



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I - CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
CURSO DE GRADUAÇÃO EM
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

JOSÉ MATHEUS RAMOS DE LIRA

**BIOINDICADORES: USANDO ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE BRIÓFITAS COMO
FERRAMENTAS NO MONITORAMENTO DA SAÚDE AMBIENTAL DE UMA
UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NO SEMIÁRIDO**

**CAMPINA GRANDE
2024**

JOSÉ MATHEUS RAMOS DE LIRA

**BIOINDICADORES: USANDO ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE BRIÓFITAS COMO
FERRAMENTAS NO MONITORAMENTO DA SAÚDE AMBIENTAL DE UMA
UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NO SEMIÁRIDO**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Departamento de Biologia
da Universidade Estadual da Paraíba,
como requisito à obtenção do título de
Bacharel em Ciências Biológicas

Área de concentração: Ecologia

Orientador: Prof. Dr. Sérgio de Faria Lopes

**CAMPINA GRANDE
2024**

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto em versão impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que, na reprodução, figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

L768b Lira, José Matheus Ramos de.
Bioindicadores [manuscrito] : usando atributos funcionais de briófitas como ferramentas no monitoramento da saúde ambiental de uma unidade de conservação no semiárido / José Matheus Ramos de Lira. - 2024.
42 f. : il. color.

Digitado.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências biológicas) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2024.

"Orientação : Prof. Dr. Sergio de Faria Lopes, Departamento de Biologia - CCBS".

1. Antropização. 2. Biomonitoramento. 3. Briófitas. 4. Traços funcionais. I. Título

21. ed. CDD 577

JOSÉ MATHEUS RAMOS DE LIRA

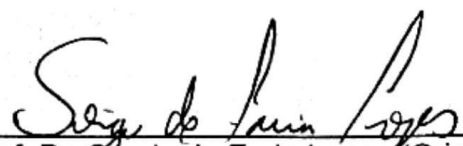
**BIOINDICADORES: USANDO ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE BRIÓFITAS COMO
FERRAMENTAS NO MONITORAMENTO DA SAÚDE AMBIENTAL DE UMA
UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NO SEMIÁRIDO**

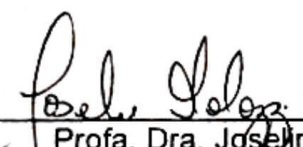
Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Departamento de Biologia
da Universidade Estadual da Paraíba,
como requisito à obtenção do título de
Bacharel em Ciências Biológicas

Área de concentração: Ecologia

Aprovada em: 22/11/2024.

BANCA EXAMINADORA


Prof. Dr. Sérgio de Faria Lopes (Orientador)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)


Profa. Dra. Joseline Molozzi
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)


Prof. Dr. Joan Bruno Silva
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Ao meu pai, Aniceto José de Lira.
(*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me dado forças quando pensei em desistir de tudo.

A minha família, especialmente, a minha tia, Maria Aparecida, que me ajudou, financeiramente, e me deu apoio para construir os meus sonhos.

Agradeço ao Laboratório EcoTropics, na pessoa do professor Sérgio de Faria Lopes, pelos valiosos ensinamentos, dedicação e supervisão na realização deste trabalho.

Ao professor Joan Bruno Silva, pela orientação, paciência e compreensão nos momentos em que mais precisei durante a Iniciação Científica.

Aos meus amigos: Giovana, Ellen, Lissandra, Camila, Bianca, Bruno, Ausci, Fernanda, James, Catarina, Natasha, Alex, Helena, João, Emily e Grazi, por terem feito tudo parecer mais leve durante a graduação. Em especial, à Emanuele Cantanhede, que, mesmo de longe, sempre esteve presente.

Muito obrigado!

“É triste pensar que a natureza fala e o
gênero humano não a ouve”

Victor Hugo

RESUMO

Unidades de Conservação (UCs) são áreas protegidas estabelecidas pelo governo para preservar a biodiversidade e os ecossistemas. No entanto, a urbanização e o crescimento populacional ao redor dessas áreas representam sérios desafios para a manutenção da conservação das espécies. Nesse sentido, o Parque Municipal Natural da Serra da Borborema, localizado em Campina Grande – PB, tem enfrentado intensas transformações de origem antrópica. Além do histórico de exploração mineral, o avanço imobiliário vem reduzindo a área total do Parque. Outro fator preocupante é a carência de informações científicas que possam subsidiar ações efetivas de conservação no local. Devido à sua sensibilidade às perturbações antrópicas, as briófitas têm despertado interesse crescente dos pesquisadores como ferramentas eficazes de biomonitoramento. Sua sensibilidade a perturbações na qualidade ambiental as torna especialmente úteis na detecção de impactos ambientais causados por atividades humanas. Considerando o potencial das briófitas como bioindicadores da qualidade ambiental — através da mensuração dos atributos funcionais e composição das comunidades — avaliamos o estado de conservação da área. O estudo foi realizado com amostras de briófitas coletadas em duas estações (seca e chuvosa), em duas paisagens: Floresta Aberta (FA) e Floresta Fechada (FF). Foram selecionados os atributos de história de vida, *i.e.*, atributos funcionais, como *proxies* para estimar a intensidade da filtragem ambiental em cada parcela com diferentes distâncias de perturbações antrópicas. Foram realizadas análises estatísticas (Correlação de Pearson, teste de Mann-Whitney, índice de Diversidade Beta de Williams e análise de componentes principais) para avaliar a distribuição das espécies sobre as variáveis ambientais e o impacto das perturbações antrópicas sobre as comunidades de briófitas. Nosso objetivo foi entender como as condições ambientais e a antropização afetam a diversidade e os atributos funcionais das briófitas, avaliando como estes fatores influenciam a saúde ambiental da Unidade de Conservação. Nossos resultados evidenciam a homogeneização das comunidades brioflorísticas no Parque, resultante de perturbações ambientais, o que se reflete em um baixo turnover de espécies combinado a homogeneização dos atributos funcionais. Essa situação sugere uma intensa modificação nas condições ambientais na unidade de conservação, apesar do parque ter uma relevância científica por abrigar espécies de briófitas de distribuição rara e outras quase ameaçadas de extinção.

Palavras-Chave: antropização; biomonitoramento; briófitas; traços funcionais.

ABSTRACT

Conservation Units (CUs) are protected areas established by the government to preserve biodiversity and ecosystems. However, urbanization and population growth around these areas present serious challenges to the conservation of species. In this context, the Parque Municipal Natural da Serra da Borborema, located in Campina Grande – PB, has been facing intense anthropogenic transformations. In addition to a history of mineral exploitation, real estate development has been reducing the total area of the Park. Another concerning factor is the lack of scientific information to support effective conservation actions in the area. Due to their sensitivity to anthropogenic disturbances, bryophytes have gained increasing interest from researchers as effective biomonitoring tools. Their sensitivity to environmental disturbances makes them particularly useful in detecting environmental impacts caused by human activities. Considering the potential of bryophytes as bioindicators of environmental quality—through the measurement of functional traits and community composition—we assessed the conservation status of the area. The study was conducted with bryophyte samples collected during two seasons (dry and rainy) and in two landscapes: Open Forest (OF) and Closed Forest (CF). Life-history traits, i.e., functional attributes, were selected as proxies to estimate the intensity of environmental filtering in each plot at different distances from anthropogenic disturbances. Statistical analyses (Pearson's correlation, Mann-Whitney test, Beta Diversity Index of Williams and PCA) were performed to evaluate species distribution based on environmental variables and the impact of anthropogenic disturbances on bryophyte communities. Our goal was to understand how environmental conditions and anthropization affect the diversity and functional traits of bryophytes, assessing how these factors influence the environmental health of the Conservation Unit. Our results highlight the homogenization of bryophyte communities in the Park, resulting from environmental disturbances, which is reflected in low species turnover combined with the homogenization of functional traits. This situation suggests intense modifications in the environmental conditions of the conservation unit, despite the park's scientific relevance for hosting bryophyte species with rare distribution and others that are near extinction.

Keywords: anthropization; biomonitoring; bryophytes; functional traits.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Localização do Parque Municipal Natural da Serra da Borborema.....	22
---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Lista de espécies presentes no Parque Municipal Natural da Serra da Borborema.....	25
Tabela 2 - Correlações entre atributos vs estações.....	34

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

FA - Floresta Aberta

FF - Floresta Fechada

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

PAA - Perturbações antrópicas agudas

PAC - Perturbações antrópicas crônicas

PB - Paraíba

PCA - Análise de componentes principais

UC - Unidade de Conservação

LISTA DE SÍMBOLOS

β_{-3} - Índice de Diversidade Beta de Williams

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	15
2.1 Histórico de degradação da Caatinga e as Unidades de Conservação.....	15
2.2 Efeitos da atividade antrópica em comunidades vegetais.....	16
2.3 Briófitas como bioindicadoras da qualidade ambiental.....	18
2.4 Atributos funcionais em briófitas.....	19
3 METODOLOGIA.....	22
3.1 Caracterização da área estudada.....	22
3.2 Coleta, tratamentos e amostragens.....	23
3.3 Variáveis analisadas.....	23
3.4 Análise estatística.....	24
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	25
4.1 Evitação vs Tolerância.....	27
4.2 Espécies de Briófitas em relação às variáveis ambientais.....	29
4.3 Rotatividade das espécies.....	31
4.4 Influência da Urbanização na Riqueza das Espécies.....	31
4.5 Efeitos da perturbação antrópica sobre a reprodução das briófitas.....	32
5 CONCLUSÃO.....	35
REFERÊNCIAS.....	36

1 INTRODUÇÃO

As briófitas abrangem três Filos (Marchantiophyta, Anthoceroophyta e Bryophyta), os quais apresentam diferenças morfológicas significativas entre si (Goffinet, 2000). Elas representam o primeiro grupo de plantas a colonizar o ambiente terrestre e, juntas, formam o segundo grupo mais diverso de plantas, com aproximadamente 15.000 espécies descritas (Costa, 2010). Apesar de sua origem antiga, são plantas altamente especializadas, capazes de sobreviver em uma ampla variedade de condições ambientais, compondo um elemento importante da vegetação em florestas, pântanos, habitats terrestres e rochosos (Kürschner, 2004).

As briófitas são sensíveis a alterações ambientais, especialmente por serem poiquilohídricas (Gradstein et al., 2001), reagindo sensivelmente às variações de umidade, temperatura e luminosidade (Hallingbäck & Hodgetts, 2000). Devido às suas características morfo-fisiológicas, como a ausência de cutícula e de vasos condutores, a água, os nutrientes e os metais são transportados com facilidade entre as células. Dessa forma, as briófitas têm sido utilizadas na avaliação da qualidade ambiental, diretamente relacionadas com a qualidade do ar, bem como com alterações ambientais decorrentes da urbanização, da poluição atmosférica e aquática (Delgadillo & Cárdenas 2000, Glime, 2021).

Para o âmbito botânico, os bioindicadores vegetais são aqueles que se adaptam com maior sucesso a determinado ambiente, sendo conhecidos como fitoindicadores (Holt; Miller, 2010). Briófitas têm sido apontadas como excelentes bioindicadoras da qualidade ambiental (Zechmeister et al. 2003, Wolterbeek et al. 2003). Traços funcionais das briófitas podem espelhar os já descritos em plantas vasculares, mas outros representam alternativas ecológicas únicas (Tao; Zhang, 2012). As briófitas absorvem água e nutrientes diretamente da atmosfera, retomam rapidamente a fotossíntese após a reidratação, como também possuem atributos funcionais relacionados a tolerância e evitação à dessecação (Goffinet et al, 2009). Eles podem ser usados para entender e prever como as espécies respondem a mudanças ambientais e, assim, servir como bioindicadoras da qualidade ambiental. O conhecimento sobre os efeitos dos impactos antrópicos sobre as comunidades de briófitas vem aumentando ao longo dos anos e atualmente é possível usar as briófitas como bioindicadoras da qualidade ambiental analisando a estruturação das comunidades através de índices bio-ecológicos (e.g. formas de vida, atributos

funcionais, impacto humano) (Puglisi; Cataldo, 2019).

O Parque Municipal Natural da Serra da Borborema é uma Unidade de Conservação (UC) localizada em Campina Grande - Paraíba, que está passando por intensas transformações de origem antrópica. A urbanização e o crescimento populacional ao redor do parque, representam sérios riscos à sua biodiversidade, especialmente porque ele está inserido em uma área de endemismo. Em 2016 o estado da Paraíba foi elevado à categoria de *hotspot* de briófitas no Brasil com 176 espécies registradas, das quais 33% são endêmicas (Germano, Silva, Peralta, 2016). Atualmente, a Paraíba conta com 187 espécies e o parque abriga espécies de briófitas raras e outras quase ameaçadas de extinção (Silva et al., 2024). Isso ressalta a importância do monitoramento ambiental para avaliar o estado de conservação das espécies e da área.

A importância de se utilizar as briófitas como modelo focal nesta pesquisa é que essas plantas desenvolvem funções ecossistêmicas não redundantes tais como estabilização dos solos, captura e distribuição de nutrientes, regulação da germinação de sementes e são colonizadoras de ambientes perturbados (Belnap, et al., 2003), atuando na facilitação do estabelecimento de outros grupos vegetais (Glime, 2017).

Dado o potencial das briófitas como bioindicadores de qualidade ambiental, realizamos a mensuração dos atributos funcionais das briófitas do Parque, relacionados à demanda por luz, formas de vida e conservação hídrica. O presente estudo contribui para o aprimoramento de um método barato e eficiente de mensuração do estado de conservação ambiental de uma área a partir da linguagem corporal das briófitas. Além disso, trabalhos que abordem a diversidade funcional de briófitas são escassos, e estão apenas começando a serem desenvolvidos (Silva, et al 2017).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Histórico de degradação da Caatinga e as Unidades de Conservação

A Caatinga compreende 912.529 km² (Silva et al., 2017) sendo uma das seis grandes regiões ecológicas brasileiras (IBGE, 2004). Entre essas regiões, ela é a única restrita ao Brasil, ou seja, não é compartilhada com nenhum outro país. A precipitação média anual varia entre 240 e 1.500mm, mas metade da região recebe menos de 750mm e algumas áreas centrais menos de 500mm (Sampaio, 1995; Prado, 2003). As chuvas são distribuídas entre os meses de verão e outono (janeiro a maio), e no restante do ano há um déficit hídrico que varia em duração de 7 a 11 meses (Sampaio, 1995). A região é caracterizada por uma vegetação adaptada ao clima semiárido, com espécies que apresentam adaptações para sobreviver à seca prolongada (Prado, 2008). Devido estas características ambientais estas áreas possuem um alto grau de endemismo de espécies, apesar disso a Caatinga tem o menor número e a menor extensão protegida (1% do território) dentre todos os biomas brasileiros (Leal et al., 2005). Carvalho et al. (2022) alerta para a possibilidade de áreas com um alto índice de endemismo de espécies vegetais ainda estarem desprotegidas no bioma de Caatinga.

A trajetória de degradação que marcou a história da região desde a chegada dos europeus no Brasil permanece inalterada e as mudanças climáticas previstas para a região, particularmente a redução da precipitação, indicam um futuro sombrio (Tabarelli et al., 2017). As projeções indicam que florestas secas podem ser substituídas por desertos (solos nus) em resposta à redução da precipitação e ao aumento da perturbação humana, como perda e fragmentação de habitat, exploração madeireira, colheita de produtos florestais, incêndios e outras perturbações crônicas (Mirzabaev et al., 2019). Por isso, as áreas protegidas são essenciais para a conservação da biodiversidade, especialmente para a manutenção de espécies endêmicas, ameaçadas e serviços ecossistêmicos (Watson et al., 2014).

Na Paraíba, o então Parque Estadual do Poeta e Repentista Juvenal de Oliveira foi criado em 2004 com uma área de aproximadamente 420 hectares. Entretanto, o Decreto que o originou não obteve sucesso em sua implementação e seis anos depois, um novo Decreto, trouxe também a redução da delimitação de sua

área para aproximadamente 260 ha, visando a implantação de um condomínio de luxo (Souza et al., 2014). Em 2020, a Unidade de Conservação foi desafetada pela Lei Estadual nº 11.797, de 27 de outubro de 2020 (Paraíba, 2020), sob a justificativa de inexistirem registros que comprovassem a importância ambiental da área e fundamentassem sua proteção. No entanto, diante da mobilização popular, a Prefeitura Municipal optou por restabelecer o parque. Assim, em dezembro de 2020, a UC foi rebatizada como Parque Natural Municipal Serra da Borborema (Oliveira et al., 2023). O Parque conta com beleza cênica, composta por diversos afloramentos rochosos inseridos no domínio fitogeográfico Caatinga. Entretanto, a Unidade de Conservação (UC), está sob transformações de origem antropogênica, visando a implementação de espaços para apresentações; pista de skate; praça, restaurantes e quiosques; equipamentos para atividades físicas, conforme projeto de Lei municipal Nº 7.790, de 23 de dezembro de 2020 (Campina Grande, 2020), iniciado pela Prefeitura Municipal de Campina Grande.

O Parque apresenta um histórico de exploração econômica a partir da extração mineral desordenada dos afloramentos rochosos (Souza et al., 2014), além de atualmente ser alvo de poluição por descarte inadequado de resíduos sólidos.

2.2 Efeitos da atividade antrópica em comunidades vegetais

Perturbações antrópicas são o motor da modificação de paisagens naturais em toda biota do planeta, tendo como causas a exploração excessiva de recursos naturais e expansão urbana (Chapin, 2003, Hautier et al., 2015). Tais processos criam mosaicos na paisagem com áreas conservadas, áreas com vegetação secundária e áreas manejadas (Benitez-Malvido; Martinez-Ramos, 2003). Os remanescentes de vegetação em ambientes urbanos existem como fragmentos altamente isolados que estão sujeitos a crescentes pressões antropogênicas da matriz urbana circundante (Christie et al., 2010). As perturbações antrópicas podem ser classificadas como agudas (PAA) ou crônicas (PAC). As PAA, como a perda e a fragmentação de habitats, geralmente são de alta intensidade, resultando em grande remoção de biomassa e na descaracterização total da paisagem natural, ocorrendo em um curto período de tempo. Já as PAC, como a exploração de lenha, caça e pecuária, promovem modificações gradativas no ambiente, sem descaracterizá-lo

drasticamente, mas impactando os organismos de forma contínua (Singh; Pandey; Tiwari, 1998; Ribeiro-Neto et al., 2016). As perturbações antrópicas podem descaracterizar os processos naturais, adicionando sua influência nas condições ambientais naturais e gerando diferentes consequências para os organismos (Singh; Pandey; Tiwari, 1998).

A fragmentação florestal é um dos principais fatores responsáveis por alterações na distribuição e abundância de organismos, pois ela gera um gradiente de condições abióticas entre a borda e interior da área, conhecido como efeito de borda (Murcia, 1995). Essas perturbações provocam variações drásticas nos fatores físicos do ambiente, como temperatura, luminosidade e umidade (Ponce-Reyes et al., 2013). Como consequência disso a vegetação fica mais exposta ao vento e à radiação solar, o que cria condições de crescimento mais secas e quentes em comparação aos ecossistemas florestais originais (Matlack, 1993; Gignac e Dale, 2005).

O efeito de borda muitas das vezes acarreta a homogeneização e perda de espécies nas proximidades da borda enquanto que no interior do fragmento abriga um maior número de espécies, estando mais distante das perturbações antrópicas (Young et al., 1996, Willy et al., 2007, Machado-Filho et al., 2015). Tal variação biológica é consequência dos filtros ambientais existentes entre a borda e interior de um fragmento, impulsionada por variações abióticas e bióticas (Esseen; Renhorn 1998, Chen et al., 1999, Harper et al., 2005).

Comunidades de plantas sob forte perturbação e pressão abiótica geralmente retêm uma menor diversidade filogenética, uma vez que abrigam um grupo selecionado de espécies que podem ter conservado suas adaptações funcionais em suas linhagens evolutivas (Coyle et al. 2014 ; Smith et al. 2022). Então, a montagem de comunidades em resposta a condições abióticas antropizadas e mais severas também dependerá da relação filogenética entre espécies e seus traços funcionais compartilhados (ou seja, morfologia, forma de vida) (Cavender-Bares et al., 2009). Em particular, ambientes secos são especificamente desafiadores para as plantas porque as adaptações devem evoluir para permitir a tolerância ou evitação de potenciais hídricos extremamente baixos (Chaves; Maroco; Pereira, 2003).

As assembleias de briófitas são estruturadas por processos baseados em nicho, relacionados aos filtros abióticos. Este padrão deve-se à natureza poiquilohídrica das briófitas, i.e. não controlam a entrada e perda de água, sendo

dependentes principalmente das condições de umidade do ambiente (Proctor; Tuba, 2002).

2.3 Briófitas como bioindicadoras da qualidade ambiental

Nos últimos anos, os bioindicadores vêm sinalizando sistemas de medição particularmente interessantes, visto o seu baixo custo e eficácia. Sendo considerados um dos pilares do monitoramento ambiental moderno, a fonte de informação bioindicativa fornece informações sobre os sistemas biológicos, pois possibilita a avaliação de áreas inteiras, sobre uma perspectiva sistêmica (Holt; Miller, 2010). A utilização dos bioindicadores representa vantagens sobre os métodos convencionais de avaliação da qualidade ambiental, podendo, inclusive, ser utilizados para a avaliação cumulativa de eventos ocorridos num período pontual, resgatando um histórico ambiental ainda não detectado por outros métodos (Holt; Miller, 2010).

Para o âmbito botânico, os bioindicadores vegetais são aqueles que se adaptam com maior sucesso a determinado ambiente, sendo conhecidos como fitoindicadores (Holt; Miller, 2010). As plantas são amplamente utilizadas como bioindicadores por suas respostas peculiares e distintas, nas quais as briófitas desempenham um papel muito crucial e específico devido à extrema sensibilidade a perturbações. Essas espécies servem como bons bioindicadores e agem como um “aviso” para os pesquisadores (Sinha; Singh et al., 2021). Características morfológicas, fisiológicas, reprodutivas das briófitas, assim como taxas relativamente rápidas de extinção e de colonização, alta especificidade de substrato, condição haploide dominante e pequeno tamanho, as tornam extremamente sensíveis às variações ambientais, sendo comumente utilizadas como modelo biológico para se detectar distúrbios ambientais a curto e longo prazo (Hallingback; Hodgetts 2000, Zartman, 2003).

2.4 Atributos funcionais em briófitas

Vivendo sob condições ambientais exigentes ao longo de sua evolução, espécies de briófitas desenvolveram adaptações ecológicas, morfológicas e fisiológicas especiais para sobreviver (Frey & Kürschner, 1998; Kürschner & Ghazanfar, 1998). Uma grande quantidade de atributos funcionais em “Briófitas” têm sido descritos como importantes redutores da sua dependência da umidade (Frahm et al., 2003). Estas características podem ser morfológicas, fisiológicas e fenológicas mensuráveis que representem alguma funcionalidade ao ambiente (Cianciaruso, et al., 2009). O uso de formas de vida briófitas como indicadores é baseado nas relações próximas entre as formas de vida e os ambientes circundantes. Por exemplo, em florestas fragmentadas com estresse severo de seca, a riqueza de formas de vida higrófilas pode refletir a umidade geral, fornecendo uma estimativa para a riqueza total de espécies (Oishi & Morimoto, 2016)

Bates (1998) concluiu que a forma de vida é um conceito útil na ecologia das briófitas devido à “dependência excepcionalmente alta das briófitas em fontes externas transitórias de água”. Ele ressalta que para as briófitas não é o indivíduo que forma a unidade ecológica, mas sim a forma de vida clonal ou colonial. A forma de vida é construída de forma a minimizar a perda evaporativa enquanto maximiza a captura de luz fotossintética (Glime, 2021). Elas aparecem classificadas em ordem de importância em relação a sua eficiência em transpor aqueles filtros ambientais abióticos (Glime, 2021). Para nosso trabalho foram consideradas as seguintes formas de vida conforme as espécies encontradas na área: 1- Talosa; 2- Tapete; 3- Flabelado; 4- Trama; 5- Almofada; 6- Tufo. Sendo Tufo a forma de vida mais importante em termos de tolerância e evitação à seca. A estratégia de evitar a seca envolve mecanismos que previnem a dessecação dentro da planta ou permitem a entrada em dormência durante períodos de escassez hídrica. Já tolerar a seca implica na capacidade de manter um suprimento hídrico adequado para o funcionamento das células mesmo em condições de baixa disponibilidade de água (Glime, 2021).

A forma de crescimento é diferente das formas de vida. Glime (2017) afirma que a forma de crescimento é o resultado mais simples da genética. Meusel (1935) aplicou o termo a brotos individuais. É, portanto, um termo puramente morfológico que expressa a arquitetura da planta. Tradicionalmente, as formas de crescimento

dos musgos foram divididas entre aquelas que são acrocárpicas e crescem verticalmente (musgos ortotrópicos) e aquelas que são pleurocárpicas e ficam horizontalmente em relação ao substrato (musgos plagiotrópicos). As formas de crescimento e de vida das plantas podem ajudar na retenção de água, reduzindo a resistência do ar, aumentando a espessura da camada limite, proporcionando espaços capilares e protegendo-se mutuamente (Glime, 2021).

A costa é a estrutura de suporte para muitas folhas de musgo, muitas vezes também proporcionando uma avenida de transporte aquático (Frahm, 1985). Assemelha-se a uma nervura central tanto em aparência quanto em função. As bordas geralmente são células alongadas que podem ser de cor clara ou fortemente pigmentadas (Kürschner, 2004). Bordas foliares com células alongadas proporcionam benefícios semelhantes aos da costa e parecem acelerar o movimento da água da base da folha para partes mais distais, ou em alguns casos da ponta para o meio (Glime, 2017). As células alongadas da borda permitem que os filídios fiquem contorcidas à medida que secam. Muitas espécies têm folhas que se curvam ou torcem quando secam, especialmente aquelas em habitats xéricos. Essas folhas curvam-se em direção ao caule e, assim, reduzem a área de superfície exposta (Glime, 2017). A borda involuta ou revoluta adiciona suporte estrutural à margem que causa contorções quando a folha seca (Kürschner, 2003, 2004). Muitas folhas protegem-se parcialmente da perda de água por terem toda ou parte da folha com mais de uma célula de espessura. Este é um caráter comum nas bordas e na costa (Glime, 2017).

Algumas espécies protegem as células fotossintéticas com células hialinas ou incolores. As células hialinas banham as células fotossintéticas em água, fornecendo um reservatório (Frahm, 1985). Como a célula hialina é uma célula morta, seu único propósito parece ser fornecer água à porção fotossintética da folha. As células hialinas na base da folha facilitam a rápida absorção de água, mas também incham e forçam mecanicamente a folha a se afastar do caule (Glime, 2017). Os capilares hialinos são células alongadas sem conteúdo celular que formam uma estrutura tubular especializada. Células alongadas significam que menos paredes finais devem ser cruzadas para que a água e outras substâncias atravessem o interior da folha da ponta à base ou vice-versa (Glime, 2017).

As papilas ou células papilosas nas briófitas são pequenas projeções das células. As papilas podem facilitar a rápida absorção de água (Proctor, 1979;

Longton, 1988; Kürschner, 2004) e acelerar a perda de água, evitando o alagamento (Pressel et al. 2010).

As hepáticas têm uma história evolutiva que separa alguns dos principais grupos pelas suas relações hídricas (Heinrichs et al. 2005). A presença de Lóbulos nas hepáticas funciona para armazenamento de água extracelularmente, podem ser descritas como dobras foliares na parte inferior (Glime, 2017). Os lóbulos também podem servir como componentes de sistemas externos de transporte de água, utilizando ação capilar entre superfícies sobrepostas, ou podem desempenhar outras funções ainda não concebidas, ou nenhuma função. A forma pode influenciar a eficiência funcional dos lóbulos (Renner, 2015). As escamas são estruturas geralmente presentes na superfície ventral das hepáticas talosas que servem principalmente auxiliando a condução e absorção de água, oferecendo espaços capilares que conduzem água externamente na parte inferior do talo (Glime, 2021).

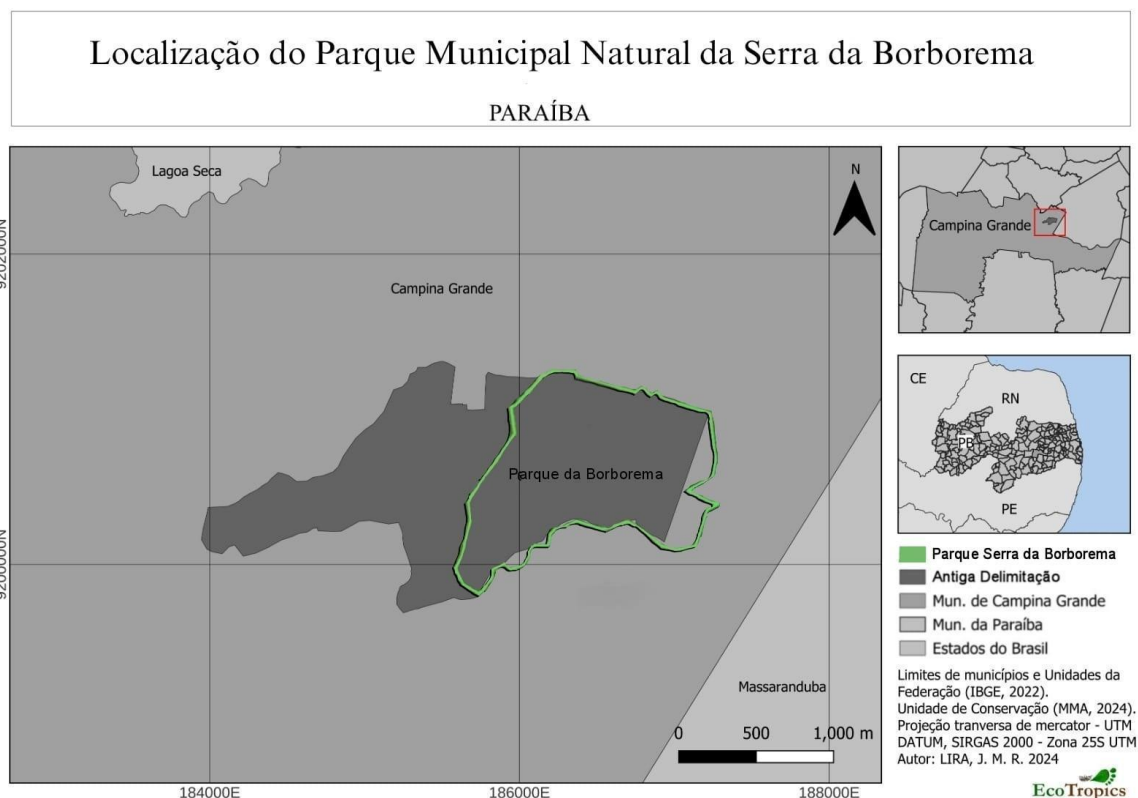
Outro traço importante seria o formato do filídio, que confere diferentes formas de absorção de água em canalículos e pequenas depressões. Kürschner (2003, 2004) descreve diferentes formatos que podemos considerar como adaptativos (filídio enrolado, imbricados). A coloração do gametófito também é um traço importante pois atua evitando danos às células fotossintéticas refletindo o excesso de radiação luminosa (esbranquiçado) ou bloqueando a passagem dos raios solares (enegrecido) (Kürschner, 2004; Silva et al., 2017).

3 METODOLOGIA

3.1 Caracterização da área estudada

A área estudada foi a Unidade de Conservação do Parque Municipal Natural da Serra da Borborema, situada na porção oriental do Planalto da Borborema (coordenadas $7^{\circ}13'43,07''\text{S}/35^{\circ}51'47,23''\text{O}$ e $7^{\circ}13'16,70''\text{S}/35^{\circ}50'0,1''\text{O}$), a aproximadamente 6 km do centro do município de Campina Grande-PB e de sua zona rural. O parque abrange uma área de 260 hectares e está inserido no domínio fitogeográfico da Caatinga. O clima é do tipo As' (savânico), *i.e.*, quente e úmido, com chuvas de outono e inverno (700 mm/ano). Com temperatura média anual de 26°C , a umidade relativa do ar é em torno de 80% (Varejão-Silva, et al., 1984). A paisagem é predominantemente composta por afloramentos rochosos do tipo granito-*gnais*s com o Granito de Campina Grande (Suíte Granítica Shoshonítica) como rocha preponderante (Paraíba, 2004).

Figura 1: Localização do Parque Municipal Natural da Serra da Borborema evidenciando a nova proposta de delimitação do parque em função do avanço do avanço antrópico



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

3.2 Coleta, tratamentos e amostragens

O estudo foi realizado com amostras de briófitas coletadas em duas estações (seca e chuvosa), em duas paisagens: Floresta Aberta (FA) e Floresta Fechada (FF). Foi considerado FA a paisagem contendo árvores ou não, mas com dossel aberto possibilitando ampla incidência luminosa; e FF, floresta com dossel fechado mitigando a incidência luminosa. Para cada paisagem, foram instaladas cinco parcelas 10 x 10m com diferentes distâncias de perturbação antrópica. Foram seguidos os métodos de coleta e herborização típicos em briologia (Frahm et al., 2003), os quais consistem na raspagem das espécies do seu substrato, acondicionadas em sacos de papel e, posteriormente, depositadas em envelopes de papel sulfite. As espécies foram identificadas de acordo com literatura usual (Sharp et al., 1995), além de monografias e artigos especializados. Os sistemas de classificação taxonômica foram propostos por Buck, Shaw e Goffinet (2009) para musgos.

3.3 Variáveis analisadas

Foram selecionados os atributos de história de vida, i.e., atributos funcionais, relacionados à colonização e sucesso das plantas em seus ambientes adversos como *proxies* para estimar a intensidade da filtragem ambiental em cada parcela. Foram usados esses proxies por conta da dificuldade de mensuração de distúrbios crônicos em nível de paisagem (Acharya; Dangi, 2009). Foram analisados o impacto de três indicadores de distúrbio crônicos bem documentados: proximidade ao Centro (Leal et al., 2014) da cidade, proximidade a casas (Martorell; Peters, 2005), proximidade a rodovias (Leal et al., 2014). Foram usados os atributos descritos em literatura relacionados a demandas por luz, formas de vida e conservação hídrica.

Os atributos são divididos em dois grupos, conforme as estratégias a que servem: evitação à seca (evitar que a dessecação ocorra dentro da planta ou entrar em estado de dormência durante períodos de baixa disponibilidade hídrica) e tolerância à seca (manter um adequado suprimento hídrico durante a seca) (Glime, 2021). Tais características vão desde o nível celular, individual até à forma de vida colonial de cada espécie de briófitas analisada. Foi utilizado o auxílio de um microscópio óptico para a mensuração dos atributos, mas alguns, como formas de vida podem ser visualizados a olho nu. Em seguida os dados de presença e

ausência de cada traço analisado foram encaminhados para a análise estatística.

Para classificar as espécies em relação à tolerância à intensidade de luz foi utilizado o trabalho de Silva et al (2024). As espécies foram classificadas segundo Bates (1998) em 1- Talosa; 2- Tapete; 3- Flabelado; 4- Trama; 5- Almofada; 6- Tufo, conforme a distribuição das espécies. As formas de vida também foram classificadas em três níveis de tolerância segundo Mägdefrau (1998): Tolerante (Tufo); intermediário (Almofada, Trama e Tapete) e vulnerável (Flabelado, Talosa).

3.4 Análise estatística

Foi utilizado o índice de Diversidade Beta de Williams (β_{-3}) para avaliar o *turn over* das espécies considerando as estações e as paisagens como fatores. Foi selecionado esse índice por ser responsivo às propriedades esperadas para o índice (Koleff et al. 2003). Uma vez que a distribuição dos dados não atendeu aos padrões da distribuição normal, foi utilizado o teste de Mann-Whitney para verificar a significância entre as frequências das espécies em função das estações (Hammer, 2018). Foi realizada a correlação de Pearson (r) (Hammer, 2018) para avaliar a importância dos atributos funcionais vegetativos em função da estação. Foi utilizado a análise de componentes principais (PCA) para avaliar a distribuição das espécies em relação às variáveis ambientais, e reduzir a dimensionalidade dos dados, identificando as variáveis altamente correlacionadas (Jackson, 1993).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram encontradas 23 espécies de briófitas em 100 amostras, sendo 14 musgos, 8 hepáticas e um antóceros (Tabela 1). Musgos e hepáticas diferem em suas respostas às condições ambientais adversas encontradas na área, sendo as hepáticas mais sensíveis à perturbação do habitat, pois necessitam de condições ambientais particulares para sobreviver (Fenton et al., 2003, Nelson e Halpern, 2005). Podendo justificar a predominância de musgos em áreas perturbadas. Foram registradas seis formas de vidas, sendo tufo (oito espécies), trama e tapete (quatro espécies, cada) como as mais representativas. Essas formas de vida, principalmente tufo são as mais eficientes em ambientes com condições xéricas (Glime, 2021) e sua representatividade em ambas as estações e paisagens indica baixa condição de conservação da área.

Os filtros ambientais relacionados à temperatura e à umidade podem influenciar as formas de vida das briófitas selecionando aquelas que promovem a maximização da produção primária e a minimização da perda de água (Proctor, 2008). Espécies talosas foram as mais representativas entre aquelas exibindo formas de vida pouco eficientes em ambientes xéricos. Entretanto, o conjunto de atributos das espécies é mais importante para sua relação com o ambiente do que a forma de vida, isoladamente. A predominância de famílias *Fissidentaceae*, *Bryaceae* e *Calymperaceae* pode estar associada à capacidade destas de sobreviverem em condições adversas (Silva e Germano, 2013).

Tabela 1: Lista de espécies presentes no Parque Municipal Natural da Serra da Borborema, com dados sobre formas de vida, tolerância à luz, substrato, paisagem e estações. Sendo: FA - Floresta Aberta; FF- Floresta Fechada; EC - Estação chuvosa; ES - Estação Seca.

Filo/Família/ Espécies	Tolerância à luz	Formas de Vida	Substrato	Paisagem	Estação
Anthocerotophyta					
Anthocerotaceae					
<i>Anthoceros punctatus</i> L.	Generalista	Talosa	Solo	FA	EC
Bryophyta					
Bartramiaceae					
<i>Philonotis hastata</i> (Duby) Wijk & Margad.	Generalista	Tufo	Solo	FA	ES
<i>Philonotis uncinata</i>	Generalista	Tufo	Solo	FA	ES, EC

(Schwägr.) Brid.

Bryaceae

<i>Bryum argenteum</i> Hedw.	Generalista	Tufo	Solo, Rocha	FA	ES, EC
---------------------------------	-------------	------	-------------	----	--------

<i>Gemmabyum exile</i> (Dozy & Molk.) J.R. Spence & H.P. Ramsay	Generalista	Tufo	Solo, Rocha	FA	ES, EC
--	-------------	------	-------------	----	--------

<i>Rosulabryum capillare</i> (Hedw.) J.R. Spence	Generalista	Tufo	Solo	FF	ES, EC
---	-------------	------	------	----	--------

Calymperaceae

<i>Calymperes palisotii</i> Schwägr.	Generalista	Tufo	Tronco vivo, Solo, Rocha	FF	ES, EC
---	-------------	------	-----------------------------	----	--------

Fissidentaceae

<i>Fissidens flaccidus</i> Mitt.	Ombrófila	Flabelado	Solo	FF	EC
-------------------------------------	-----------	-----------	------	----	----

<i>Fissidens goyazensis</i> Broth.	Ombrófila	Tufo	Solo, Rocha	FF	ES, EC
------------------------------------	-----------	------	-------------	----	--------

<i>Fissidens submarginatus</i> Bruch	Ombrófila	Flabelado	Solo	FF	EC
---	-----------	-----------	------	----	----

<i>Fissidens zollingeri</i> Mont.	Generalista	Flabelado	Tronco vivo, Solo, Rocha	FF	ES, EC
--------------------------------------	-------------	-----------	-----------------------------	----	--------

Fabroniaceae

<i>Fabronia ciliaris</i> var. <i>wrightii</i> (Sull. ex Sull. & Lesq.) W.R.Buck	Generalista	Tapete	Solo, Tronco vivo	FF, FA	ES, EC
---	-------------	--------	----------------------	--------	--------

Pottiaceae

<i>Weissia controversa</i> Hedw.*	Xerófila	Tufo	Solo	FF, FA	ES
--------------------------------------	----------	------	------	--------	----

Stereophyllaceae

<i>Entodontopsis leucostega</i> (Brid.) W.R.Buck & Ireland	Generalista	Tapete	Rocha, Tronco vivo, Tronco morto	FA	ES, EC
---	-------------	--------	--	----	--------

<i>Entodontopsis nitens</i> (Mitt.) W.R.Buck & Ireland	Generalista	Tapete	Tronco morto	FF	ES
---	-------------	--------	--------------	----	----

Marchantiophyta

Cephaloziellaceae

<i>Fuscocephaloziopsis crassifolia</i> (Lindenb. & Gottsche) Váňa & L. Söderstr.	Generalista	Tapete	Solo, Tronco vivo	FF	ES, EC
--	-------------	--------	----------------------	----	--------

Frullaniaceae

<i>Frullania caulisequa</i> (Nees) Nees in Gottsche <i>et al.</i>	Xerófila	Trama	Tronco vivo	FF	EC
---	----------	-------	-------------	----	----

<i>Frullania gibbosa</i>	Xerófila	Trama	Solo, Tronco	FF	ES, EC
--------------------------	----------	-------	--------------	----	--------

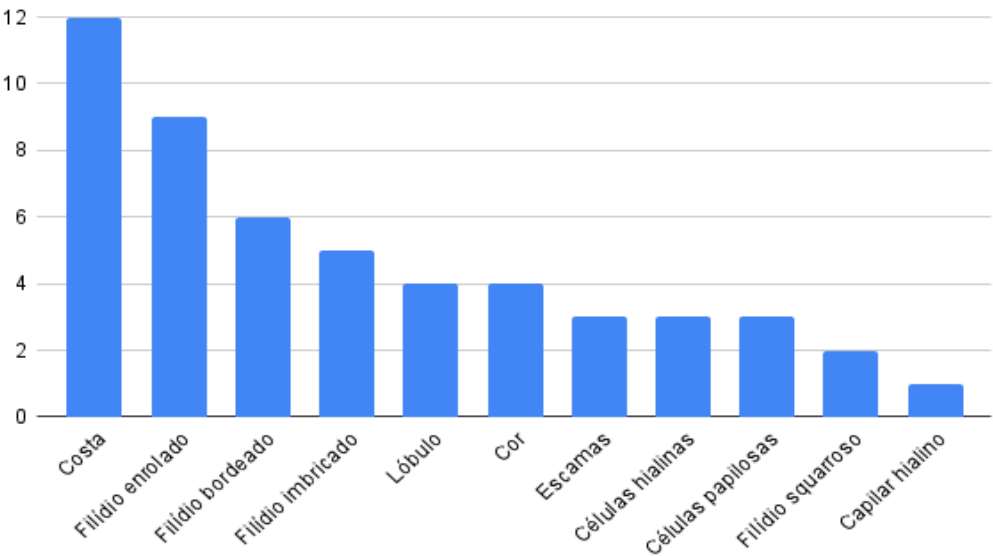
Nees <i>Frullania ericoides</i> (Nees) Mont.	Xerófila	Trama	vivo Solo, Rocha, Tronco vivo	FF	ES, EC
Lejeuneaceae <i>Myriocoleopsis minutissima</i> (Sm) R.L.Zhu, Y.Yu & Pócs*	Generalista	Trama	Tronco vivo	FF	ES
Ricciaceae <i>Riccia stenophylla</i> Spruce	Generalista	Talosa	Solo	FA	ES, EC
<i>Riccia vitalii</i> Jovet-Ast	Generalista	Talosa	Solo, Rocha	FA	ES, EC
<i>Riccia weinionis</i> Steph.	Generalista	Talosa	Solo, Rocha	FF	ES, EC

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

4.1 Evitação vs Tolerância

Os atributos são divididos em dois grupos, conforme as estratégias a que servem: evitação à seca (evitar que a dessecação ocorra dentro da planta ou entrar em estado de dormência durante períodos de baixa disponibilidade hídrica) e tolerância à seca (manter um adequado suprimento hídrico durante a seca) (Glime, 2021). Os atributos funcionais que se mostraram mais relevantes para a colonização e permanência das espécies foram Filídios imbricados, enrolados e bordeados (Gráfico 1).

Gráfico 1: Atributos funcionais mais frequentes relacionados a colonização e permanência das espécies de briófitas.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Os Filídios imbricados se sobrepõem uns sobre os outros como “telhas” auxiliando na retenção de água (Glime, 2017), apareceram nas espécies (*Bryum argenteum*; *Entodontopsis leucostega*; *Frullania caulisequa*; *Philonotis hastata* e *Philonotis uncinata*). Filídios enrolados que atuam na proteção do gametófito à radiação solar permitindo que a planta retorne ao estado ativo quando as condições de umidade melhoram (Proctor & Tuba 2002; Kürschner, 2004) estão presentes nas espécies (*Calymperes palisotii*; *Entodontopsis leucostega*; *Fissidens flaccidus*; *Fissidens goyazensis*; *Fissidens submarginatus*; *Fissidens zollingeri*; *Gemmabyum exile*; *Rosulabryum capillare*; *Weissia controversa*). Já os Filídios bordeados auxiliam na torção dos filídios quando secos, além de reforço estrutural e otimização da absorção de água (Kürschner, 2004; Mishler & Oliver, 2009) estão presentes em (*Entodontopsis leucostega*; *Fissidens flaccidus*; *Fissidens goyazensis*; *Fissidens zollingeri*; *Rosulabryum capillare*; *Weissia controversa*).

Este conjunto de atributos pertencentes à estratégia de tolerância à seca indica que mesmo durante a estação chuvosa e ao longo das florestas fechadas, as condições para as briófitas são dessecantes. Isso se deve porque, aliado às condições pluviométricas baixas, a área apresenta intensa ação antrópica que abre clareiras nas florestas e permite a intensificação da dessecação por ventos e raios solares. Essa combinação de fatores leva a rápidos ciclos de hidratação e dessecação, por isso a grande maioria destes atributos pertencem a estratégia de tolerância.

Registramos a presença de papilas em algumas espécies (*Anthoceros punctatus*; *Fissidens goyazensis* e *Weissia controversa*) que pertencem à estratégia de tolerância à seca (Silva et al., 2017). As papilas aumentam a superfície de absorção como também atuam como um sistema que otimiza a circulação de água por capilaridade de forma mais rápida (Vanderpoorten e Goffinet, 2009). Outro atributo que aparece em 12 das 23 espécies amostradas (Gráfico 1) é a Costa, pertencente também à estratégia de evitação à dessecação (Souza et al, 2022). Esta estrutura facilita o transporte de água (Glime, 2017; Goffinet et al., 2009). Guerra et al. (1992) considerou o aumento da costa uma adaptação ao ambiente xérico, proporcionando enrijecimento que sustenta a folha durante a dessecação, por isso serve para permitir uma rápida absorção e transporte de água.

4.2 Espécies de Briófitas em relação às variáveis ambientais

Na estação chuvosa, os atributos mais importantes são relacionados à condução hídrica, indicando que as espécies presentes priorizam a capacidade de transportar água eficientemente para otimizar o crescimento durante a maior disponibilidade hídrica (Chapin et al., 2002). Foi possível ver no gráfico 2, espécies mais relacionadas a Estação chuvosa (*Rosulabryum capillari* e *Anthoceros punctatus*). A associação dessas espécies com a estação chuvosa sugere que elas têm atributos que facilitam a condução de água, uma característica vantajosa em períodos de maior umidade e disponibilidade de água.

Em contrapartida, na estação seca, os atributos que se destacam são aqueles que favorecem a retenção de água e a refletância da luminosidade, uma estratégia para minimizar a perda hídrica e evitar o superaquecimento das células vegetais em condições de baixa umidade e alta exposição solar (Lavorel & Garnier, 2002) (Tabela 2). O gráfico 2 mostra uma maior associação de espécies como (*Entodontopsis leucostega* e *Philonotis hastata*) na estação seca indicando que essas plantas possuem atributos para retenção de água e proteção contra a radiação, essenciais para a sobrevivência em ambientes secos.

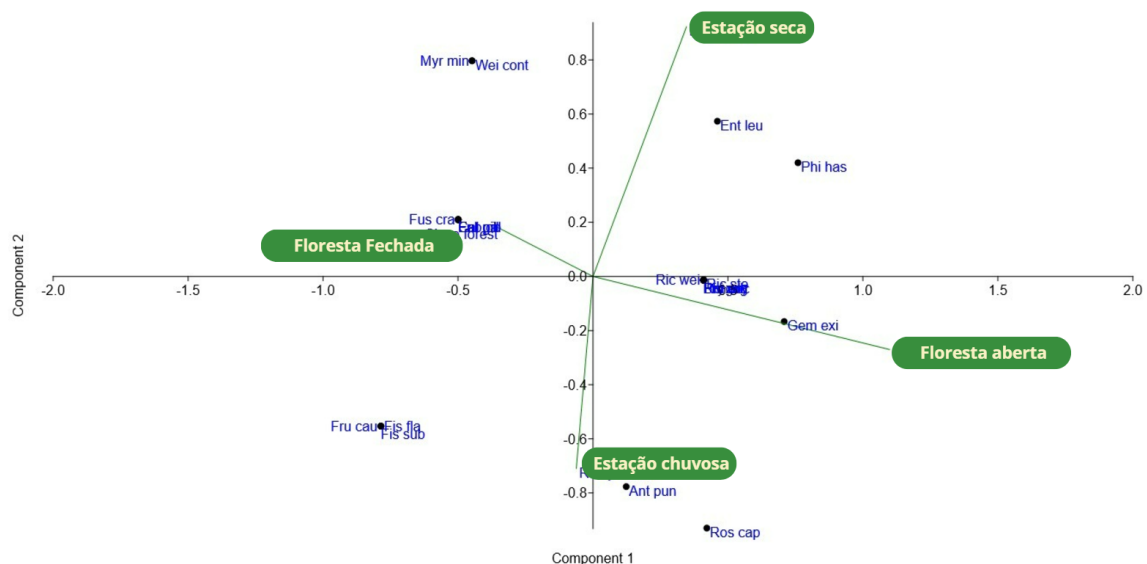
Em paisagens abertas, a estratégia de evitar a seca mostrou-se mais relevante durante a estação seca, como indicado pela correlação positiva observada ($r = 0,38$; $p < 0,05$). Isso sugere que, nesses ambientes com maior exposição à radiação solar e maior variação de temperatura, as plantas tendem a reduzir a perda de água, evitando ao máximo a desidratação. No gráfico 2, o vetor de paisagens abertas está próximo ao vetor da estação seca, onde se encontram espécies como (*Gemmabyum exile*, *Riccia stenophylla* e *Riccia weinionis*). Essa proximidade sugere que essas espécies têm adaptações estruturais e fisiológicas para evitar a perda hídrica, o que é vantajoso em ambientes abertos e ensolarados.

Por outro lado, em paisagens fechadas, a tolerância à seca foi mais expressiva ($r = 0,25$; $p < 0,05$), o que indica uma adaptação de algumas espécies a microclimas menos intensos em termos de radiação, porém ainda sujeitos a períodos de escassez hídrica (Glime, 2017) associamos a presença de espécies como *Myriocoleopsis minutissima* e *Weissia controversa* que foram exclusivas das estações secas mas associadas a paisagens fechadas. No gráfico 2, associada a

Floresta Fechada estão espécies como (*Fuscocephaloziopsis crassifolia* e *Fabronia ciliaris*). Isto indica que essas espécies são mais tolerantes à seca em condições de menor intensidade luminosa.

Observamos ainda uma correlação positiva entre a estratégia de evitar a seca e a antropização durante a estação seca em florestas abertas ($r = 0,25$; $p < 0,05$), e para ambas as estratégias de adaptação à seca em florestas fechadas ($r = 0,18$; $p < 0,05$). Esse padrão pode ser explicado pelo fato de que o impacto antropogênico intensifica a abertura da paisagem, alterando o microclima e aumentando a exposição à luz e ao calor, especialmente durante a estação seca (Diaz & Cabido, 2001). No gráfico 2, esse efeito pode ser observado na disposição das espécies próximas aos vetores de Floresta aberta e Estação seca, reforçando que ambientes com intensa modificação antrópica favorecem espécies com atributos funcionais que lhes confirmam adaptações à desidratação e ao estresse térmico.

Gráfico 2: Análise de Componentes Principais (PCA) das Espécies de Briófitas em relação às Variáveis Ambientais. Os pontos representam diferentes espécies, indicadas por abreviações. As setas representam variáveis ambientais que influenciam a distribuição dessas espécies. Mir min = *Myriocoleopsis minutissima*; Wei cont = *Weissia controversa*; Ent leu = *Entodontopsis leucostega*; Phi has = *Philonotis hastata*; Fus cra = *Fuscocephaloziopsis crassifolia*; Ric wei = *Riccia weinionis*; Gem exi = *Gemmabyum exile*; Ant pun = *Anthoceros punctatus*; Ros cap = *Rosulabryum capillare*; Fru cau = *Frullania caulisequa*; Fis fla = *Fissidens flaccidus*; Fis sub = *Fissidens submarginatus*.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

4.3 Rotatividade das espécies

Apesar de haver *turnover* entre as paisagens e as estações ($\beta_{-3} = 0,13$ e $\beta_{-3} = 0,17$; respectivamente), a substituição de espécies não é expressiva. A variação das espécies que ocorrem em ambas as estações também não é significativa ($z = 1,59$; $p = 0,10$). Isso indica a homogeneização das comunidades de briófitas, o que acarreta na perda de funções ecossistêmicas e mostra que a UC está debilitada. A homogeneização das comunidades de briófitas em ambientes antropizados já foi reportado em uma série de estudos (Zartman, 2003; Zeidler, et al., 2022.) Este resultado é corroborado pelo grande número de espécies generalistas, ou seja, que toleram um amplo espectro de condições climáticas (Crum, 2001), encontradas na área, sendo 16 espécies generalistas, quatro espécies ombrófilas e três espécies xerófilas (Tabela 1).

Um estudo nas florestas secundárias da Bolívia constatou que as espécies de ampla tolerantes à luz, típicas do dossel de florestas primárias, passaram a ocorrer no sub-bosque de florestas secundárias, sugerindo que mudanças microclimáticas nas florestas, como maior luminosidade e menor umidade, impactam diretamente na composição das assembleias de briófitas (Acebey et al., 2003). A baixa constatação de espécies ombrófilas (sensíveis à dessecação), também pode indicar baixa conservação da área (Costa, 1999), atribuindo à baixa disponibilidade de árvores que servem como substrato e a perda de qualidade microclimática. Florestas perturbadas apresentam menor diversidade de substratos (Hofmeister et al. 2015).

4.4 Influência da Urbanização na Riqueza das Espécies

Foi identificado que quanto maior a distância em relação à urbanização, maior a riqueza de espécies ($r = 0,05$; $p = 0,0004$ – distância do centro urbano; $r = 0,05$; $p = 0,0004$ – distância da rodovia; $r = 0,16$; $p = 0,0002$ – distância das residências), embora essa correlação seja considerada fraca. Esses resultados corroboram com estudos que indicam uma relação positiva entre o aumento da distância de áreas urbanizadas e a diversidade de espécies, apontando para o impacto negativo da fragmentação e das bordas sobre a biota nativa (Hautier et al., 2015; Harper et al., 2005). À medida que a interferência urbana diminui, os micro-habitats naturais se preservam melhor, o que promove uma maior diversidade biológica (Gradstein et al.,

2001; Frey & Kürschner, 1998).

Além disso, foi encontrada uma correlação negativa entre indicadores de antropização e a riqueza de espécies, ou seja, quanto maior a interferência humana, menor a riqueza de espécies ($r = -0,11$; $p = 0,002$). Este achado reflete padrões bem documentados em ecossistemas sob efeito da urbanização e outros distúrbios crônicos (Ribeiro-Neto et al., 2016; Christie et al., 2010; Ponce-Reyes et al., 2013). A perda de riqueza ocorre tanto pela pressão antrópica direta quanto pela modificação das condições ambientais, que inibem a regeneração e a colonização de espécies sensíveis (Esseen & Renhorn, 1998; Chapin, 2003). Assim, a conservação de áreas naturais remanescentes em regiões urbanas torna-se essencial para a preservação da biodiversidade local, sobretudo para espécies com baixa tolerância a perturbações (Willi et al., 2007; Hallingbäck & Hodgetts, 2000).

4.5 Efeitos da perturbação antrópica sobre a reprodução das briófitas

A ausência de espécies férteis indica condições de umidade insuficientes, dado que as briófitas dependem de água para a reprodução sexuada (Proctor & Tuba, 2002). Esse fenômeno pode estar associado tanto à baixa precipitação, mesmo em estações chuvosas, quanto à modificação do habitat, resultante da abertura de paisagens pelo ser humano, o que intensifica os efeitos de borda. Esses efeitos causam uma desidratação acelerada e reduzem a umidade local devido ao aumento da exposição ao vento e à luz solar, limitando ainda mais a reprodução das briófitas (Harper et al., 2005; Matlack, 1993).

Em áreas de fragmentação e com efeito de borda, a redução de umidade pode prejudicar processos ecológicos essenciais, como o ciclo de vida e o recrutamento de espécies sensíveis à dessecação (Chen et al., 1999). A exposição das bordas aumenta as taxas de evapotranspiração e reduz a retenção de umidade, afetando diretamente o microclima e as comunidades de briófitas que dependem de condições úmidas (Gradstein et al., 2001; Murcia, 1995).

Além disso, a intensificação das atividades humanas no entorno das áreas florestais também contribui para alterações macro ambientais que comprometem o estabelecimento e a fertilidade das espécies de briófitas (Zartman, 2003; Sinha et al., 2021). Estas constatações são preocupantes pois as projeções indicam que as briófitas podem não conseguir se adaptar em relação às alterações climáticas

futuras, apesar das suas elevadas capacidades de dispersão (Zanatta et al., 2020).

Tabela 2: Correlações entre atributos vs estações. Fil imb = Filídio imbricado; Lob = Lóbulo; Fil squ = Filídio squarroso; Cos = Costa; Fil enr = Filídio enrolado; Fil bor = Filídio Bordeado; Cél hia = Célula Hialina; Cap hia = Capilar Hialino; Esc = Escama; Alm = Almofada; Flab = Flabelado

	Chuva	Seca	Fil imb	Lob	Fil squ	Cos	Fil enr	Fil bor	Cél hia	Cap hia	Cel pap	Cor	Tufo	Esc	Alm	Trama	Flab	Talosa	Tapete
Chuva		0.24	0.56	0.4	0.41	0.09	0.17	0.44	0.11	0.31	0.74	0.04	0.76	0	0.66	0.4	0.46	0.01	0.1
Seca	0.25		0.56	0.74	0.47	0.99	0.88	0.59	0.29	0.97	0.44	0.74	0.74	0.53	0.95	0.74	0.38	0.92	0.68
Fil imb	0.13	-0.13		0.87	0.46	0.56	0.34	0.74	0.35	0.06	0.35	0.87	0.79	0.35	0.33	0.87	0.61	0.2	0.87
Lob	-0.19	0.07	0.04		0	0.02	0.08	0.21	0.42	0.66	0.42	0.33	0.12	0.42	0.52	2.49E-103	0.66	0.27	0.33
Fil squ	-0.18	0.16	-0.16	0.67		0.13	0.26	0.4	0.59	0.77	0.59	0.52	0.3	0.59	0.67	0	0.77	0.46	0.52
Cos	-0.36	0	-0.13	-0.48	-0.32		1.91E-05	0	0.08	0.35	0.61	0.93	0.12	0.06	0.17	0.02	0.35	0.11	0.34
Fil enr	-0.29	0.03	-0.21	-0.37	-0.25	0.77		5.25E-05	0.02	0.44	0.32	0.55	0.01	0.15	0.76	0.08	0.22	0.34	0.55
Fil bor	-0.17	0.12	-0.07	-0.27	-0.18	0.57	0.74		0	0.56	0.09	0.96	0.06	0.29	0.4	0.21	0.09	0.15	0.96
Cél hia	-0.34	-0.23	-0.2	-0.18	-0.12	0.37	0.48	0.65		0.71	0.28	0.46	0.23	0.49	0.59	0.42	0.01	0.35	0.42
Cap hia	0.22	0.01	0.4	-0.1	-0.07	0.2	-0.17	-0.13	-0.08		0.71	0.03	0.48	0.71	0	0.66	0.84	0.61	0.66
Cel pap	0.07	-0.17	-0.2	-0.18	-0.12	0.11	0.22	0.36	0.23	-0.08		0.42	0.23	0.49	0.59	0.42	0.71	0.62	0.42
Cor	0.43	0.07	0.04	-0.21	-0.14	-0.02	-0.13	-0.01	0.16	0.46	-0.18		0.67	0.01	0.22	0.33	0.66	0.14	0.33
Tufo	-0.07	0.07	0.06	-0.34	-0.23	0.33	0.54	0.4	0.26	-0.16	0.26	-0.09		0.19	0.3	0.12	0.48	0.07	0.12
Escamas	0.58	0.14	-0.2	-0.18	-0.12	-0.4	-0.31	-0.23	-0.15	-0.08	-0.15	0.5	-0.28		0.59	0.42	0.71	6.51E-05	0.42
Almofada	0.1	0.01	0.21	-0.14	-0.1	0.3	0.07	-0.18	-0.12	0.69	-0.12	0.27	-0.23	-0.12		0.52	0.77	0.33	0.52
Trama	-0.19	0.07	0.04	1	0.67	-0.48	-0.37	-0.27	-0.18	-0.1	-0.18	-0.21	-0.34	-0.18	-0.14		0.66	0.27	0.33
Flabelado	-0.16	-0.19	-0.11	-0.1	-0.07	0.2	0.27	0.36	0.55	-0.05	-0.08	-0.1	-0.16	-0.08	-0.07	-0.1		0.61	0.66
Talosa	0.54	0.02	-0.28	-0.24	-0.16	-0.34	-0.21	-0.31	-0.2	-0.11	0.11	0.31	-0.38	0.73	0.21	-0.24	-0.11		0.27
Tapete	-0.35	-0.09	0.04	-0.21	-0.14	0.21	-0.13	-0.01	-0.18	-0.1	-0.18	-0.21	-0.34	-0.18	-0.14	-0.21	-0.1	-0.24	

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

5 CONCLUSÃO

Nossos resultados evidenciam a homogeneização das comunidades brioflorísticas no Parque, resultante de perturbações ambientais, o que se reflete em um baixo turnover de espécies combinado a homogeneização dos atributos funcionais. Essa situação sugere uma intensa modificação nas condições ambientais na unidade de conservação, indicando que as condições atuais podem não ser ideais para a conservação das espécies e do ecossistema como um todo, incluindo as plantas vasculares. Assim, embora o parque possua uma importância científica significativa, por abrigar espécies de briófitas raras e outras quase ameaçadas de extinção, corre o risco de não cumprir adequadamente o propósito para o qual foi criado, caso medidas de gestão e conservação não forem implementadas de forma eficaz. É fundamental que se considere a recuperação e preservação das condições naturais do parque, a fim de garantir a sua funcionalidade ecológica e a diversidade biológica que abriga.

REFERÊNCIAS

- Acebey A., Gradstein S.R., Krömer T. Species richness and habitat diversification of bryophytes in submontane rain forest and fallows of Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* ;19(1):9-18, 2003.
- Acharya, K. P.; Dangi, R. B. Forest degradation in Nepal: Review of data and methods. Forest Resources Assessment Programme, FAO, Rome, Italy, 2009.
- Bates, J. W. *Is 'life-form' a useful concept in bryophyte ecology?*. *Oikos*, 82(2), 223-237, 1998.
- Benitez-Malvido, J.; Martinez-Ramos, M. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conservation Biology*, v. 17, n. 2, p. 389-400, April 2003.
- Buck, W. R.; Shaw, A. J.; Goffinet, B. Morphology, anatomy, and classification of the Bryophyta. *Bryophyte Biology*, [s.l.], v. 1, p. 55-138,. Cambridge University Press, 2009.
- Campina Grande. LEI ORDINÁRIA nº 7.790, de 23 de dezembro de 2020. Campina Grande - PB, 2020. Disponível em: <https://sapl.campinagrande.pb.leg.br/norma/9407>
- Carvalho, C.E., Menezes, M.O.T., Araújo, F.S. et al. High endemism of cacti remains unprotected in the Caatinga. *Biodiversity and Conservation*, 31, 1217–1228 (2022).
- Cavender-Bares, J., Kozak, K.H., Fine, P.V.A., Kembel, S.W. A fusão da ecologia comunitária e da biologia filogenética. *Ecology Letters*, 12: 693–715, 2009.
- Chapin, F. S., Matson, P. A., & Mooney, H. A. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer, 2002.
- Chapin, F.S. Effects of plant traits on ecosystem and regional processes: A conceptual framework for predicting the consequences of global change. *Annals of Botany*, v. 91, p. 455-463, 2003.
- Chaves, M.M., Maroco, J.P., & Pereira, J.S. Compreendendo as respostas das plantas à seca – dos genes à planta inteira. *Functional Plant Biology*, 30, 239–264 (2003).
- Chen, J.; Saunders, S.C.; Crow, T.R. et al. Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology: variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. *BioScience*, v. 49, p. 288–297, 1999.
- Christie, F.J., Cassis, G., & Hochuli, D.F. Urbanization affects the trophic structure of arboreal arthropod communities. *Urban Ecosystems*, 13: 169–180, 2010.
- Cianciaruso, M.V., Silva, I.A., & Batalha, M.A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9: 93–103, 2009.

Costa, D. P. *Manual de Briologia*. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.

Costa, D. P. Epiphytic bryophyte diversity in primary and secondary lowland rainforest in southeastern Brazil. *Bryologist*, 102 (2): 320-326, 1999.

Coyle, J.R., Halliday, F.W., Lopez, B.E., Palmquist, K.A., Wilfahrt, P.A., Hurlbert, A.H. Using trait and phylogenetic diversity to evaluate the generality of the stress-dominance hypothesis in eastern north American tree communities. *Ecography*, 37: 814–826, 2014.

Crum, H. A. *Structural Diversity of Bryophytes*. Ann Arbor: University of Michigan Herbarium, 2001.

Delgadillo, M.C., & Cárdenas, S.M.A. Urban mosses in Mexico City. *Anales del Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México*, 71(2): 63-72, 2000.

Diaz, S., & Cabido, M. Vive la difference: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(8), 646-655, 2001.

Esseen, P., & Renhorn, K. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology*, v. 12, p. 1307–1317, 1998.

Fenton, N. J., Frego, K. A., & Sims, M. R. *Changes in forest floor bryophyte (moss and liverwort) communities 24 years after clearcut harvesting in boreal mixedwood forests*. *Canadian Journal of Botany*, 81(7), 714-731. 2003

Frey, W., & Kürschner, H. Wüstenmoose: Anpassungen und Überlebensstrategien im täglichen Kampf mit der Sonne. *BIUZ*, 28: 231-240, 1998.

Frahm, J-P. *Manual of Tropical Bryology*. *Tropical Bryology*, 23(1), 9-195, 2003.

Germano, S. R.; Silva, J. B.; Peralta, D. F. Paraíba State, Brazil: a hotspot of bryophytes. *Phytotaxa*, 258(3), 251-278, 2016.

Gignac, L.D., & Dale, M.R.T. Effects of fragment size and habitat heterogeneity on cryptogam diversity in the low-boreal forest of western Canada. *Bryologist*, 108: 50–66, 2005.

Glime, J.M. *Bryophyte Ecology*. Michigan: Michigan Technological University, 2017. Disponível em: <http://www.bryoecol.mtu.edu/>. Acesso em 02 de Jun. de 2024.

Glime, J.M. Economic and ethnic uses of bryophytes. In: Flora of North America Editorial Committee. (eds.). *Flora of North America North of Mexico*. Vol. 27. Bryophyta, part 1. Oxford University Press, New York, pp. 14-41, 2007.

Goffinet, B. Origin and phylogenetic relationships of bryophytes. *Bryophyte Biology*, 2000.

Gradstein, S.R., Churchill, S.P., & Salazar-Allen, N. *Guide to the Bryophytes of Tropical America*. Memoirs of the New York Botanical Garden, 86: 1-577, 2001.

Guerra, J. G. S., Lisboa, R. C. L., & Luiz-Ponzo, A. P. *Briófitas do Estado de Pernambuco*. Recife: Editora Universitária UFPE, 1992.

Hallingbäck, T., & Hodgetts, N. Mosses, liverworts & hornworts: a status survey and conservation action plan for bryophytes. - IUCN, Gland, 2000.

Harper, K.A., MacDonald, S.E., & Burton, P.J. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, v. 19, p. 768–782, 2005.

Hautier, Y.; Tilman, D.; Isbell, F. et al. Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity. *Science*, v. 349, p. 316-320, 2015.

Hammer, Ø. PAleontological STatistics Version 3.20. Reference manual. Natural History Museum. University of Oslo; 262 p. 2018.

Holt, E.A., & Millers, S.W. Bioindicators: Using organisms to measure environmental impacts. *Nature Education Knowledge*, v. 3, n. 10, p. 8, 2010.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). *Mapa de Biomas do Brasil*. Escala 1:5.000. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2004.

Koleff, P; Gaston, K. J; Lennon, J. J. Blackwell Publishing Ltd. Measuring beta diversity for presence–absence data. *Journal of Animal Ecology* 2003, 72, 367–382, 2003.

Jackson, D. A. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology*, v. 74, n. 8, p. 2204-2214, 1993.

Kürschner, H. Life strategies and adaptations in bryophytes from the near and Middle East. *Turk. J. Bot.*, 28, 73-84, 2004.

Lavorel, S., & Garnier, E. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16(5), 545-556, 2002.

Leal, I. R., Silva, J. M., Tabarelli, M., & Lacher Jr., T.E. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. In: Conservação Internacional do Brasil (ed.). *Megadiversidade*, v. 1, p. 139-146, 2005.

Leal, L. C.; Andersen, A. N.; Leal, I. R. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. *Oecologia*, v. 174, n. 1, p. 173-181, 2014.

Machado-Filho, H.O., Couto, E.A., & Bezerra, C.P. et al. Composição e similaridade da flora associada a sítios antropizados do município de João Pessoa - Paraíba. *Planta Daninha*, v. 33, p. 57–66, 2015.

Markert, B. A.; Breure, A. M.; Zechmeister, H. G. Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. In: *Trace Metals and Other Contaminants in the Environment*. Elsevier, 2003. p. 3-39.

Matlack, G.R. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation*, 66: 185–194, 1993.

Mägdefrau, K. Life-forms of bryophytes. In: Smith, A. J. E. *Bryophyte Ecology*. Chapman and Hall, London, pp. 45- 58, 1982.

Martorell, C.; Peters, E. M. The measurement of chronic disturbance and its effectson the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation*, v. 124, n. 2, p.199-207, 2005.

Mishler, B.D., & Oliver, M.J. Phylogenetic approaches to desiccation-tolerance mechanisms in bryophytes. In Lüttge, U., Beck, E., & Bartels, D. (Eds.), *Plant Desiccation Tolerance* (pp. 293-304). Springer, Berlin, Heidelberg, 2009.

Mirzabaev, A. *et al.* Desertification. In *Climate Change and Land: An IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems* 249–338, 2019.

Murcia, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10: 58–62, 1995.

Nelson, C. R., & Halpern, C. B. *Short-term effects of timber harvest and forest edges on ground-layer mosses and liverworts*. *Canadian Journal of Botany*, 83(6), 610-620, 2005.

Oishi, Y., & Morimoto, Y. Identifying indicator species for bryophyte conservation in fragmented forests. *Landscape Ecology and Engineering*, 12, 107–114 (2016). <https://doi.org/10.1007/s11355-013-0220-0>

Paraíba. Decreto Estadual de no 25.322, de 09 de setembro de 2004. Cria o Parque Estadual do Poeta e dá outras providências. Diário Oficial da Paraíba, no 12.728, p. 1, João Pessoa, 10 de setembro de 2004. Disponível em: www.paraiba.pb.gov.br/diariooficial. Acesso em 02 de jun de 2024.

Paraíba. Diário Oficial N° 17.230. João Pessoa - LEI N° 11.797 DE 27 DE OUTUBRO DE 2020 - Quarta-feira, 2020. Disponível em: <https://auniao.pb.gov.br/servicos/doe/janeiro/outubro/diario-oficial-28-10-2020.pdf>

Ponce-Reyes, R., Nicholson, E.B., & Peter, W.J. et al. Extinction risk in cloud forest fragments under climate change and habitat loss. *Diversity and Distributions*, 19: 518–529, 2013.

Prado, D. As caatingas da América do Sul. In: *Academia Brasileira de Ciências. Ciência e Cultura*, 2003.

Proctor, M. C. F. *Physiological ecology: Water relations, light and temperature responses, carbon balance*. In *Bryophyte Biology* (eds. Goffinet, B. & Shaw, A. J.), 2nd edition, pp. 237-268. Cambridge University Press, 2008.

Proctor, M. C. F., & Tuba, Z. Poikilohydry and homoihydry: antithesis or spectrum of possibilities? *New Phytologist*, 156(3), 327-349, 2002.

Puglisi, M.; Cataldo, D. A comparative study on the bryophyte and lichen flora for monitoring the conservation status of protected areas of Sicily (Italy). *Nova Hedwigia*, v 109, p. 321-343, nov. 2019.

Raven, P. H., Evert, R. F., Eichhorn, S. E. *Biologia Vegetal*. 7. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2007.

Ribeiro-Neto, J. D.; Arnan, X.; Tabarelli, M.; Leal, I. R. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. *Biodiversity and conservation*, v.25, n.5, p.943-56, 2016.

Saulino, A.L., Silva, J.V., & Vargas, C.M.M. Diversidade florística de um remanescente florestal urbano de Mata Atlântica e o papel da borda como mantenedora de espécies. *Revista Brasileira de Biociências*, Porto Alegre, v. 7, n. 3, p. 226-234, 2009.

Sampaio, E.V.S.B. Overview of the Brazilian caatinga. In: Medina E., Mooney H.A., Bullock S.H. (eds) *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, pp 35–63. 1995.

Shaw, A.J., Szövényi, P. & Shaw, B. Bryophyte Diversity and Evolution: Windows into the Ecology Evolution of Land Plants. *American Journal of Botany* 98(3): 1-18, 2011.

Souza, J. P. S., Silva, M. P. P., & Pôrto, K. C. Spatial distribution of functional traits of bryophytes along environmental gradients in an Atlantic Forest remnant in north-eastern Brazil. *Plant Ecology & Diversity*, 13 (1), 93–104, 2022.

Sharp, A. J.; Crum, H.; Eckel, P. M. The moss flora of Mexico. (Memoirs of the New York Botanical Garden 69). *Botanische Jahrbucher*, v. 117, n. 4, p. 569, 1995.

Silva, J. B.; Albuquerque, K. E. A.; Trovão, D. M. B. M; Lopes; S. F. Bryofloristic diversity and conservation value of a protected area in the Brazilian semi-arid region. *Phytotaxa* ; VOL. 647 NO. 2: 9 2024.

Silva, J., Germano, S.. Bryophytes on rocky outcrops in the caatinga biome: a conservationist perspective. *Acta Bot. Brasilica* 27, 827–835, 2013.

Silva, J. B., Sfair, J. C., dos Santos, N. D., & Pôrto, K. C. Different trait arrangements can blur the significance of ecological drivers of community assembly of mosses from rocky outcrops. *Flora*, 238, 43-50, 2018.

Silva, J. M. C.; Leal, I. R.; Tabarelli, M. *Caatinga. The largest tropical dry forest region in South America*. Cahm: Springer International Publishing, 2017.

Sinha, S., Singh, A., Sinha, D., Chatterjee, R. A Review on Bryophytes as Key Bio-indicators to Monitor Heavy Metals in the Atmosphere. *International Journal of Plant and Environment*. 7(1), 49-62, 2021.

Sing, J. S.; Pandey, H. N.; Tiwary, A. K. Man and forest: a central Himalayan case study. *Ambio*, v. 27, n. 7, p. 556-562, 1998.

Sponseller, R. A., Benfield, E. F., & Valett, H. M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46: 1409–1424, 2001.

Smith E.A., Holden E.M., Brown C, Cahill J.F. Jr. Disturbance has lasting effects on functional traits and diversity of grassland plant communities. *PeerJ* 10:e 13179, 2022.

Tabarelli, M.; Leal, I. R.; Scarano, F. R.; Silva, J. M. C. "The future of the Caatinga" In: Silva, J. M. C.; Leal, I. R.; Tabarelli, M. (eds.) *Caatinga. The largest tropical dry forest region in South America*. Cham: Springer International Publishing, 2017.

Tao Y, Zhang Y.M. Effects of leaf hair points of a desert moss on water retention and dew formation: Implications for desiccation tolerance. *Journal of Plant Research* 125: 351–360, 2012.

Thiers, B. *Index Herbariorum: a global directory of public herbaria and associated staff*. New York Botanical Garden's Virtual Herbarium, 2015. Disponível em: <http://sweetgum.nybg.org/ih/>.

Timoshyna, A., Morgan, B., Osborn, T. An overview of the conservation status of and threats to key medicinal plants of international trade in Europe and West and Central Asia. In: *Conservation Biology*. USA: Elsevier, 2016.

Turner, I.M. Species loss in fragments of tropical rain forest: A review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33(2), 200–209, 1996.

Varejão-Silva, M. A., Braga, C. C., Aguiar, M. J. N., Nietzsche M. H. ; Silva, B. B. Atlas Climatológico do Estado da Paraíba UFPB/FINEP/BNB, Campina Grande, 1984.

Villela, M.S.P., Rezende, R.P. *Ecologia: Conceitos e Aplicações*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2018.

Watson, J.E.M., Evans, M.C., & Venter, O. *The exceptional value of intact forest ecosystems*. *Nature Ecology & Evolution* 2, 599–610 (2018).

Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B. & Hockings, M. The performance and potential of protected areas. *Nature* 515(7525):67–73, 2014.

Wolterbeek, H.T.; Garty, J.; Reis, M.A.; Freitas, M.C. Biomonitors in use: lichens and metal air pollution. In: Marrkert, B.A.; Breure, A.M.; Zechmeister, H.G. *Bioindicators e Biomarcators: Principles, Concepts and Applications*. Oxford: Elsevier, p. 3–40, 2003.

Willy, Y.; Van Buskirk, J.; Schmid, B. et al. Genetic isolation of fragmented populations is exacerbated by drift and selection. *Journal of Evolutionary Biology*, v. 20, p. 534–542. 2007.

Young, A.; Boyle, T.; Brown, T. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 11, p. 413–418. 1996.

Zar, J.H. Biostatistical analysis. 5th. edn. New Jersey: Prentice Hall. 2010.

Zanatta, F., Engler, R., Collart, F. *et al.* Bryophytes are predicted to lag behind future climate change despite their high dispersal capacities. *Nat Commun* 11, 5601, 2020.

Zartman, C.E.; Shaw, A.J. Metapopulation extinction thresholds in rain forest 63 remnants. *The American Naturalist*, v. 167, p. 177-189. 2006.

Zartman, C.E. Habitat fragmentation impacts on epiphyllous bryophyte communities in central Amazonia. *Ecology*, 84(4): 948-954, 2003.

Zeidler, Miroslav, et al. "Homogenization of bryophyte species after alpine grassland restoration." *Journal of Environmental Management* 319, 2022.

Zechmeister, A.G.; Grodzińska, K.; Szarek-Łukaszewska, G. Bryophytes. In: Markert, B.A.; Breure, A.M.; Zechmeister, H.G. *Bioindicators e Biomarcators: Principles, Concepts and Applications*. Oxford: Elsevier, p. 3-40, 2003.