty="dotted")
#-----
par(mfrow=c(3,4))
plot(scores.atrib$points[,3],scores.atrib$points[,4], type="p")

```

```

text(scores.atrib$points[,3],scores.atrib$points[,4], labels=rownames(scores.atrib$points),
cex=0.8)
abline(v=0, lty="dotted"); abline(h=0, lty="dotted")
#####
plot(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], type="p")
text(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], labels=rownames(cor.atrib$points), cex=0.8)
abline(v=0, lty="dotted"); abline(h=0, lty="dotted")
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Forma_biologica, pch=16)
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Arq_caule, pch=16)
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Cons_folha, pch=16)
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Arq_raiz, pch=16)
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Inflorescencia, pch=16)
#-----Formas de reprodução-----
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Rizoma, pch=16)
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Estolhos, pch=16)
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Tubérculo, pch=16)
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Bulbo, pch=16)
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Fragmentação, pch=16)
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Esporos, pch=16)
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Semente, pch=16)

#-----Formas de dispersão-----
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Hidrocoria, pch=16)
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Zoocoria, pch=16)
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Anemocoria, pch=16)
points(cor.atrib$points[,1],cor.atrib$points[,2], col=atributos$Autocoria, pch=16)
#-----EIXOS 3 E 4-----
plot(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], type="p",xlab="Eixo 3",ylab="Eixo 4")
text(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], labels=rownames(cor.atrib$points), cex=0.8)
abline(v=0, lty="dotted"); abline(h=0, lty="dotted")
points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Forma_biologica, pch=16)

```

```

points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Arq_caule, pch=16)
points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Cons_folha, pch=16)
points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Arq_raiz, pch=16)
points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Inflorescencia, pch=16)
#-----Formas de reprodução-----
points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Rizoma, pch=16)
points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Estolhos, pch=16)
points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Tubérculo, pch=16)
points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Bulbo, pch=16)
points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Fragmentação, pch=16)
points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Esporos, pch=16)
points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Semente, pch=16)
#-----Formas de dispersão-----
points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Hidrocoria, pch=16)
points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Zoocoria, pch=16)
points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Anemocoria, pch=16)
points(cor.atrib$points[,3],cor.atrib$points[,4], col=atributos$Autocoria, pch=16)

#-----#
# DADOS ESPÉCIES
#-----#

setwd(choose.dir())
dir()
ls()
especies<-read.table("dados_especies.txt", h=T, sep="\t")
#din(especies)
#-----#
# Checar se o nome da matrix espécie é igual as linhas da matrix traits

```

```

#-----
sum(row.names(atrib.2) %in% colnames(especies[,2:48])) == ncol(especies[,2:48])
row.names(atrib.2)==colnames(especies[,2:48])
#-----

summary(especies)

#####

#           Indices medidos pelo Pacote FD           #
# FRic, FEve, FDiv (Villege et al. 2008) / FDis (Laliberté and Legendre 2010) / RaoQ
# (Botta-Dukát 2005) #
# CWM (Lavorel et al. 2008) / Functional group richness (FGR) (Petchey and Gaston
# 2006)
#-----

#####

# Checar se os nomes das 2 planilhas são iguais
labels(dist.func)==colnames(especies[,2:48])
especie.pa<-decostand(especies[,2:48],method="pa",na.rm=TRUE)
row.names(especie.pa)<-especies$COD
summary(especie.pa)

head(especie.pa)

# USANDO A FUNÇÃO ABAIXO OS CALCULOS FORAM GERADOS. CONFERIR SE
# ESTÃO CORRETOS#

# DESTA FORMA RODOU#

DBFD<-dbFD(dist.func,especie.pa, calc.FRic = TRUE, corr="cailliez",
           m = "min", stand.FRic = T, clust.type = "average",
           calc.FGR = T, print.pco = TRUE, messages = T)

DBFD
DBFD$FGR
plot(DBFD$FGR)
FRic<-DBFD$FRic; S<-DBFD$nbsp;
Feve<-DBFD$FEve; FDis<-DBFD$FDis
FDiv<-DBFD$FDiv; RaoQ<-DBFD$RaoQ

```

```

FGR<-DBFD$FGR; gr.abund<-DBFD$gr.abun
sp.gr<-DBFD$spfgr # Espécies em cada grupo funcional
Resultados<-cbind(S, FGR, FRic, Feve, FDiv, FDis, RaoQ, gr.abund)
write.csv(Resultados,"DBFD.csv") # SALVA OS RESULTADOS
write.csv(sp.gr,"Grupo.csv") # SALVA OS RESULTADOS
result<-read.table("results.txt", header = T, row.names = 1)
summary(result)
#####
names(result)
result$ANO<-as.factor(result$ANO)
result
windows()
par(mfrow=c(3,2))
plot(result$LOCAL, result$$)
plot(result$LOCAL, result$FGR)
plot(result$LOCAL, result$FRic)
plot(result$LOCAL, result$Feve)
plot(result$LOCAL, result$FDiv)
plot(result$LOCAL, result$FDis)
windows()
par(mfrow=c(3,2))
plot(result$ANO, result$$)
plot(result$ANO, result$FGR)
plot(result$ANO, result$FRic)
plot(result$ANO, result$Feve)
plot(result$ANO, result$FDiv)
plot(result$ANO, result$FDis)
loggrupo<-result[,c(1,2,5,13:26)]
loggrupo
dist.grupo<-vegdist(loggrupo[,4:17], method="jaccard")# Quais locais compartilham grupos
funcionais semelhantes?

```

```

nmnds<-metaMDS(dist.grupo, method="jaccard", binary=T)
plot(nmnds, type="p")
ordihull(nmnds, groups=loggrupo$LOCAL)
plot(nmnds, type="p")
ordihull(nmnds, groups=loggrupo$TEMPO, show="T1", col="red")
ordihull(nmnds, groups=loggrupo$TEMPO, show="T2", col="blue")

#####
#####

#Aplicar ANOVA ou kruskal wallis
setwd(choose.dir())
dir()
ls()

# testar os presupostos de homogeneidade das variâncias
# Pacote (car)
library(car)

leveneTest(S~TEMPO,data=result) # aceita HO= as variancias são homoneneas
leveneTest(S~LOCAL,data=result) # aceita h1 = as variancias são diferentes - não pode
testar por ANOVA

leveneTest(FGR~TEMPO,data=result) # aceita HO= as variancias são homoneneas
leveneTest(FGR~LOCAL,data=result) # aceita h1 = as variancias são diferentes

leveneTest(FRic~TEMPO,data=result) # aceita HO= as variancias são homoneneas
leveneTest(FRic~LOCAL,data=result) # aceita h1 = as variancias são diferentes

leveneTest(Feve~TEMPO,data=result) # aceita HO= as variancias são homoneneas
leveneTest(Feve~LOCAL,data=result) # aceita h1 = as variancias são homogeneas

leveneTest(FDis~TEMPO,data=result) # aceita HO= as variancias são diferentes - não pode
testar por ANOVA

```

```
leveneTest(FDis~LOCAL,data=result) # aceita h1 = as variancias são diferentes - não pode
testar por ANOVA
```

```
leveneTest(FDiv~TEMPO,data=result) # aceita HO= as variancias são homogeneas
```

```
leveneTest(FDiv~LOCAL,data=result) # aceita h1 =as variancias são homogeneas
```

```
aov.S <-aov(result$$ ~ result$TEMPO)
```

```
aov.S
```

```
#Identificar a existência do pressuposto de normalidade usando o teste de
```

```
# Shapiro-Wilk
```

```
qqnorm(aov.S$residuals)
```

```
qqline(aov.S$residuals, lty=3)
```

```
shapiro.test(aov.S$residuals) # O residuo da anova aov.S não tem distribuição normal
```

```
aov.FRic <-aov(result$FRic ~ result$TEMPO)
```

```
qqnorm(aov.FRic$residuals)
```

```
qqline(aov.FRic$residuals, lty=3)
```

```
shapiro.test(aov.FRi$residuals)
```

```
aov.FGR <-aov(result$FGR ~ result$TEMPO)
```

```
qqnorm(aov.FGR$residuals)
```

```
qqline(aov.FGR$residuals, lty=3)
```

```
shapiro.test(aov.FGR$residuals)
```

```
aov.Feve <-aov(result$Feve ~ result$TEMPO)
```

```
qqnorm(aov.Feve$residuals)
```

```
qqline(aov.Feve$residuals, lty=3)
```

```
shapiro.test(aov.Feve$residuals)
```

```
aov.FDis <-aov(result$FDis ~ result$TEMPO)
```

```
qqnorm(aov.FDis$residuals)
```

```
qqline(aov.FDis$residuals, lty=3)
```

```

shapiro.test(aov.FDis$residuals)

aov.FDiv <-aov(result$FDiv ~ result$TEMPO)
qqnorm(aov.FDiv$residuals)
qqline(aov.FDiv$residuals, lty=3)
shapiro.test(aov.FDiv$residuals)

# CONSIDERANDO QUE PRESUPOSTOS DE NORMALIDADE E
HOMOGENEIDADE DAS VARIANCIAS NÃO FORAM ATINGIDOS,

# PARA AS VARIÁVEIS TEMPO E LOCAL, FOI UTILIZADO O TESTE DE
KRUSKAL-WALLIS.

#####Kruskal-Wallis#####

#Kruskal-Wallis (trabalha com dados não paramétricos) vai ranquear os dados;REALIZA
a soma dos ranques.

# teste de dunn para verificar onde estão as diferenças na kruskall=wallis

library("dunn.test")
kruskal.test(S~LOCAL,data=result)
dunn.test(result$S, result$LOCAL)
kruskal.test(S~TEMPO,data=result) # DIFERENÇA
dunn.test(result$S, result$TEMPO)
boxplot(S~LOCAL,data=result)
lineplot.CI(LOCAL,S,data=result)
lineplot.CI(TEMPO,S,data=result)
summary(aov(S~TEMPO*LOCAL, group=LOCAL, data=result))
kruskal.test(FGR~LOCAL,data=result)
dunn.test(result$FGR, result$LOCAL)
kruskal.test(FGR~TEMPO,data=result)
dunn.test(result$FGR, result$TEMPO)
lineplot.CI(LOCAL,FGR,data=result)
kruskal.test(FRic~LOCAL,data=result)# DIFERENÇA
dunn.test(result$FRic, result$LOCAL)
kruskal.test(FRic~TEMPO,data=result)
dunn.test(result$FRic, result$TEMPO)

```

```

lineplot.CI(LOCAL,FRic,data=result)
lineplot.CI(TEMPO,FRic,data=result)
kruskal.test(Feve~LOCAL,data=result)
dunn.test(result$Feve, result$LOCAL)
kruskal.test(Feve~TEMPO,data=result) # DIFERENÇA
dunn.test(result$Feve, result$TEMPO)
kruskal.test(FDiv~LOCAL,data=result)# DIFERENÇA
dunn.test(result$FDiv, result$LOCAL)
kruskal.test(FDiv~TEMPO,data=result)
dunn.test(result$FDiv, result$TEMPO)
lineplot.CI(LOCAL,FDiv,data=result)
kruskal.test(FDis~LOCAL,data=result)
dunn.test(result$FDis, result$LOCAL)
kruskal.test(FDis~TEMPO,data=result)
dunn.test(result$FDis, result$TEMPO)
#-----
library(sciplot)
# executar a função fun para calcular a média das figuras
# mean = média | median - median | sd - desvio padrão | se - erro padrão
fun = function(x) mean(x, na.rm=TRUE)

fun(result$$)
mean(result$$)

result$LOCAL1<-result$LOCAL
result$LOCAL1<-str_replace_all(result$LOCAL1, "Agua_Suja", "Água Suja")
result$LOCAL1<-str_replace_all(result$LOCAL1, "Santa_Luzia", "Santa Luzia")

```