



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



EFEITOS DE BORDA SOBRE ASSEMBLEIAS DE LIQUENS  
CORTICÍCOLAS CROSTOSOS EM ÁREA DE MATA ATLÂNTICA, NO  
NORDESTE DO BRASIL

Dannyelly Santos Andrade

Mestrado Acadêmico

São Cristóvão

Sergipe – Brasil

2015

DANNYELLY SANTOS ANDRADE

EFEITOS DE BORDA SOBRE ASSEMBLEIAS DE LIQUENS  
CORTICÍCOLAS CROSTOSOS EM ÁREA DE MATA ATLÂNTICA, NO  
NORDESTE DO BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de  
Pós-Graduação em Ecologia e  
Conservação da Universidade Federal de  
Sergipe, como requisito parcial para  
obtenção do título de Mestre em Ecologia.  
Orientadora: Marcela Eugenia da Silva  
Cáceres

São Cristóvão

Sergipe – Brasil

2015

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

A553e Andrade, Dannyelly Santos  
Efeitos de borda sobre assembleias de líquens corticícolos  
crostosos em área de mata atlântica, no nordeste do Brasil /  
Dannyelly Santos Andrade ; orientador Marcela Eugenia da Silva  
Cáceres. – São Cristóvão, 2015.  
101 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia e Conservação) –  
Universidade Federal de Sergipe, 2015.

1. Ecologia florestal. 2. Ecossistema. 3. Conservação da  
natureza. 4. Líquens. 5. Mata atlântica – Brasil, Nordeste. I.  
Cáceres, Marcela Eugenia da Silva, orient. II. Título.

CDU 630\*18(812/813)

## TERMO DE APROVAÇÃO


### EFEITOS DE BORDA SOBRE ASSEMBLEIAS DE LIQUENS CORTICÍCOLAS EM ÁREA DE MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL

por

**DANNYELLY SANTOS ANDRADE**

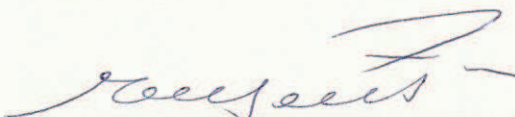
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

**APROVADA** pela banca examinadora composta por



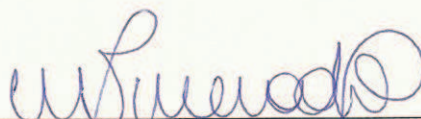
**DR<sup>a</sup>. MARCELA EUGENIA DA SILVA CÁCERES**  
**ORIENTADORA**

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da  
Universidade Federal de Sergipe



**DR<sup>a</sup>. EUGÊNIA CRISTINA GONÇALVES PEREIRA**  
**EXAMINADOR EXTERNO**

Universidade Federal de Pernambuco



**DR. MARCOS VINICIUS MEIADO**  
**EXAMINADOR INTERNO**

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da  
Universidade Federal de Sergipe

São Cristóvão/SE, 20 de fevereiro de 2015

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus pelo dom da vida, pelas soluções para cada problema imposto ao longo do caminho, por ser meu refúgio e pessoa espiritual em que eu me guiei pela fé, e nunca me senti sozinha!

Agradeço de forma muito especial à minha orientadora, Marcela, pela sua dedicação, disponibilidade e paciência, que foram fundamentais na elaboração do projeto e execução deste trabalho.

Aos meus pais, João e Maria, e aos meus irmãos, Diego, Douglas e Brendha, por todo amor e incentivo em todas as situações, especialmente durante o mestrado e nos momentos difíceis de minha vida.

Aos professores do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação (PPEC) UFS, por contribuírem de forma muito importante na minha formação.

Aos liquenólogos Dr. André Aptroot (ABL Herbarium, Holanda) e Dr. Robert Lücking (The Field Museum, Chicago) por todo auxílio nas identificações e análise estatística.

Aos colegas Cleverton e Jeanne, por terem me ajudado nesta trajetória. À Jeanne por ter ido à minha coleta, e por ter compartilhado comigo sua moradia durante boa parte do mestrado. Ao colega Cleverton pela paciência e ajuda nas análises estatísticas. Muito obrigada!

À Juliana Cordeiro secretária do PPEC pela atenção e disposição em ajudar nos momentos mais necessitados.

A SEMARH por conceder a autorização de coleta. Aos funcionários do Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, em especial Augusta, por permitirem a realização do trabalho nesta área e pela receptividade.

À banca examinadora pela presença e convite aceito.

À CAPES e FAPITEC pela concessão de bolsa de mestrado.

À minha amiga Grayce que, mesmo longe, esteve sempre na torcida.

À minha amiga Jaciele pelo apoio, compreensão e principalmente pela sua paciência em todos os momentos, por suas palavras de incentivo, sempre pensando positivo. Pela colaboração em todas as coletas, e pelos momentos de descontração em meio às dificuldades com as quais nos deparamos.

Aos meus avós queridos, Maria e Gilberto!

À minha mãe, meu apoio constante!

**DEDICO**

*“Aprenda a confiar em si mesmo e aprenderá  
o grande segredo da vida.”*

**Thomas Edison**

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	<b>8</b>
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	<b>10</b>
<b>RESUMO GERAL</b> .....	<b>11</b>
<b>GENERAL ABSTRACT</b> .....	<b>12</b>
<b>APRESENTAÇÃO</b> .....	<b>13</b>
<b>CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>14</b>
<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>15</b>
Efeito de borda.....	18
Atributos Funcionais .....	20
Mata Atlântica.....	21
Líquens.....	23
<b>CONSIDERAÇÕES GERAIS E OBJETIVOS</b> .....	<b>26</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>27</b>
<b>CAPÍTULO 2. EFEITOS DE BORDA SOBRE A RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES DE LIQUENS CORTICÍCOLAS CROSTOSOS EM MATA ATLÂNTICA</b> .....	<b>32</b>
<b>RESUMO</b> .....	<b>33</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>34</b>
<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>35</b>
<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>37</b>
Área de estudo.....	37
Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco.....	37
Coleta e Processamento de material biológico.....	40
Coleta do material biológico .....	40
Processamento e identificação das amostras.....	42
Amostragem dos fatores ambientais .....	43
Análises estatísticas dos dados.....	45
<b>RESULTADOS</b> .....	<b>45</b>
Composição e Riqueza de espécies.....	47
<b>DISCUSSÃO</b> .....	<b>58</b>
Composição das espécies .....	57
Riqueza de espécies.....	58
Espécies de líquens corticícolas crostosos indicadores de efeito de borda .....	62
<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>62</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>63</b>
<b>CAPÍTULO 3. EFEITOS DE BORDA SOBRE A FREQUÊNCIA DE ATRIBUTOS FUNCIONAIS DOS LIQUENS CORTICÍCOLAS CROSTOSOS EM MATA ATLÂNTICA</b> ..	<b>68</b>
<b>RESUMO</b> .....	<b>69</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>70</b>
<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>71</b>
<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>74</b>
Área de estudo.....	74

Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco.....	74
Coleta e Processamento de material biológico.....	75
Coleta do material biológico .....	75
Processamento e identificação das amostras.....	78
Atributos funcionais analisados .....	79
Análises estatísticas dos dados.....	79
<b>RESULTADOS</b> .....	79
<b>DISCUSSÃO</b> .....	82
Distribuição da frequência de atributos funcionais <i>versus</i> Borda antrópica e interior do fragmento .....	83
Atributos funcionais bioindicadores de interior de fragmento.....	84
<b>CONCLUSÃO</b> .....	85
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	85
<b>CAPÍTULO 4. CONCLUSÃO GERAL</b> .....	89
<b>CONCLUSÃO GERAL</b> .....	90
<b>ANEXO</b> .....	92

## LISTA DE FIGURAS

<b>Capítulo 2. Efeitos de borda sobre a riqueza e composição de espécies de líquens corticícolas em mata atlântica</b>	<b>Pg.</b>
Figura 1. Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco situado no município de Capela/SE. Fonte: Andrade, 2014.....	38
Figura 2. Localização da Unidade de Conservação Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, município de Capela/SE. Fonte: Santos, 2015.....	39
Figura 3. Perfil esquemático da vegetação do fragmento da Mata do Junco situado na região de Capela. Fonte: Santos, 2009.....	40
Figura 4. Ambientes amostrados para avaliação dos efeitos de borda: a) borda antrópica (BA); b) interior do fragmento (IN), localizados no município de Capela.....	40
Figura 5. Desenho esquemático amostral das áreas para os transectos para a coleta de líquens crostosos em cada área de fragmento florestal. Sendo BA (Borda Antrópica) e IN (Interior).....	41
Figura 6. Retirada das amostras de líquens com ajuda faca e martelo. Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, Capela/SE. Fonte: Andrade, 2014.....	42
Figura 7. Equação de conversão de CAP em DAP.....	43
Figura 8. Representação do tratamento realizado pelo software GLA, sendo a fotografia digital convertida em preto e branco e recortada no formato quadrado requisitado pelo GLA (b).....	44
Figura 9. Famílias mais representativas, em número de espécies, para a Borda Antrópica e Interior do fragmento Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco.....	46
Figura 10. Análise NMS da composição das espécies de líquens em relação à Borda Antrópica e Interior do fragmento Mata do Junco e os fatores bióticos e abióticos amostrados. Local (1) Borda Antrópica e (2) Interior.....	47
Figura 11. Análise de Cluster da composição de espécies de líquens entre Borda Antrópica e Interior do fragmento Mata do Junco. Local (1) Borda Antrópica e (2) Interior.....	48
Figura 12. Boxplot da ANOVA de Kruskal-Wallis entre a riqueza em relação à Borda Antrópica e Interior do fragmento. Local (1) Borda Antrópica, (2) Interior; Mean=Média, +-SE= Erro padrão e +-SD=Desvio padrão.....	49
Figura 13. Teste de correlação de Spearman entre o DAP e a riqueza entre Borda Antrópica e Interior.....	50
Figura 14. Teste de Correlação de Spearman entre o pH e a riqueza entre Borda Antrópica e Interior.....	50
Figura 15. Líquens corticícolas amostrados nas áreas.....	55

Figura 16. Líquens corticícolas amostrados nas áreas.....	55
<b>Capítulo 3. Efeitos de borda sobre a frequência de atributos funcionais dos líquens corticícolas crostosos</b>	
Figura 1. Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, Capela/SE. Fonte, Andrade, 2014.....	74
Figura 2. Localização da área de estudo: Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, Capela / Sergipe. Fonte: Santos, 2015.....	75
Figura 3. Ambientes amostrados para a avaliação dos efeitos de borda: a) borda antrópica (BA); b) interior de fragmento (IN), no fragmento florestal Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, localizado no município de Capela/SE.....	76
Figura 4. Desenho esquemático amostral da disposição das áreas para os transectos para a coleta de líquens crostosos em cada área do fragmento florestal Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, Capela/SE. Sendo BA (Borda Antrópica) e IN (Interior).....	77
Figura 5. Retirada das amostras de líquens crostosos com auxílio de faca e martelo.....	77
Figura 6. Boxplots da ANOVA com os resultados significativos entre a frequência dos atributos e os ambientes Borda Antrópica e Interior. (a) Algas trentepolioides, (b) Ascósporos hialinos, (c) Ascósporos marrons, (d) Ascósporos pequenos, (e) Ascósporos transversalmente septados, (f) Líquens com apotécio, (g) Reprodução indireta. Local (1) Borda Antrópica, (2) Interior.....	81

## LISTA DE TABELAS

<b>Capítulo 2. Efeitos de borda sobre a riqueza e composição de espécies de líquens corticícolas em mata atlântica</b>	<b>Pg.</b>
Tabela 1. Espécies indicadoras de Borda Antrópica e Interior do fragmento com valor significativo $P < 0,05$ .....	51
Tabela 2. Famílias e táxons registrados para os ambientes Borda Antrópica e Interior do fragmento no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, Capela/SE. BA- Borda Antrópica, IN- Interior do fragmento, * Novos registros para Ciência.....	51
<b>Capítulo 3. Efeitos de borda sobre a frequência de atributos funcionais dos líquens corticícolas crostosos</b>	
Tabela 1. Atributos funcionais que apresentaram relação significativa quanto a diferença de abundância entre borda antrópica e interior.....	80
Tabela 2. Atributos funcionais indicadores de efeito de borda.....	80

## RESUMO GERAL

A fragmentação florestal e a destruição do habitat estão ameaçando muitas espécies em todo o mundo. Além da perda de habitat, a fragmentação diminui o número de espécies, alterando a composição de comunidades, causa mudanças microclimáticas, altera as taxas de mortalidade de árvores e aumenta o número de bordas florestais. A criação de bordas gera uma resposta primária rápida do ecossistema, a qual é conhecida como efeito de borda. Os efeitos de borda são diversos fenômenos físicos e biológicos associados a abruptos limites artificiais de habitat fragmentado. Entender as respostas das comunidades às modificações do ambiente pode ser bastante complexo em comunidades ricas em espécies. Assim, algumas dessas estimativas podem ser baseadas em características funcionais comuns entre diferentes espécies. Líquens são especialmente sensíveis ao impacto humano nos ecossistemas florestais. Por isso, podem ser usados como indicadores de qualidade do habitat. Desta forma, este trabalho tem como objetivo avaliar como a riqueza e composição de espécies líquênicas, assim como seus atributos funcionais, respondem à borda antrópica e interior florestal resultante da fragmentação florestal em remanescente de Mata Atlântica. O estudo foi realizado no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (RVSMJ), localizado no município de Capela, no estado de Sergipe. Foram coletadas 617 amostras de líquens corticícolas crostosos distribuídas entre as áreas de borda antrópica e interior. O trabalho de identificação permitiu o reconhecimento de 102 espécies, distribuídas em 40 gêneros e 14 famílias. Houve alta similaridade nas espécies entre borda antrópica e interior, mostrando que pouca foi a variação da composição nos ambientes estudados. Os resultados para riqueza entre borda e interior do fragmento mostraram uma maior quantidade de líquens no interior da floresta. Os fatores DAP e pH estiveram diretamente relacionados ao aumento de riqueza no interior da floresta. Foi demonstrado que atributos funcionais de líquens variam em relação à borda antrópica e interior de fragmentos florestais, e que estes podem ser utilizados como bioindicadores de efeito de borda, uma vez que, os líquens, assim como seus traços funcionais, são bastante sensíveis às alterações ambientais como as que acontecem em bordas florestais. Desta forma, nossos resultados mostraram algumas tendências importantes para a compreensão dos efeitos de borda sobre os líquens, demonstrando a importância de incluí-los em estratégias de conservação e contribuindo para o seu uso em monitoramento como espécies indicadoras de modificações ambientais.

**Palavras chaves:** Efeito de borda, atributos funcionais, Mata Atlântica, líquens.

## GENERAL ABSTRACT

Forest fragmentation and habitat destruction are threatening many species worldwide. In addition to habitat loss, fragmentation decreases the number of species, changing the composition of communities, resulting in microclimatic changes, and also changes the tree mortality rates and increases the number of forest edges. The creation of edges causes a rapid response from the primary ecosystem, which is known as edge effect. Edge effects are many physical and biological phenomena associated with abrupt artificial limits of fragmented habitat. Understanding the responses of communities to environmental changes can be quite complex in species rich communities. Thus, some of these estimates can be based on common functional traits among different species. Lichens are especially sensitive to human impact on forest ecosystems, so it can be used as habitat quality indicators. Thus, this study aims to evaluate how the richness and composition of liquênicas species as well as their functional attributes, respond to anthropogenic edge and resulting forest within the forest fragmentation in a Atlantic Forest remnant. The study was conducted at the Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (RVSMJ), in Capela, Sergipe. 617 samples were collected, which were distributed among the areas of anthropogenic and inside edge. The identification work resulted in the identification of 102 species belonging to 40 genera and 14 families. There was a high similarity in species between anthropogenic and inside edge, showing that little has been the change in composition in the study sites. The results for species richness between edge and interior of the fragment showed a greater amount of corticolous crostosos moss in the forest. The DAP and pH factors were directly related to the increase of species richness in the forest. It was shown that functional attributes lichen vary in anthropogenic edge and interior of forest fragments, and that these can be used as biomarkers of edge effect, since, lichens, as well as their functional features, are quite sensitive to changes environmental as those that occur in forest edges. Thus, our results showed some important trends for the understanding of edge effects on lichens, demonstrating the importance of including them in conservation strategies and contributing to their use in monitoring as indicator species of environmental change.

**Key words:** edge effect, functional attributes, Atlantic Forest, lichens.

## APRESENTAÇÃO

A fragmentação é um processo no qual grande área de habitat contínuo é transformada em fragmentos pequenos e isolados, que resulta em diversos prejuízos aos sistemas naturais, tais como redução da diversidade, riqueza e abundância, ou mudança na composição de espécies. A fragmentação florestal é considerada um grande problema para a conservação e uma das mais graves ameaças à biodiversidade das últimas décadas.

Frente a isso, essa dissertação tem como objetivo avaliar a composição e riqueza de espécies de líquens corticícolos crostosos, assim como seus atributos funcionais, em resposta à borda resultante da fragmentação florestal em floresta Atlântica no Estado de Sergipe, com fatores bióticos e abióticos como luminosidade, elevação, pH da casca e diâmetro na altura do peito (DAP) do hospedeiro.

Este trabalho é apresentado em quatro capítulos, em que serão apresentados os seguintes temas: Introdução geral (capítulo 1), Efeitos de borda sobre a riqueza e composição de espécies de líquens corticícolos (capítulo 2), Efeitos de borda sobre a frequência de atributos funcionais dos líquens corticícolos crostosos (capítulo 3) e Conclusão geral (capítulo 4).

### Capítulo 1

Introduz o leitor ao tema que será desenvolvido ao longo da dissertação (Fragmentação florestal), especificamente os efeitos de borda e as consequências na biota, além do objetivo geral do trabalho.

### Capítulo 2

Trata de uma apresentação sintetizada dos efeitos de borda sobre a comunidade líquênica, discutindo como a riqueza e composição de líquens corticícolos crostosos são afetados por borda criada pela antropização.

### Capítulo 3

Analisa as respostas de uma assembleia líquênica às modificações do ambiente resultante dos efeitos de borda, baseadas em características funcionais dos líquens.

### Capítulo 4

Este capítulo aborda uma visão geral de toda a pesquisa, incluindo sugestões para trabalhos futuros.

# **CAPÍTULO 1**

---

## **INTRODUÇÃO GERAL**

## INTRODUÇÃO GERAL

A destruição e o desmatamento excessivo dos recursos naturais e habitats seminaturais, em consequência da ação humana na paisagem, tem causado diversas alterações nos padrões ecológicos no ambiente (Fahrig 2003, Deon & Glenn 2005, Harper et al. 2005). Este processo, denominado fragmentação de habitat ou fragmentação florestal, tem sido estudado nas últimas décadas por vários autores, em diversas florestas, em todo o mundo (Debinsk & Holt 2000, Haila 2002, Fahrig 2003, Harper et al. 2005, Fisher & Lindenmayer 2007).

A fragmentação é considerada um grande problema para a conservação e uma das mais graves ameaças à biodiversidade das últimas décadas, sendo um processo onde grande área de habitat contínuo é transformada em fragmentos pequenos e isolados (Haila 2002, Fahrig 2003, Fisher & Lindenmayer 2007). Murcia (1995) define o termo fragmentação como a substituição de grandes áreas de mata nativa por outros ecossistemas isolados, envoltos por uma matriz diferenciada que transforma o habitat original em manchas de habitats menores e distanciados. Para Fahrig (2003), a paisagem fragmentada representa o ponto final do processo de fragmentação.

O estudo da fragmentação florestal tem como base a Teoria de Biogeografia de Ilhas (Viana 1992, Haila 2002). Esta teoria produziu um corpo de conhecimento teórico significativo, envolvendo modelos descritivos e preditivos da variação da diversidade biológica em função do tamanho da ilha ou fragmento (Viana 1992). A ideia da Biogeografia de Ilhas teve sua relevância para o estudo da fragmentação, por permitir estimar a riqueza de espécies nos habitats denominados “ilhas” e por explicar os mecanismos responsáveis pelos padrões observados (Barros 2006). Este processo tem sido registrado por diversos autores que têm enfatizado, principalmente, o efeito do tamanho de área (perda de habitat) na riqueza e composição de espécies (Murcia 1995, Fahrig 2003, Godfroid & Koedan 2003, Hill & Curran 2003).

A fragmentação florestal afeta tanto a extensão total quanto a configuração espacial do habitat disponível para muitas espécies (Saunders et al. 1991). Viana et al. (1998) destacaram os principais fatores que afetam a dinâmica de fragmentos florestais: tamanho, forma, grau de isolamento, tipo de vizinhança e histórico de perturbações. De acordo com Fahrig (2003), os efeitos da fragmentação sobre os padrões do habitat são: redução da quantidade de habitat,

aumento do número de fragmentos, diminuição da área total e aumento do isolamento entre os fragmentos.

A fragmentação e a criação de bordas podem levar as florestas a estágios de regeneração inicial. As florestas tropicais se regeneram após perturbações humanas. No entanto, a fragmentação parece levar a floresta a um processo inverso: bordas e pequenos fragmentos parecem florestas secundárias com menos de 50 anos de idade em termos de riqueza, composição taxonômica e ecológica de plantas (Tabarelli et al. 2009).

À medida em que a paisagem torna-se fragmentada, cada organismo responde aos distúrbios de maneira diferenciada, comprometendo e alterando o ecossistema. Neste processo, o habitat modifica-se de diversas maneiras: espécies são eliminadas, populações são reduzidas, padrões de dispersão e migração interrompidos, fluxos de entrada e saída do ecossistema são alterados (Barros 2006, Fisher & Lindmayer 2007). Plantas são afetadas pela fragmentação de habitats de diferentes maneiras (Albuquerque & Rueda 2010, Rodríguez-Loinaz et al. 2012), ocorrendo alteração na abundância de polinizadores, dispersores, predadores e patógenos que alteram as taxas de recrutamento de plântulas, e alterações nas taxas de mortalidade de árvores (Viana & Pinheiro 1998, Marchand & Houle 2006).

Além da perda imediata de organismos e da reorganização espacial da paisagem, a formação de paisagens fragmentadas resulta em outros prejuízos como redução na riqueza e diversidade de espécies (Oosterhoorn & Kappelle 2000, Tabarelli et al. 2004), alterações na taxa de mortalidade e natalidade de espécies (Viana & Pinheiro 1998), extinção de alguns grupos de espécies (Murcia 1995, Fisher & Lindmayer 2010), ou aumento drástico destas (Fisher & Lindmayer 2010). Além destes prejuízos, ocorrem variações e deformidade microclimática (Murcia 1995, Fahrig 2003, Ewers & Banks-Leite 2013).

Diversas modificações na estrutura e no funcionamento das comunidades vegetais ocorrem em decorrência do processo de fragmentação florestal e criação de bordas (Bernacci 2006). A separação de habitats e suas mudanças do mesmo expõem as populações remanescentes ao “efeito de borda” (Fahrig 2003, Harper et al. 2005). Estes de borda são os resultados da interação entre dois ecossistemas adjacentes, quando os dois são separados por uma transição abrupta (Murcia 1995). Retirando a zona de efeito de borda do fragmento, resta a área central conhecida também como área nuclear ou interior. Essa área é onde,

normalmente, se concentra a riqueza do fragmento, ou seja, a diversidade de espécies (Guizard & Kuplich 2008).

O processo de fragmentação muda o padrão espacial da floresta e, com isto, a aptidão dos organismos para diferentes regiões da floresta. Assim, algumas espécies são adaptadas a habitats de borda e outras a habitats de interior da floresta (Fisher & Lindmayer 2007). Em suma, a fragmentação florestal causa um efeito cascata na estrutura florestal, afetando todos os nichos-árvores, organismos epífitos, insetos, espécies de vertebrados e invertebrados que têm os processos ecológicos básicos gravemente perturbados (Nascimbene et al. 2007, Tabarelli et al. 2004).

Atualmente, a fragmentação vem sendo estudada, principalmente pela Biologia da Conservação como forma de tentar prever o tamanho e a forma mais adequados de reservas florestais (Périco et al. 2005). No pensamento de conservação, no entanto, a fragmentação é muitas vezes apresentada como um fenômeno unitário, sempre acontecendo da mesma forma e com consequências semelhantes (Haila 2002). Este exemplo ilustra que, para as estratégias de conservação, estudos futuros considerando as características bióticas de remanescentes não deve olhar apenas na riqueza total de espécies, mas sim as espécies, número de grupos funcionais, em particular de plantas, especialmente aqueles com alto valor de conservação, ao avaliar os efeitos da insularização (Godfroid & Koedan 2003).

O ritmo de degradação e fragmentação das nossas florestas é crescente e acelerado, com perda de muitas espécies ainda desconhecidas para a ciência (Debinsk & Holt 2000). No cenário em que nos encontramos, o desafio maior para este século é a conservação da biodiversidade (Tabarelli et al. 2009), visto que, há uma grande expansão da agricultura e pecuária, e com isso, maiores áreas de florestas degradadas, maiores impactos ambientais, e assim, maior perda de espécies, que ocorre em um ritmo mais rápido do que a criação de medidas de proteção a essas espécies.

A maneira tradicional de mitigação tem sido a de estabelecer reservas (Lundström et al. 2013). Além disso, a definição de fragmentos prioritários para a conservação deve combinar uma análise de parâmetros como tamanho, grau de isolamento, forma, nível de degradação, risco de perturbação e a sustentabilidade dos fragmentos (Viana & Pinheiro 1998). Albuquerque & Rueda (2010) relataram que, como a fragmentação do habitat é um processo que envolve tanto a perda de habitat quanto a fragmentação em si, é necessário

manter o tamanho do habitat e, ao mesmo tempo, a configuração do habitat (forma e entorno) em consideração, pois, não só o tamanho, quanto a colocação de áreas protegidas em regiões geograficamente diversificadas é importante para maximizar a diversidade de espécies (Hill & Curran 2010). A perda de habitat tende a se espalhar de forma contagiosa, de modo que as áreas próximas a rodovias, estradas e cidades são limpas, mais cedo, do que aqueles localizados mais distantes de assentamentos humanos (Fischer & Lindenmayer 2007).

A mais recente estratégia da Biologia da Conservação para a manutenção da biodiversidade em paisagens fragmentadas está baseada no estabelecimento de uma rede de áreas protegidas públicas e privadas, conectadas por corredores florestais e imersas em paisagens com matrizes pouco agressivas à diversidade biológica, como a matriz de agrofloresta (Tabarelli et al. 2009). Porém, o conhecimento atual sobre o impacto da fragmentação na dinâmica e biodiversidade ainda é insuficiente (Pütz et al. 2012). Embora as práticas de estudos venham acontecendo há muito tempo e em grande escala, pouco se sabe sobre os potenciais efeitos positivos sobre a biodiversidade (Ludström et al. 2013).

### **Efeito de borda**

Dentre os fatores associados à dinâmica dos fragmentos florestais, a criação de bordas é dos mais estudados e referenciados na literatura (Oosterhoorn & Kappelle 2000, Laurance 2001, Haila 2002, Hill & Curran 2003, Nascimento & Laurance 2006, Fisher & Lindenmayer 2007). A borda de um fragmento é a área limite entre o interior da mata e outra unidade de paisagem - área urbanizada, pastagem, campo antrópico etc (Fisher & Lindenmayer 2007), em que a interação destes ambientes resulta em um conjunto de modificações físicas e biológicas conhecidas como “Efeito de borda” (Murcia 1995). As bordas das florestas são mais fortemente expostas ao impacto do uso de terras agrícolas por causa de sua proximidade com pastagens e terras aráveis (Hauck et al. 2013).

Em relação ao interior do fragmento, a borda pode apresentar mudanças microclimáticas como, por exemplo, maior temperatura e intensidade luminosa, maior radiação e intensidade dos ventos, menor umidade relativa do ar e do solo (Murcia, 1995; Oosterhoorn & Kappelle 2000, Harper et al. 2005, Fisher & Lindenmayer 2007). De acordo com Harper et al. (2005), a penetração e intensidade dos efeitos microclimáticos normalmente variam da borda em direção ao interior e conforme as características ambientais no entorno do fragmento. Essas mudanças microclimáticas implicam em mudanças drásticas na estrutura das

comunidades, podendo haver modificação tanto na composição, riqueza, abundância e distribuição das espécies, quanto nas relações interespecíficas (Murcia 1995, Harper et al. 2005, Fisher & Lindenmayer 2007).

As bordas e suas áreas de influência são também formadas em paisagens naturais (Murcia 1995), como resultados de descontinuidades nas estruturas físicas e biológicas, pois algumas paisagens são naturalmente heterogêneas (Haila 2002), apresentando nítidas transições entre os ecossistemas adjacentes com diferentes configurações espaciais e funções ecológicas (Viana & Pinheiro 1998). Estas transições são denominadas de ecótonos, fronteira, borda e zona de transição (Odum 2004, Ricklefs 2003).

A influência da borda nas condições microambientais da floresta depende, em grande parte, do tipo de borda, tamanho do fragmento, forma, conectividade, tipo de vizinhança e histórico de perturbação (Viana et al. 1992, Murcia 1995, Fahrig 2003, Marchand & Houle 2006, Fisher & Lindenmayer 2007). É dito, por exemplo, que, quanto mais arredondada for a margem do fragmento, menor é o efeito de borda (Santos 2009). A vizinhança do fragmento também irá contribuir para a magnitude deste efeito, pois, quanto mais contrastante for a matriz em relação à floresta, no que se refere à sua estrutura característica, maior será a distância de penetração deste efeito (Sampaio & Scariot 2011). Assim, há uma grande preocupação com a perda potencial de espécies tipicamente florestais que habitam remanescentes em matriz urbanizada (Godfroid & Koedan 2003).

A maioria dos trabalhos indica que o efeito de borda desaparece a partir dos 50 m (Murcia 1995, Marchand & Houle 2006). Alves-Junior (2006) verificou que, após 100 m para o interior do fragmento, o efeito de borda tende a minimizar seus impactos na estrutura da vegetação arbórea. Assim, uma multiplicidade de ambas as escalas espaciais e temporais precisam ser consideradas, e as escalas relevantes, provavelmente, variam entre espécies, regiões geográficas e tipos de ambiente (Haila 2002).

Alguns estudos mostram que, nos primeiros anos após a fragmentação, as bordas da floresta tendem a ser estruturalmente mais abertas e, portanto, mais permeáveis a fluxos de calor, luz e vento. Ao longo do tempo, entretanto, as bordas do fragmento tornam-se, gradualmente, mais fechadas pela proliferação de árvores colonizadoras e lianas, as quais têm uma influência importante na mudança de microclima (Camargo & Kapos 1995, Didham & Lawton 1999, Marchand & Houle 2006). No entanto, em função do tempo de formação da

borda, ela pode tornar-se “selada”, e a distância e magnitude de influência da borda tende a diminuir, passando a apresentar características semelhantes à de florestas maduras (Harper et al. 2005).

### **Atributos Funcionais**

Atributos funcionais são traços morfológicos ou fisiológicos dos organismos que estão diretamente relacionados a uma propriedade funcional a ser estudada, e que podem influenciar significativamente no estabelecimento, sobrevivência e aptidão de um indivíduo (Duarte 2007, Cavalcante et al. 2009). De Bello et al. (2010) definiram um atributo funcional como uma característica de um organismo, que tem ligação com suas funções e reflete as adaptações às variações no ambiente físico e biótico e os trade-offs (ecofisiológicos e/ou evolutivos) entre funções diferentes dentro de um organismo. A diversidade funcional recebeu menos atenção na literatura, porém, está agora a emergir como um aspecto de importância crucial na determinação de processos ecossistêmicos (Dias & Cabido 2001).

O foco nos traços funcionais e gradientes abre um caminho para um progresso mais rápido em ecologia de comunidades (McGill et al. 2006). Através de protocolos padrões e de comparações globais, os atributos funcionais têm sido usados em diversos enfoques (De Belo, 2010). Por exemplo, grupos funcionais de líquens são importantes para o monitoramento com base em mudanças nos ecossistemas e como indicadores de impactos de baixa intensidade de uso do solo (Pinho et al. 2012). Traços funcionais das espécies de líquens, como a forma de crescimento (Crostofo, folioso e fruticoso), são indicadores de mudanças nas condições ambientais, pois são bastantes sensíveis a fatores como clima e perturbação humana (Giordani et al. 2012).

No contexto da fragmentação florestal, de acordo com Cavalcante et al. (2009), é possível concluir que existe uma diferença funcional entre as espécies de áreas abertas e as espécies de área de interior florestal. Segundo estes autores, a diferença na disponibilidade de água, no microclima, na quantidade de nutrientes, e a existência ou ausência de fogo, provavelmente, são preponderantes para a seleção de diferentes atributos funcionais entre as espécies presentes em cada área.

Entender as respostas das comunidades às modificações do ambiente pode ser bastante complexo em comunidades ricas em espécies (Lewis & Ellis 2010). Assim, surgem questões

como, quais características funcionais são mais decisivas na competição e interação do meio, e sobre quais gradientes físicos esses traços interagem com a maioria (McGill et al. 2006). Evidentemente, ainda existem grandes lacunas a respeito do conhecimento que temos sobre a biodiversidade, especialmente sobre os aspectos funcionais das espécies que, muitas vezes, é praticamente inexistente (Cianciarruso 2009).

## **Mata Atlântica**

A destruição e a fragmentação dos ambientes naturais são as maiores ameaças à integridade e à diversidade biológica das florestas tropicais (Tabarelli et al. 2009). Nesse contexto, está inserida a Floresta Atlântica que, atualmente, representa um dos mais trágicos cenários de fragmentação florestal, pois se encontra altamente fragmentada e com um grande número de espécies ameaçadas de extinção (Metzger 2001). A Mata Atlântica é uma vasta região heterogênea (1.481.946 km<sup>2</sup>, cerca de 17,4% do território brasileiro), incluindo uma grande variedade de fisionomias florestais e composições distribuídas em mais de 3300 km ao longo da costa brasileira (Metzger 2009).

A Floresta Atlântica é uma das maiores florestas tropicais das Américas, estende-se de 4° a 32°S e cobre um amplo rol de zonas climáticas e formações vegetacionais, de tropicais a subtropicais, em condições ambientais altamente heterogêneas (Tabarelli et al. 2005, Ribeiro et al. 2009). Esta floresta é formada por um conjunto de formações florestais, que podem ser classificadas em: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual e Floresta Ombrófila Aberta, além de ecossistemas associados como as restingas, manguezais e campos de altitude (MMA 2010). A Floresta Atlântica sempre verde ocorre em um clima sem um período biologicamente seco durante todo o ano e, excepcionalmente, com dois meses de umidade escassa, com temperaturas médias entre 22 e 25 ° C (Colombo & Joly 2010).

Da área total original (139.584.893 ha), ainda permanecem 15.719.337 ha de floresta (11,26%) e 658.135 ha (0,47%) de restinga e vegetação de mangue. Assim, 88,27 % da Floresta Atlântica foi perdida, e só 11,73% da vegetação original (16.377.472 ha) ainda permanece (Ribeiro et al. 2009). A mata Atlântica está distribuída em 245.173 fragmentos florestais da área total da floresta remanescente, sendo que 73% estão localizados a menos de 250 m de qualquer área não- florestada e, em 46% dos remanescentes, a distância a partir da borda é inferior a 100 m. Apenas 7,7% estão localizados a mais de 1000 m de qualquer limite,

e 12 km é a distância máxima de qualquer área não-florestal na região da Mata Atlântica (Ribeiro et al. 2009). Hauck et al. (2013) mostraram que as bordas florestais, resultantes da fragmentação, são mais fortemente expostas ao impacto da utilização das terras agrícolas por causa de sua proximidade com pastagens e terras aráveis. Desta forma, os fragmentos florestais de diversos tamanhos e formas assumem papel fundamental para a perenidade do bioma Mata Atlântica (Zaú 1998).

A região de Mata Atlântica também inclui comunidades vivendo em diferentes condições sócio-econômicas, de grandes áreas urbanas de São Paulo e Rio de Janeiro para as regiões rurais. Finalmente, 70% da população brasileira (cerca de 120 milhões de pessoas) vive na região (Metzger 2009).

A Floresta Atlântica nordestina oferece uma boa oportunidade para estudos de fragmentação. Várias de suas paisagens fragmentadas são seculares e estão envolvidas há muito tempo por uma matriz estável e homogênea: a lavoura de cana-de-açúcar (Tabarelli et al. 2009). Em Sergipe, a maior parte da cobertura florestal do estado foi substituída por uma paisagem fragmentada, constituída por remanescentes florestais desarticulados e cercados por pastagens, áreas urbanas e um complexo de pequenas e médias propriedades agrícolas, além de outras formas de uso da terra (Santos 2009).

Apesar da devastação por conta da forte ação antrópica, o pouco que resta preservado no Estado de Sergipe da grande diversificação ambiental proporciona à Mata Atlântica uma enorme diversidade biológica, com um bom número de mamíferos, aves, répteis e anfíbios, muitos ocorrentes apenas nesse local (endêmicas), além de raras espécies de plantas - das quais muitas também são endêmicas – e, devido a isso, essa mata ainda consegue ser o primeiro e maior bloco de florestas do Estado (Campanili & Prochnow 2006).

Embora o número e a escala das iniciativas de conservação tenham crescido consideravelmente durante as últimas décadas, elas são ainda insuficientes para garantir a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica. Controle e fiscalização efetivos são necessários como fundamento básico de qualquer estratégia para conservação (Tabarelli et al. 2005). Não é por acaso que grande parte das espécies brasileiras oficialmente ameaçadas de extinção só ocorre na Floresta Atlântica (Tabarelli et al. 2009). A urgência para definir a ação de conservação correta para reduzir os efeitos negativos da perda de Floresta Atlântica e fragmentação também enfatiza a necessidade de se ter bons indicadores de estado ecológico

ou atalhos para apoiar o processo de decisão (Metzger 2009). Para Tabarelli et al. (2005), a implementação de redes de paisagens sustentáveis deveria ser monitorada, utilizando-se os melhores indicadores de performance disponíveis, referentes a aspectos biológicos, sociais e econômicos, para garantir que estes recursos sejam utilizados de forma efetiva.

## **Líquens**

Os líquens são resultantes da união entre um fungo (micobionte) com uma ou mais algas e/ou cianobactérias (fotobiontes), que formam uma unidade biológica estável, onde há proteção mútua entre os organismos e transferência de substâncias vitais, como nutrientes e produtos da fotossíntese (Nash 2008). Esta união resulta na formação de uma estrutura, o talo liquênico, que é morfologicamente diferente dos fungos sem a associação liquênica, com seus componentes e identidades completamente novos (Chaparro & Ceballos 2002). A este processo dá-se o nome de liquenização, e os fungos que desenvolveram este modo de nutrição são denominados de fungos liquenizados.

A maioria (95-98%) das espécies de fungos pertence aos Ascomycota (Marcelli 1997, Nash 2008). O Filo Ascomycota é o maior grupo de fungos existente, com cerca de 32.000 espécies descritas, incluídas em 3.400 gêneros (Kirk et al. 2001). Estima-se, porém, que a maioria das espécies de Ascomycota ainda esteja por ser descoberta, o que tornaria este número cerca de 10 a 20 vezes mais alto (Hawksworth 2001). Cerca de 20% de todos os fungos conhecidos são encontrados na natureza obrigatoriamente na forma liquenizada, o que corresponde a quase 50% de todos os fungos do Filo Ascomycota (Webster & Weber 2007).

Existem várias formas de crescimento dos talos liquênicos, entre os quais se destacam: foliosos, crostosos, fruticosos, esquamulosos e filamentosos (Webster & Weber 2007). Os crostosos são, em geral, bastante achatados, muito aderidos ao substrato e não apresentam córtex inferior (Spielmann 2006); representando a maioria dos líquens (Carlile et al. 2001).

O tipo de substrato em que um líquen cresce pode ser importante na identificação, já que, muitas vezes, determinadas espécies são bastante seletivas (Spielmann 2006). Desta forma, os líquens podem ser classificados, de forma geral, em corticícolas (crescem sobre o córtex das árvores), terrícolas (crescem sobre o solo), saxícolas (crescem sobre as rochas), foliícolas (crescem sobre as folhas de plantas vasculares) e muscícolas (crescem sobre musgos) (Webster & Weber 2007).

A distribuição dos líquens é afetada por condições microclimáticas (Essen & Renhorn, 1998), tais como luz, umidade e temperatura (Dettki & Essen 1998, Dyer & Letourneau 2007, Boudreault et al. 2013), características do forófito (Holien 1996, Dettki & Essen 1998), como a rugosidade, pH da casca, retenção de água do substrato, além de características representadas pelo diâmetro à altura do peito (DAP) do hospedeiro, como idade e tamanho das árvores (Friedel et al. 2006, Bourg et al. 2007, Cáceres et al. 2008, Käßner et al. 2007).

Os líquens podem ocorrer desde o nível do mar até as montanhas mais altas, sendo raros em altitudes acima de 5.000 m e em matas excessivamente escuras (Honda & Vilegas 1998). A maioria das espécies de líquens depende de um ambiente natural não ou pouco alterado (Purvis 2000). Os indivíduos crescem com extrema lentidão (mm/ano) e as comunidades levam décadas para se estabelecerem (Nash 2008). Assim, a alta diversidade do grupo em uma localidade pode ser utilizada como indicador de antiguidade de ecossistemas (Marcelli 1997).

A riqueza de espécies de líquens aumenta com o tempo e idade da floresta (Lundström et al. 2013). De acordo com Dettki & Essen (1998), a riqueza e abundância de espécies de líquens dependem fortemente do estágio de desenvolvimento da floresta. Assim, muitas espécies associadas a florestas antigas persistem, enquanto que novas espécies adaptadas colonizam ambientes abertos (Lundström et al. 2013). Johansson (2008) assinala que antigas florestas são particularmente importantes, uma vez que hospedam um grande número de espécies únicas, grandes populações de líquens, e muitas vezes espécies raras. O efeito significativo de continuidade da floresta na riqueza de líquens e presença de espécies raras podem estar relacionadas com a baixa capacidade de dispersão e às preferências específicas de micro habitats de várias espécies (Marmor et al. 2011).

Líquens epífitos (organismos que utilizam plantas como suporte para crescer) são especialmente sensíveis ao impacto humano nos ecossistemas florestais (Nascimbene et al. 2007). Alguns líquens epífitos são potencialmente sensíveis a pequenas mudanças na luz, temperatura e disponibilidade de umidade porque eles são organismos poiquilohídricos, o que significa que eles são incapazes de regular a sua absorção ou perda de umidade e, conseqüentemente dependem de fontes atmosféricas para absorção de água e nutrientes inorgânicos (Nash 2008). A diversidade destes líquens é constantemente diminuída com o aumento da poluição do ar e estresse ambiental, além de outros fatores causados pelo homem como fragmentação florestal e idade da floresta (Svoboda et al. 2010). Estudos de efeito de

borda, por exemplo, indicam um total efeito negativo de ambientes de borda sobre a persistência e crescimento dos líquens (Johansson 2008). Estas diferenças ocorrem, principalmente, devido a diferenças no microclima. O interior da floresta é caracterizado por menor irradiação solar e maior umidade do ar do que a borda da floresta (Hauck et al. 2013). Os líquens que preferem a borda da floresta são efetivamente protegidos de raios UV e luz visível, enquanto que o aumento da evaporação pode levar a dessecação dos talos líquênicos e, assim, reduzir o tempo para atividade fotossintética (Sillett 1994, Giordani et al. 2003).

Líquens que crescem sobre plantas são importantes componentes da biodiversidade em muitas florestas e têm inúmeros papéis funcionais em florestas temperadas, incluindo a ciclagem de nutrientes (especialmente fixação de nitrogênio em florestas úmidas) e como componentes de teias alimentares (McCune 2000). Assim, informações sobre a distribuição e abundância de líquens epífitos dão uma oportunidade única para testar hipóteses sobre a distribuição natural e padrões semelhantes na biomassa e diversidade em ecossistemas de todas as partes do mundo com histórias de mudanças antropogênicas (Caldiz 2005).

Estudos sobre líquens epífitos, muitas vezes, se concentram sobre os macrolíquens fruticosos e foliosos, provavelmente, porque são mais conspícuos e fáceis de identificar, embora eles representem apenas uma minoria das espécies (Lundström et al. 2013). Líquens crostosos são, geralmente, sub-representados em estudos sobre estes organismos (Johansson 2008). Segundo este autor, a importância da inclusão de espécies crostosas é evidente já que é a forma de vida dominante entre a micota liquenizada.

Várias espécies de líquens são restritas a florestas primárias com continuidade ecológica longa, e têm sido usados como indicadores de bom estado ecológico e alto valor de conservação das florestas (Marmor et al. 2011). Os indicadores devem apontar para os ecossistemas onde existe um problema ou está surgindo. Devem também nos dizer quando e onde a saúde da floresta está melhorando (McCune 2000). Além disso, propriedades da história de vida pode ser usado para monitoramento de dinâmicas em paisagens em combinação com o conhecimento ecológico para, enfim, projetar importantes estratégias de conservação (Scheidgger & Werth 2009).

Grupos funcionais de líquens são importantes para o monitoramento, pois podem sofrer mudanças nos ecossistemas e são utilizados como indicadores de impactos de baixa intensidade de uso do solo (Pinho et al. 2012). A diversidade líquênica e características

funcionais são eficazes na descrição dos padrões de comunidades de líquens epífitas em uma ampla variedade geográfica e ecológica (Giordani et al. 2012).

A conservação de líquens tem uma história curta, começando na Europa na década de 1960 e 1970 com relatórios sobre mudanças na micota liquenizada, devido a poluição do ar (Caldiz 2005). Porém, organismos simbióticos, como líquens, não são um alvo fácil em medidas de conservação, especialmente se as interações entre os simbioss são ecologicamente e obrigatoriamente biotrófica (Scheidgger & Werth 2009). Apesar de perturbações terem efeitos negativos sobre a persistência dos líquens, se sobreviverem eles podem se recuperar e mostrar crescimento acentuado (Johansson 2008). O manejo florestal, por exemplo, influencia as operações de muitas das variáveis que regulam comunidades epífitas, como microclima, árvores hospedeiras e características da paisagem (Dettki & Essesn 1998). No entanto, uma abordagem ecossistêmica da conservação raramente leva a resultados bem sucedidos nestes discretos organismos (Scheidgger & Werth 2009).

## **CONSIDERAÇÕES GERAIS E OBJETIVOS**

As bordas florestais estão se tornando mais abundantes em regiões de todo o mundo devido à perda de área florestal por atividades humanas (Harper et al. 2005). Conseqüentemente, os estudos de borda são de extrema importância (Viana et al. 1992), de modo que entender as mudanças dos padrões ecológicos que ocorrem nessa área pode ser a chave para compreensão dos impactos causados pela fragmentação (Ries et al. 2004).

As pressões antrópicas podem ter graves implicações sobre os processos florestais sendo que, além de se ampliar o conhecimento sobre a diversidade biológica dos remanescentes, é necessário saber a organização espacial das comunidades vegetais e suas respostas à fragmentação da paisagem (Carvalho et al. 2007).

Na perspectiva de que, em paisagens fragmentadas, a influência da dinâmica e efeito de borda varie ao longo de um gradiente borda-interior, este trabalho tem como objetivo avaliar como a riqueza e composição de espécies liquênicas, assim como seus atributos funcionais respondem à borda antrópica e interior florestal resultante da fragmentação florestal no fragmento de Mata Atlântica Refúgio de Vida Silvestre - Mata do Junco, no Estado de Sergipe.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albuquerque, FS; Rueda, M. 2010. Forest loss and fragmentation effects on woody plant species richness in Great Britain. *Forest Ecology and Management* 260: 472-479.
- Alves-Junior, FT. 2006. Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de floresta ombrófila densa, Recife, PE. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 1: 49-56.
- Barros, FA. Efeito de borda em fragmentos florestais de floresta Montana, Nova Friburgo/ RJ. 2006. 100 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - *Universidade Federal Fluminense*, Niterói.
- Boudreault, C; Coxson, D; Bergeron, Y; Stevenson, S; Bouchard, M. 2013. Do forest treated by partial cutting provide growth conditions similar to old-growth forests for epiphytic lichens? *Biological Conservation* 159: 458-467.
- Bourg, A; Rosabal, DL; Komposch, H; Hernandez, JEM; Rivas, PE & Lücking, R. 2007. Referencia de (Micro) Hábitat de Líquenes de las Familias Porinaceae y Pyrenulaceae en Bosque Lluvioso Premontano Primario y Secundario en las Cruces, Costa Rica. In: *Résumenes de Póster de lo VIII Encuentro del Grupo Latinoamericano de Liquenólogos. Lima-Perú*.
- Cáceres, MES; Lücking, R; Rambold, G. 2008. Corticolous microlichens in northeastern, Brazil: Habitat differentiation between coastal Mata Atlântica, Caatinga and Brejos de Altitude. *The Bryologist* 111(1): 98-117.
- Caldiz, MS. 2005. Diversity and growth of epiphytic macrolichens in northwestern Patagonian Northofagus forests. Tese de doutorado. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae*.
- Camargo, JL; Kapos, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.
- Carlile, MJ; Watkinson, SC & Gooday, GW. 2001. *The Fungi*. San. Diego, Academic Press, 2ed. 588p. 179 Castelletti, CHM. Santos, AMM. Tabarelli, M. & Silva, JMC. 2004. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In: Leal IR, Tabarelli M & Silva (Eds.) *Ecologia e Conservação da Caatinga*. 181 3ª Ed. Recife: Universitária da UFPE, p. 719-734.
- Cavalcanti, ADC. 2009. Mudanças florísticas e estruturais, após cinco anos, em uma comunidade de Caatinga no Estado de Pernambuco, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 23(4): 1210-1212.
- Chaparro MV & Ceballos JA. 2002. Hongos liquenizados. *Universidad Nacional de Colombia*, Sede Bogotá. 1ed, p. 9-12p.
- Cianciaruso, MV; Silva, IA; Batalha, MA. 2009. Diversidade filogenética e funcional: Novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9(3): 093-103.
- Colombo, AF; Joly, CA. 2010. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: The most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. *Braz. J. Biol.*, 70(3): 697-708.

- De Bello, F; Lavorel, S; Díaz, S; Harrington, R; Cornelissen, JHC; Bardgett, RD; Berg, MP; Cipriotti, P; Feld, CK; Hering, D; Marins da Silva, P; Potts, SG; Sandin, L; Sousa, JP; Storkey, J; Wardle, DA & Harrison, PA. 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation* 19: 2873-2893.
- D'eon, RG; Glenn, SM. 2005. The influence of forest harvesting on landscape spatial patterns and old growth-forest fragmentation in southeast British Columbia. *Ecology* 20:19-33.
- Debinski, DM; Holt, RD. 2000. A survey of overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342-355.
- Dettki, H & Esseen, PA. 1998. Epiphytic macrolichens in managed and natural forest landscapes: A comparison at two spatial scales. *Ecography* 21(6): 613-624.
- Diaz, S & Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* 16(8): 646-655.
- Didham, RK & Lawton, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31(1):17-30.
- Dyer, LA; Letourneau, DK. 2007. Determinants of lichen diversity in a Rain forest understory. *Biotropica* 39(4): 525-529.
- Esseen, P & Renhorn, K. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology* 12: 1307–1317.
- Ewers, RM; Banks-Leite, C. 2013. Fragmentation impairs the microclimate buffering effect of *Tropical forests*. PLOS ONE 8(3): 58093.
- Fahrig, L. 2003. Effect of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Fischer, J & Lindenmayer, DB. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265–280.
- Friedel, A; Oheimb, G.V; Dengler, J & Hardtle, W. 2006. Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens – a comparison of managed and unmanaged beech forests in NE Germany. *Lüneburg: Feddes Repertorium* 117(1.2): 172-185.
- Giordani, P; Modenesi, P & Tretiach, M. 2003. Determinant factors for the formation of the calcium oxalate minerals, weddellite and whewellite, on the surface of foliose lichens. *Lichenologist* 35: 255–70.
- Giordani, P; Brunialti, G; Bacaro, G & Nascimbene, J. 2012. Functional traits of epiphytic lichens as potential indicators of environmental conditions in forest ecosystems. *Ecological Indicators* 18: 413–420.
- Godefroid, S & Koedam, N. 2003. How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? *Global Ecology Biogeographic* 12: 287-298.

- Guisard, DMP & Kuplich, TM. 2008. Fragmentação da cobertura florestal no município de são José dos campos (sp) entre 1973 e 2004. *Geografia*, Rio Claro 33(2): 319-329.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12: 321–34.
- Harper, KA; MacDonald, E; Burton, P; Chen, J; Brosnoff, KD; Saunders, SC; Euskirchen, ES; Roberts, D; Jaiteh, MS & Esseen, P. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19: 768-782.
- Hauck, M; Bruyn, U; Javkhlan, S & Lkhagvadory, D. 2013. Forest edge-interior differentiation in the epiphytic lichen diversity of the forest steppe in the Khangai Mountains Mongolia. *Journal of Plant Ecology* 1-11.
- Hawksworth, DL. 2001. Challenges in mycology. *Mycological Research* 99(1): 127-128.
- Hill, JL & Curran, P.J. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography*, 30: 1391-1403.
- Holien, H. 1996. Influence of site and stand factors on the distribution of crustose lichens of the Caliciales in a suboceanic spruce forest area in Central Norway. *Lichenologist* 28(4): 315-330.
- Honda, NK & Vilegas, W. 1998. Dissertação (Mestrado). São Paulo, Brasil.
- Johansson, P. 2008. Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forest. *Biological Conservation* 32(4): 387-398.
- Käffer, MI; Ganade, G & Marcelli, MP. 2007. Interação entre líquens e forófitos em quarto ambientes na FLONA de São Francisco de Paula. *Revista Brasileira de Biociência* 5: 216-218.
- Kirk, PM; Cannon, PF; David, JC & Stalpers, JA. 2001. Ainsworth & Bisby's Dictionary of the fungi. 9 ed. Wallingford, CAB International.
- Laurance, WF. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology* 82(1): 105-116.
- Lewis, JE; Ellis, CJ. 2010. Taxon-compared with trait-based analysis of epiphytes, and the role of tree species and tree age in community composition. *Plant Ecology and Diversity* 3: 203-210.
- Lundström, J; Jonsson, F; Perhans, K & Gustafsson, L. 2013. Lichen species richness on retained aspens increases with time since clear-cutting. *Forest Ecology and Management* 293: 49-56.
- Marcelli, MP. 1997. Estudo da diversidade de espécies de fungos liquenizados do Estado de São Paulo. Pp. 1-12. In: Joly, C.A. (Org.). *BIOTA* São Paulo. São Paulo, Fundação André Toselo.
- Marchand, P & Houle, G. 2006. Spatial patterns of plant species richness along a forest edge: What are their determinants? *Forest Ecology and Management* 223: 113-124.

- Marmor, L; Tõrra, T; Saag, L & Randlane, T. 2011. Effects of forest continuity and tree age on epiphytic lichen biota in Coniferous forest in Estonia. *Ecological Indicators* 11: 1270-1276.
- McCune, B. 2000. Lichen communities as indicators of forest health. *Bryologist* 103: 353-356.
- Metzger, JP. 2001. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. *Biota Neotropica* 1: 1-2.
- Metzger, JP. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 142: 1138–1140.
- McGill, BJ; Enquist, BJ; Weiher, E & Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21(4): 178-185.
- Muller, A; Bataghin, F.A & Santos, SC. 2009. Efeito de borda sobre a comunidade arbórea em um fragmento de floresta ombrófila mista, Rio Grande do Sul, Brasil. *Perspectiva, Erechim* 34(125): 29-39.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Nascimbene, J; Marini, L & Nimis, PL. 2007. Influence of forest management on epiphytic lichens in a temperate beech forest of northern Italy. *Forest Ecology and Management* 247: 43-47.
- Nascimento, HEM & Laurance, WF. 2006. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. *Acta Amazônica* 36(2): 183-192.
- Nash III, TH. 2008. Lichen Biology, 2nd ed. *Cambridge University Press*, Cambridge.
- Odum, EP. 2004. *Ecologia*. 6.ed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan.
- Oosterhoorn, M & Kappelle, M. 2000. Vegetation responses along an interior-edge-exterior gradients in a Costa Rican montane cloud forest. *Forest Ecology and Management* 126(3): 291-307.
- Pinho, P; Bergamini, A; Carvalho, P; Branquinho, C; Stofer, S; Scheidegger, C & Máguas, C. 2012. Lichen functional groups as ecological indicators of the effects of land-use in Mediterranean ecosystems. *Ecological Indicators* 15: 36-42.
- Purvis, W. 2002. The Natural History Museum. *Lichens*. London. 112p.
- Pütz, S; Groeneveld, J; Alves, LF; Metzger, JP & Hurth, A. 2011. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecological Modelling* 222: 1986-1997.
- Ribeiro, CM; Metzger, JP; Martensen, AC; Ponzoni, FJ & Hirota, MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142(6): 1141-1153.

- Ries, L; Fletcher-Jr, RJ; Battin, J & Sisk, TD. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 491-522.
- Rodríguez-Loinaz, G & Onaindia, M. 2012. Does forest fragmentation affect the same way all growth-forms? *Journal of Environmental Management* 24: 125-131.
- Sampaio, AB & Scariot, A. 2011. Edge effect on tree diversity, composition and structure in a deciduous dry forest in central Brazil. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, 35(5): 1121-1134.
- Saunders, DA; Hobbs, RJ & Margules, CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.
- Scheidegger, C; Werth, S. 2009. Conservation strategies for lichens: Insights from population biology. *Fungal Biology Reviews* 23: 55-66.
- Sillett, SC. 1994. Growth rates of two epiphytic cyanolichen species at the edge and in the interior of a 700-year-old Douglas fir forest in the western Cascades of Oregon. *Bryologist* 97: 321-324.
- Spielmann, AA. 2006. Checklist of lichens and lichenicolous Fungi of Rio Grande do Sul (Brazil). Caderno de Pesquisa. *Série Biologia* (UNISC) 18: 7-125.
- Svoboda, D; Peksa, O & Veselà, J. 2010. Epiphytic lichen diversity in central European oak forests: assessment of the effects of natural environmental factors and human influences. *Environ. Pollut.* 158: 812–819.
- Tabarelli, M; Silva, JMC & Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of Neotropical forests. *Biodiversity and Conservation* 13: 1419–1425.
- Tabarelli, M & Gascon, C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 9(3): 734-739.
- Tabarelli, M; Pinto, SR & Leal, IR. 2009. Floresta Atlântica nordestina: fragmentação, degeneração e conservação. *Ciência Hoje* 44: 36-41.
- Viana, VM & Pinheiro, LAFV. 1998. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF*. 12(32): 25-42.
- Webster, J & Weber, R. 2007. Introduction to Fungi. Third Edition. *Cambridge University Press*. 875p.

## **CAPÍTULO 2**

---

**EFEITOS DE BORDA SOBRE A  
RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES DE  
LIQUENS CORTICÍCOLAS CROSTOSOS EM MATA  
ATLÂNTICA**

## RESUMO

A fragmentação e a destruição dos ambientes naturais são as maiores ameaças à integridade e à diversidade biológica das florestas tropicais. Uma consequência importante da fragmentação é um aumento na proporção de borda da floresta/interior nos fragmentos, que ocasiona alterações ambientais importantes, os quais são chamados “efeitos de borda”. A persistência de espécies em pequenos fragmentos é determinada em grande parte por estes efeitos. Este trabalho tem como objetivo avaliar a composição e riqueza de espécies de líquens corticícolas crostosos, em resposta à borda resultante da fragmentação florestal em Mata Atlântica no estado de Sergipe, analisando fatores bióticos e abióticos como luminosidade, elevação, pH da casca e diâmetro na altura do peito (DAP) do hospedeiro. As áreas de estudo estão localizadas no Refúgio de Vida Silvestre- Mata do Junco (RVSMJ) e no seu entorno, localizado no município de Capela, no estado de Sergipe. Foram coletadas 617 amostras, distribuídas entre as áreas de borda antrópica e interior. Reconheceram-se 102 espécies, distribuídas em 40 gêneros e 14 famílias. A relação entre a riqueza e os fatores abióticos, pH da casca do hospedeiro ( $P < 0,00149$ ) e DAP dos hospedeiros ( $P < 0,005914$ ) diferiram significativamente entre as áreas de estudo. Embora as comunidades de líquens tenham apresentado composição um pouco diferente entre os ambientes estudados, dissimilaridades significativas não foram detectadas entre a borda antrópica e interior. A análise de espécies indicadoras revelou 6 espécies com valores significativos ( $p < 0,05$ ) distribuídas entre as duas áreas do fragmento florestal, entre elas *Sarcographa labyrinthica* e *Ocellularia crocea* para o interior, enquanto para a borda a espécie indicadora com valor significativo foi *Opegrapha sp.* As alterações na riqueza não acompanharam mudanças na composição dos líquens em relação à borda antrópica e interior do fragmento. Uma possível explicação para isso é que a baixa dissimilaridade entre borda e interior indica que estes ambientes são estruturalmente semelhantes neste fragmento. Fatores como DAP e pH da casca do hospedeiro estiveram diretamente relacionados com o aumento da riqueza no interior da floresta, demonstrando ser o interior um ambiente mais adequado para o crescimento e estabelecimento de líquens corticícolas crostosos.

**Palavras chaves:** Efeito de borda, Floresta tropical úmida, riqueza, composição, líquens corticícolas crostosos.

## ABSTRACT

The fragmentation and destruction of natural environments are the greatest threats to the integrity and biological diversity of tropical forests. An important consequence of the fragmentation is an increase in the proportion of the forest edge/inside the fragments, which causes significant environmental changes, which are called "edge effects". The persistence of species in small fragments is determined in large part by these effects. This study aims to evaluate the composition and species richness of crustose lichens in response to the forest edge resulting from forest fragmentation in the Atlantic Forest in the state of Sergipe, analyzing biotic and abiotic factors such as luminosity, pH bark and diameter at the breast high (DBH) of the host. The study areas are located in Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (RVSMJ) and its surroundings, located in Capela, Sergipe. 617 samples distributed among the inside and edge areas of the forest fragment were collected. The identification work resulted in the identification of 102 species belonging to 40 genera and 14 families. The relationship between species richness and abiotic factors, pH of the host shell ( $P < 0.00149$ ) and DAP of hosts ( $P < 0.005914$ ) differed significantly between study areas. Although lichen communities have submitted composition slightly different between the study sites, significant dissimilarities were found between the anthropic edge and interior. The analysis of indicator species revealed six species with significant values ( $p < 0.05$ ) distributed between the two areas of the forest fragment, including *Sarcographa labyrinthica* and *Ocellularia crocea* to the interior. *Opegrapha* sp. was the indicator species to the edge of the fragment. Changes in species richness did not follow changes in the composition of lichens in relation to anthropogenic edge and interior of the fragment. A possible explanation for this is that the low dissimilarity between edge and interior indicates that these environments are structurally similar in this forest fragment. In addition, DBH and bark pH of the host were directly related to the increase of species richness in the forest, showing that the interior is a more suitable environment for the growth and establishment of crustose corticolous lichens.

**Key words:** edge effect, tropical rain forest, richness, composition, corticolous crustose lichens.

## INTRODUÇÃO

A destruição e a fragmentação dos ambientes naturais são as maiores ameaças à integridade e à diversidade biológica das florestas tropicais (Tabarelli et al. 2009). A fragmentação de habitats resulta em imagens de paisagens antes contíguas que agora estão destruídas em fragmentos menores – o habitat original torna-se reduzido e convertido em remanescentes isolados cercado por novos tipos de habitat, dominados por vários campos como agricultura, desenvolvimento urbano e estradas (Jules & Shahani 2003). Nesse contexto de fragmentação florestal está inserida a Floresta Atlântica. Da área original, apenas 11,73% da vegetação ainda permanece, ou seja, 88,27% da Floresta Atlântica foi perdida (Ribeiro et al. 2009).

Uma consequência importante da fragmentação é um aumento na proporção de borda da floresta / interior nos fragmentos florestais remanescentes (Kivisto & Kuusinen 2000), que ocasiona alterações ambientais importantes (Carvalho 2007), as quais são chamados “efeitos de borda”. Os efeitos de borda são diversos fenômenos físicos e biológicos associados aos abruptos limites artificiais de habitat fragmentados (Laurance 2008). A persistência de espécies em pequenos fragmentos é determinada, em grande parte, pelos efeitos de borda, pela extrema redução no tamanho da população e a sustentação de programas de conservação da floresta (Zuidema et al. 1996).

A maioria dos estudos demonstram que o efeito de borda diminui a partir dos primeiros 50 m na floresta (Murcia 1995), outros relatam que esse efeito tende a desaparecer a partir dos 100 metros para dentro da floresta (Alves-Júnior 2006). De acordo com Esseen & Renhorn (1998), os efeitos de borda em líquens epífiticos raramente se prolongam para além de 50 m para dentro da floresta. Em revisão sobre estudos de efeitos de borda em líquens epífitas, Johansson (2008) verificou que a distância tomada a partir borda para alcançar condições de interior da floresta variou entre os estudos de 20 a 100m.

A borda possui um microambiente que, geralmente, difere do interior da floresta em alguns parâmetros (Hauck et al. 2013), como aumento na disponibilidade de luz e temperatura (Esseen & Renhorn 1998, Harper et al. 2005), dessecação do habitat, maior turbulência causada por ventos e menor umidade relativa do ar (Murcia 1995, Fisher & Lindnmayer 2007, Tabarelli et al. 2009). Essas mudanças microclimáticas são, provavelmente, os principais mecanismos que impulsionam a drástica alteração da floresta fragmentada (Tabarelli et al.

2009), e suas variações podem ser decisivas na manutenção do remanescente e na composição de espécies (Mendes 2008).

As mudanças nas condições ambientais causadas pelo efeito de borda implicam em alterações nas espécies vegetais e animais (Tabarelli 2009). Na comunidade florestal, as plantas lenhosas e herbáceas sofrem alterações na qualidade e na quantidade, dependendo do tipo e aspecto da borda (Marchand & Houle 2005). A área de borda pode apresentar maior densidade, diversidade e menores diâmetros nas espécies arbóreas que o interior do fragmento (Alves Jr. et al. 2006, Carvalho et al 2007). De acordo com Fox et al. (1997), a riqueza de espécies e abundância de cada categoria de planta dentro ou fora de um remanescente é significativamente afetada pela distância da borda em remanescente. Ainda, a taxa de mortalidade de árvores aumenta próximo às bordas florestais. Isso ocorre principalmente por causa do aumento da turbulência, provocado pela ação do vento (Jonsson et al. 2007). Essa perda de árvores dominantes da copa pode levar a sérias modificações de estrutura da floresta e do ambiente de luz, e pode alterar a composição de espécies de comunidades (Saunders et al. 1991).

Existem poucos estudos que abordaram especificamente os efeitos de borda da floresta sobre os líquens epífitos (Esseen & Rinhorn 1998, Kivisto & Kuusinen 2000, Boudreault et al. 2008, Aragón et al. 2010, Rosabal et al. 2012, Hauck et al. 2013). No Brasil esse tipo de estudo é ainda mais escasso, existindo apenas alguns artigos, e nenhum específico com líquens crostosos. Os líquens são resultantes da união entre um fungo com uma ou mais algas e/ou cianobactérias (Nash 2008). Sua distribuição é afetada por condições microclimáticas, tais como luz, umidade e temperatura, características do forófito, bem como a rugosidade, pH da casca, retenção de água do substrato, tamanho e idade das árvores hospedeiras, estas últimas características, representadas pelo DAP (diâmetro a altura do peito) (Bourg et al. 2007, Friedel et al. 2006, Cáceres et al. 2007, Käßfer et al. 2007).

Líquens epífitos são componentes importantes em muitos ecossistemas florestais (Caldiz 2005). Algumas espécies de líquens ocorrem exclusivamente no úmido e sombreado interior da floresta, pois são menos adaptados à dessecação (Friedel et al. 2006). Por sua vez, líquens crostosos são o principal componente das comunidades epífitas nas planícies de florestas tropicais, são espécies pouco visíveis e em grande parte difíceis de se diferenciarem dos troncos (Sipman & Harris 1989). Devido a isso, líquens crostosos são negligenciados quanto aos estudos de efeito de borda, mostrando que há uma necessidade global de incluí-los

nos estudos de efeito de borda, exploração madeireira, árvores remanescentes e colonização (Johansson 2008).

Cada espécie de líquen é caracterizada por um ótimo de luz, umidade, precipitação, temperatura e substrato, o que, combinado com interações interespecíficas, levam a uma determinada estrutura da comunidade (Komposch & Hafellner 2000). Assim, condições mais extremas nas zonas de borda podem ser prejudiciais para algumas espécies de líquens, sendo ao mesmo tempo favorável a outras (Rosabal et al. 2012). Ainda, muitas espécies de líquen estão confinadas às florestas, incluindo espécies ainda desconhecidas ou descritas com pouca informação sobre a sua distribuição, traços da vida ou ecologia (Caldiz 2005). Tal como acontece com outros organismos, que são integrados à uma rede ecológica na biologia, a conservação do líquen só será bem sucedida se a espécie for vista como parte de uma comunidade que é resultante de interações complexas entre as condições climáticas, qualidade e gestão ambiental antrópica (Scheidgger & Werth 2009).

Desta forma, para manter e ampliar os serviços de conservação da biodiversidade nas paisagens alteradas é preciso entender como a perda e a fragmentação de habitats altera a biota das florestas tropicais, incluindo os líquens epífitos. Frente a isso, este trabalho tem como objetivo avaliar a composição e riqueza de espécies de líquens corticícolas crostosos, em resposta à borda resultante da fragmentação florestal em Floresta Atlântica no Estado de Sergipe, correlacionando-as com fatores bióticos e abióticos como luminosidade, elevação, pH da casca e diâmetro na altura do peito (DAP) do hospedeiro. Para tanto, propõe-se as seguintes hipóteses: H1- A composição será diferente entre borda e interior do remanescente; H2- a riqueza será menor na borda florestal em relação ao interior do fragmento; H3- quanto maior os fatores DAP e elevação maior será a riqueza de líquens corticícolas crostosos; H4- quanto menor o pH maior será a riqueza de líquens corticícolas crostosos.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

#### **Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco**

A Unidade de Conservação Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (figura 1) é um remanescente de Mata Atlântica situado no município de Capela (SE), distante 86 km da

capital do estado, Aracaju, abrangendo 1520 hectares (Souza, 2011). Localiza-se na parte norte do município (figura 2), com altituded de 120 m (Santos 2007).



Figura 1. Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco situado no município de Capela/SE. Fonte: Andrade, 2014.

O Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (RVSMJ) é composto por diversos fragmentos que pertencia à Usina Santa Clara, e que atualmente corresponde ao Assentamento José Emídio (Ramos Filho 2008). Tornou-se Unidade de Conservação recentemente, pelo Decreto de número 24. 944 de 26 de Dezembro de 2007 (Souza 2011).

Na Mata do Junco, encontra-se uma variedade de plantas e animais, sendo ainda o local da nascente do rio Lagartixo, afluente da Bacia do Rio Japaratuba, que abastece todo o município de Capela e áreas circunvizinhas. Em adição, é refúgio do macaco Guigó (*Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth 1999) espécie endêmica ameaçada de extinção (Malta et al. 2011). Por se tratar de um remanescente florestal sub- decidual e em estágio intermediário de sucessão ecológica, sendo o segundo maior remanescente de Mata Atlântica do Estado, a Mata do Junco apresenta uma presença destacada de espécies pioneiras de plantas, a exemplo de *Lonchocarpus sericeus* (Poir.) D.C., *Tapirira guianensis* Aubl. e *Pterogyne nitens* Tul (Souza 2011). Além de grande quantidade de lianas, principalmente em

áreas muito exploradas, encontra-se menor número de espécies e exemplares de bromélias e orquídeas, árvores menores em diâmetro e altura, a exemplo de *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. e *Lonchocarpus sericeus* (Poir.) D.C. O número de epífitos é grande e a serapilheira é abundante, rica em microorganismos decompositores (Santos 2007).

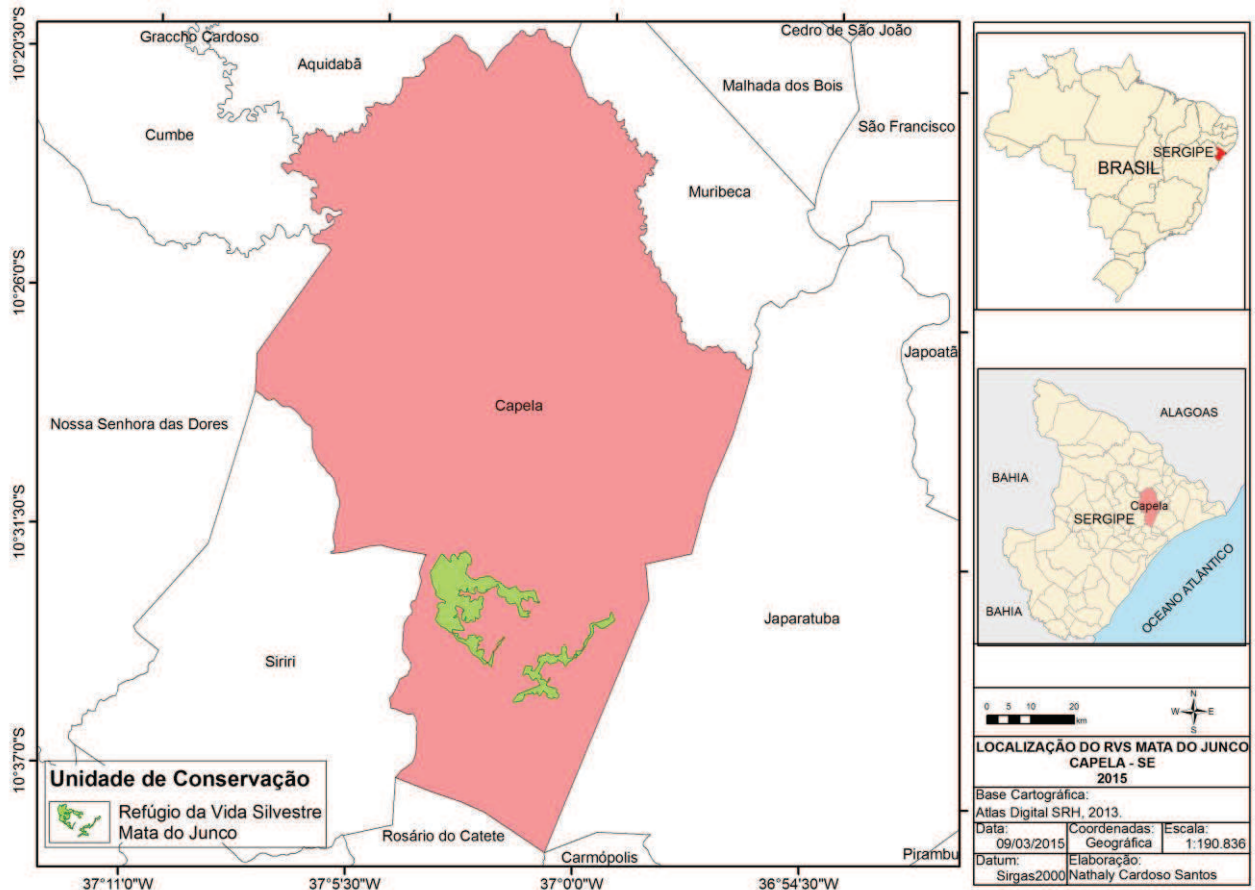


Figura 2. Localização da Unidade de Conservação Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, município de Capela/SE. Fonte: Santos, 2015.

As árvores deste fragmento alcançam até cerca de 20 m de altura (figura 3), e as emergentes são raras, pouco se diferenciando das demais do estrato superior. No estrato mais abaixo do superior, o sub-bosque, as arvoretas chegam até cerca de 10 metros de altura. Nas árvores mais altas deste conjunto, os indivíduos chegam a ter até 60 cm de circunferência, raras chegam a ter até 1 metro de circunferência. Nas arvoretas do sub-bosque, os indivíduos têm cerca de 10-15 cm de circunferência, muitos têm até menos do que essa medida (Santos 2009).

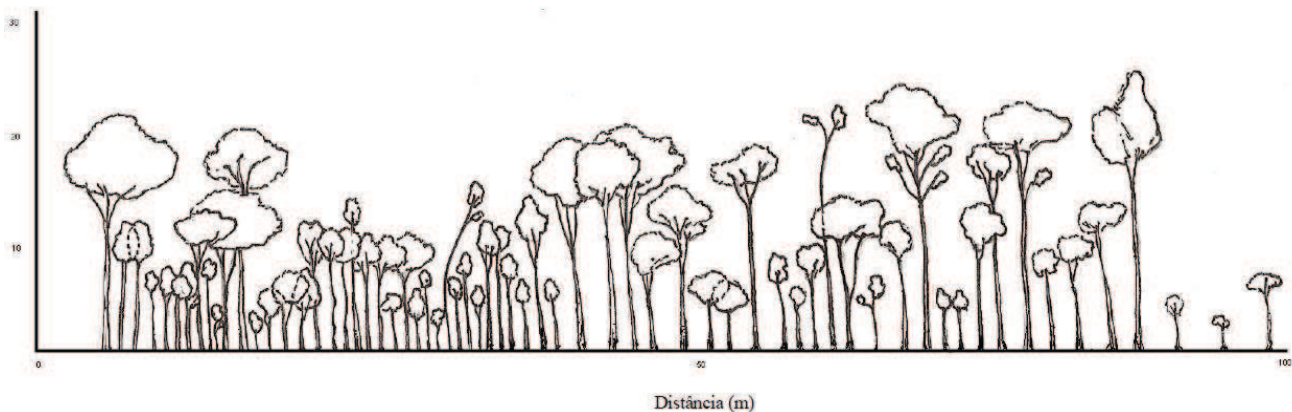


Figura 3. Perfil esquemático da vegetação do fragmento da Mata do Junco situado na região de Capela. Fonte: Santos, 2009.

## Coleta e Processamento de material biológico

### Coleta do material biológico

Para avaliação dos efeitos entre borda e interior nas assembleias de líquens corticícolas crostosos, a amostragem foi feita em dois tipos de ambientes: (1) borda de fragmento florestal antropizado (0 a 10 metros) (Figura 4) e (2) interior de fragmento florestal (100 a 110 metros) (Figura 4). Estes foram os dois tratamentos considerados na análise, sendo designados respectivamente pelas seguintes siglas: BA (Borda Antrópica) e IN (Interior do fragmento).



Figura 4. Ambientes amostrados para avaliação dos efeitos de borda: a) borda antrópica (BA); b) interior do fragmento (IN), localizados no município de Capela.

A coleta das espécies de líquens crostosos nas áreas de estudo foi feita através da demarcação de dois transectos de 300 m cada (Figura 5), seguindo a metodologia adaptada de Cáceres et al. (2007). No fragmento estudado, foi considerada borda a faixa de 0 a 10 metros da margem para dentro do fragmento. O primeiro transecto foi estabelecido junto à borda do fragmento. Para alcançar as condições de interior, foi delimitada uma distância de 100 metros a partir da borda, onde foi delimitado mais um transecto. Em seguida, a cada 10 m era delimitado um ponto no qual era escolhida a árvore mais próxima que possuía talos líquênicos, totalizando 30 árvores por área. A demarcação dos transectos na borda antropizada e no interior do fragmento serviu apenas para a orientação na escolha dos forófitos. Cada árvore selecionada representou uma unidade amostral, onde foram coletados os talos líquênicos ocorrentes na altura de 0,5 m até 1,50 m. Para cada hospedeiro foi feito georreferenciamento com GPS (*Global Position System*) para localização específica da árvore hospedeira e como parte da análise das fotos, já que se utilizam a altitude e coordenadas locais no tratamento destas.

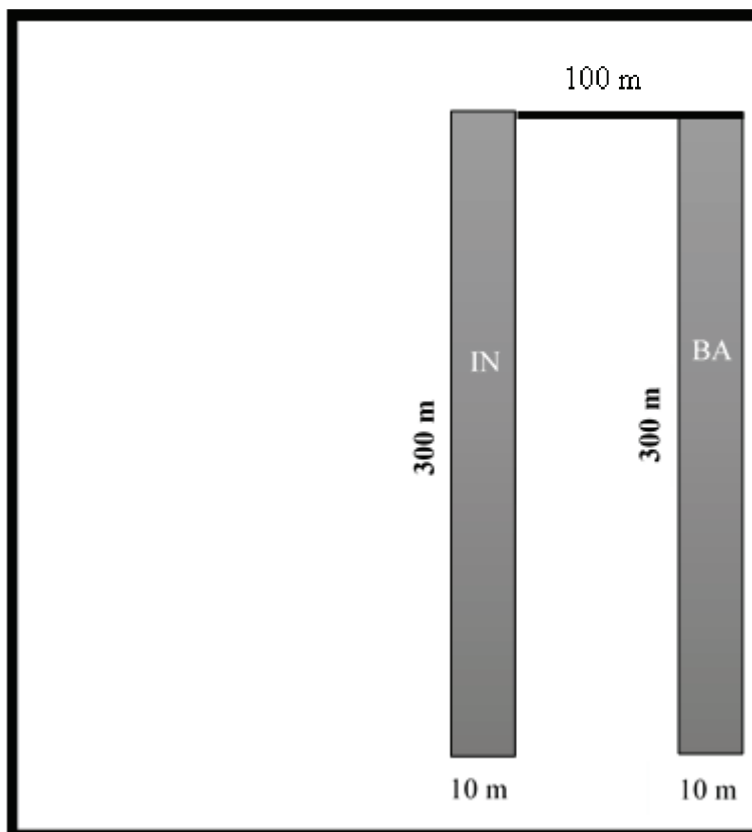


Figura 5. Desenho esquemático amostral das áreas para os transectos para a coleta de líquens crostosos em cada área de fragmento florestal. Sendo BA (Borda Antrópica) e IN (Interior).

Os talos liquênicos foram coletados com a remoção de pequenos pedaços do ritidoma das árvores hospedeiras usando-se faca e martelo (figura 6). O procedimento de coleta seguiu as normas propostas por Sipman (1996) e Cáceres et al. (2007). As amostras foram acondicionadas em envelopes de papel, nos quais foram registrados o local de coleta, data, transecto e número da árvore.



Figura 6. Retirada das amostras de líquens com ajuda faca e martelo. Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, Capela/SE. Fonte: Andrade, 2014.

### **Processamento e identificação das amostras**

As amostras de fungos liquenizados foram inseridas em prensa botânica para secagem em temperatura ambiente por uma semana. Em seguida, as amostras foram levadas ao Laboratório de Liquenologia do Departamento de Biociências, da Universidade Federal de Sergipe, Campus Professor Alberto Carvalho, em Itabaiana – SE. Após a secagem, exsiccatas foram feitas, utilizando-se papel cartão branco de dimensões 14 x 9 cm, e cola, para aderir os líquens ao papel. Foram anotados local de coleta, data, transecto e número da árvore nas exsiccatas. Em seguida, as amostras ficaram submetidas a congelamento em freezer por sete dias, para evitar a contaminação por artrópodes, ácaros e outros fungos.

Para análise macroscópica foram observadas estruturas morfológicas de valor taxonômico, como excípulo (tipo de carbonização: total, basal ou lateral); himênio (inspersão,

reações com lugol e hidrato de potássio-KOH); paráfises (ramificação, forma); ascósporos (forma, cor, tamanho, septação, número por asco, reação com lugol). Foram feitos cortes à mão livre com lâminas de aço dos corpos de frutificação (ascomas tipo apotécios ou peritécios) e, quando necessário, de estruturas reprodutivas vegetativas (sorédios e isídios) e do talo liquênico. Os cortes foram colocados entre lâmina e lamínula em água destilada para observação microscópica.

Para a observação de reações químicas com determinados compostos secundários do fungo liquenizado, aplicou-se uma ou duas gotas de solução aquosa de hidróxido de potássio (KOH) a 10 %. A solução de Lugol a 2% foi utilizada para verificar a reação amilóide das paredes dos ascos e ascosporos, das hifas e de outras microestruturas. Com a ajuda de bibliografia especializada de Cáceres (2007) e Lücking et al. (2009), entre outras, foram feitas as identificações das espécies de fungos liquenizados.

Após identificação, coleções de referência do material coletado foram depositadas no Herbário ISE, da Universidade Federal de Sergipe, Campus Professor Alberto Carvalho.

### **Amostragem dos fatores ambientais**

A medida do DAP foi feita através da circunferência a altura do peito (CAP) de cada forófito, aferida com uma fita métrica colocada ao redor do tronco, numa altura de 1,5 m distante do solo. Em seguida, foi utilizada a seguinte equação para converter o CAP em DAP (Figura 7):

$$DAP = \frac{CAP}{\pi}$$

Figura 7. Equação de conversão de CAP em DAP.

O aferimento do pH foi feito com o aparelho Skin Meter – HI 9918. Após a retirada de uma amostra do forófito selecionado posicionou-se o eletrodo de superfície plana no local até que fossem estabilizado os valores de medição no monitor. Adotando-se a variação numérica de (0 a 6,9) como ácido, (7) como neutro e (7,1 a 14) como básico.

Para o diagnóstico da luz incidente na área da árvore amostrada, foi utilizada uma câmera fotográfica digital (Sony, modelo H20) com 10 Megapixels, com uma lente “olho de peixe” (modelo FCE9) acoplada, que fornece a abertura do dossel em 180°.

Ao todo foram captadas três fotos de cada forófito amostrado com auxílio de um tripé posicionado de costas para a face escolhida para a coleta dos líquens. O tripé foi nivelado ao solo e direcionado ao norte magnético com auxílio de uma bússola e posicionado a cerca de 1m do solo (Koch et al. 2012). As fotos foram amostradas das 6:00h às 8:00h da manhã e entre 16:00h e 17:30h da tarde durante os dias de coleta.

Estas fotografias foram analisadas através do software Gap Light Analyzer (GLA) Version 2.0. Em que, inicialmente, estima-se a porcentagem da abertura do dossel e posteriormente faz-se uma média dos valores obtidos a partir das três fotos tiradas de cada hospedeiro.

A fotografia digital é convertida em preto e branco e recortada no formato quadrado requisitado pelo GLA (figura 8). Em seguida, é dividida radialmente e em círculos concêntricos equidistantes de acordo com a geometria óptica da lente de maneira que cada setor represente uma proporção igual do hemisfério. Esse cuidado visa eliminar o efeito de visada oblíqua crescente à medida em que se afasta do centro da fotografia. Finalmente, a fotografia é segmentada em bitmap binário usando um limiar estimado visualmente (Silva et al. 2009).

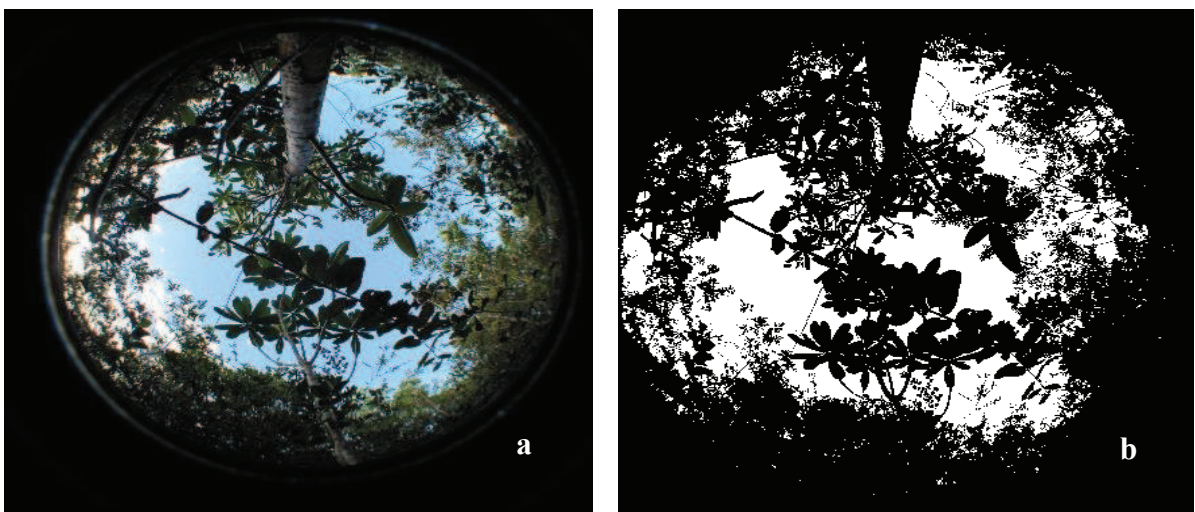


Figura 8. Representação do tratamento realizado pelo software GLA, sendo (a) fotografia digital convertida em preto e branco e recortada no formato quadrado requisitado pelo GLA (b).

## **Análises estatísticas dos dados**

Para a análise estatística dos dados amostrados foram criadas duas matrizes. A primeira matriz estava relacionada com os dados de presença e ausência das espécies pelas unidades amostrais das duas áreas de estudo (Borda e Interior). A segunda matriz listou todos os fatores ambientais em relação as suas respectivas unidades amostrais.

A respeito da análise da riqueza, foram utilizados testes não paramétricos comparando duas amostras independentes com o teste-U de Mann-Whitney para a diferença da riqueza entre borda antropizada e interior, e o teste de correlação de Spearman entre a riqueza e as possíveis influências que afetam o padrão de organização da comunidade líquênica (pH da casca, abertura do dossel, transmitância total e DAP), no programa ESTATISTICA versão 6.0.

Com relação à composição de espécies e às influências que afetam o padrão de distribuição das mesmas entre os ambientes de borda antropizada e interior, foi utilizado o teste estatístico escalonamento multidimensional não métrico (NMS) através do programa PC-ORD Version 5.10 (McCune & Mefford 2006). No mesmo programa, foi feita a análise de similaridade correlacionando a presença ou ausência de espécies através da técnica de agrupamento de Cluster entre borda e interior. A partir desta análise pode-se identificar espécies com características semelhantes e organizá-las em grupos de acordo com o grau similaridade ou dissimilaridade. Para os dois testes foi utilizada a distância de Sørensen. Para a análise de espécies indicadoras foi utilizado o teste de aleatorização de Monte Carlo através do software PC-ORD Version 5.10 (McCune & Mefford 2006).

## **RESULTADOS**

Foram coletadas 617 amostras líquênicas distribuídas entre as áreas de borda antrópica e interior. O trabalho de identificação permitiu o reconhecimento de 102 espécies, distribuídas em 40 gêneros e 14 famílias (Tabela 2, figuras 15 e 16). Além do registro de 3 novas espécies para a Ciência (Tabela 2, Anexo 1). As famílias mais representativas em termos de números de espécies foram Graphidaceae, Trypetheliaceae e Thelotremataceae, com 28, 16 e 12 espécies, respectivamente (figura 9). Graphidaceae e Trypetheliaceae foram mais representativas para o interior e, Thelotremataceae para a borda antrópica. Das 101 espécies,

21 foram encontradas apenas na borda e 52 apenas no interior do fragmento, 28 espécies ocorreram em ambos os ambientes.

Com relação à simbiose, a maioria das espécies estão associadas com algas clorofíceas, apenas uma espécie, *Coccolarpia palmicola* (Spreng.) Arv. & D.J. Galloway, encontrada no interior do fragmento, está associada à cianobactéria. Dentre as clorofíceas, 11% são clorococoides e 89% são trentepolioides.

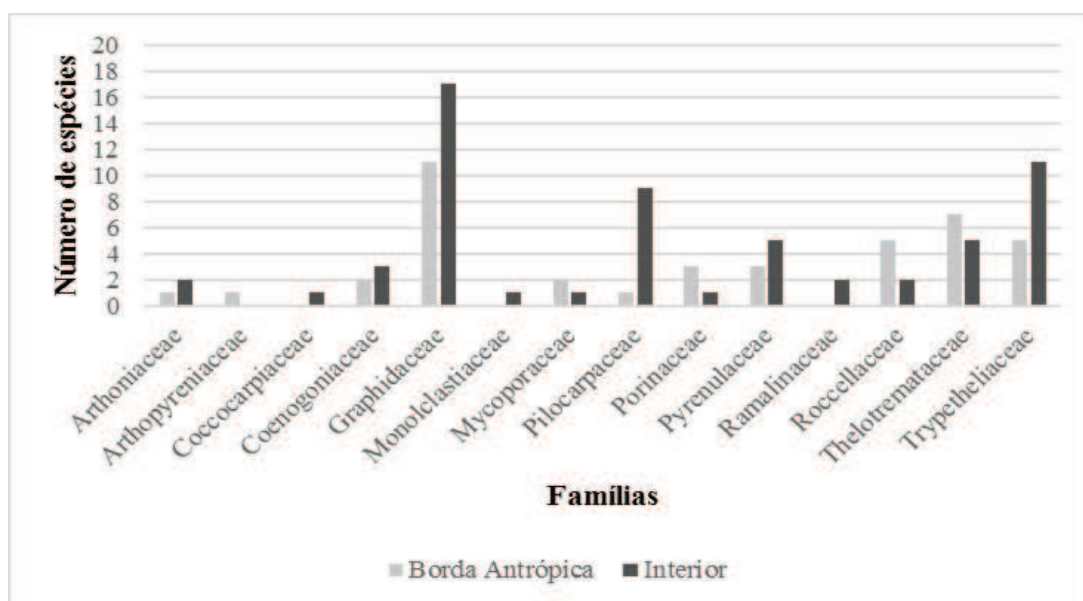


Figura 9. Famílias mais representativas, em número de espécies, para a Borda Antrópica e Interior do fragmento Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco.

### Composição e Riqueza de espécies

A análise da ordenação NMS mostrou que para a composição de espécies houve baixa dissimilaridade (Figura 10). Não foi demonstrado uma relação explicativa entre a composição de espécies e os fatores bióticos e abióticos amostrados, pH, abertura do dossel, transmitância total (TRANSTOT), porcentagem da transmitância total (TRATOT%), transmitância difusa (TRANSDIF) e a porcentagem da transmitância difusa (TRADIFF%) não mostraram relação significativa. Sendo apenas o local, riqueza e DAP as variáveis mais explicativas para a diferença na composição. A análise de cluster confirma o NMS no sentido de não formação de grupos distintos entre borda antrópica e interior da floresta (figura 11).

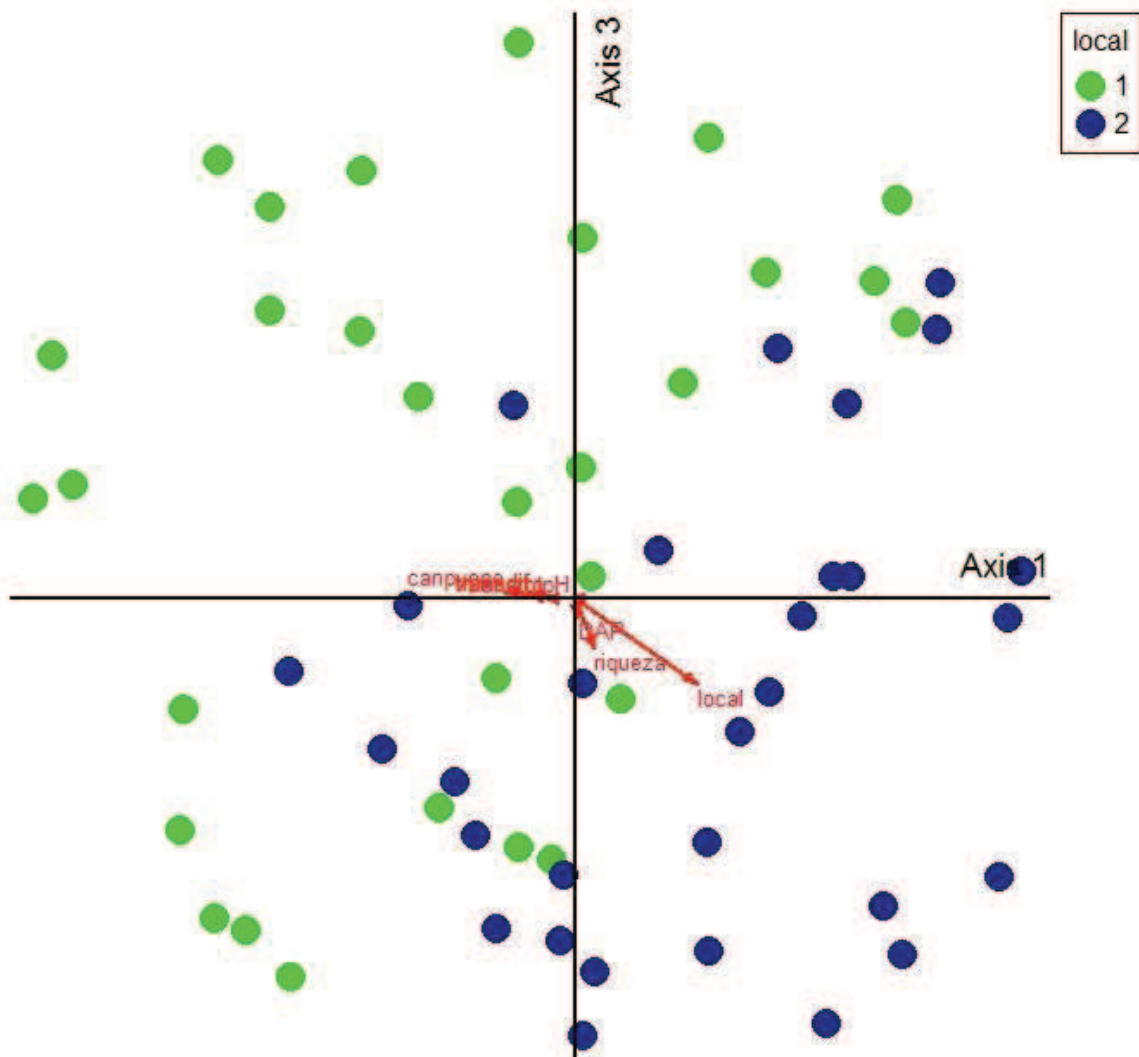


Figura 10. Análise NMS da composição das espécies de líquens em relação à Borda Antrópica e Interior do fragmento Mata do Junco e os fatores bióticos e abióticos amostrados. Local (1) Borda Antrópica e (2) Interior.

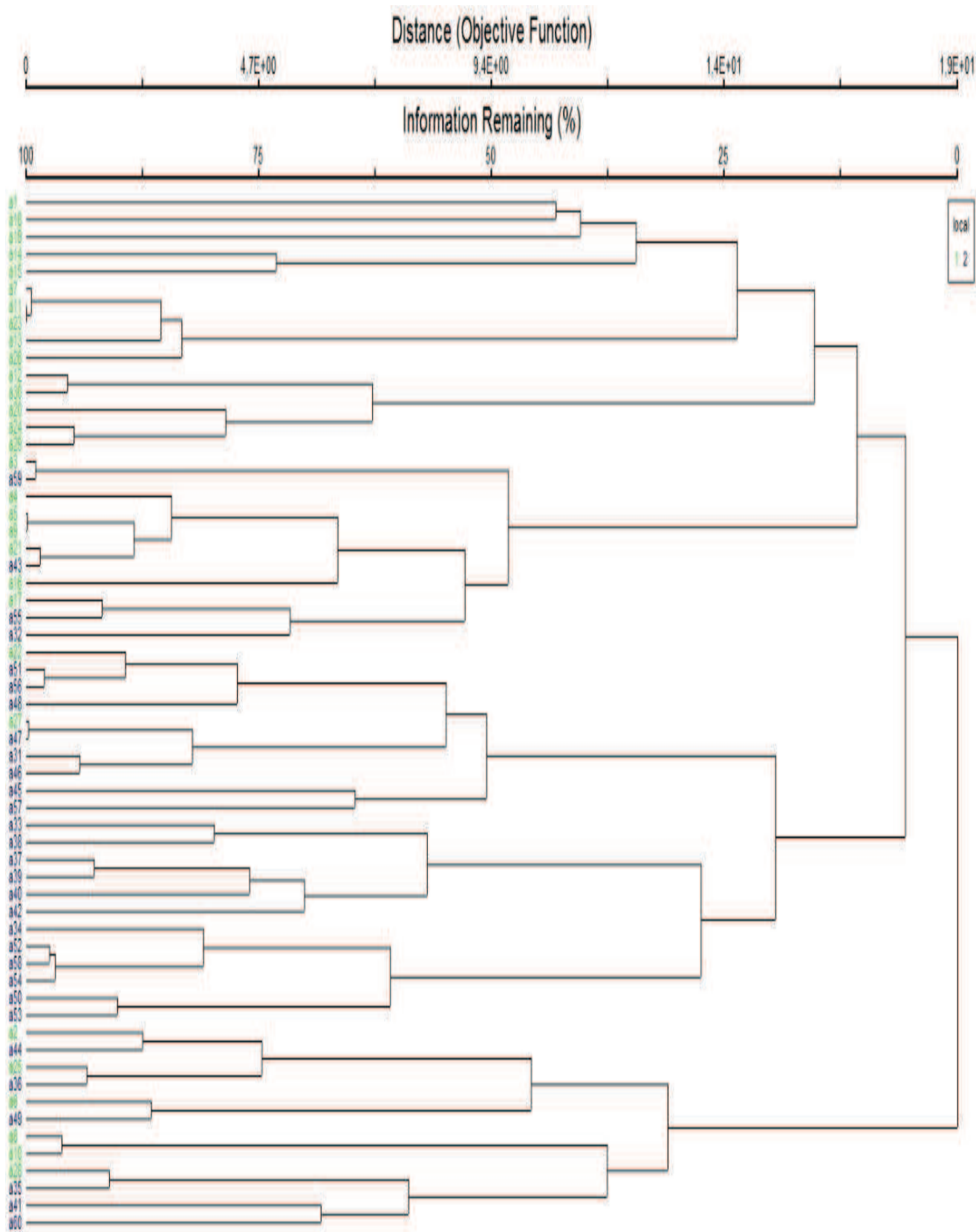


Figura 11. Análise de Cluster da composição de espécies de líquens entre Borda Antrópica e Interior do fragmento Mata do Junco. Local (1) Borda Antrópica e (2) Interior.

De acordo com a ANOVA ( $P = 0,000254$ ) entre os dados de riqueza e as áreas amostradas é perceptível uma correlação significativa entre borda e interior do remanescente (Figura 12). Os maiores valores de riqueza foram encontrados no interior do fragmento.

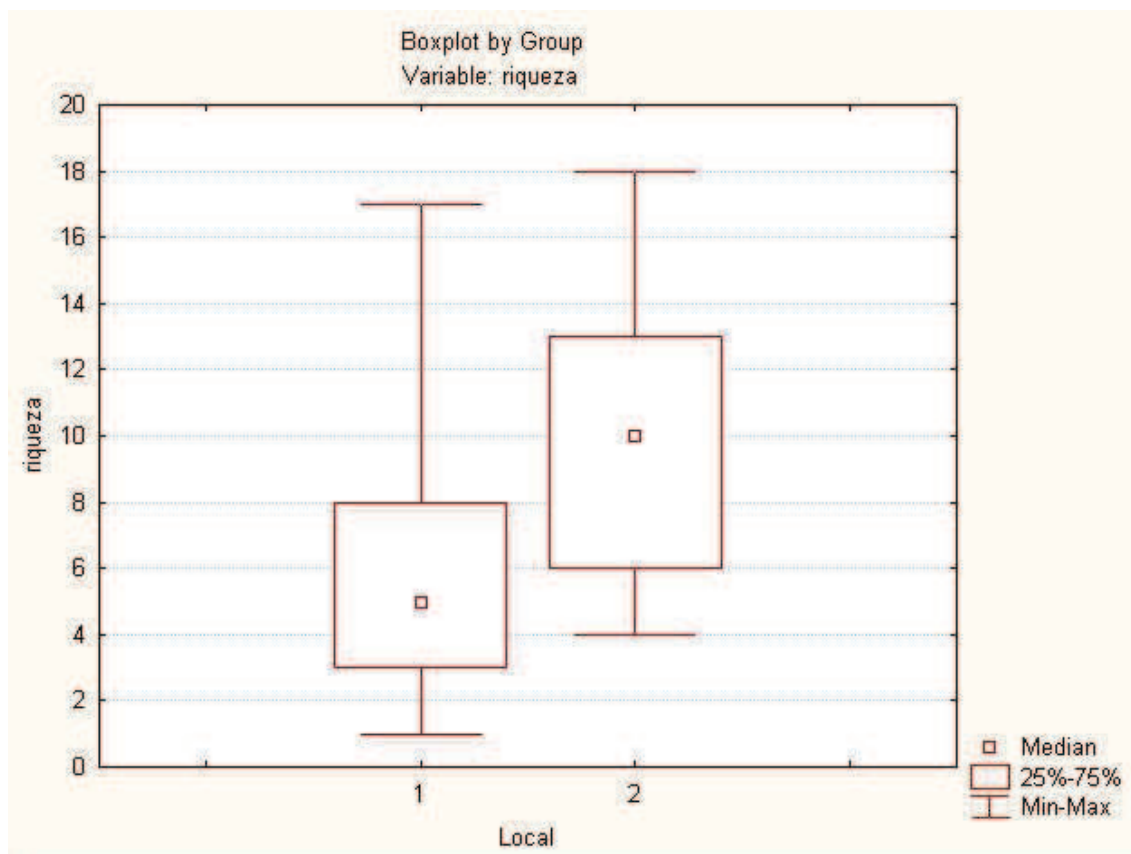


Figura 12. Boxplot da ANOVA de Kruskal-Wallis entre a riqueza em relação à Borda Antrópica e Interior do fragmento. Local (1) Borda Antrópica, (2) Interior; Mean=Média,  $\pm$ SE= Erro padrão e  $\pm$ SD=Desvio padrão.

A relação entre a riqueza e os fatores abióticos, pH da casca do hospedeiro ( $P < 0,00149$ ) e DAP dos hospedeiros ( $P < 0,005914$ ) diferiram significativamente entre as áreas de estudo. Não houve diferença significativa nos parâmetros elevação e intensidade luminosa no estudo. Quando levado em consideração o diâmetro à altura do peito (DAP) com a riqueza de espécies de líquens corticícolos crostosos, os resultados dos dados demonstraram que maiores valores do DAP ( $P < 0,005914$ ), proporcionaram um aumento significativo na riqueza de espécies (figura 13). Quanto ao pH foi demonstrado que menores valores de pH provocam aumento na riqueza de espécies (figura 14).

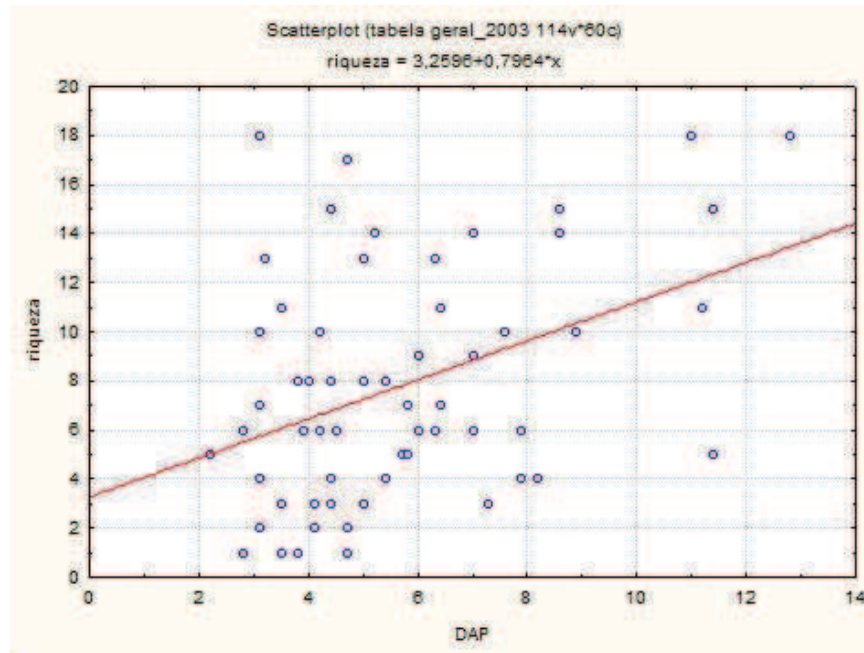


Figura 13. Teste de correlação de Spearman entre o DAP e a riqueza entre Borda Antrópica e Interior.

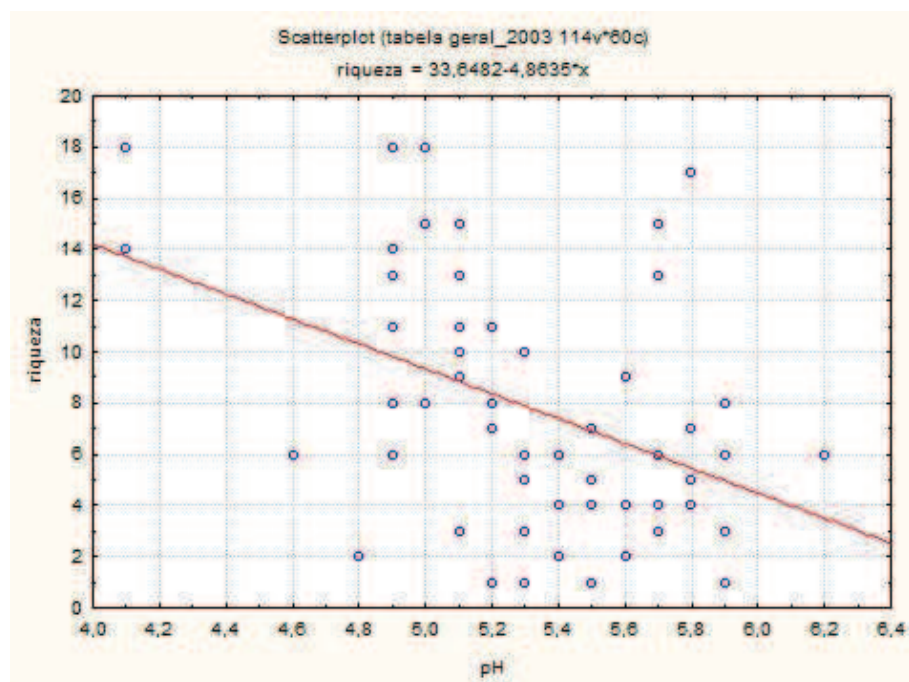


Figura 14. Teste de Correlação de Spearman entre o pH e a riqueza entre Borda Antrópica e Interior.

A análise de espécies indicadoras revelou 6 delas com valores significativos ( $p < 0,05$ ) distribuídas entre as duas áreas do fragmento florestal (Tabela 1). Os maiores valores de

indicação para o interior da floresta estão correlacionados com *Sarcographa labyrinthica* e *Ocellularia crocea*, enquanto para a borda a espécie indicadora com valor significativo foi *Opegrapha* sp.

Tabela 1. Espécies indicadoras de Borda Antrópica e Interior do fragmento com valor significativo  $P < 0,05$ .

<b>Espécies</b>	<b>VI</b>	<b>P*</b>	<b>Local</b>
<i>Sarcographa labyrinthica</i>	34, 3	0, 0058	Interior
<i>Ocellularia crocea</i>	31, 0	0, 0098	Interior
<i>Graphis glaucensces</i>	30, 0	0, 0018	Interior
<i>Acanthothecis abaphoides</i>	26, 7	0, 0046	Interior
<i>Opegrapha</i> sp.	20, 0	0, 0240	Borda
<i>Crocynaea pyxinoides</i>	20, 0	0, 0198	Interior

Tabela 2. Famílias e táxons registrados para os ambientes Borda Antrópica e Interior do fragmento no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, Capela/SE. BA- Borda Antrópica, IN- Interior do fragmento, \* Novos registros para Ciência.

<b>Família</b>	<b>Táxons</b>	<b>BA</b>	<b>IN</b>
<b>Arthoniaceae Reichenb. ex Eichenb.</b>	<i>Coniocarpon cinnabarinum</i> DC.		×
	<i>Cryptothecia striata</i> G. Thor	×	×
	<i>Herpothallon roseocinctum</i> (Fr.) Aptroot, Lücking & G. Thor	×	×
<b>Arthopyreniaceae W. Watson</b>	<i>Mycomicrothelia subfallens</i> (Müll. Arg.) D. Hawksw.	×	
<b>Coccocarpiaceae (Mont. ex Müll. Arg.) Henssen</b>	<i>Coccocarpia palmicola</i> (Spreng.) Arv. & D. J. Galloway		×
<b>Coenogoniaceae</b>	<i>Coenogonium disjunctum</i> Nyl.	×	×
	<i>Coenogonium leprieurii</i> (Mont.) Nyl.	×	×
	<i>Coenogonium</i> sp.		×
<b>Graphidaceae Dumort.</b>	<i>Acanthothecis abaphoides</i> (Nyl.) Staiger & Kalb		×
	<i>Anomomorpha turbulenta</i> (Nyl.) Nyl	×	×
	<i>Cruentotrema cruentatum</i> (Mont.) Rivas Plata, Lumbsch & Lücking		×
	<i>Diorygma hieroglyphicum</i> (Pers.) Staiger & Kalb	×	×

Família	Táxons	BA	IN
	<i>Diorygma microsporum</i> M. Cáceres & Lücking		×
	<i>Diorygma minisporum</i> Kalb, Staiger & Elix		×
	<i>Diorygma poitaei</i> (Fée) Kalb, Staiger & Elix	×	×
	<i>Diorygma reniforme</i> (Fée) Kalb, Staiger & Elix		×
	<i>Dyplolabia afzelii</i> (Ach.) A. Massal.	×	×
	<i>Dyplolabia oryzoides</i> (Leight.) Kalb & Staiger	×	
	<i>Erythrodecton solediatum</i>	×	×
	<i>Graphis cinerea</i> Fée	×	
	<i>Graphis conferta</i> Zenker		×
	<i>Graphis glaucescens</i> Fée		×
	<i>Graphis intermediella</i> Stirt.	×	
	<i>Graphis pernambucoradians</i> M. Cáceres & Lücking		×
	<i>Graphis pitmanii</i> Rivas Plata & Lücking		×
	<i>Graphis stellata</i> M. Cáceres & Lücking	×	
	<i>Graphis subvirginea</i> Nyl.		×
	<i>Hemithecium chlorocarpum</i> (Fée) Trevis.	×	×
	<i>Leucodecton occultum</i> (Eschw.) Frisch		×
	<i>Melanotrema platystomum</i> (Mont.) Frisch	×	
	<i>Pallidogramme chlorocarpoides</i> (Nyl.) Staiger, Kalb & Lücking		×
	<i>Phaeographis aff. neotricosa</i> Redinger		×
	<i>Phaeographis brasiliensis</i> (A. Massal.) Kalb & Matthes-Leicht	×	×
	<i>Phaeographis platycarpa</i> Müll. Arg.		×
	<i>Platythecium grammitis</i> (Fée) Staiger	×	×
	<i>Platythecium leiogramma</i> (Nyl.) Staiger		×
	<i>Sarcographa labyrinthica</i> (Ach.) Müll. Arg.	×	×
	<i>Thalloloma rhodastrum</i> (Redinger) Staiger	×	×
<b>Monoblastiaceae W. Watson</b>	<i>*Anisomeridium globosum</i> Aptroot, D.S. Andrade & M. Cáceres, sp. nov.		×
<b>Mycoporaceae Zahlbr.</b>	<i>Mycoporum eschweileri</i> (Müll. Arg.) R.C. Harris	×	
	<i>Mycoporum sparsellum</i> Nyl.	×	×
<b>Pilocarpaceae Zahlbr.</b>	<i>Byssoloma subpolychromum</i> Vězda		×
	<i>Malmidea atlantica</i> (M. Cáceres & Lücking) M. Cáceres & Kalb		×
	<i>Malmidea badimioides</i> (M. Cáceres & Lücking) M. Cáceres & Kalb	×	×
	<i>Malmidea flavopustulosa</i> (M. Cáceres & Lücking) M. Cáceres & Kalb		×
	<i>Malmidea furfurosa</i> (Tuck. ex Nyl.) Kalb & Lücking		×
	<i>Malmidea granifera</i> (Ach.) Kalb, Rivas Plata & Lumbsch		×
	<i>Malmidea piperis</i> (Spreng.) Kalb, Rivas Plata &		×

Família	Táxons	BA	IN
	Lumbsch		
	<i>Malmidea psychotrioides</i> (Kalb & Lücking) Kalb, Rivas Plata & Lumbsch		×
	<i>Malmidea sulphureosorediata</i> M. Cáceres, D.A. Mota & Aptroot		×
	<i>Malmidea vinosa</i> (Eschw.) Kalb, Rivas Plata & Lumbsch		×
<b>Porinaceae Reichenb.</b>	<i>Porina cestrensis</i> (Tuck. ex Michener) Müll. Arg.	×	
	<i>Porina conspersa</i> Malme	×	×
	<i>Porina mastoidea</i> (Ach.) Müll. Arg.	×	
	<i>Porina tetracerae</i> (Afzel.) Müll. Arg.		×
<b>Pyrenulaceae Rabenh.</b>	<i>Pyrenula aggregata</i> (Fée) Fée		×
	* <i>Pyrenula albonigra</i> Aptroot, D.S. Andrade & M. Cáceres, sp. nov.		×
	<i>Pyrenula anomala</i> (Ach.) Vain.	×	
	<i>Pyrenula aspistea</i> (Ach.) Ach.	×	×
	<i>Pyrenula balia</i> (Kremp.) R.C. Harris		×
	<i>Pyrenula mamillana</i> (Ach.) Trevis.		×
	<i>Pyrenula microcarpa</i> Müll. Arg.		×
	<i>Pyrenula septicollaris</i> (Eschw.) R.C. Harris	×	×
<b>Ramalinaceae C. Agardh</b>	<i>Crocynia gossypina</i> (Sw.) A. Massal.		×
	<i>Crocynia pyxinoides</i> Nyl.		×
<b>Roccellaceae Chevall.</b>	<i>Lecanactis epileuca</i> (Nyl.) Tehler		×
	<i>Mazosia verrucosa</i>	×	×
	<i>Opegrapha</i> cf. <i>Cylindrica</i> Raddi	×	
	<i>Opegrapha aurantiaca</i> B. de Lesd.		×
	<i>Opegrapha</i> cf. <i>robusta</i> Vain.	×	
	<i>Opegrapha cylindrica</i> Raddi	×	
	<i>Opegrapha</i> sp.	×	
	<i>Sagenidiopsis undulatum</i> (Fée) Egea, Tehler, Torrente & Sipman		×
<b>Thelotre mataceae</b>	<i>Ampliotrema auratum</i> (Tuck.) Kalb ex Kalb		×
	<i>Chapsa alborosella</i> (Nyl.) Frisch	×	×
	<i>Chapsa dilatata</i> (Müll. Arg.) Kalb	×	×
	<i>Chapsa discoides</i> (Stirt.) Lücking		×
	<i>Chapsa platycarpella</i> (Vain.) Frisch	×	×
	<i>Chapsa referta</i> (Hale) Lücking	×	
	<i>Ocellularia bahiana</i> (Ach.) Frisch		×
	<i>Ocellularia cavata</i> (Ach.) Müll. Arg.	×	×
	<i>Ocellularia crocea</i> (Kremp.) Overeem & D. Overeem	×	×
	<i>Ocellularia landronii</i> Hale		×

<b>Família</b>	<b>Táxons</b>	<b>BA</b>	<b>IN</b>
	<i>Ocellularia papillata</i> (Leight.) Zahlbr.	×	×
	<i>Ocellularia perforata</i> (Leight.) Müll. Arg.		×
<b>Trypetheliaceae Zenker</b>	<i>Astrothelium cinnamomeum</i> (Eschw.) Mull. Arg.	×	
	<i>Astrothelium eustomum</i> (Mont.) Müll.Arg.	×	
	<i>Astrothelium scorioides</i> Nyl.	×	
	<i>Bathelium feei</i> (C.F.W. Meissn.) Aptroot		×
	<i>Bathelium madreporiforme</i> (Eschw.) Trevis.		×
	<i>Polymeridium amylosporum</i> (Vain.) Aptroot		×
	<i>Polymeridium catapastum</i> (Nyl.) R.C. Harris	×	
	* <i>Polymeridium endoflavens</i> Aptroot, D.S. Andrade & M. Cáceres sp. nov.		×
	<i>Polymeridium inspersum</i> Aptroot	×	
	<i>Polymeridium proponens</i> (Nyl.) R. C. Harris		×
	<i>Polymeridium subcinereum</i> (Nyl.) R. C. Harris		×
	<i>Polymeridium suffusum</i> (C. Knight) Aptroot	×	
	<i>Pseudopyrenula subgregaria</i> Müll. Arg.		×
	<i>Pseudopyrenula subnudata</i> Müll. Arg.		×
	<i>Trypethelium nitidiusculum</i> (Nyl.) R. C. Harris	×	×
	<i>Trypethelium tropicum</i> (Ach.) Müll. Arg.	×	×

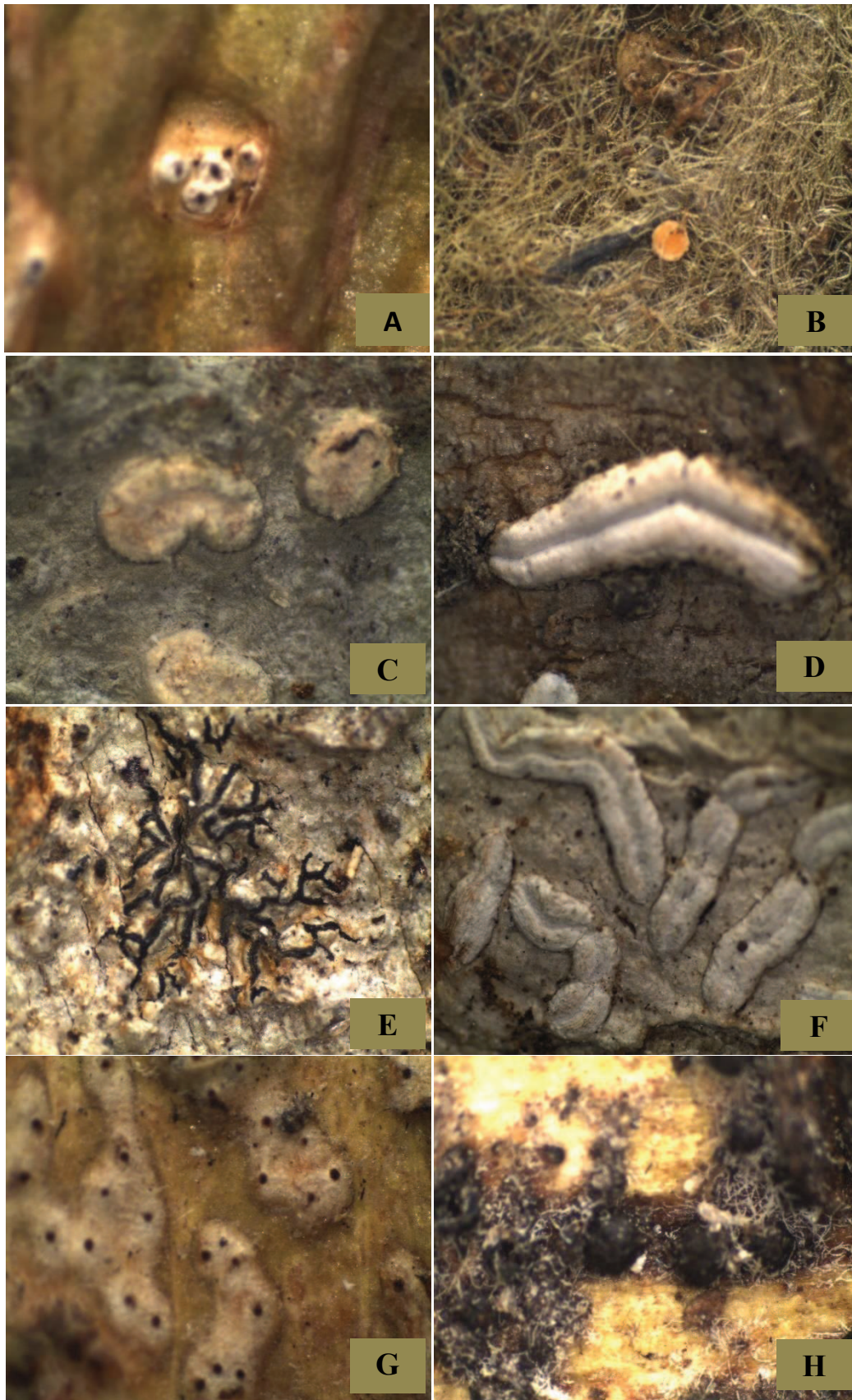


Figura 15. Líquens corticícolas amostrados nas áreas. a) *Astrothelium eustomum* (Mont.) Müll.Arg; b) *Coenogonium disjunctum* Nyl.; c) *Diorygma reniforme* (Fée) Kalb, Staiger & Elix; d) *Dyplolabia afzelii* (Ach.) A. Massal.; e) *Graphis stellata* M. Cáceres & Lücking; f) *Hemithecium chlorocarpum* (Fée) Trevis.; g) *Trypethelium nitidiusculum* (Nyl.) R. C. Harris; h) *Trypethelium tropicum* (Ach.) Müll. Arg.

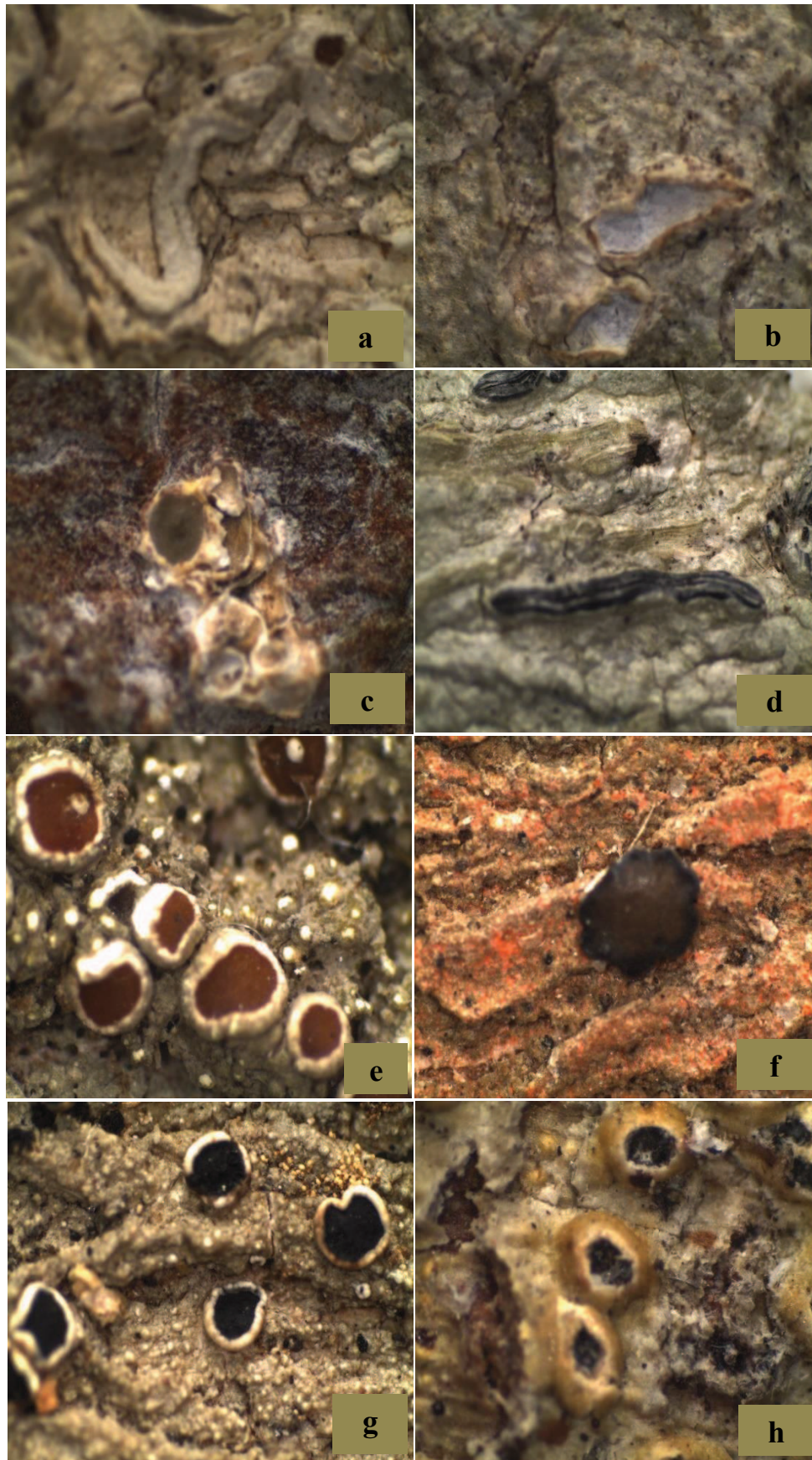


Figura 16. Líquens corticícolas amostrados nas áreas. a) *Acanthothecis abaphoides* (Nyl.) Staiger & Kalb; b) *Chapsa dilatata* (Müll. Arg.) Kalb; c) *Chapsa platycarpella* (Vain.) Frisch; d) *Graphis cinerea* Fée; e) *Malmidea badimoides* (M. Cáceres & Lüking) M. Cáceres & Kalb; f) *Malmidea piperis* (Spreng.) Kalb, Rivas Plata & Lumbsch; g) *Malmidea psychotrioides* (Kalb & Lüking) Kalb, Rivas Plata & Lumbsch; h) *Ocellularia bahiana* (Ach.) Frisch.

## DISCUSSÃO

### Composição das espécies

Vários estudos mostram que o efeito de borda tem um importante papel na diferença de composição de líquens entre borda e interior de fragmentos florestais (Esseen & Renhorn 1998, Hilmo & Holien 2002, Rosabal et al. 2012). Embora as comunidades de líquens tenham apresentado composição um pouco diferente entre os ambientes estudados, dissimilaridades significativas não foram detectadas entre a borda antrópica e interior, assim a hipótese 1 [A composição será diferente entre borda antrópica e interior do remanescente] deste trabalho não foi corroborada. Houve alta similaridade nas espécies entre borda antrópica e interior, mostrando que pouca foi a variação da composição nos ambientes estudados. Para a área de estudo, isso pode ser um indicativo de que a distância estabelecida de 100 metros não seja satisfatória para atingir condições características de interior de floresta, estando esta área sujeita também ao efeito de borda. Por isso, uma grande variação na influência da profundidade de borda pode ser esperada por causa das muitas variáveis que influenciam as populações de líquens nas bordas da floresta (Esseen & Renhorn 1998). Sugere-se também que a ausência de diferença significativa no índice de luminosidade nesse estudo, pode ser uma explicativa para este fato.

De acordo com Cornwell et al. (2006), um processo que afeta a composição de espécies é a filtragem ambiental, que é a limitação do número de estratégias ecológicas possíveis ocasionadas por condições ambientais restritivas, como invernos rigorosos ou secas prolongadas. Segundo estes mesmos autores, a filtragem ambiental é uma força contrária à limitação de similaridade e leva à convergência de estratégias na comunidade local. Desta forma, a baixa diferença na composição reflete adaptações das espécies a fatores ambientais que estão na borda e interior do fragmento, como semelhanças no índice de luminosidade, e as espécies estão competindo pelo mesmo recurso, tendo condições ambientais semelhantes entre borda e interior.

Santos (2009) em seu estudo concluiu que o conjunto de copas das árvores do fragmento Mata do Junco é bem aberto. Este dossel aberto permite que penetre na mata bastante luz, a qual chega no solo sem ser barrada pelo sub-bosque, que é ralo. Desse modo aparecem manchas de sol por toda a mata, formando um mosaico luminoso no chão. Essa

disponibilidade, talvez desequilibrada, de luz pela floresta pode ser explicada pelo grande número de trilhas que existe nesse remanescente.

Segundo Denslow (1990), a luminosidade é um fator determinante nos processos ecológicos e fisiológicos em uma floresta. Estudos recentes feitos em Brejos de altitudes, Cerrado e Cerradão verificaram que a composição de líquens corticícolas responde ao fator luminosidade (Menezes 2013, Leite 2013). De acordo com Lücking (2001) em nível microclimático, a intensidade luminosa afeta a composição da comunidade. Líquens, como organismos fotossintetizantes, apresentam íntima relação com a intensidade luminosa (Nash 2008).

Quanto às famílias, apenas Arthopyreniaceae ocorreu apenas na borda antrópica. As famílias Thelotremataceae, Roccellaceae, Pyrenulaceae, bem como as famílias Porinaceae e Arthoniaceae são famílias típicas de Mata Atlântica, sendo a família Graphidaceae um importante componente da micota liquenizada tropical em geral (Cáceres et al. 2007). Thelotremataceae é uma família notável de líquens crostosos em florestas tropicais (Wolseley & Hawkswort 2009). Talvez por isso esta foi a única família encontrada com mais representação para a borda antrópica da floresta, indicando que essas espécies estão adaptadas às condições adversas das florestas tropicais.

Vale ressaltar que não houve, até o momento, nenhum trabalho dedicado aos líquens corticícolas crostosos com relação aos efeitos de borda. Em estudos anteriores, a maioria refere-se a um, ou alguns grupos de líquens apenas (Essen & Renhorn 1998, Kivisto e Kuusinen 2000), dificultando assim a presença de dados comparativos com os resultados desse trabalho.

### **Riqueza de espécies**

Os resultados para riqueza entre borda e interior do fragmento mostraram uma maior quantidade de líquens corticícolas crostosos no interior da floresta, corroborando, assim, a segunda hipótese [A riqueza será menor na borda florestal em relação ao interior do fragmento] deste trabalho.

Apesar de não evidência do efeito de borda sobre a composição, as análises de regressão mostraram que a riqueza de líquens corticícolas crostosos tiveram relação positiva com alguns parâmetros fisionômicos. Isso demonstra a importância da qualidade do habitat

para estruturação das comunidades de líquens, visto que a riqueza apresentou associação com dois dos quatro parâmetros analisados (Diâmetro e pH das árvores hospedeiras). Isto indica que em ambientes com vegetação cuja fisionomia apresente menor pH e árvores de maior porte, ou seja, com menor alteração, as características ambientais são mais propícias ao desenvolvimento dos líquens, independente das mudanças na composição acompanharem ou não o sentido borda-interior.

Os fatores DAP e pH estiveram diretamente relacionados ao aumento de riqueza no interior da floresta. A riqueza aumentou com o aumento do diâmetro à altura do peito do hospedeiro, corroborando assim com a hipótese 3 deste trabalho [Quanto maior os fatores DAP e elevação maior será a riqueza de líquens corticícolas crostosos]. O DAP representa informações sobre qualidades particulares do habitat que estão relacionados ao aumento do diâmetro do tronco, como a textura da casca torna-se cada vez mais fissurada e o crescimento de anomalias aumenta (por exemplo, cicatrizes, tumores) são mais frequentes em árvores com DAP maior. Ainda grandes árvores são assim caracterizadas por uma maior heterogeneidade de nichos e estão fornecendo habitats para espécies com particulares exigências ecológicas (Friedel et al. 2006). O efeito da qualidade do microhabitat em líquens que cresce em árvores está diretamente relacionado com a idade da árvore (Marmor et al. 2011), assim também se refere nos trabalhos de Belinchón et al. (2009) e Hauck et al. (2013) em que houve um número crescente de espécies com um aumento do diâmetro dos forófitos.

Como foi mostrado, a riqueza aumentou com a diminuição do pH, comprovando com a hipótese 4 [Quanto menor o pH maior será a riqueza de líquens corticícolas crostosos]. Mezaka et al. (2008) mostraram que o pH mais ácido da casca da árvore afeta significativamente de forma positiva a riqueza de espécies de líquens. Marmor & Randlane (2007), em um estudo comparativo do pH em hospedeiros dentro da floresta e perto de estradas, relacionaram as ações antrópicas exercidas pela rodovia nos hospedeiros como um fator determinante na ocorrência de líquens. Diferentemente, Marmor (2000) não encontrou relação significativa entre a diminuição do pH nas mudanças da flora líquênica.

Líquens epífitos que crescem perto de bordas induzidas da floresta são afetados por uma combinação de efeitos de vários fatores ambientais (Esseen & Renhorn 1998). Hilmo & Holien (2002) analisando efeito de borda sobre o tamanho e distribuição de líquens epífitos foliosos e crostosos, verificaram que existia um número de espécies inferior na margem da floresta em relação ao interior, e isso devia-se, principalmente, à ausência de pequenas

espécies crostosas. Em contrapartida, Rosabal et al. (2012) em seus estudos encontraram maior diversidade de líquens corticícolas na borda da floresta, e o principal fator que contribuiu para esse resultado foi a mudança nas condições de luz entre borda e interior. Este trabalho, porém, incluiu espécies foliosas, crostosas e fruticosas. Ao contrário, nosso estudo não verificou correlação significativa entre riqueza e incidência luminosa. Dado que os líquens são bastante sensíveis às alterações microclimáticas (Esseen & Rinhorn 1998), porém as respostas dos líquens a essas mudanças, pelo efeito de borda, depende dos diferentes parâmetros abióticos e bióticos da floresta (Esseen & Renhorn 1998, Hilmo & Holien 2002).

Líquens corticícolas são estritamente endoperidermais, eles penetram a cortiça morta, mas não chegam aos tecidos vivos subjacentes da casca (Lakatos 2006). Por serem de mais fácil acesso, as bordas florestais são frequentemente usadas para extração seletiva da madeira, fator que pode influenciar na diversidade dos líquens epífitos (Dulamsuren et al. 2013, Hauck et al 2013). O espaço territorial protegido do RVSMJ sofreu intensa ação antrópica contendo fragmentos naturais, os quais receberam diversos impactos socioambientais (Souza 2011). O cultivo da cana-de-açúcar e a pecuária contribuíram para a diminuição da biodiversidade nesta unidade, provocada basicamente pelo desmatamento de grandes áreas de vegetação nativa (Malta 2011). No entanto, mesmo após a criação da Unidade de Conservação, essa mata sofre com a degradação ambiental. Um exemplo, é a retirada da vegetação, que ocasiona a diminuição ou extinção de espécies vegetais e animais, como é o caso do Cedro (*Cedrella* sp.), que está desaparecendo da mata (Santos 2007).

A sociedade se apropria da natureza e os grupos sociais desenvolvem diversas atividades no entorno do RVSMJ (Malta 2011). A retirada da vegetação que se destina à exploração de madeira, obtenção de lenhas para fornalhas dos engenhos e até mesmo para o uso doméstico e industrial vem afetando a vida das plantas e animais nesta micro-bacia (Santos 2007). Segundo o mesmo autor esta realidade reflete-se em todo o entorno, visto que os moradores, embora conheçam a importância da Mata, não conseguem traçar alternativas capazes de garantir um melhor uso dos seus recursos naturais.

A criação da Unidade de Conservação do RVSMJ, enquanto um espaço territorial protegido, assim como no Brasil e no mundo, foi fruto de demandas sociais, ecológicas e econômicas. Ecológicas pela presença de diversas espécies de fauna e flora, com destaque ao Macaco Guigó, econômicas e sociais pela presença da estação de captação municipal de água, o SAAE, que captura água do rio Lagartixo abastecendo todo o município de Capela, além do

valor histórico e cultural que permeia a Mata do Junco (Festa do Mastro) (Souza 2011). Muito embora tais fatos se configurem como avanços no sentido da conservação ambiental, isto não significa dizer que foi encontrado consenso e que todos os atores sociais possuem os mesmos interesses em relação ao RVSMJ (Malta 2011).

A cobertura vegetal representada pelos fragmentos de Mata Atlântica, representa o pouco que resta de paisagem natural no estado de Sergipe. No entanto, a preservação do patrimônio ali existente demanda uma rápida e urgente implantação e efetivação de estratégias conservacionistas que conciliem a preservação dos ecossistemas naturais e o desenvolvimento regional (Santos 2009).

No entanto, é óbvio que epífitas são eliminadas quando as suas árvores hospedeiras são derrubadas ou queimadas por um incêndio, mas outras perguntas importantes surgem, por exemplo, como eles persistem em árvores remanescentes ou na borda da floresta, e como eles recolonizam e se regeneram após uma perturbação antrópica ou natural (Johansson 2008). Para Ludström et al. (2013) o tronco de uma árvore retido é exposto a grandes mudanças no microclima e torna-se um habitat mais diversificado do que antes da exploração madeireira.

Uma das características mais evidentes de assembleias de árvores ao longo das bordas da floresta é a elevada abundância e riqueza de espécies pioneiras de crescimento rápido (Santos et al. 2008b). Dettki & Esseen (1998) em seu estudo concluíram que a riqueza de líquens epífitas foi negativamente relacionada com a densidade de árvores, e que fatores como a disponibilidade e qualidade do substrato, além do tempo que a árvore está no local e microclima, são também importantes para o estabelecimento dessas espécies após uma perturbação. Árvores grandes, que apresentam-se estáveis, desenvolvem uma casca estável e áspera, provavelmente, também com maior capacidade de retenção de água, quando o crescimento cessa (Holien 1996). Desta forma, a riqueza de espécies de líquens aumenta com o tempo. Muitas espécies associadas a florestas antigas persistem, enquanto que novas espécies adaptadas colonizam ambientes abertos (Lundström et al. 2013)

Para cada distúrbio, a persistência do líquen depende da magnitude das alterações induzidas por perturbação no microclima e exposição ao tempo severo (Johansson 2008). De acordo com Lundström et al. (2013) líquens que a priori são classificados como sensíveis à luz (e as condições climáticas associadas com a seca) e líquens promovidos por habitats abertos, ambos os grupos aumentarão em número com o passar do tempo. Segundo Murcia (1995), as

respostas dos organismos às bordas são altamente variáveis, sendo moduladas por vários fatores, dada a variabilidade de bordas em termos do tipo de matriz, orientação e fisionomia.

### **Espécies de líquens corticícolos crostosos indicadores de efeito de borda**

Os maiores valores de indicação estão correlacionados com *Sarcographa labyrinthica* (Interior), *Ocellularia crocea* (Interior), *Graphis glaucensces* (Interior), *Acanthothecis abaphoides* (Interior), *Opegrapha sp.* (Borda antrópica) e *Crocynaea pyxinoidea* (Interior). Das seis espécies indicadoras, cinco estão presentes no interior do fragmento, apenas uma espécie é indicadora de borda antrópica. Esta diferença entre os tipos de indicadores de borda antrópica e interior estudados evidencia que as características do interior provêm condições mais propícias ao crescimento e desenvolvimento de algumas espécies.

A maior presença de espécies liquênicas indicadoras para o interior da floresta é um indicativo de que, neste local, existem as condições ecológicas para elas necessárias. Comunidades de líquens têm sido registradas como bons indicadores de saúde e qualidade da floresta (McCune 2000). Ainda, organismos bioindicadores, como os líquens, nos permitem avaliar situações de qualidade de floresta que de outra forma seria mais complexo, uma vez que a resposta dos organismos às alterações ambientais dependem da combinação de vários fatores ecológicos, além da complexidade do funcionamento dos ecossistemas.

### **CONCLUSÃO**

A riqueza de espécies de líquens corticícolos crostosos sofrem mudanças em resposta à borda resultante da fragmentação florestal em Floresta Atlântica no Estado de Sergipe, e está relacionada com fatores bióticos como pH da casca e diâmetro na altura do peito (DAP) do hospedeiro. O interior do fragmento é um ambiente mais adequado para o crescimento e estabelecimento de líquens corticícolos crostosos.

As alterações na riqueza não acompanharam mudanças na composição dos líquens em relação à borda e interior do fragmento. Uma possível explicação para isso é que a baixa dissimilaridade entre borda e interior indica que estes ambientes são estruturalmente semelhantes.

Apesar de não terem sido encontradas respostas claras sobre diferenças na composição de líquens aos efeitos de borda, foi possível confirmar a importância da qualidade do habitat para as comunidades de líquens corticícolas crostosos. O fato do efeito de borda sobre a composição de espécies de líquens não ter sido demonstrada indica que a influência das bordas antrópicas pode se estender para além dos 100 metros analisados, principalmente devido às características do fragmento estudado (matriz urbanizada e exploração madeireira). Além disso, a maioria dos estudos sobre efeito de borda consideram várias formas de crescimento do talo liquênico, que não apenas crostosos, tornando assim a importância de mais estudos considerando apenas este tipo de crescimento, uma vez que demonstram serem mais sensíveis aos efeitos da fragmentação florestal.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves-Junior, FT. 2006. Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de floresta ombrófila densa, Recife, PE. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 1:49-56.
- Aragón, G; Martínez, I; Izquierdo, P; Belinchón, R & Escudero, A. 2010. Effects of forest management on epiphytic lichen diversity in Mediterranean forests. *Vegetation Science* 13: 183-194.
- Belinchón, R; Martínez, I; Otálora, MAG; Aragón, G; Dimas, J & Escudero, A. 2009. Fragment quality and Matrix affect epiphytic performance in a Mediterranean forest landscape. *American Journal of Botany* 96(11): 1974-1982.
- Boudreault, C; Coxson, D; Bergeron, Y; Stevenson, S & Bouchard, M. 2013. Do forests treated by partial cutting provide growth conditions similar to old-growth forests for epiphytic lichens? *Biological Conservation* 159: 459-467.
- Bourg, A; Rosabal, DL; Komposch, H; Hernandez, JEM; Rivas, PE & Lücking, R. 2007. Referencia de (Micro) Hábitat de Líquenes de las Familias Porinaceae y Pyrenulaceae en Bosque Lluvioso Premontano Primario y Secundario en las Cruces, Costa Rica. In: *Résumenes de Póster de lo VIII Encuentro del Grupo Latinoamericano de Liqueólogos. Lima-Perú.*
- Cáceres, MES; Lücking, R & Rambold, G. 2007. Phorophyte specificity and environmental parameters versus stochasticity as determinants for species composition of corticolous crustose lichen communities in the Atlantic rainforest of northeastern Brazil. *Mycological Progress* 6: 117-136.
- Caldiz, MS. 2005. Diversity and growth of epiphytic macrolichens in northwestern Patagonian Northofagus forests. Tese de doutorado. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae.*

- Carvalho, WAC; Filho, ATO; Fontes, ML & Curi, N. 2007. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 30(2): 315-335.
- Cornwell, WK; Schwilk, DW & Ackerly, DD. 2006. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology* 87: 1465-1471.
- Denslow, JS. 1990. Growth responses of tropical shrubs to treefall gap environments. *Ecology* 71(1): 525-532.
- Dulamsuren, C; Khishigjargal, M; Leuschner, C & Hauck, M. 2013. Response of tree-ring width to climate warming and selective logging in larch forests of the Mongolian Altai. *Journal Plant Ecology* 7(1): 24-38.
- Esseen, P & Renhorn, K. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology* 12: 1307-1317.
- Fischer, J & Lindenmayer, DB. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.
- Friedel, A; Oheimb, G.V; Dengler, J & Hardtle W. 2006. Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens – a comparison of managed and unmanaged beech forests in NE Germany. *Lüneburg: Fedds Repertorium* 117(1.2): 172-185.
- Fox, BJ; Taylor, JE; Fox, MD & Williams, C. 1997. Vegetation changes across edges of rainforest remnants. *Biological Conservation* 82: 1-13.
- Harper, KA; MacDonald, E; Burton, P; Chen, J; Brosfoske, KD; Saunders, SC; Euskirchen, ES; Roberts, D; Jaiteh, MS & Esseen, P. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19: 768-782.
- Hauck, M; Bruyn, U; Javkhlan, S & Lkhagvadory, D. 2013. Forest edge-interior differentiation in the epiphytic lichen diversity of the forest steppe in the Khangai Mountains Mongolia. *Journal of Plant Ecology* 1-11.
- Hilmo, O & Holien, H. 2002. Epiphytic lichen response the edge environment in a Boreal *Picea abies* forest in Central Norway. *The Bryologist* 105(4): 48-56.
- Johansson, P. 2008. Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forest. *Biological Conservation* 32(4):387-398.
- Jönsson, MT; Fraver, S; Jonsson, BG; Dynesuis, M; Rydgard, M & Esseen, PA. 2007. Eighteen years of tree mortality and structural-change in a experimentally fragmented Norway spruce forest. *Forest Ecology and Management* 242: 306-312.
- Jules, ES & Shahani, P. 2003. A Broader ecological contexto to habitat fragmentation: Why matrix habitat is more importante than we thought. *Journal of Vegetation Science* 14(3): 459-464.
- Käffer, MI; Ganade, G & Marcelli, MP. 2007. Interação entre liquens e forófitos em quarto ambientes na FLONA de São Francisco de Paula. *Revista Brasileira de Biociência* 5: 216-218.

- Kivisto, L & Kuusinen, M. 2000. Edge effects on the epiphytic lichen flora of *Picea Abies* in Middle Boreal Finland. *Lichenologist* 32(4): 387-398.
- Komposch, H & Halfellner, J. 2000. Diversity and vertical distribution of lichens in a Venezuelan tropical lowland rain forest. *Selhyana* 21(1.2): 11-24.
- Laurance, WF. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141: 1731-1744.
- Lakatos, M; Rascher, U & Büdel, AB. 2006. Functional characteristics of corticolous lichens in the understory of a tropical lowland rain forest. Journal compilation. *New Phytologist* 172: 679-695.
- Leite, ABX. 2013. Influência de fatores ambientais na riqueza e composição de espécies de líquens corticícolos em área de Brejo de Altitude e Caatinga. Dissertação. *Universidade Federal de Sergipe*, São Cristóvão.
- Lücking, R. 2001. Lichens on Leaves in Tropical Rainforests: life in a permanently ephemeral environment. Life Forms and Dynamics in Tropical Forests, Gerhard Gottsberger & Sigrid Liede (eds.): Diss. Bot. 00: 000-000. J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung. Berlin. Stuttgart.
- Lücking, R; Archer, AW & Aptroot, A. 2009. A world-wide key to the genus *Graphis* (Ostropales: Graphidaceae). *The Lichenologist* 41(4/5): 1-90.
- Lundström, J; Jonsson, F; Perhans, K & Gustafsson, L. 2013. Lichen species richness on retained aspens increases with time since clear-cutting. *Forest Ecology and Management* 293: 49-56.
- Malta, JAO. 2011. Dinâmica fitogeográfica do Refugio de Vida Silvestre Mata do Junco, Capela/SE. Dissertação. *Universidade Federal de Sergipe*, São Cristóvão.
- Marchand, P & Houle, G. 2006. Spatial patterns of plant species richness along a forest edge: What are their determinants? *Forest Ecology and Management* 223: 113-124.
- Marmor L & Randlane T. 2007. Effects of road traffic on bark pH and epiphytic lichens in Tallinn. *Folia Cryptog. Estonica* 43: 23-37.
- Marmor, L; Tõrra, T; Saag, L & Randlane, T. 2011. Effects of forest continuity and tree age on epiphytic lichen biota in coniferous forests in Estonia. *Ecological Indicators* 11: 1270-1276.
- Mendes, MGF. Microclima e expressão do efeito de borda em uma paisagem fragmentada na Floresta Atlântica Nordestina. Dissertação. Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBV) da *Universidade Federal de Pernambuco*.
- McCune, B. 2000. Lichen communities as indicators of forest health. *Bryologist* 103: 353-356.
- McCune, B & MJ. Mefford. 2006. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.10; MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

- Menezes, AA. 2013. Resposta da comunidade de microlíquens corticícolas a fatores ambientais em duas 215 fitofisionomias. Dissertação de mestrado. *Universidade Federal de Sergipe*, São Cristóvão.
- Mezaka, A; Brumelis, G & Piterāns, A. 2008. The distribution of epiphytic bryophyte and lichen species in relation to phorophyte characters in Latvian natural old-growth broad leaved forests. *Latvia: Folia Cryptog. Estonica* 44: 89-99.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Nash III, T.H. 2008. Lichen Biology, 2nd ed. *Cambridge University Press*, Cambridge.
- Tabarelli, M; Pinto, SR & Leal, IR. 2009. Floresta Atlântica nordestina: fragmentação, degeneração e conservação. *Ciência Hoje* 44: 36-41.
- Odum, EP. 1972. *Ecologia*. 3.ed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan.
- Ramos-Filho, ES. 2008. Questão Agrária Atual: Sergipe Como Referência Para Um Estudo Confrontativo Das Políticas De Reforma Agrária E Reforma Agrária De Mercado (2003 – 2006). Tese. *Programa de Pós-graduação em Geografia da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista*, Presidente Prudente/SP.
- Ribeiro, CM; Metzger, JP; Martensen, AC; Ponzoni, FJ & Hirota, MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142(6): 1141-1153.
- Ricklefs, RE. 2003. *A Economia da Natureza*. 5ª ed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan.
- Rosabal, D; Burgaz, AR & Reyes, OJ. 2012. Diversidad y distribución vertical de líquenes corticícolas em la pluvisilva montana de la Gran Piedra, Cuba. *Botanica Complutensis* 36: 19-30.
- Santos, ALC. 2009. Diagnóstico dos fragmentos de Mata Atlântica de Sergipe através de sensoriamento remoto. Dissertação. *Universidade Federal de Sergipe*, São Cristóvão.
- Santos, MJS. 2007. Mata do Junco (Capela-SE): Identificação territorial e gestão de conflitos ambientais. Dissertação. *Universidade Federal de Sergipe*, São Cristóvão.
- Saunders, DA; Hobbs, RJ & Margules, CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.
- Scheidegger, C & Werth, S. 2009. Conservation strategies for lichens: insights from population biology. *Fungal Biology Reviews* 23: 55-66.
- Silva, WG; Metzger, JP; Bernacci, LC; Catharino, ELM; Durigan, G & Simões, S. 2008. Relief influence on tree species richness in secondary forest fragments of Atlantic Forest, SE, Brazil. *Acta botânica brasílica* 22(2): 589-598.
- Sipman, HJM & Harris, RC. 1989. Lichens. In: Lieth, H. & Werger, M.J.A. (eds). 1989. *Tropical Rain Forest Ecosystems*. *Elsevier*, Amsterdam. XVII +713p.

- Souza, HTR. Zoneamento geoambiental da Unidade de Conservação Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (Capela-SE). Dissertação. *Universidade Federal de Sergipe*, São Cristovão.
- Svoboda, D; Peksa, O & Veselà, J. 2010. Epiphytic lichen diversity in central European oak forests: assessment of the effects of natural environmental factors and human influences. *Environ. Pollut.* 158: 812–819.
- Viana, VM; Tabanez, AAJ & Martins, JLA. 1992. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: *Congresso Nacional Sobre Essências Nativas*, 2, São Paulo. Anais. São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, p. 400-407.
- Zuidema, PA; Sayer, JA & Dijkman, W. 1997. Forest fragmentation and biodiversity: The case for intermediate- sized conservation áreas. *Environmental Conservation* 23(4): 290-297.
- Wolseley, PA & Hawksworth, DL. 2009. Adaptations of lichens to conditions in tropical forests of South-East Asia and their taxonomic implications. *Blumea* 54: 29–32.

## **CAPÍTULO 3**

---

### **EFEITOS DE BORDA SOBRE A FREQUÊNCIA DE ATRIBUTOS FUNCIONAIS DOS LIQUENS CORTICÍCOLAS CROSTOSOS EM MATA ATLÂNTICA**

## RESUMO

A fragmentação é considerada um grande problema para a conservação e uma das mais graves ameaças à biodiversidade das últimas décadas. É um processo onde grande área de habitat contínuo é transformada em fragmentos pequenos e isolados. Além da perda de habitat, a fragmentação diminui o número de espécies, alterando a composição de comunidades, causam mudanças microclimáticas, alteram as taxas de mortalidade de árvores e aumenta o número de bordas florestais. Muitas espécies de líquens estão confinadas às florestas, incluindo várias espécies ainda desconhecidas ou descritas com pouca informação sobre a sua distribuição, os traços de vida ou ecologia. Assim, grupos funcionais de líquens são bons indicadores para monitoramento com base em mudanças nos ecossistemas. Frente a isso, este trabalho tem como objetivo avaliar como atributos funcionais de líquens corticícolos crostosos, respondem aos efeitos de borda resultantes da fragmentação florestal. As áreas de estudo estão localizadas no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (RVSMJ) e no seu entorno, compreendendo o município de Capela. Foram coletadas 617 amostras distribuídas entre as áreas de borda antrópica e interior. O trabalho de identificação permitiu o reconhecimento de 102 espécies, distribuídas em 40 gêneros e 14 famílias. O resultado das diferenças no padrão de distribuição da abundância dos atributos entre borda antrópica e interior demonstrou que sete atributos possuem correlação significativa ( $P < 0,05$ ). Para atributos indicadores, nove deles possuem valores significativos, sendo algas trentepolioides, líquens com apotécio e lirela, reprodução indireta, ascósporos de tamanho pequeno, ascósporos septado e não septado, ascósporos com coloração hialina e marrom, indicadores de interior de fragmento florestal. Nenhum dos atributos estudados possuíram relação significativa com a borda antrópica do remanescente estudado. A grande presença de atributos indicadores para o interior da floresta indica que este ambiente apresenta melhores condições para o crescimento e estabelecimento de líquens corticícolos crostosos.

**Palavras chaves:** Efeito de borda, atributos funcionais, líquens, atributos funcionais.

## ABSTRACT

Fragmentation is considered a major problem for the conservation and one of the most serious threats to biodiversity in the last decades, with a process where large continuous area of habitat is transformed into small fragments and isolated. In addition to habitat loss, fragmentation decreases the number of species, changing the composition of communities, cause microclimatic changes, change the tree mortality rates and increases the number of forest edges. Many species of lichens are confined to forests, including several species still unknown or described with little information about their distribution, traces of life and ecology. Thus, functional groups of lichens are good indicators for monitoring based on changes in ecosystems. Because of that, this study aims to assess how functional attributes of crostoses lichens corticolous respond to edge effects of forest fragmentation. The study areas are located in the Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (RVSMJ) and its surroundings, in Capela, Sergipe. Samples 617 distributed among the areas of anthropogenic and inside edge were collected and 102 species were identified, belonging to 40 genera and 14 families. The result of differences in the distribution pattern of abundance of attributes between anthropogenic edge and interior showed that seven attributes have significant correlation ( $P < 0.05$ ). For attributes indicators, nine of them have significant values, being trentepolioides algae, lichens with apothecium and lirela, indirect reproduction, ascospores small size, septate ascospores and not septate, hyaline ascospores with and brown coloration, are inside indicators of forest fragment. None of the attributes possessed significant relationship with anthropogenic edge of the studied remaining. The large presence of indicators attributes into the forest indicates that this environment has the best conditions for the growth and establishment of lichens corticolous crostosos.

**Key words:** edge effect, functional attributes, lichens, functional attributes.

## INTRODUÇÃO

A fragmentação florestal e a destruição do habitat estão ameaçando muitas espécies em todo o mundo (Caldiz 2005). Além da perda de habitat, a fragmentação diminui o número de espécies, alterando a composição de comunidades, causam mudanças microclimáticas, alteram as taxas de mortalidade de árvores e aumenta o número de bordas florestais (Viana & Pinheiro 1998, Hill & Curran 2003, Harper et al. 2005). A criação de bordas gera uma resposta primária rápida do ecossistema, que inclui danos às árvores e outras plantas, perturbação ao solo florestal, diminuição da dispersão de pólen, alterações na evapotranspiração, na densidade de árvores, área foliar e biomassa (Harper et al. 2005). Líquens epífitos são especialmente sensíveis ao impacto humano nos ecossistemas florestais e também são afetados pela fragmentação (Nascimbene et al. 2007, Boudreault et al. 2008, Scheidgger & Werth 2009).

No entanto, o conhecimento atual sobre o impacto da fragmentação na dinâmica e biodiversidade ainda é insuficiente. Isso ocorre principalmente devido à complexidade que resulta de ecossistemas ricos em espécies (florestas tropicais) com sua inerente dinâmica, paisagem circundante, incluindo vários habitats, levando a padrões complexos de dispersão de sementes (como no caso de uma paisagem fragmentada) e, por último, os vários processos que ocorrem na borda de fragmentos florestais (Pütz et al. 2011). Para Lewis & Ellis (2010) entender as respostas das comunidades às modificações do ambiente pode ser bastante complexo em comunidades ricas em espécies. Assim, algumas dessas estimativas podem ser baseadas em características funcionais comuns entre diferentes espécies.

Cada espécie adicionada ao sistema representa um perfil funcional que não estava presente antes (Dias & Cabido 2001). Lohbeck et al. (2012) demonstraram em seu estudo que a base de incidência e diversidade funcional foram fortemente relacionadas linearmente com a riqueza de espécies e a diversidade de espécies, demonstrando assim que a adição de qualquer espécie aumenta a diversidade funcional, da mesma forma, a adição de quaisquer outras espécies para a comunidade. Diversidade funcional é o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades (Tilman 2001). O interesse pela diversidade funcional está crescendo muito nos últimos anos, em diversos campos da Ecologia e em estudos com diversos grupos taxonômicos, sugerindo que o conceito está ganhando importância (Cianciaruso 2009).

A composição funcional é, frequentemente, encontrada associada com os processos ecossistêmicos, porém poucos são os estudos que abordam riqueza funcional (Dias & Cabido 2001). Para ser útil à ecologia de comunidades, traços funcionais devem variar mais do que entre cada espécie e, de preferência, medidos em escalas contínuas (McGill et al. 2006). Estudos recentes que abordam riqueza de espécies, riqueza funcional e composição sugerem que os componentes de variância para a composição funcional e riqueza funcional tendem a ser maiores do que o componente de variância para a riqueza de espécies em influenciar processos ecossistêmicos (Dias & Cabido 2001).

Atributos funcionais são propriedades mensuráveis dos organismos, que compreendem aquelas propriedades que influenciam fortemente o seu desempenho no ambiente (McGill et al. 2006). Podem oferecer uma visão muito mais consistente sobre as relações entre a estrutura da comunidade e funcionamento do ecossistema do que quando se considera apenas a riqueza de espécies (Dias & Cabido 2001). Desta forma, cada espécie tem um grande número de características morfológicas, fisiológicas e comportamentais, muitas das quais podem influenciar na sua abundância e funcionamento do ecossistema (Tilman 2001).

Muitas espécies de líquens estão confinadas às florestas, incluindo várias delas ainda desconhecidas ou descritas com pouca informação sobre a sua distribuição, os traços de vida ou ecologia (Caldiz 2005). Porém, poucos são os estudos que relacionam mudanças ambientais aos padrões de características funcionais dos líquens (Giordani et al., 2012; Llop et al., 2012), principalmente em florestas tropicais (Lakatos 2006, Cáceres et al. 2008, Koch 2012). No entanto, a diversidade liquênica e características funcionais são eficazes na descrição dos padrões de comunidades de líquens epífitas em uma ampla variedade geográfica e ecológica (Giordani et al. 2012). Da mesma forma, grupos funcionais de líquens são bons indicadores para monitoramento com base em mudanças nos ecossistemas (Pinho et al. 2012). De acordo com Tilman (2001), grupos funcionais podem ser definidos como um conjunto de espécies que têm características semelhantes e que seus efeitos são similares no funcionamento dos ecossistemas.

Llop et al (2012) concluíram que o uso de grupos funcionais para avaliar o impacto de uma área urbanizada em um clima mediterrâneo permitiu uma visão mais profunda do efeito do uso do solo no local na flora liquênica e, finalmente, sobre o uso de líquens como indicadores da qualidade do ar, quando comparado com o uso apenas da riqueza total ou diversidade total. Em florestas tropicais, por exemplo, os líquens mostram padrões de

distribuição característicos relacionados com as suas formas de crescimento (Lakatos 2006). A forma de crescimento é um traço valioso para avaliar e comparar as respostas de líquens epífitas ao fator clima, perturbação humana, condições e estrutura do povoamento relacionados com ecossistemas florestais em diversas regiões (Giordani et al. 2012). A estrutura funcional das comunidades de líquens também pode responder às alterações estruturais da floresta ao longo de um gradiente de regeneração florestal, em floresta tropical úmida (Koch 2012).

O objetivo central da ecologia funcional é entender como características funcionais variam entre as espécies e, em que medida esta variação tem valor adaptativo (Poorter et al. 2008). O conceito-chave da ecologia funcional é o conceito de grupo funcional, definido como um conjunto de espécies que têm características ecofisiológicas (atributos funcionais) semelhantes que estariam relacionadas, direta ou indiretamente, à capacidade dessas espécies de se dispersar, estabelecer, crescer e persistir num dado ambiente (Hérault 2007). Muitas análises ambientais para filtros podem ser usadas para estimar correlações entre traço da flora dentro de processos ecossistêmicos (Lavorel & Garnier 2002).

Frente a isso, este trabalho tem como objetivo avaliar como a frequência dos atributos funcionais de líquens corticícolas crostosos respondem aos efeitos de borda resultantes da fragmentação florestal. Para isso foram levantadas duas hipóteses H1 Atributos funcionais dos líquens varia de acordo com o tipo de ambiente: borda antrópica e interior do fragmento e H2 Atributos funcionais de líquens podem ser utilizados como bioindicadores de efeito de borda.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

#### Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco

A unidade de Conservação Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (figura 1) é um remanescente de Mata Atlântica, localizada no município de Capela (figura 2), no Estado de Sergipe (Ramos Filho 2008). Essa unidade de conservação se destaca no município pela presença da nascente do rio Lagartixo, que abastece a sede do município, e pela presença do macaco Guigó (*Callicebus coimbrai*), espécie endêmica ameaçada de extinção e bandeira da luta pela preservação da Mata Atlântica em Sergipe e no Brasil (Malta 2011). Sendo um dos poucos remanescentes com dimensão territorial relevante, toma corpo a sua importância ecológica para o município de Capela (SE) e para o Estado de Sergipe (Santos, 2007).



Figura 1. Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, Capela/SE. Fonte: Andrade, 2014.

Na Mata do Junco encontra-se uma variedade de plantas e animais (Malta et al. 2011). A riqueza florística dessa Mata pode ser atribuída à diversidade fitofisionômica, pois a Mata se mostra contínua nas partes mais conservadas. Em muitos locais, em volta dela há

intervenção antrópica, devido à atividade de agricultura de subsistência, que fez com que esses locais tivessem sua comunidade mais suprimida (Souza 2005). Em virtude da fragmentação da Mata do Junco, a relação sustentável entre sociedade-natureza é de fundamental importância na conservação das unidades de paisagem (Souza 2011).

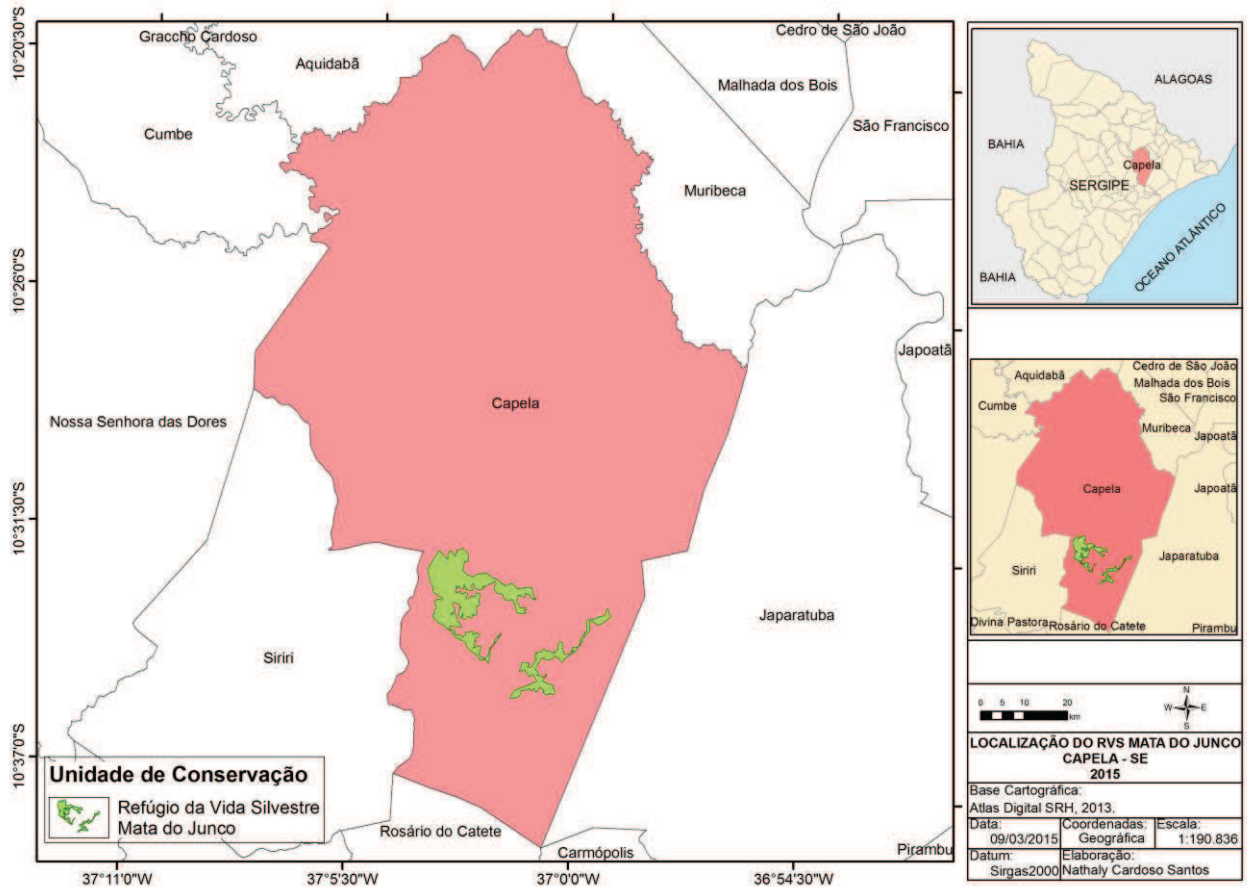


Figura 2. Localização da área de estudo: Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, Capela / Sergipe. Fonte: Santos, 2015.

## Coleta e Processamento de material biológico

### Coleta do material biológico

Para avaliação da frequência de atributos funcionais entre borda antrópica e interior do fragmento nas assembleias de líquens corticícolas crostosos, a amostragem foi feita em dois tipos de ambientes: (1) borda de fragmento florestal antropizado (0 a 10 metros) e (2) interior de fragmento florestal (100 a 110 metros) (Figura 3). Estes foram os dois tratamentos

considerados na análise, sendo designados respectivamente pelas seguintes siglas: BA (borda antrópica) e IN (interior do fragmento).



Figura 3. Ambientes amostrados para a avaliação dos efeitos de borda: a) borda antrópica (BA); b) interior de fragmento (IN), no fragmento florestal Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, localizado no município de Capela/SE. Fonte: Andrade, 2014.

A coleta das espécies de líquens crostosos nas áreas de estudo foi feita através da demarcação de dois transectos de 300 m cada (Figura 4), seguindo a metodologia adaptada de Cáceres et al. (2007). No fragmento estudado, foi considerado borda a faixa de 0 a 10 metros da margem para dentro do fragmento. O primeiro transecto foi estabelecido junto à borda do fragmento. Para alcançar as condições de interior, foi delimitado uma distância de 100 metros a partir da borda, onde foi demarcado mais um transecto. Em seguida, a cada 10 m era delimitado um ponto no qual era escolhida a árvore mais próxima que possuía talos líquênicos, totalizando 30 árvores por área. A demarcação dos transectos na borda antropizada e no interior do fragmento serviu apenas para a orientação na escolha dos forófitos. Cada árvore selecionada representou uma unidade amostral, onde foram coletados os talos líquênicos ocorrentes na altura de 0,5 m até 1,50 m.

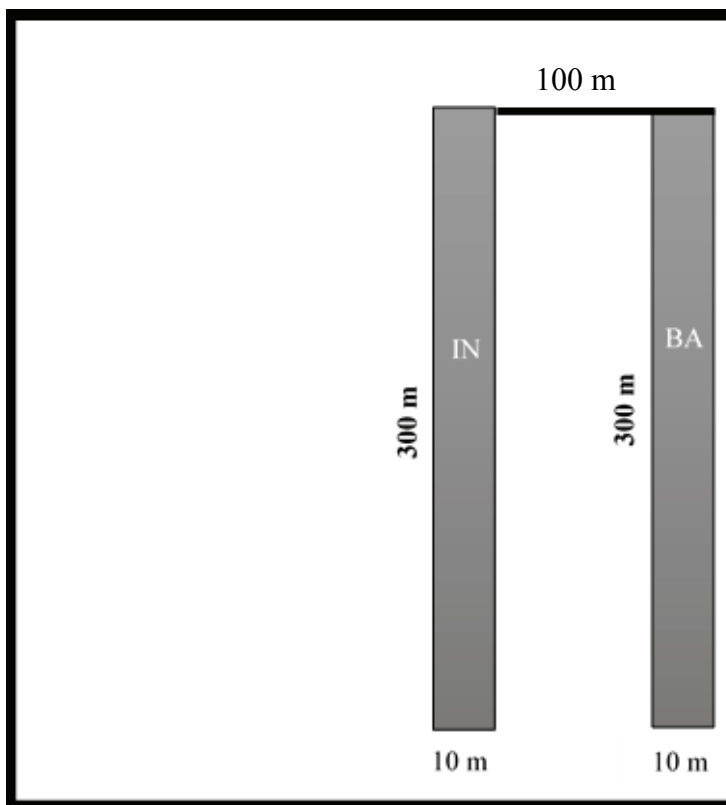


Figura 4. Desenho esquemático da disposição das áreas para os transectos para a coleta de líquens crostosos em cada área do fragmento florestal Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, Capela/SE. Sendo BA (Borda Antrópica) e IN (Interior).

Os talos liquênicos foram coletados com a remoção de pequenos pedaços do ritidoma das árvores hospedeiras com o auxílio de faca e martelo (figura 5). O procedimento de coleta seguiu as normas propostas por Sipman (1996) e Cáceres et al. (2007). As amostras foram acondicionadas em envelopes de papel, nos quais foram registrados o local de coleta, data, transecto e número da árvore.



Figura 5. Retirada das amostras de líquens crostosos com auxílio de faca e martelo.

## **Processamento e identificação das amostras**

As amostras liquênicas foram prensadas em uma prensa botânica para secagem em temperatura ambiente por uma semana. Posteriormente, estas amostras foram levadas ao Laboratório de Liquenologia do Departamento de Biociências, da Universidade Federal de Sergipe, Campus Professor Alberto Carvalho, em Itabaiana – SE. Após, exsiccatas foram confeccionadas, utilizando-se papel cartão branco de dimensões 14 x 9 cm, e cola, para aderir os líquens ao papel. Foram anotados local de coleta, data, transecto e número da árvore nas exsiccatas. Em seguida, as amostras ficaram submetidas a congelamento em freezer por sete dias, para evitar a contaminação por artrópodes, ácaros e outros fungos.

Para a análise macroscópica foram observadas estruturas morfológicas de valor taxonômico, como excípulo (tipo de carbonização: total, basal ou lateral); himênio (inspersão, reações com lugol e hidrato de potássio-KOH); paráfises (ramificação, forma); ascósporos (forma, cor, tamanho, septação, número por asco, reação com lugol). Foram feitos cortes à mão livre com lâminas de aço dos corpos de frutificação (ascomas tipo apotécios ou peritécios) e, quando necessário, de estruturas reprodutivas vegetativas (sorédios e isídios) e do talo liquênico. Os cortes foram colocados entre lâmina e lamínula em água destilada para observação microscópica.

Para a observação de reações químicas com determinados compostos secundários do fungo liquenizado, aplicou-se uma ou duas gotas de solução aquosa de hidróxido de potássio (KOH) a 10 %. A solução de Lugol a 2% foi utilizada para verificar a reação amilóide das paredes dos ascos e ascosporos, das hifas e de outras microestruturas. Com a ajuda de bibliografia especializada de Cáceres (2007) e Lücking et al. (2009), entre outras, foram feitas as identificações das espécies de fungos liquenizados. Após identificação, coleções de referência do material coletado estão depositadas no Herbário ISE, da Universidade Federal de Sergipe, Campus Professor Alberto Carvalho.

## **Atributos funcionais analisados**

Foram analisados 18 atributos funcionais dos líquens encontrados na borda antrópica e interior do fragmento. A escolha desses atributos foi feita com base na literatura (Lakatos 2006, Cáceres et al. 2008, Giordani et al. 2012, Llop et al. 2012, Koch et al. 2013). Foram consideradas características funcionais três tipos de fotobionte: clorococoides (CLOROC), trentepolióides (TRENT) e cianobactérias (CIANO), cinco tipos de estratégias reprodutivas:

apotécio (APOTE), peritécio (PERIT), lirela (LIREL), sorédios (SORED) e isídios (ISIDI), dois tipos de reprodução: indireta (INDIR) e direta (DIRET), três tipos de septação dos ascósporos: não septados (NSEPT), septados transversalmente (SEPTR) e muriforme (MURIF), tamanho dos ascósporos: pequeno (0 a 50  $\mu\text{m}$ ), médio (51 a 100  $\mu\text{m}$ ) e grande (maior q 100  $\mu\text{m}$ ) e cor dos ascósporos: hialino (HIALI) e marrom (MARRO).

### **Análises estatísticas dos dados**

Para a análise dos dados, foram criadas três matrizes, uma principal com os dados de presença e ausência das espécies amostradas, e duas matrizes secundárias, uma matriz A com os dados dos atributos funcionais obtidos das espécies em número binário (1,0) e quantitativo para características que possuíssem mais de duas informações relevantes e outra matriz B com os dados de abundância dos atributos entre as árvores hospedeiras.

O padrão de distribuição dos atributos funcionais entre borda antrópica e interior, foi analisado através do teste-U de Mann-Whitney com os dados de abundância de cada atributo em relação à borda e interior, no programa ESTATISTICA versão 6.0.

Com relação a análise dos atributos, as espécies e as possíveis correlações entre as unidades amostrais, foi feita uma ordenação de escalonamento multidimensional não métrico (NMS) no programa PC-ORD Version 5.10 (McCune & Mefford 2006), com os dados das matrizes principal e secundária A. Para estimar se há relação de significância entre os atributos e os ambientes de borda e interior a ponto de afirmar que a presença ou ausência destes em cada local pode indicar uma adaptação à cada local estudado, foi feita a análise de espécies indicadoras através do teste de aleatorização de Monte Carlo com os dados das matrizes principal e secundária B no programa PC-ORD Version 5.10 (McCune & Mefford 2006).

## **RESULTADOS**

Foi amostrado um total de 102 táxons de líquens, sendo que a maioria das espécies está em simbiose com algas clorofíceas. Delas, 11% das clorofíceas são clorococoides e, 89% são trentepolioides. Quanto à reprodução, 7% foram líquens de reprodução direta e 89% de reprodução indireta. Com relação às estruturas reprodutivas, 35% são lirelas, 33% são peritécios e 3% são apotécios. O tipo de septação mais frequente do ascósporo foi septado

transversalmente (69%), assim como a coloração hialina foi maior (79%) do que ascósporos com coloração marrom (15%).

O resultado das diferenças no padrão de distribuição da abundância dos atributos entre borda antrópica e interior demonstrou que sete atributos possuem correlação significativa ( $P < 0,05$ ) (Tabela 1). Todos os valores relacionados à abundância de atributos foram relacionados ao interior do remanescente (figura 6). Com relação à ordenação NMS feita entre os atributos funcionais, as espécies e os locais, foi perceptível diferença significativa apenas para o tipo de fotobionte clorococoides para o interior da floresta.

Tabela 1. Atributos funcionais que apresentaram relação significativa quanto a diferença de abundância entre borda antrópica e interior.

<b>Atributos funcionais</b>	<b>P*</b>
Algas trentepolioides	$P < 0,003716$
Ascósporos hialinos	$P < 0,006969$
Ascósporos marrons	$P < 0,001610$
Ascósporos pequenos	$P < 0,000125$
Ascósporos transversalmente septados	$P < 0,002600$
Líquens com apotécio	$P < 0,000543$
Reprodução indireta	$P < 0,000293$

De acordo com o teste aleatório de Monte Carlo para atributos indicadores, nove possuem valores significativos com o interior do fragmento. Os maiores valores de indicação estão correlacionados com os atributos apotécio, ascósporo de tamanho pequeno e reprodução indireta, respectivamente (Tabela 2). Nenhum dos atributos possuíram relação significativa com a borda antrópica do remanescente estudado.

Tabela 2. Atributos funcionais indicadores de efeito de borda.

<b>Atributos funcionais</b>	<b>Valor de indicação</b>	<b>P &lt; 0,05</b>
Apotécio	70, 8	0,0002
Ascósporos pequenos	64, 9	0,0010
Reprodução indireta	62, 2	0,0062
Algas trentepolioides	60, 9	0,0062
Ascósporos transversalmente septados	58, 6	0,0340
Ascósporos hialinos	58, 4	0,0448
Lirela	54, 2	0,0314
Ascósporos marrons	50, 1	0,0002
Ascósporos não septados	22, 4	0,0302

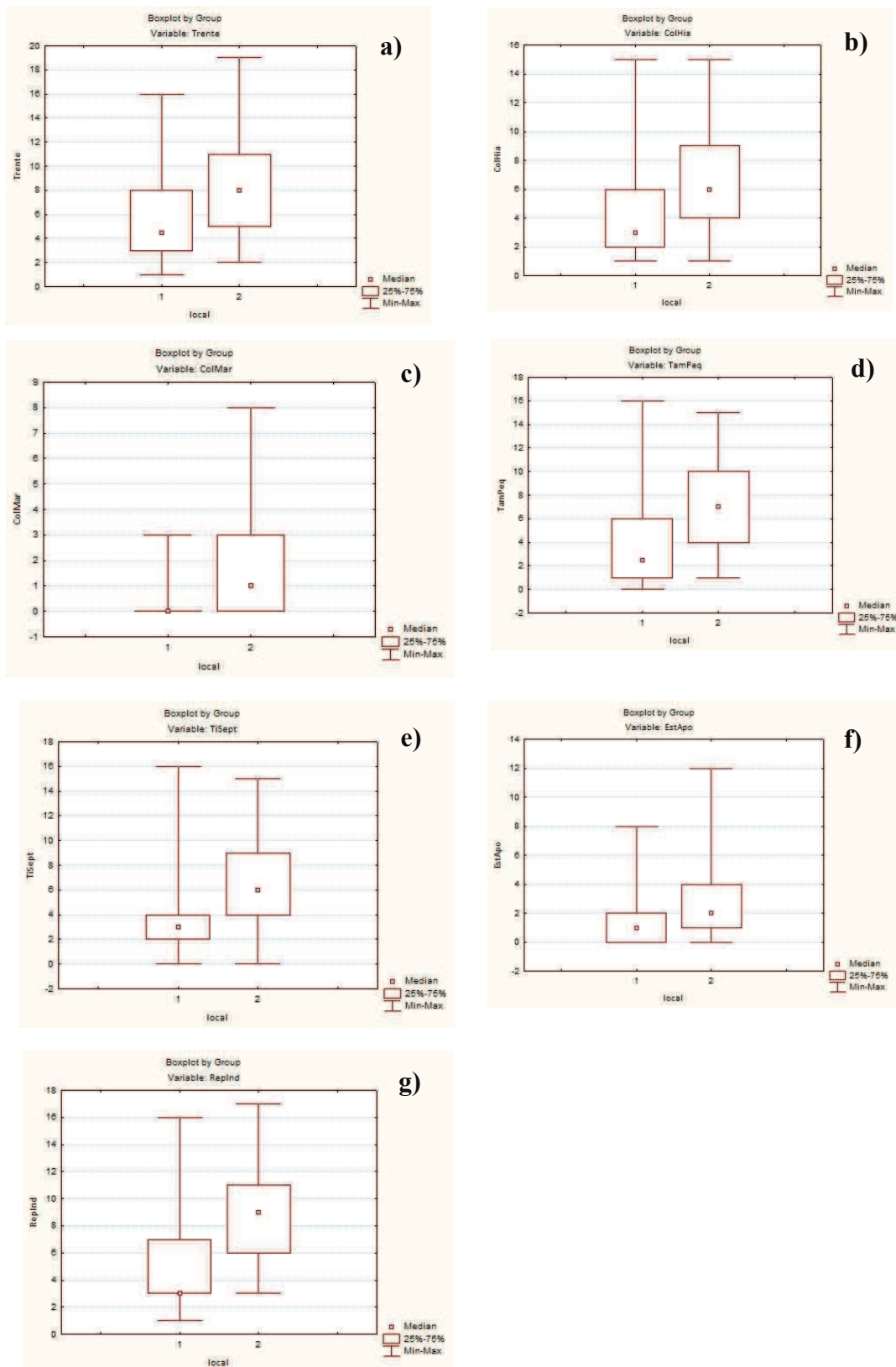


Figura 6. Boxplots da ANOVA com os resultados significativos entre a frequência dos atributos e os ambientes Borda Antrópica e Interior. (a) Algas trentepolioides, (b) Ascósporos hialinos, (c) Ascósporos marrons, (d) Ascósporos pequenos, (e) Ascósporos transversalmente septados, (f) Líquens com apotécio, (g) Reprodução indireta. Local (1) Borda Antrópica, (2) Interior.

## DISCUSSÃO

### **Distribuição da frequência de atributos funcionais *versus* Borda antrópica e interior do fragmento**

Os resultados deste estudo corroboram a hipótese 1 [Atributos funcionais variam de acordo com o tipo de ambiente: Borda antrópica e interior do fragmento]. Apesar de todos os atributos com valores significativos estarem relacionados ao interior, os traços funcionais permitem o conhecimento das variações, adaptações e identidade funcional da assembleia de líquens nesse estudo, em resposta ao efeito de borda.

Os atributos funcionais algas trentepolioides, líquens com apotécio, ascósporos com coloração hialina, ascósporo com coloração marrom, ascósporos pequenos, ascósporos transversalmente septados e reprodução indireta tiveram os maiores valores de abundância para o interior da floresta.

A ausência de atributos com maiores valores de abundância para a borda antrópica mostra que a esta não apresenta condições favoráveis, quando comparada ao interior do fragmento. Além disso, sugere-se que o aumento dos valores de abundância esteve diretamente relacionado ao aumento de riqueza de espécies no interior do remanescente Mata do Junco, que pode estar fortemente relacionada com a diversidade funcional, uma vez que, a adição de novas espécies à comunidade, por vezes, têm atributos funcionais que já são representados por outras espécies (Lohbeck et al. 2012). Desta forma, como houve baixa dissimilaridade na composição dos líquens entre borda antrópica e interior, a riqueza esteve relacionada à diferença de abundância de atributos funcionais entre as áreas de estudo.

Líquens com fotobionte trentepolióide são abundantes em regiões tropicais úmidas e representados, principalmente, pelas famílias Artoniaceae, Graphidaceae, Pyrenulaceae, Thelotremataceae e Trichotheliaceae (Wolseley & Hawksworth 2009). Por conseguinte, quatro dessas famílias foram representadas neste trabalho, com exceção apenas para a família Trichotheliaceae, que não teve espécies representadas, pois tem espécies na maioria de hábito foliícola. As famílias Artoniaceae, Graphidaceae e Pyrenulaceae forma mais abundantes no interior do fragmento, e Thelotremataceae mais abundante na borda antrópica.

Algas do gênero *Trentepohlia*, possuem preferências por determinado tipo de substrato e regiões úmidas, geralmente formam populações bem desenvolvidas apenas em um tipo de

superfície (Rindi & Guiry 2002). Líquens da Mata Atlântica frequentemente possuem fotobionte trentepolioide (Cáceres et al. 2007). As *Trentepohlias*, adaptadas a viver em floresta tropicais, exigem habitats protegidos e alta umidade do ar (Marini et al. 2011). Segundo estes mesmos autores, os impactos atuais e futuros das mudanças globais sobre líquens não podem ser generalizados e, a resposta a riqueza de espécies será susceptíveis dependentes do tipo de fotobionte. Portanto, o fotobionte, geralmente associado à simbiose líquênica, podem exibir preferências por fatores ambientais. Por conseguinte, estas preferências pode limitar os nichos ecológicos disponíveis para os líquens e levar à existência de guildas líquênicas específicas (Peksa & Skaloud 2011).

Com relação à composição de atributos, só foi verificada relação significativa com algas clorococoides, que só ocorreram no interior do fragmento. Estas tendem a dominar as regiões tropicais que possuem relação de alternância entre o período seco e chuvoso (Wolseley & Hawksworth 2009) e podem estar associadas a altas florestas, pois fornecem substrato mais estável (Marini et al. 2011).

Koch (2012) analisou grupos funcionais em resposta a gradiente sucessional e, demonstrou que os líquens com lirelas estão relacionados ao estágio inicial de sucessão. Em seu estudo, esta autora concluiu que para conferir proteção da luz e ressecamento, líquens com lirelas possuem lábios (margem das lirelas), geralmente negras e fechadas. Por outro lado, outros traços, como por exemplo apotécio, ocorrem em todas as etapas ao longo do gradiente da sucessão. O fragmento de Mata Atlântica Mata do Junco encontra-se em estágio de regeneração intermediário. Estágios intermediários apresentam maior diversidade funcional e menor redundância funcional, tendo também maior diversidade de espécies (Koch et al. 2013).

Ascósporos pequenos possuem uma maior habilidade de dispersão. No interior do fragmento Mata do Junco as árvores tendem a ser mais espaçadas, quando comparadas à borda da floresta (Santos 2009), a maior presença deste tipo de tamanho de ascósporo no interior do fragmento, indica uma adaptação a esta condição. A septação também contribui para dispersão, pois ascósporos septados possuem mais células germinativas para dispersão.

## **Atributos funcionais bioindicadores de interior de fragmento**

Atributos funcionais de líquens podem ser utilizados como bioindicadores de efeito de borda, uma vez que os líquens, assim como seus traços funcionais, são bastantes sensíveis às alterações ambientais como as que acontecem em bordas florestais, corroborando assim com a hipótese 2. Atributos funcionais de líquens podem ser utilizados como bioindicadores de efeito de borda. Desta forma, a maior presença de atributos indicadores algas trentepolioides, líquens com apotécio e lirela, reprodução indireta, ascósporos de tamanho pequeno, ascósporos septado e não septado, ascósporos com coloração hialina e marrom, são indicadores de interior de fragmento florestal.

Embora tenha sido encontrado vários indicadores funcionais de líquens para o interior do fragmento, nenhum atributo apresentou relação significativa com a borda antrópica, como era esperado, embora a maioria dos atributos tenham ocorrido também nesta área, porém com menor frequência. Isso demonstra que apesar destes ambientes apresentarem características que favoreçam o desenvolvimento de atributos semelhantes, a grande presença de atributos indicadores para o interior da floresta indica novamente que este ambiente, apresenta melhores condições para o crescimento e estabelecimento de líquens corticícolas crostosos. A forte pressão da matriz antrópica, associada ao grau de degradação na borda, impede ou dificulta o estabelecimento de traços funcionais de algumas espécies de líquens.

Analisando gradiente de sucessão ecológica em Mata Atlântica, Koch et al. (2013) concluiu que atributos funcionais como lirelas estão relacionadas ao estágio inicial de sucessão, enquanto que apotécios são mais relacionados ao estágio intermediário de sucessão ecológica. Ainda segundo estes autores, líquens com peritécios são associados ao estágio avançado de sucessão ecológica. Em nossos resultados não foi encontrado valor significativo para peritécio em nenhum ambiente, porém os dados significativos para lirelas e apotécio corroboram o fato de que a Mata do Junco está em estágio intermediário de sucessão. Porém, quando levado em consideração também os efeitos de borda, podemos ver que a dinâmica de perturbação florestal pode levar diferentes locais e um mesmo fragmento aos diferentes estágios de sucessão. Por exemplo, a borda antrópica como uma área de estágio inicial e seu interior semelhante a um estágio intermediário.

Apesar de não mostrarem de forma completamente clara diferenças na distribuição de atributos funcionais entre borda antrópica e interior da floresta, nossos resultados mostraram

algumas tendências importantes para a compreensão dos efeitos de borda sobre os líquens, demonstrando a importância de incluí-los em estratégias de conservação e contribuindo para o seu uso em monitoramento como espécies indicadoras de modificações ambientais.

## CONCLUSÃO

A avaliação dos atributos funcionais mostra tendências importantes quanto às respostas de líquens crostosos aos efeitos de borda. Nessa perspectiva, pode-se afirmar que a frequência dos atributos é influenciada negativamente pela borda antropizada no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco. Em adição, alguns atributos de líquens são indicadores de interior da floresta, ratificando que a utilização de grupos funcionais no monitoramento dos efeitos da fragmentação pode proporcionar resultados mais generalizadas para a avaliação das respostas dos líquens corticícolas crostosos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Boudreault, C; Coxson, D; Bergeron, Y; Stevenson, S & Bouchard, M. 2013. Do forest treated by partial cutting provide growth conditions similar to old-growth forests for epiphytic lichens? *Biological Conservation* 159: 458-467.
- Cáceres, MES; Lücking, R & Rambold, G. 2008. Corticolous microlichens in northeastern Brazil: habitat differentiation between coastal Mata Atlântica, Caatinga and Brejos de Altitude. *The Bryologist* 111(1): 98-117.
- Caldiz, MS. 2005. Diversity and growth of epiphytic macrolichens in northwestern Patagonian Northofagus forests. Tese de doutorado. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae*.
- Cianciaruso, MV; Silva, IA & Batalha, MA. 2009. Diversidade filogenética e funcional: Novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9(3): 093-103.
- De Bello, F; Lavorel, S; Díaz, S; Harrington, R; Cornelissen, JHC; Bardgett, RD; Berg, MP; Cipriotti, P; Feld, CK; Hering, D; Marins da Silva, P; Potts, SG; Sandin, L; Sousa, JP; Storkey, J; Wardle, DA; Harrison, PA. 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation* 19: 2873-2893.
- Diaz, S & Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* 16(8): 646-655.
- Giordani, P; Brunialti, G; Bacaro, G & Nascimbene, J. 2012. Functional traits of epiphytic lichens as potential indicators of environmental conditions in forest ecosystems. *Ecological Indicators* 18: 413-420.

- Harper, KA; MacDonald, E; Burton, P; Chen, J; Brosnoff, KD; Saunders, SC; Euskirchen, ES; Roberts, D; Jaiteh, MS & Esseen, P. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19: 768-782.
- Hérault, B. 2007. Reconciling niche and neutrality through the Emergent Group approach. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 71-78.
- Hill, JL & Curran, PJ. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography* 30: 1391-1403.
- Koch, NM. 2012. Dinâmica da sucessão liquênica: padrões estruturais e funcionais como indicadores de regeneração florestal. Dissertação de Mestrado, *Universidade Federal do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre.
- Koch, NM; Martins, SMA; Lucheta, F & Müller, SC. 2013. Functional diversity and traits assembly patterns of lichens as indicators of successional stages in a tropical rainforest. *Ecological Indicators* 34: 22– 30.
- Lavorel, S & Garnier, E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545–556.
- Lakatos, M; Rascher, U & Büdel, AB. 2006. Functional characteristics of corticolous lichens in the understory of a tropical lowland rain forest. Journal compilation. *New Phytologist* 172: 679-695.
- Lewis, JE & Ellis, CJ. 2010. Taxon-compared with trait-based analysis of epiphytes, and the role of tree species and tree age in community composition. *Plant Ecology and Diversity* 3: 203-210.
- Li, S; Liu, WY & Li, DW. 2013. Bole epiphytic lichens as potential indicators of environmental change in subtropical forest ecosystems in southwest China. *Ecological Indicators* 29: 93-104.
- Llop, E; Pinho, P; Matos, P; Pereira, MJ & Branquinho, C. 2012. The use of lichen functional groups as indicators of air quality in a Mediterranean urban environment. *Ecological Indicators* 13: 215–221.
- Lohbeck, M; Poorter, L; Paz, H; Pla, L; Breugel, MV; Matrínez-Ramos, M & Bongers, F. 2012. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14: 89-96.
- Malta, JAO. 2011. Dinâmica fitogeográfica do Refugio de Vida Silvestre Mata do Junco, Capela/SE. Dissertação. *Universidade Federal de Sergipe*, São Cristovão.
- Marini, L; Nascimbene, J & Nimis, PL. 2011. Large-scale patterns of epiphytic lichen species richness: Photobiont-dependent response to climate and forest structure. *Science of the Total Environment* 409(20): 4381–4386.
- McGill, B; Enquist, B; Weiher, E & Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 178–185.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.

- Nascimbene, J; Marini, L & Nimis, PL. 2007. Influence of forest management on epiphytic lichens in a temperate beech forest of northern Italy. *Forest Ecology and Management* 247: 43-47.
- Peksa, O & Skaloud, P. 2011. Do photobionts influence the ecology of lichens? A case study of environmental preferences in symbiotic green alga *Asterochloris* (Trebouxiophyceae). *Molecular Ecology* 20: 3936–3948.
- Pinho, P; Bergamini, A; Carvalho, P; Branquinho, C; Stofer, S; Scheidegger, C & Máguas, C. 2012. Lichen functional groups as ecological indicators of the effects of land-use in Mediterranean ecosystems. *Ecological Indicators* 15: 36-42.
- Pooter, L; Wright, SJ; Paz, H; Ackerly, DD; Condit, R; Ibarra-Manriquez, G; Harms, KE; Licona, JC; Martinez-Ramos, M; Mazer, SJ; Muller-Landau, HC; Peña-Claros, M; Webb, CO & Wright, IJ. 2008. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five Neotropical forests. *Ecology* 89(7): 1908-1920.
- Pütz, S; Groeneveld, J; Alves, LF; Metzger, JP & Hurth, A. 2011. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecological Modelling* 222: 1986-1997.
- Ramos-Filho, ES. 2008. Questão Agrária Atual: Sergipe Como Referência Para Um Estudo Confrontativo Das Políticas De Reforma Agrária E Reforma Agrária De Mercado (2003 – 2006). Tese. *Programa de Pós-graduação em Geografia da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente/SP.*
- Rindy, F & Guiry, M. 2002. Diversity, life history, and ecology of Trentepohlia and Printzina (Trentepohliales, Chlorophyta) in urban habitat in western Ireland. *J. Phycol.* 38: 39-54.
- Santos, ALC. 2009. Diagnóstico dos fragmentos de Mata Atlântica de Sergipe através de sensoriamento remoto. Dissertação. *Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.*
- Santos, BA; Peres, CA; Oliveira, MA; Grillo, A; Alves-Costa, CP & Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* 141: 249-260.
- Santos, MJS. 2007. Mata do Junco (Capela-SE): Identificação territorial e gestão de conflitos ambientais. Dissertação. *Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.*
- Scheidegger, C & Werth, S. 2009. Conservation strategies for lichens: Insights from population biology. *Fungal Biology Reviews* 23: 55-66.
- Sipman, HJM. 1996. Corticolous lichens. - In: Gradstein, S.R., Hietz, P., Lucking, R., Lucking, A., Sipman, H.J.M., Vester, H.F.M., Wolf, J.D.H., Gardette, E. How to sample the epiphytic diversity of tropical rain forests. *Ecotropica* 2: 66-67.
- Souza, HTR. 2011. Zoneamento geoambiental da Unidade de Conservação Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (Capela-SE). Dissertação. *Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.*
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. In: Encyclopedia of Biodiversity, Volume 3 (ed. Levin, S.A.). *Academic Press, San Diego, CA*, 109–120.

Viana, VM & Pinheiro, LAFV. 1998. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série Técnica* IPEF. 12(32): 25-42.

Wolseley, PA & Hawksworth, DL. 2009. Adaptations of lichens to conditions in tropical forests of South-East Asia and their taxonomic implications. *Blumea* 54: 29–32.

## **CAPÍTULO 4**

---

### **CONCLUSÃO GERAL**

## CONCLUSÃO GERAL

A riqueza de espécies liquênicas, assim como seus atributos funcionais respondem às mudanças causadas pelos efeitos de borda resultantes da fragmentação florestal no fragmento de Mata Atlântica Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Estado de Sergipe. A borda antrópica do fragmento, apesar de não apresentar diferença significativa na composição de líquens, a riqueza, abundância de atributos e atributos indicadores, diferiu bastante nas áreas de estudo, refletindo-se em melhores condições no interior da floresta.

Na perspectiva de que para a conservação da biodiversidade além da implementação de Unidades de Conservação, faz-se necessário manter estas unidades sustentáveis, com estratégias de conservação que levem em consideração tanto efeitos negativos, quanto positivos sobre a biodiversidade em paisagens fragmentadas. Para isso, um conhecimento generalizado e integrador dos efeitos da fragmentação, principalmente os ‘efeitos de borda’, sobre diferentes espécies torna-se importante, uma vez que estes efeitos atingem espécies de diferentes maneiras, e que algumas espécies sensíveis, como líquens crostosos, correm maior risco de extinção.

Portanto, estudos que investiguem os efeitos de bordas sobre líquens corticícolos crostosos neste bioma são necessários para que os resultados aqui obtidos possam ser comparados, e possíveis padrões sejam demonstrados.

## Anexo

**Páginas 92 a 101 removidas devido a direitos autorais**