

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E BIOMONITORAMENTO
UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA – UFBA

Luciana Carvalho dos Reis

Limiares de extinção em comunidades de hepáticas (Marchantiophyta)
epífitas na Mata Atlântica da Bahia, Brasil.

Salvador- BA
2012

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E BIOMONITORAMENTO
UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA – UFBA

Luciana Carvalho dos Reis

Limiares de extinção em comunidades de hepáticas (Marchantiophyta)
epífitas na Mata Atlântica da Bahia, Brasil.

Dissertação apresentada ao Instituto de Biologia, da
Universidade Federal da Bahia - UFBA, para
obtenção do Título de pelo Programa de Pós
Graduação em Ecologia e Biomonitoramento.

Orientador: Dr. Cid José Passos Bastos

Co-Orientador: Dr. Charles Eugene Zartman

Salvador- BA
2012

Sistema de Bibliotecas - UFBA

Reis, Luciana Carvalho dos.

Limiares de extinção em comunidades de hepáticas (Marchantiophyta) epífitas na Mata Atlântica da Bahia, Brasil / Luciana Carvalho dos Reis. - 2012.

44 f. : il.

Inclui anexos.

Orientador: Prof. Dr. Cid José Passos Bastos.

Co-orientador: Prof. Dr. Charles Eugene Zartman.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, Salvador, 2012.

1. Hepática - Mata Atlântica - Bahia. 2. Briófito. 3. Epífita. 4. Comunidades vegetais - Extinção. 5. Paisagens fragmentadas. I. Bastos, Cid José Passos. II. Zartman, Charles Eugene. III. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Biologia. IV. Título.

CDD - 588.3
CDU - 582.321

“Limitares de extinção em comunidades de hepáticas (Marchantiophyta) epífitas na Mata Atlântica da Bahia, Brasil.”

Luciana Carvalho dos Reis

Orientador: Dr. Cid José Passos Bastos

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento da Universidade Federal da Bahia como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

Salvador, 15 de junho de 2012.

Aprovada por:

Dra. Kátia Cavalcanti Pôrto

Dr. Eduardo Mariano Neto

Dr. Cid José Passos Bastos

À minha família.
DEDICO.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal da Bahia que, através do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Biomonitoramento – PPG EcoBio, possibilitou a realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa concedida durante o período de desenvolvimento do Mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo período de dois meses de bolsa concedida para o desenvolvimento do Mestrado.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), pelo financiamento do Projeto PPP 004/2010.

Ao Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), à mineradora Rio Tinto e à Organização Odebrecht pelo empréstimo de veículos para realização das etapas de campo.

Ao Dr. Cid José Passos Bastos, pela orientação, incentivo e opiniões sempre relevantes para aumento do meu crescimento dentro da briologia.

Ao Dr. Charles Eugene Zartman, pela co-orientação, incentivo e simpatia.

À Dra. Nádia Roque, coordenadora do Projeto “Biogeografia, fragmentação florestal e limiares de extinção: um estudo vegetacional na Mata Atlântica da Bahia”, pela incrível oportunidade de fazer parte desse projeto.

Ao Dr. Pedro Luís Bernardo da Rocha pela sempre disposição em discutir e contribuir com opiniões relevantes.

Ao Dr. Eduardo Mariano Neto pela enorme ajuda na parte estatística do trabalho, além das boas sugestões.

À MSc. Elaine Cristina Cambuí Barbosa, ao MSc. Hermes Cassiano de Oliveira e ao MSc. Rodrigo Nogueira de Vasconcelos pela leitura crítica do trabalho e pelas contribuições bastante proveitosas.

Ao biólogo André Mendonça, à MSc. Marília Mascarenhas Lima, à MSc. Marlla Alves Matos e ao MSc. Rafael Alves pelas discussões e trabalho em equipe.

À MSc. Marlla Alves Matos pela ajuda no campo e auxílio com o *software* R.

Ao MSc. Maxwell Souza Silveira pela ajuda em campo, leitura crítica e excelentes contribuições.

Ao MSc. Tiago Jordão empréstimo do computador para finalização deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS E TABELAS	8
Apresentação	9
Manuscrito: Limiar de extinção em comunidades de hepáticas (Marchantiophyta) epífitas na Mata Atlântica da Bahia, Brasil	11
RESUMO	13
ABSTRACT	13
INTRODUÇÃO	14
MATERIAL E MÉTODOS	16
<i>Área de estudo</i>	16
<i>Seleção das unidades amostrais</i>	16
<i>Amostragem e tratamento dos dados</i>	17
<i>Análise estatística dos dados</i>	18
RESULTADOS	19
<i>Caracterização das paisagens</i>	19
<i>Riqueza e abundancia das espécies</i>	19
<i>Composição da comunidade</i>	20
<i>Avaliação do limiar de extinção</i>	21
<i>Avaliação das variáveis da paisagem</i>	21
DISCUSSÃO	21
REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	25
LISTA DE LEGENDAS DAS FIGURAS	37
ANEXOS	38
Anexo I. <i>Normas gerais para publicação de artigos na SITIANTIBUS série Ciências Biológicas</i>	39

LISTA DE FIGURAS E TABELAS

- Figura 1** – Localização das paisagens de 6x6 km amostradas na Mata Atlântica do estado da Bahia, Brasil. As áreas cinzas representam as áreas de remanescentes florestais. As paisagens estão em detalhe: 5%, 10%, 15%, 25%, 30%, 35%, 40%, 45%, 55% e 60 %35
- Figura 2.** A) Regressão Linear Simples entre riqueza e altitude ($F_{1,8}= 20.6$, $R^2=0.6854$, $p=0.001$); B) Regressão Linear Simples entre riqueza e altitude ($F_{1,8}=19.83$, $R^2=0.6766$, $p=0.002$).....36
- Figura 3.** Dendrograma da análise de cluster da composição das floras de hepáticas entre as diferentes paisagens.....36
- Tabela 1** - Localização e caracterização da estrutura da vegetação das paisagens amostradas na Mata Atlântica do estado da Bahia, Brasil.....30
- Tabela 2** - Espécies de hepáticas classificadas como dependentes de habitat florestal, riqueza e número de populações por paisagem, total de espécies coletadas, e total de populações amostradas.....31
- Tabela 3** - Comparação de similaridade da flora de hepáticas nas paisagens com diferentes porcentagens de cobertura florestal. Negrito= índices de similaridade (*Jaccard*); sem negrito= número de espécies comuns entre os pares de paisagens.....34

Apresentação

Fragmentação e perda de hábitat (cobertura florestal nativa) representam grandes ameaças à manutenção da biodiversidade. Apesar de correlacionados são processos distintos, com a perda de hábitat podendo ocorrer independente da fragmentação. A redução da cobertura florestal promove um efeito não linear nos padrões de perda da biodiversidade através de um aumento acentuado das taxas de extinção de espécies, em especial quando os valores de cobertura florestal atingem os limiares de extinção. Briófitas são organismos cuja fisiologia depende diretamente da umidade do ar sendo, portanto, exigentes quanto às condições do hábitat e fortemente afetadas por modificações microclimáticas. Dessa forma, tamanho, isolamento, altitude e grau de conservação dos remanescentes podem influenciar essas comunidades. O objetivo deste estudo é investigar a existência e o valor de um limiar de extinção para comunidades de hepáticas (Marchantiophyta) epífitas em um gradiente de cobertura florestal (de 5% a 60%). Ao longo do Domínio de Mata Atlântica do estado da Bahia foram analisadas 10 paisagens de 6x6km, onde foram estabelecidas oito parcelas de 10x10m (por paisagem) para coleta das hepáticas epífitas. As coletas foram feitas na base (0-2m) de cinco árvores com DAP \geq 7,5 cm. As espécies de hepáticas foram identificadas e, posteriormente, classificadas em dependentes de hábitat florestal e não dependentes de hábitat florestal. Apenas as espécies dependentes foram utilizadas nas análises. Foram identificadas 322 populações, compostas de 74 espécies. Para avaliar a ocorrência de um limiar de extinção, a riqueza e a abundância foram analisadas através de dois modelos com diferentes abordagens estatísticas: Regressão Piecewise e Regressão Linear Simples. Esses modelos foram comparados através do critério de informação de Akaike (AIC). A similaridade florística entre as paisagens foi calculada e as paisagens foram agrupadas em uma análise de cluster. As paisagens com 40% e 30 % apresentaram os maiores valores de riqueza (38 e 34 espécies, respectivamente) e abundância (96 e 82 populações, respectivamente), onde a altitude foi um fator importante. Estudos demonstram que áreas de maiores altitudes apresentam menores temperaturas e maiores níveis de umidade, culminando em alta riqueza e abundância. A Regressão Linear Simples para análise da altitude foi significativa para riqueza e para abundância. Houve baixo compartilhamento de espécies entre as paisagens, com maior

compartilhamento entre 30% e 40% e formação de quatro grupos distintos. Não foi encontrada uma relação significativa entre cobertura florestal e a riqueza e a abundância das comunidades de hepáticas epífitas. Contudo, paisagens com cobertura florestal inferior a 30% apresentaram os menores valores de riqueza e abundância, podendo ser indício de um efeito negativo da redução da cobertura florestal. O estado de conservação do remanescente florestal também é considerado importante para manutenção das condições microclimáticas, pois remanescentes mais conservados são mais bem estruturados fisionomicamente, apresentando árvores mais altas, com diâmetros maiores e dossel mais homogêneo, que são fatores importantes para manutenção de uma rica brioflora. Briófitas epífitas são exigentes quanto às condições microclimáticas do hábitat e embora as espécies analisadas neste estudo tenham sido consideradas dependentes de hábitat florestal não foi identificado um limiar de extinção para as comunidades. Contudo não podemos afirmar que ele não existe, pois, observando os resultados é possível notar que todas as paisagens com valores de cobertura florestal abaixo de 30% apresentaram baixos valores de riqueza e abundância, indicando um provável efeito negativo redução da cobertura florestal na paisagem reforçando a importância de medidas conservacionistas em paisagens com quantidade de cobertura florestal acima desse valor. Os resultados encontrados mostram que apesar da redução da quantidade de hábitat ser reconhecidamente um fator direcionador de mudanças ecológicas, apenas este fator não é suficiente para prever a persistência das comunidades de hepáticas em paisagens fragmentadas.

Manuscrito

Limiar de extinção em comunidades de hepáticas (Marchantiophyta)
epífitas na Mata Atlântica da Bahia, Brasil.

ARTIGO A SER SUBMETIDO AO PERIÓDICO

SITIENIBUS série *Ciências Biológicas*

Limiar de extinção em comunidades de hepáticas (Marchantiophyta) epífitas na Mata Atlântica da Bahia, Brasil

LUCIANA C. DOS REIS¹, CID JOSÉ PASSOS BASTOS² & CHARLES E. ZARTMAN³

¹Universidade Federal da Bahia - UFBA, Instituto de Biologia, Departamento de Botânica, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento, *Campus* Universitário de Ondina, 40170-280 - Salvador, Bahia – Brasil.

E-mail: luciana_cr@hotmail.com

²Universidade Federal da Bahia - UFBA, Instituto de Biologia, Departamento de Botânica, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento, *Campus* Universitário de Ondina, 40170-280 - Salvador, Bahia – Brasil.

E-mail: cjpbastos@ufba.br

³Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Coordenação de Pesquisas em Botânica, Av. André Araújo Aleixo, Caixa-Postal: 478, 69060-001 - Manaus, Amazonas – Brasil.

E-mail: chaszartman@gmail.com

Título Resumido:

Limiar de extinção em comunidades de hepáticas na Mata Atlântica.

¹ Autor para correspondência

RESUMO (Limiar de extinção em comunidades de hepáticas (Marchantiophyta) epífitas na Mata Atlântica da Bahia, Brasil): Estudos têm demonstrado uma relação não-linear entre quantidade de floresta e tamanho populacional, provocado pelo aumento acentuado das taxas de extinção (limiares de extinção). O limiar de extinção em comunidades hepáticas foi avaliado em um gradiente de cobertura florestal (5% a 60%) na Mata Atlântica da Bahia, Brasil. A riqueza e a abundância das espécies foram analisadas com regressão Piecewise e regressão Linear, e comparadas pelo critério de Akaike (AIC). Altitude, tamanho médio e número de fragmentos na paisagem também foram avaliados. Não encontramos um limiar de extinção, entretanto, paisagens abaixo de 30% apresentaram menores valores de riqueza e abundância, sugerindo um efeito negativo da quantidade de hábitat. A altitude foi significativa para riqueza e abundância, mas pode não ser a única variável determinante para as comunidades. Uma combinação de fatores pode ser mais importante para a determinação dessas comunidades, através de efeito sinérgico. O limiar pode não estar relacionado apenas à quantidade de hábitat na paisagem.

Palavras-chave: Altitude, briófitas, paisagem, perda de hábitat.

ABSTRACT (Extinction threshold in communities of liverworts (Marchantiophyta) epiphytes in the Atlantic Forest of Bahia, Brazil): Studies have shown a non-linear relationship between the amount of forest and population size, caused by the sharp increase in extinction rates (extinction thresholds). The extinction threshold in liverworts communities was evaluated in a gradient of forest cover (5% to 60%) in the Atlantic Forest of Bahia, Brazil. The richness and abundance of species were analyzed using Piecewise regression and Linear regression, compared by Akaike criterion (AIC). Altitude, average size and number of fragments in landscape were assessed too. Not found a extinction threshold, however, landscapes below 30% had lower levels of richness and abundance, suggesting a negative effect the amount of habitat. Altitude was significantly correlated with richness and abundance, but may not be only determining variable for communities. A combination of factors may have most important in determining the communities through synergistic effect, suggesting that threshold may not be related only with amount of habitat in the landscape.

Palavras-chave: Altitude, bryophytes, habitat loss, landscape.

INTRODUÇÃO

A perda de hábitat e a fragmentação, causadas por ações antrópicas, estão entre as principais ameaças para manutenção da biodiversidade (Prugh et al. 2008), pois alteram a configuração e a qualidade dos remanescentes florestais, promovendo mudanças na dinâmica da paisagem (Gardner et al. 2009). Fragmentação geralmente envolve a perda do hábitat, enquanto a perda de hábitat pode ocorrer independente da fragmentação (Parker & MacNally 2002), contudo, apesar de distintos, são fenômenos correlacionados e seus efeitos muitas vezes são confundidos (Mcgarigal & Cushman 2002, Fahrig 2003). Ambos os processos atuam de forma direta e indireta na diminuição dos tamanhos populacionais, na redução de sua variabilidade genética e na alteração das interações ecológicas (Andrén 1994, Fahrig 2001) contribuindo para a extinção local, pois várias espécies não suportam alterações em processos que mantêm suas populações (Andrén 1994), dificultando seu estabelecimento em manchas menores, isoladas e com uma maior área de borda (Pardini et al. 2010).

A quantidade de hábitat (cobertura florestal) na paisagem é importante para os principais aspectos de gestão de paisagens fragmentadas (Lindenmayer et al. 2008). Andrén (1994) sugeriu que os efeitos da fragmentação do hábitat dependem da quantidade de hábitat original remanescente na paisagem. Em paisagens com menos de 30% de hábitat ocorre um *feedback* positivo capaz de prejudicar a resiliência ecológica, conduzindo uma mudança de regime na biodiversidade (Pardini et al. 2010). Nas últimas décadas, estudos teóricos e empíricos têm avaliado relação entre a quantidade de cobertura florestal e o tamanho populacional e têm concluído que esta relação pode não ser linear (Andrén 1994, Fahrig 2001, Fahrig 2002, Radford et al. 2005), mas sim caracterizada por um efeito não linear nos padrões de perda da biodiversidade através de um aumento acentuado das taxas de extinção de espécies, caracterizando os limiares de extinção (Fahrig 2002, Fahrig 2003).

Modelagens matemáticas e computacionais indicam que o valor mínimo de hábitat para manutenção da biodiversidade varia entre 10-30% de cobertura florestal (André 1994, Fahrig 1998, Pardini et al. 2010). Pardini et al. (2010) sugerem que esse valor pode variar entre os diferentes táxons florestais e, outros estudos empíricos mostram que para diversos grupos de organismos esse valor pode ser maior: 30-51% para salamandras e 44-88% anfíbios (Homan et al. 2004), 50% para uma espécie de árvore (Montoya et al. 2010). O valor de limiar deve variar entre organismos com diferentes requisitos de hábitats e diferentes graus de mobilidade (Huggett 2005), e com diferentes tolerâncias à perda, modificação, isolamento e qualidade do hábitat levando a uma gama de diferentes limiares (Homan et al. 2004). Nesse

contexto, briófitas podem ser bons modelos para testar a existência de limiar, pois são plantas altamente dependes de condições microclimáticas externas (Hallingback & Hodgetts 2000) e sensíveis a alterações ambientais decorrentes de processos de perda e fragmentação de habitats (Silva & Pôrto 2009).

Estudos com briófitas têm demonstrado que a perda e fragmentação do habitat promovem mudanças na estrutura das comunidades de briófitas, através da perda ou mesmo pela substituição das espécies mais sensíveis por outras mais tolerantes (Costa 1999, Acebey et al. 2003). Fatores como tamanho e isolamento dos remanescentes explicam variações na riqueza e abundância das comunidades (Zartman 2003, Alvarenga & Pôrto 2007, Oliveira et al. 2011), alterações nas taxas de colonização local de populações (Zartman & Shaw 2006) e variações na composição e padrões reprodutivos (Alvarenga et al. 2009). A qualidade dos remanescentes também influencia a riqueza e composição das comunidades de briófitas (Alvarenga & Pôrto 2007, Alvarenga et al. 2010). Estes estudos confirmam várias hipóteses sobre os efeitos negativos da fragmentação sobre as briófitas, no entanto ainda há uma lacuna no conhecimento sobre limiar de extinção para estas comunidades.

Briófitas encontram nas florestas tropicais úmidas, grande variedade de habitats e disponibilidade de substratos, com as bases das árvores representando o principal habitat de sombra para epífitas (Pócs 1982). A Mata Atlântica é o ambiente com maior diversidade de briófitas no país, com 71% das espécies reconhecidas para o Brasil (Costa 2009) e dentro do grupo, as hepáticas folhosas são mais abundantes e possuem maior diversidade de espécies do que os musgos, devido à contribuição de famílias muito diversas como Lejeuneaceae e Plagiochilaceae (Vanderpoorten & Goffinet 2009). As hepáticas são mais sensíveis do que os musgos às alterações nas condições microclimáticas.

A Bahia encontra-se na região biogeográfica da Mata Atlântica que apresenta a maior concentração de remanescentes florestais do nordeste brasileiro e segunda maior do Brasil (Ribeiro et al. 2009). Porém, à exceção do trabalho realizado por Valente (2010), no estado da Bahia estudos de cunho ecológico sobre briófitas ainda são ausentes e esse grupo de plantas tem sido objeto, principalmente, de estudos florísticos e taxonômicos incluindo inventários, novas ocorrências e descrições de novas espécies (Bastos & Vilas Bôas-Bastos 2000, Bastos & Yano 2003, Bastos & Gradstein, 2006, Valente & Pôrto 2006 a,b, Bastos & Valente 2008, Vilas Bôas-Bastos 2009, Bastos 2011). Estudos que avaliem os efeitos da fragmentação e perda de habitat ainda são completamente ausentes. Considerando que o processo de perda de habitat pode provocar modificações no habitat que implicam em alterações nas condições físico-climáticas e na tentativa de preencher a lacuna de conhecimento sobre limiares de

extinção em comunidades de briófitas, este trabalho tem como objetivo avaliar se a perda de hábitat florestado na paisagem se reflete em uma perda gradual ou abrupta no número e abundância das espécies florestais nas comunidades de hepáticas epífitas (Marchantiophyta), em paisagens com diferentes porcentagens de cobertura florestal da Mata Atlântica da Bahia.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado ao longo da Mata Atlântica do estado da Bahia e envolveu 10 paisagens localizadas nas porções central e costeira (latitude entre 13°06' e 17°01' S e longitude entre 39°00' e 40°21'W) (Figura 1). Este estado representa uma das sub-regiões biogeográficas da Mata Atlântica com áreas de endemismos (Silva & Casteleti 2005). O clima desta porção da Mata Atlântica varia de semi-úmido a super úmido, com temperatura média > 18°C em todos os meses do ano (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE 2002) e é classificado, segundo o sistema de Köppen, como “AF” (clima quente e úmido sem estação seca definida nas áreas mais próximas ao litoral) e “AW” (verão chuvoso com inverno seco) para as áreas mais a oeste.

Seleção das unidades amostrais

A unidade amostral do estudo é definida por uma paisagem de 6x6 km, inserida em uma área maior de 18x18 km. Sobre o mapa de cobertura florestal proveniente do Atlas dos Remanescentes florestais da Mata Atlântica 2008 (www.sosma.org.br e www.inpe.br) foi gerada uma grade de 1500 células (= paisagens) de 6x6 km e as proporções de remanescentes florestais foram calculadas para todas. Para que cada célula fosse incluída no universo de paisagens disponíveis para sorteio, foram estabelecidos os seguintes critérios de inclusão:

(a) Pelo menos 80% da matriz inter-hábitat deve ser composta por fisionomias não-florestadas (manguezais, reflorestamentos monoespecíficos de espécies exóticas) e não-urbanas (campos, pastos, agricultura de hortaliças). O mesmo deve acontecer com a matriz da uma área de 18x18km ao redor da paisagem de 6x6 km,

(b) Ter cobertura florestal preferencialmente entre (X+2)% e (X-2)%, onde X é a porcentagem referida no intervalo de cobertura florestal (5%, 10%, ... 60%),

(c) A área de 18x18 km não deve ter um valor de cobertura florestal superior ao da paisagem de 6x6 km. Isso foi previsto para evitar um possível efeito da área derivado da quantidade de mata no entorno da paisagem. Essa avaliação foi feita preliminarmente por inspeção visual para eliminar as paisagens obviamente desviantes desse padrão.

(d) As áreas de 18x18 km não podem possuir LPI (*Largest Patch Index*, McGarigal & Marks, 1995) maior que o LPI da paisagem de 6x6 km. O LPI é um índice de paisagem que informa a porcentagem da paisagem ocupada pela maior mancha de floresta nela existente. Essa medida é relativa à área total da paisagem em questão e traz informações sobre a dominância do maior fragmento em relação à sua área total. Assim, o LPI é um índice que pode ser utilizado para comparar diretamente as paisagens de 6x6 km com suas equivalentes de 18x18 km. Como as áreas de 18x18 km não podem ter uma proporção de florestas maior que as de 6x6 km, esta regra garante que os remanescentes nas áreas de 18x18 km não estejam mais agregados que nas de 6x6 km. Além do mais, como as paisagens de 6x6 km estão incluídas no cálculo do LPI para as de 18x18 km, essas regras garantiram que os remanescentes nas paisagens de 18x18 km não fossem muito maiores do que os remanescentes das paisagens de 6x6 km.

Com base nos critérios descritos acima, foram selecionadas 10 paisagens em um gradiente de cobertura de vegetal (5%, 10%, 15%, 25%, 30%, 35%, 40%, 45%, 55% e 60%) (Figura 1). As paisagens selecionadas não seguem um gradiente latitudinal.

As paisagens sorteadas foram validadas através de visita ao local para verificar se a área correspondia ao indicado no mapa. Cada paisagem selecionada foi subdividida em 100 quadrículas de 600 m², das quais oito (pontos amostrais) foram sorteados para realizar a amostragem das briófitas. Os pontos amostrais foram validados com base nos seguintes critérios: (1) a mata tinha que ser suficientemente grande para instalação das parcelas a uma distância de, pelo menos, 50 m da borda, (2) o dossel com deveria ter, no mínimo, 8 m de altura, e (3) apresentar estágio médio e/ou avançado de regeneração. Após as validações, em cada ponto amostral foi estabelecida uma parcela de 100 m², totalizando oito parcelas por paisagem.

Amostragem e tratamento dos dados

A amostragem ocorreu nos períodos de janeiro a novembro/2011. Em cada parcela as coletas foram feitas na base (0-2 m) de cinco árvores com DAP \geq 7,5 cm, sorteadas de

maneira aleatória dentre todas as árvores presentes na parcela que apresentavam o DAP mínimo estabelecido.

A identificação das hepáticas foi feita mediante consulta a literatura especializada, seguindo-se a técnica descrita em Bastos & Yano (2006) e a abundância foi obtida através da frequência de cada espécie dentro do número total de amostras identificadas, em vez do número de indivíduos. Todas as amostras estão depositadas no Herbário Alexandre Leal Costa (ALCB), na Universidade Federal da Bahia – UFBA.

Depois de identificadas, as espécies foram classificadas em dependentes de hábitat florestal e não dependentes de hábitat florestal, considerando a ocorrência ou não em áreas urbanas: espécies que possuem registro de ocorrência em áreas urbanas foram consideradas como não dependentes de hábitat florestal. Apenas as espécies classificadas aqui como dependentes de hábitat florestal foram utilizadas nas análises, por considerar que este grupo apresenta características associadas com condições de interior de floresta e sendo, portanto, mais sensíveis a perturbações (Pardini et al. 2009). Para criar esta classificação foram utilizados os seguintes trabalhos de levantamentos florísticos: Lisboa & Ilkiu-Borges (1995), Bordin & Yano (2009) e Machado & Luiz-Ponzo (2011).

Análise estatística dos dados

O ajuste dos dados foi feito a dois modelos com diferentes abordagens estatísticas para avaliar, através do melhor ajuste, se a redução da cobertura florestal se reflete em uma perda gradual ou abrupta da riqueza e abundância das espécies. O primeiro modelo é uma regressão *Piecewise*, que busca avaliar a presença de limiares de extinção através do ajuste de reta (Ficetola & Denoel 2009). O segundo modelo é uma regressão linear simples. Para avaliar e selecionar o melhor modelo foi utilizado o critério de informação de Akaike (AIC), que penaliza o modelo conforme o número de parâmetros.

Considerando que a altitude é um fator importante para riqueza e composição das comunidades de briófitas, podendo assim atuar como um fator de confusão neste estudo, sua influência sobre a riqueza e abundância das comunidades foi avaliada através de regressão linear simples. O tamanho médio e a quantidade de fragmentos na paisagem também foram analisados através de regressões lineares simples, para avaliar seus possíveis efeitos sobre as comunidades. A normalidade das regressões lineares foi verificada através do teste de *Shapiro-Wilk* e o nível de significância foi de 0,05. Foi feito um teste de Mantel com 1000 permutações, para verificar a existência de relação entre a cobertura vegetal e a distância

geográfica entre as paisagens. Estas análises foram feitas com o programa estatístico R, versão 2.14.2. Uma análise comparativa entre as floras de hepáticas das diferentes paisagens foi feita através do Índice de Similaridade de *Sorensen*, além de uma análise de cluster com medida de distância de *Sorensen*. Para avaliar o padrão de composição entre as paisagens foi feita uma ordenação NMS. Estas análises foram feitas com o *software* PCORD – 4 (McCune & Mefford 1999) e todas foram feitas a partir de matrizes de presença-ausência.

RESULTADOS

Características das paisagens

As paisagens amostradas no presente estudo estão localizadas no Baixo Sul (06), Região do Vale Jequiçá (01), Litoral Sul (01), Extremo Sul (01) e Médio Sudoeste da Bahia (01) (Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia - SEI, 2012). As paisagens possuem fitofisnomias diferentes dentro bioma Mata Atlântica com Florestas Ombrófilas Densas encontradas nas paisagens de 5%, 15%, 25%, 35%, 45%, 55% e 60% de cobertura florestal, Florestas Ombrófilas Sub-montana encontradas em 30% e 40% e Floresta Estacional Semidecidual em 10%. O estágio sucessional de regeneração das florestas, estabelecido de acordo com o disposto na Resolução CONAMA n° 05 de 04 de maio de 1994, variou entre inicial e, principalmente, médio e avançado.

O uso e ocupação do solo variaram entre as paisagens amostradas com a ocorrência de pastagens na maioria das paisagens (5%, 15%, 10%, 30%, 35%, 45%, 55%, 60%) sendo predominante nas paisagens de 10% e 30%. A agricultura em pequena escala também esteve presente e predominou nas paisagens de 25% e 40%. As paisagens de 5%, 15%, 35%, 45%, 55% e 60% apresentaram um mosaico composto basicamente por áreas agriculturáveis e pastagens. Outras características da paisagem como tamanho médio e quantidade de fragmentos, altura de dossel, altitude média e coordenadas geográficas estão na tabela 1.

Riqueza e abundância das espécies

Foram estudadas 481 populações e reconhecidas 97 espécies de hepáticas, distribuídas em 32 gêneros e 10 famílias. Destas, 322 populações apresentaram 74 espécies dependentes de habitat florestal (Tabela 2). Lejeuneaceae foi a família mais representativa com 48 espécies, seguida de Plagiochilaceae com nove espécies.

As paisagens com 40% e 30 % de cobertura florestal apresentaram os maiores valores de riqueza (38 e 34 espécies, respectivamente) e abundância (96 e 82 populações, respectivamente). Esses valores foram pelo menos duas vezes maior do que os valores encontrados em paisagens com valores de cobertura florestal similares: a paisagem de 35% apresentou 13 espécies e 35 populações e a paisagem de 45% apresentou 15 espécies e 27 populações. Ainda, a paisagem com 60% foi a que apresentou o menor valor de riqueza e abundância, dentre as paisagens mais ricas e mais abundantes: 11 espécies e 26 populações. Nas paisagens de 5%, 10%, 15%, 25% e 55% ocorreram as menores riqueza (04, 07, 03, 06 e 04 espécies, respectivamente) e abundância (8, 19, 3, 10 e 16 populações, respectivamente). Em geral as paisagens com cobertura florestal $\geq 30\%$ obtiveram maiores valores de riqueza e abundância. A exceção foi a de 55%, que apresentou riqueza e abundância similares às paisagens $< 30\%$.

Composição das comunidades

Das 74 espécies analisadas, 42 foram exclusivas de uma única paisagem, 15 espécies ocorreram em duas paisagens, nove espécies ocorreram em três paisagens, seis espécies ocorreram em quatro paisagens e apenas duas espécies foram compartilhadas por seis paisagens. Das 42 espécies exclusivas de uma única paisagem, 18 espécies ocorreram na paisagem de 40%, 14 na paisagem de 30%, cinco na paisagem de 10% de cobertura florestal. O NMS não mostrou nenhuma tendência para a composição das comunidades, com nenhuma espécie representada em todas as paisagens e muitas foram exclusivas. As espécies mais comuns foram *Cheilolejeunea adnata* var. *autoica* (Kunze) Grolle e *Pycnolejeunea macroloba* (Nees & Mont.) Schiffner com ocorrência em 06 paisagens e, *Ceratolejeunea laetefusca* (Austin) R.M.Schust., *Lejeunea huctumalcensis* Lindenb. & Gottsche, *Plagiochila patula* (Sw.) Lindenb., *P. subplana* Lindenb., *Rectolejeunea berteroana* (Gottsche ex Steph.) A.Evans e *R. emarginuliflora* (Gottsche) A.Evans com ocorrência em quatro paisagens.

O compartilhamento de espécies entre as paisagens foi baixo, considerando o número total de espécies encontrado neste trabalho. O maior compartilhamento de espécies ocorreu entre as paisagens de 30% e 40% (15 espécies) e houve pouca ou nenhuma similaridade entre as paisagens de menor riqueza. Entre as paisagens de maiores valores de riqueza, todas tiveram alguma similaridade entre si (Tabela 3). No dendrograma da análise de cluster quatro grupos foram formados, dos quais três são compostos por paisagens $< 30\%$ de cobertura florestal, e um quarto grupo com as demais paisagens. A paisagem com 10% de cobertura

florestal ficou isolada no grupo mais dissimilar, seguido pelo grupo formado pela paisagem com 5% de cobertura florestal (Figura 3).

Avaliação do limiar de extinção

Nenhum dos modelos utilizados para avaliar se a perda de hábitat florestado na paisagem se reflete em uma perda gradual ou abrupta no número e abundância das espécies florestais nas comunidades de hepáticas epífitas (Marchantiophyta) foi significativo. A Regressão *Piecewise* encontrou um ponto em que duas retas se ajustaram, porém esse ajuste não foi significativo nem para riqueza ($R^2 = 0.075$, $p = 0.1205$, $AIC = 83.1$) e nem para abundância ($R^2 = 0.10$, $p = 0.118$, $AIC = 101.25$). A Regressão Linear Simples também não foi significativa nem para riqueza ($F_{1,8} = 0.5117$, $R^2 = -0.057$, $p = 0.494$, $AIC = 83.3$) e nem para abundância ($F_{1,8} = 0.6039$, $R^2 = -0.046$, $p = 0.459$, $AIC = 101.66$).

Avaliação de variáveis da paisagem

O tamanho médio e a quantidade de fragmentos na paisagem não foram relacionados significativamente com riqueza e abundância. Entretanto, a altitude foi significativa para riqueza ($F_{1,8} = 20.6$, $R^2 = 0.6854$, $p = 0.001$) e para abundância ($F_{1,8} = 19.83$, $R^2 = 0.6766$, $p = 0.002$) (Figura 2). As paisagens com 30% e 40% de cobertura florestal apresentaram os maiores valores de altitude média com 805m e 543m, respectivamente, e apresentaram ocorrência de espécies típicas de áreas de altitude mais elevada, como: *Bazania aurescens* Spruce, *B. diversicuspis* Spruce, *B. nitida* (F.Weber) Grolle e *Saccogynidium caldense* (Ångström) Grolle. Nestas duas paisagens também ocorreram espécies de ocorrência mais restrita, consideradas indicadoras de áreas preservadas, como: *Ceratolejeunea atlântica* L.Alvarenga & Ilkiu-Borges, *Haplolejeunea cucullata* (Steph.) Grolle, *Lejeunea perpapillosa* E.Reiner & Pôrto e *Pycnolejeunea porrectilobula* C.Bastos & O.Yano.

DISCUSSÃO

Não foi evidenciada a existência de uma relação significativa entre cobertura florestal, riqueza e a abundância das comunidades de hepáticas epífitas, contrariando o resultado encontrado por Vanderpoorten & Engels (2003), em estudo que avaliou a presença-ausência de 325 espécies de briófitas em um *grid* de 87 células de 4x4 km, e encontraram uma relação

positiva entre a riqueza de espécies e a cobertura florestal, indicando que a distribuição das espécies é controlada por este fator. Os resultados encontrados no presente estudo sugerem que mesmo não tendo sido encontrado uma relação significativa, parece existir um efeito negativo da redução da cobertura florestal, uma vez que as paisagens consideradas de baixa cobertura florestal ($\leq 25\%$) apresentaram os menores valores de riqueza e abundância em comparação às paisagens consideradas de cobertura florestal média e alta ($\geq 30\%$).

Embora estudos já tenham demonstrado a influência negativa do tamanho dos remanescentes sobre as comunidades de briófitas na Floresta Amazônica (Zartman 2003, Zartman & Nascimento 2006), na Mata Atlântica, Alvarenga e Pôrto (2007) estudaram os efeitos combinados do isolamento, tamanho e altitude e observaram que fragmentos maiores e mais isolados podem abrigar menor riqueza e maior proporção de espécies generalistas. Porto et al. (2006) não encontraram uma correlação entre o tamanho do fragmento e a riqueza e diversidade de briófitas epífitas e epífilas, no entanto os autores indicam a relevância desta variável para as comunidades quando associada a outras variáveis, como a altitude e o estado de conservação.

Os resultados encontrados no presente estudo reforçam a importância de avaliar os fatores de forma conjunta, uma vez que as paisagens mais ricas foram as que combinaram altas proporções de remanescentes florestais, maiores altitudes e melhores condições do hábitat. Na Floresta Amazônica, onde a destruição ocorreu principalmente nas últimas décadas, ainda é possível isolar apenas um fator (ex. tamanho) para estudo, enquanto que na Mata Atlântica, onde o processo de degradação vem ocorrendo há muito mais tempo, apenas uma combinação de todas as variáveis decorrentes do uso da terra pode expressar o comportamento e a distribuição da flora de briófitas (Silva e Pôrto 2009).

As paisagens mais ricas também apresentaram maior ocorrência de espécies exclusivas (18 e 14 espécies), ocorrência de espécies indicadoras de ambientes preservados e de espécies indicadoras de altitudes elevadas. Santos & Costa (2010), em uma área de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro, encontrou um aumento da riqueza de hepáticas e maior número de espécies exclusivas na zona altitudinal entre 500 e 1500m. Costa & Lima (2005) e Valente (2010) encontraram resultados semelhantes para as comunidades de briófitas. Estudos têm apontado a altitude como um fator importante na determinação da riqueza e diversidade de briófitas (Van Reenen & Gradstein 1983, 1984, Gradstein 1995, Santos & Costa 2010). Áreas de maiores altitudes apresentam temperaturas mais baixas e níveis de umidade mais elevados (Gradstein 1995), fatores importante para a manutenção das comunidades de briófitas, que são bastante sensíveis às condições de microclimas (Vanderpoorten & Goffinet 2009,

Hallingback & Hodgetts 2000), e devido à sua condição poiquilohídrica (Gradstein et al. 2001) sua fisiologia depende diretamente da umidade do ar (Vanderpoorten & Goffinet 2009).

O estado de conservação do remanescente florestal também é considerado importante para manutenção das condições microclimáticas, pois remanescentes mais conservados são mais bem estruturados fisionomicamente, apresentando árvores mais altas, com diâmetros maiores e dossel mais homogêneo, que são fatores importantes para manutenção de uma rica flora de briófitas (Oliveira et al. 2011). As paisagens de 40% e 30% além de possuírem maiores valores de riqueza e abundância também apresentaram espécies consideradas indicadoras de ambientes mais conservados. Estudos demonstram que áreas mais conservadas abrigam maior riqueza de espécies, além maior proporção de espécies mais sensíveis em relação à áreas menos conservadas (Alvarenga & Pôrto 2007). Alvarenga et al. (2010), em um estudo realizado na Estação Ecológica do Murici, Alagoas, Brasil, encontraram uma tendência na redução da riqueza em relação à diminuição da qualidade dos fragmentos. Bastos e Valente (2008) registraram ocorrência de 134 espécies de hepáticas em quatro fragmentos florestais na Reserva Ecológica da Michelin, situada no município de Igrapiúna, Bahia, encontrando uma maior riqueza de espécies nos fragmentos com melhor estado de conservação.

A composição das espécies também não foi influenciada nem pela cobertura florestal e nem pela altitude na paisagem, não havendo substituição de espécies à medida que aumenta altitude ou com a cobertura florestal. Em geral, o baixo nível de similaridade entre as paisagens pode ser explicado pelo baixo número de espécies encontrado por paisagem. As duas paisagens mais ricas compartilharam mais espécies provavelmente devido à similaridade de condições do hábitat propiciando o estabelecimento das populações.

Analisando os resultados obtidos é possível concluir que apenas a quantidade de hábitat em uma paisagem não é suficiente para prever a persistência das espécies de hepáticas, pois, apesar das espécies avaliadas apresentarem características associadas à ambientes de interior da mata, o aumento na riqueza e abundância das espécies não seguiu o gradiente de cobertura florestal. Esse resultado pode ser explicado pelo efeito sinérgico de fatores atuando sobre as comunidades. Apesar de a altitude ter sido significativamente relacionada à riqueza e abundância ela sozinha também não foi capaz de prever a persistência das espécies nas paisagens, uma vez que a paisagem com terceira maior média de altitude não apresentou uma riqueza elevada. Esse resultado sugere a necessidade uma análise que avalie os vários fatores de maneira conjunta, pois a combinação da altitude com a quantidade de cobertura florestal e o estado de conservação pareceu ser muito mais eficiente na determinação das comunidades analisadas, apesar de não ter sido estatisticamente testada.

Avaliar a existência e valor de um limiar de extinção para essas comunidades é importante, pois estes organismos são importantes para manutenção do ecossistema, sendo consideradas de extrema importância ecológica para os ciclos da água e de nutrientes (especialmente as epífitas), auxiliando no balanço hídrico e manutenção da umidade atmosférica nas florestas tropicais (Vanderpoorten & Goffinet 2009). Além disso, servem também como alimento, local de abrigo e ovoposição para microinvertebrados (Gerson 1982, Uniyal 1999).

Estudo recente evidenciou a existência de limiar de extinção populações de plantas lenhosas tolerantes à sombra e características de interior da mata (M.M.L - dados não publicados). Porém, mesmo as espécies analisadas no presente estudo tendo sido consideradas dependentes de hábitat florestal, portanto mais sensíveis a perturbações (Pardini et al. 2009), não foi identificado um limiar de extinção para as comunidades de hepáticas. Contudo não podemos afirmar que ele não existe, pois, observando os resultados encontrados é possível notar que todas as paisagens com valores de cobertura florestal abaixo de 30% apresentaram baixos valores de riqueza e abundância das espécies, sugerindo um possível efeito negativo da redução da cobertura florestal na paisagem, ou seja, a quantidade de hábitat exerceu influência negativa sobre essas comunidades, embora não tenha sido possível observar um ponto onde ocorresse uma queda mais acentuada na riqueza ou abundância das espécies. Pesquisas futuras para avaliação do limiar de extinção devem considerar uma análise do efeito sinérgico dos principais fatores que influenciam as comunidades de briófitas, pois parece que a existência de um limiar para estas comunidades pode não estar unicamente relacionada com a quantidade de hábitat na paisagem.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de mestrado concedida à primeira autora, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia – FAPESB, pelo financiamento ao Projeto PPP 004/2010, à Organização Odebrecht, à Mineradora Rio Tinto e ao Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), pelo apoio logístico na realização das coletas.

Referências Bibliográficas

- Acebey, C.; Gradstein, S.R. & Krömer T.** 2003. Species richness and habitat diversification of bryophytes in submontane rain forest and fallows in Bolivia. *Journal of Tropical Ecol.* 18:1-16.
- Andrén, H.** 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Alvarenga L.D.P.; Pôrto, K.C. & Oliveira, J.R.P.M.** 2010. Habitat loss effects on spatial distribution of non-vascular epiphytes in a Brazilian Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation* 19:619-635.
- Alvarenga L.D.P. & Pôrto, K.C.** 2007. Patch size and isolation effects on epiphytic and epiphyllous bryophytes in the fragmented Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 134: 415-427.
- Bastos, C.J.P. & Gradstein, S.R.** 2006. Two new species of *Cheilolejeunea* (Spruce) Schiffn. (Lejeuneaceae) from Brazil. *C. lacerata* sp. nov. and *C. rupestris* sp. nov. *Journal of Bryology* 28: 133-138.
- Bastos, C.J.P. & Valente, E.B.** 2008. Hepáticas (Marchantiophyta) da Reserva Ecológica da Michelin, Igrapiúna, Bahia, Brasil. *Sitientibus série Ciências Biológicas* 8(3-4): 280-293.
- Bastos, C.J.P. & Vilas Bôas-Bastos, S.B.** 2000. Some new additions to the hepatic flora (Jungermaniophyta) for the state of Bahia Brazil. *Tropical Bryology* 18: 1-11.
- Bastos, C.J.P. & Yano, O.** 2003. New records of the genus *Rectolejeunea* (Lejeuneaceae) for the state of Bahia, Brazil. *Nova Hedwigia* 76(3-4): 477-485.
- Bastos, C.J.P. & Yano, O.** 2006. Lejeuneaceae holostipas (Marchantiophyta) no Estado da Bahia, Brasil. *Acta Bot. Brasílica* 20: 687-700.
- Bastos, C.J.P.** 2011. *Cheilolejeunea ornata* (Lejeuneaceae), a new species from Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Bryology* 33(1): 86-88.
- Bordin, J. & Yano, O.** 2009. Briófitas do centro urbano de Caxias do Sul. *Hoehnea* 36(1): 7-71.
- Costa, D.P.** 1999. Epiphytic bryophyte diversity in primary and secondary lowland rainforest in southeastern Brazil. *Bryologist* 102(2):320-326
- Costa, D.P.** 2009. Briófitas. In: J.R. Stehmann, R.C. Forzza, A. Salino, M. Cabral, D.P. Costa & L.H.Y. Kamino (eds.). *Plantas da Floresta Atlântica*. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, pp.13-17.

- Costa, D.P. & Lima, F.M.** 2005. Moss diversity in the tropical rainforest of Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 28(4): 671-685.
- Fahrig, L.** 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modelling* 105 (1998) 273-292.
- Fahrig, L.** 2001. How much habitat is enough? *Biology Conservation* 100: 65–74.
- Fahrig, L.** 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* 12(2): 346-353.
- Fahrig, L.** 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34: 487-515.
- Ficetola, G.F. & Denöel, M.** 2009. Ecological thresholds: an assessment of methods to identify abrupt changes in species habitat relationships. *Ecography* 32: 1075-1084.
- Gardner, T.A.; Chazdon, J.B.R.; Ewers, R.M.; Harvey, C.A.; Peres, C.A. & Sodhi, A.S.** 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12: 561-582.
- Gerson, U.** 1982. Bryophytes and invertebrates. In: A.J.E. Smith (ed.). *Bryophyte Ecology*. London, pp. 291-331.
- Gradstein, S.R.** 1995. Bryophyte diversity of the tropical rainforest. *Archives des Sciences [Société de physique et d'histoire naturelle de Genève]* 48: 91-96.
- Gradstein, S.R.; Chruchill, S.P. & Sallazar-Allen, N.** 2001. Guide to the bryophytes of Tropical America. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 86: 1-577.
- Hallingbäck, T. & Hodgetts, N.** 2000. Mosses, liverworts & hornworts: a status survey and conservation action plan for bryophytes. *IUCN*, Gland.
- Homan, R.N.; Windmiller, B.S. & Reed, J.M.** 2004. Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. *Ecological Applications* 14(5): 1547-1553.
- Huggett, A.J.** 2005. The concept and utility of ecological thresholds in biodiversity conservation. *Biological Conservation* 124: 301-310.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).** 2002. Mapa de Climas do Brasil. ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/mapas_murais/ (acesso em 12 julho de 2012).
- Lima, M.M.** 2012. *Efeito da redução da cobertura vegetal sobre a riqueza de espécies de Sapotaceae na Mata Atlântica da Bahia*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia, Brasil.
- Lindenmayer, D.; Hobbs R.J.; Montague-Drake R.; Alexandra, J.; Bennett, A.; Burgman, M.; Cale, P.; Calhoun, A.; Cramer, V.; Cullen, P.; Driscoll, D.; Fahrig, L.;**

- Fischer, J.; Franklin, J.; Haila, Y.; Hunter, M.; Gibbons, P.; Lake, S.; Luck, G.; MacGregor, C.; McIntyre, S.; Nally, R.M.; Manning, A.; Miller, J.; Mooney, H.; Noss, R.; Possingham, H.; Saunders, D.; Schmiegelow, F.; Scott, M.; Simberloff, D.; Sisk, T.; Tabor, G.; Walker, B.; Wiens, J.; Woinarski, J. & Zavaleta, E. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecol. Lett.* 11: 78-91.
- Lisboa, R.C.L. & Ilkiu-Borges, A.L. 1995. Diversidade das briófitas de Belém (PA) e seu potencial como indicadores de poluição urbana. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Botânica* 11(2): 199-225.
- Machado, P.S. & Luizi-Ponzo, A.P. 2011. Urban bryophytes from a Southeastern Brazilian area (Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil). *Boletim do Instituto de Botânica* 21.
- McGarigal, K. & Cushman, S.A. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12(2): 335-345.
- McGarigal, K. & Marks, B.J. 1995. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 4.25 MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Montoya, D.; Albuquerque, F.S.; Rueda, M. & Rodriguez, M.A. 2010. Species' response patterns to habitat fragmentation: do trees support the extinction threshold hypothesis? *Oikos* 119: 1335-1343.
- Oliveira, J.R.P.M.; Pôrto, K.C. & Silva, M.P.P. 2011. Richness preservation in a fragmented landscape: a study of epiphytic bryophytes in an Atlantic forest remnant in Northeast Brazil. *Journal of Bryology* 33 (4): 279-290.
- Pardini, R.; Faria, D.; Accacio, G.M.; Laps, R.R.; Mariano-Neto, E.; Paciencia, M.L.B.; Dixo, M. & Baumgarten, J. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation* 142: 1178-1190.
- Pardini, R.; Bueno, A.D.A.; Gardner, T.A.; Prado, P.I. & Metzger, J.P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE* [online] 5(10). <http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0013666> (acesso em 12.12. 2010)

- Parker, M. & MacNally, R.** 2002. Habitat loss and the habitat fragmentation threshold: an experimental evaluation of impacts on richness and total abundances using grassland invertebrates. *Biological Conservation* 105: 217-229.
- Pócs, T.** 1982. Tropical forest bryophytes. In: A.J.E. Smith (ed.). *Bryophyte Ecology*. London, pp. 59-104.
- Pôrto, K.C.; Alvarenga, L.D.P. & Santos, G.H.** 2006. Briófitas. In: Pôrto, K.C, Almeida-Cortez, J.S. & Tabarelli, M. (eds) *Diversidade Biológica e Conservação da Floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco*. Ministério do Meio Ambiente. Biodiversidade 14, Brasília, pp 123-146.
- Prugh, L.R.; Hodgesb, K.E.; Sinclair, A.R.E. & Brashares, J.S.** 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *PNAS*, 105: 20770 -20775.
- Radford, J.Q.; Bennett, A.F. & Cheers, G.J.** 2005. Landscape level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation* 124: 317-337.
- Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.A.; Ponzoni, F.L. & Hirota, M.M.** 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is there remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- Santos, N.D. & Costa, D.P.** 2010. Altitudinal zonation of liverworts in the Atlantic Forest, Southeastern Brazil. *The Bryologist* 113(3): 631–645.
- Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia (SED).** 2012. Mapa de Territórios de Identidade do Estado da Bahia. http://www.sei.ba.gov.br/site/geoambientais/mapas/pdf/mapa_territ_ident2012.pdf (acesso em 12.06.2012)
- Silva, M.P.P. & Pôrto, K.C.** 2009. Effect of fragmentation on the community structure of epixylic bryophytes in Atlantic Forest remnants in the Northeast of Brazil. *Biodiversity Conservation* 18:317-337.
- Uniyal, P.L.** 1999. Role of bryophytes in conservation of ecosystems and biodiversity. *Botânica* 49:101-115.
- Valente, E.B. & Pôrto, K.C.** 2006(a). Novas ocorrências de hepáticas (Marchantiophyta) para o Estado da Bahia, Brasil. *Acta bot. Bras*, 20(1): 195-201.
- Valente, E.B. & Pôrto, K.C.** 2006(b). Hepáticas (Marchantiophyta) de um fragmento de Mata Atlântica na Serra da Jibóia, Município de Santa Teresinha, BA, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 20(2): 433-441.
- Valente, E.B.** 2010. *Diversidade de Briófitas na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brasil.

- Vanderpoorten, A & Engels, P.** 2003. Patterns of bryophyte diversity and rarity at a regional scale. *Biodiversity and Conservation* 12: 545-553, 2003.
- Vanderpoorten, A & Goffinet, B.** 2009. *Introduction to bryophytes*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 43-65.
- Van Reenen, G.B.A. & Gradstein, S.R.** 1983. A transect analysis of the bryophyte vegetation along an altitudinal gradient on the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Acta Botanica Neerlandica*, 32: 163-175.
- Van Reenen, G.B.A. & Gradstein, S.R.** 1984. An investigation of bryophyte distribution and ecology along an altitudinal gradient in the Andes of Colombia. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 56: 79-84.
- Vilas Bôas-Bastos, S.B.** 2009. *Hypnella symphyodontoides* (Bryophyta: Pilotrichaceae), a new species from Brazil. *Journal of Bryology* 31: 20-22.
- Zartman, C.E.** 2003. Habitat fragmentation impacts on epiphyllous bryophyte communities in Central Amazonia. *Ecology* 84(4): 948-954.
- Zartman, C.E. & Nascimento, H.E.M.** 2006. Are habitat-tracking metacommunities dispersal limited?
Inferences from abundance-occupancy patterns of epiphylls in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 127: 46-54.
- Zartman, C.E. & Shaw, A.J.** 2006. Metapopulation extinction thresholds in Rain Forest remnants. *The American Naturalist* 167(2): 177-189.

Tabela 1. Espécies de hepáticas classificadas como dependentes de habitat florestal, riqueza e número de populações por paisagem, total de espécies coletadas, e total de populações amostradas.

Local das paisagens (municípios)	Cob. florestal (%)	Estagio sucessional	Tipo de floresta	Altura do dossel (m)	Altitude média (m)	Número de fragmentos	Tamanho médio dos fragmentos	Coordenadas geográficas
Ilhéus	05	Initial/ Average	Ombrófila	10-13	93	2	78	14°44'32" S 39°06'20" W
Itambé	10	Average	Estacional Semidecídua	9-12	370	6	56	15°10'58" S 40°20'28" W
Presidente T. Neves	15	Average	Ombrófila	8-11	182	32	17	13°23'28" S 39°19'06" W
Valença	25	Average	Ombrófila	10-13	130	36	24	13°20'32" S 39°11'43" W
Amargosa/ Nilo Peçanha	30 35	Advanced	Ombrófila	12-15	805	12	90	13°07'19" S 39°39'34" W
Wenceslau Guimarães	40	Advanced/ Advanced	Ombrófila	11-14	163	21	56	13°38'58" S 39°12'37" W
Camamu	40	Average/ Advanced	Ombrófila	11-14	543	11	130	13°33'14" S 39°42'07" W
Jaguaripe	45	Average/ Advanced	Ombrófila	11-14	149	15	108	14°00'51" S 39°10'56" W
Itamaraju	55	Average/ Advanced	Ombrófila	10-13	58	9	216	13°11'44" S 39°01'26" W
	60	Average/ Advanced	Ombrófila	12-15	202	12	177	16°59'21" S 39°26'21" W

Table 2. (Cont.)

Espécie	N° total de Populações	N° de populações por paisagem (% Cobertura florestal)									
		05	10	15	25	30	35	40	45	55	60
<i>Archilejeunea auberiana</i> (Mont.) A. Evans	04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	04
<i>Bazzania aurescens</i> Spruce	08	-	-	-	-	01	-	07	-	-	-
<i>Bazzania diversicuspis</i> Spruce	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-
<i>Bazzania nitida</i> (F. Weber) Grolle	01	-	-	-	-	01	-	-	-	-	-
<i>Bryopteris diffusa</i> (Sw.) Nees	03	-	-	-	-	03	-	-	-	-	-
<i>Bryopteris filicina</i> (Sw.) Nees	12	-	-	-	-	05	-	07	-	-	-
<i>Calypogeia peruviana</i> Nees & Mont.	02	-	-	-	-	-	-	02	-	-	-
<i>Ceratolejeunea atlantica</i> L. Alvarenga & Ilkiu-Borges	01	-	-	-	-	01	-	-	-	-	-
<i>Ceratolejeunea coarina</i> (Gottsche) Steph.	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-
<i>Ceratolejeunea cornuta</i> (Lindenb.) Steph.	09	-	-	-	-	09	-	-	-	-	-
<i>Ceratolejeunea cubensis</i> (Mont.) Schiffn.	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-
<i>Ceratolejeunea laetefusca</i> (Austin) R.M. Schust.	09	-	-	-	-	02	-	04	01	-	02
<i>Ceratolejeunea minuta</i> G. Dauphin	01	-	-	-	-	01	-	-	-	-	-
<i>Ceratolejeunea rubiginosa</i> Steph.	01	-	-	-	-	01	-	-	-	-	-
<i>Cheilolejeunea adnata</i> var. <i>adnata</i> (Kunze) Grolle	03	-	-	01	01	-	-	-	01	-	-
<i>Cheilolejeunea adnata</i> var. <i>autoica</i> Gradst. & Ilkiu-Borges	12	-	-	01	03	-	05	01	01	-	01
<i>Cheilolejeunea aneogyna</i> Spruce	02	-	-	-	02	-	-	-	-	-	-
<i>Cheilolejeunea intertexta</i> (Lindenb.) Steph.	04	-	02	-	-	-	02	-	-	-	-
<i>Cheilolejeunea rigidula</i> (Mont.) R.M. Schust.	06	-	-	-	-	03	02	01	-	-	-
<i>Cheilolejeunea trifaria</i> (Reinw., Blume & Nees) Mizut.	03	-	-	-	01	02	-	-	-	-	-
<i>Chiloscyphus martianus</i> (Nees) J.J. Engel & R.M. Schust.	07	01	-	-	-	-	06	-	-	-	-
<i>Chiloscyphus perissodontus</i> (Spruce) J.J. Emgel & R.M. Schust.	02	-	-	-	-	01	-	-	01	-	-
<i>Cyclolejeunea convexistipa</i> (Lehm. & Lindenb.) A. Evans	01	-	-	-	-	-	-	-	01	-	-
<i>Cyclolejeunea luteola</i> (Spruce) Grolle	10	-	-	-	-	02	02	06	-	-	-
<i>Frullania macrocephala</i> (Lehm. & Lindenb.) Lehm. & Lindenb.	04	-	-	-	-	02	-	02	-	-	-
<i>Haplolejeunea cucullata</i> (Steph.) Grolle	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-
<i>Lejeunea adpressa</i> Nees	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-

Tabela 2. (Cont.).

Espécie	N° total de Populações	N° de populações por paisagem (% Cobertura florestal)									
		05	10	15	25	30	35	40	45	55	60
<i>Lejeunea boryana</i> Mont.	03	-	-	-	-	-	-	03	-	-	-
<i>Lejeunea cerina</i> (Lehm. & Lindenb.) Gottsche	03	-	-	-	-	03	-	-	-	-	-
<i>Lejeunea controversa</i> Gottsche	09	-	-	-	-	01	-	04	04	-	-
<i>Lejeunea deplanata</i> Nees	08	-	08	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lejeunea filipes</i> Spruce	03	-	-	-	-	03	-	-	-	-	-
<i>Lejeunea grossiretis</i> (Steph.) E. Reiner & Goda	02	-	-	01	-	-	01	-	-	-	-
<i>Lejeunea huctumalcensis</i> Lindenb. & Gottsche	05	-	-	-	-	01	-	02	01	01	-
<i>Lejeunea oligoclada</i> Spruce	07	-	-	-	-	01	-	-	-	-	06
<i>Lejeunea perpapillosa</i> E. Reiner & Pôrto	15	-	-	-	-	09	-	06	-	-	-
<i>Lejeunea tapajosensis</i> Spruce	01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	01
<i>Lepidolejeunea involuta</i> (Gottsche) Grolle	08	-	-	-	-	-	-	08	-	-	-
<i>Lepidozia coilophylla</i> (Sw.) Nees	01	-	-	-	-	01	-	-	-	-	-
<i>Mastigolejeunea auriculata</i> (Wilson) Schiffn.	05	-	05	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metzgeria decipiens</i> (C. Massal.) Schiffn.	02	-	-	-	-	02	-	-	-	-	-
<i>Metzgeria hegewaldii</i> Kuwah.	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-
<i>Metzgeria subaneura</i> Schiffn.	01	-	-	-	-	-	01	-	-	-	-
<i>Omphalanthus filiformis</i> (Sw.) Nees	01	-	-	-	-	01	-	-	-	-	-
<i>Plagiochila aerea</i> Taylor	05	-	-	-	-	05	-	-	-	-	-
<i>Plagiochila cristata</i> (Sw.) Lindenb.	01	-	-	-	-	01	-	-	-	-	-
<i>Plagiochila gymnocalycina</i> (Lehm. & Lindenb.) Lindenb.	02	-	-	-	-	-	01	01	-	-	-
<i>Plagiochila lingua</i> Steph.	01	-	01	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiochila patula</i> (Sw.) Lindenb.	08	-	-	-	-	04	-	02	01	-	01
<i>Plagiochila raddiana</i> Lindenb.	01	-	01	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiochila rutilans</i> Lindenb.	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-
<i>Plagiochila simplex</i> (Sw.) Lindenb.	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-
<i>Plagiochila subplana</i> Lindenb.	09	-	-	-	-	01	02	05	-	-	01
<i>Porella complanata</i> (Steph.) Swails	01	-	01	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prionolejeunea aemula</i> (Gottsche) A. Evans	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-
<i>Prionolejeunea denticulata</i> (F. Weber) Schiffn.	05	-	-	-	-	02	-	01	02	-	-

Tabela 2. (Cont.).

Espécie	N° total de Populações	N° de populações por paisagem (% Cobertura florestal)									
		05	10	15	25	30	35	40	45	55	60
<i>Prionolejeunea limpida</i> Herzog	01	-	-	-	-	01	-	-	-	-	-
<i>Prionolejeunea scaberula</i> (Spruce) Steph.	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-
<i>Prionolejeunea trachyodes</i> (Spruce) Steph.	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-
<i>Pycnolejeunea contigua</i> (Nees) Grolle	03	-	-	-	01	-	-	02	-	-	-
<i>Pycnolejeunea macroloba</i> (Nees & Mont.) Schiffner	17	-	-	-	02	01	02	06	05	01	-
<i>Pycnolejeunea porrectilobula</i> C. Bastos & O. Yano	02	-	-	-	-	-	-	02	-	-	-
<i>Radula cubensis</i> Yamada	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-
<i>Radula kegelii</i> Gottsche ex Steph.	13	-	-	-	-	07	-	05	01	-	-
<i>Radula lígula</i> Steph.	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-
<i>Radula mexicana</i> Lindenb. & Gottsche	03	-	01	-	-	-	-	02	-	-	-
<i>Rectolejeunea berteroana</i> (Gottsche ex Steph.) A. Evans	07	-	-	-	-	02	-	01	-	03	01
<i>Rectolejeunea emarginuliflora</i> (Gottsche) A. Evans	12	04	-	-	-	01	02	-	-	-	05
<i>Rectolejeunea truncatilobula</i> C. Bastos	14	-	-	-	-	-	02	-	01	11	-
<i>Saccogynidium caldense</i> (Ångström) Grolle	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-
<i>Stictolejeunea squamata</i> (Willd. ex F. Weber) Schiffner	04	-	-	-	-	-	-	-	01	-	03
<i>Symbiezidium barbiflorum</i> (Lindenb. & Gottsche) A. Evans	07	01	-	-	-	01	-	-	05	-	-
<i>Symbiezidium transversale</i> (Sw.) Trevis.	03	-	-	-	-	-	-	02	-	-	01
<i>Xylolejeunea crenata</i> (Nees & Mont.) X.-L. He & Grolle	10	02	-	-	-	-	07	-	01	-	-
<i>Saccogynidium caldense</i> (Ångström) Grolle	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-
<i>Stictolejeunea squamata</i> (Willd. ex F. Weber) Schiffner	04	-	-	-	-	-	-	-	01	-	03
<i>Symbiezidium barbiflorum</i> (Lindenb. & Gottsche) A. Evans	07	01	-	-	-	01	-	-	05	-	-
<i>Symbiezidium transversale</i> (Sw.) Trevis.	03	-	-	-	-	-	-	02	-	-	01
<i>Xylolejeunea crenata</i> (Nees & Mont.) X.-L. He & Grolle	10	02	-	-	-	-	07	-	01	-	-
Número de populações	322	08	19	03	10	82	35	96	27	16	26
Número de espécies	74	04	07	03	06	34	13	38	15	04	11

Table 3. Comparação de similaridade da flora de hepáticas nas paisagens com diferentes porcentagens de cobertura florestal. Negrito= índices de similaridade (*Jaccard*); sem negrito= número de espécies comuns entre os pares de paisagens

Cobertura florestal (%)	5	10	15	25	30	35	40	45	55	60
5	-	0	0	0	0.056	0.214	0	0.118	0	0.071
10	0	-	0	0	0	0.053	0.023	0	0	0
15	0	0	-	0.286	0	0.143	0.025	0.125	0	0.077
25	0	0	2	-	0.053	0.118	0.073	0.167	0.111	0.063
30	2	0	0	2	-	0.119	0.263	0.225	0.086	0.154
35	3	1	1	2	5	-	0.133	0.167	0.133	0.143
40	0	1	1	3	15	6	-	0.178	0.077	0.143
45	2	0	2	3	8	4	8	-	0.188	0.182
55	0	0	0	1	3	2	3	3	-	0.071
60	1	0	1	1	6	3	6	4	1	-

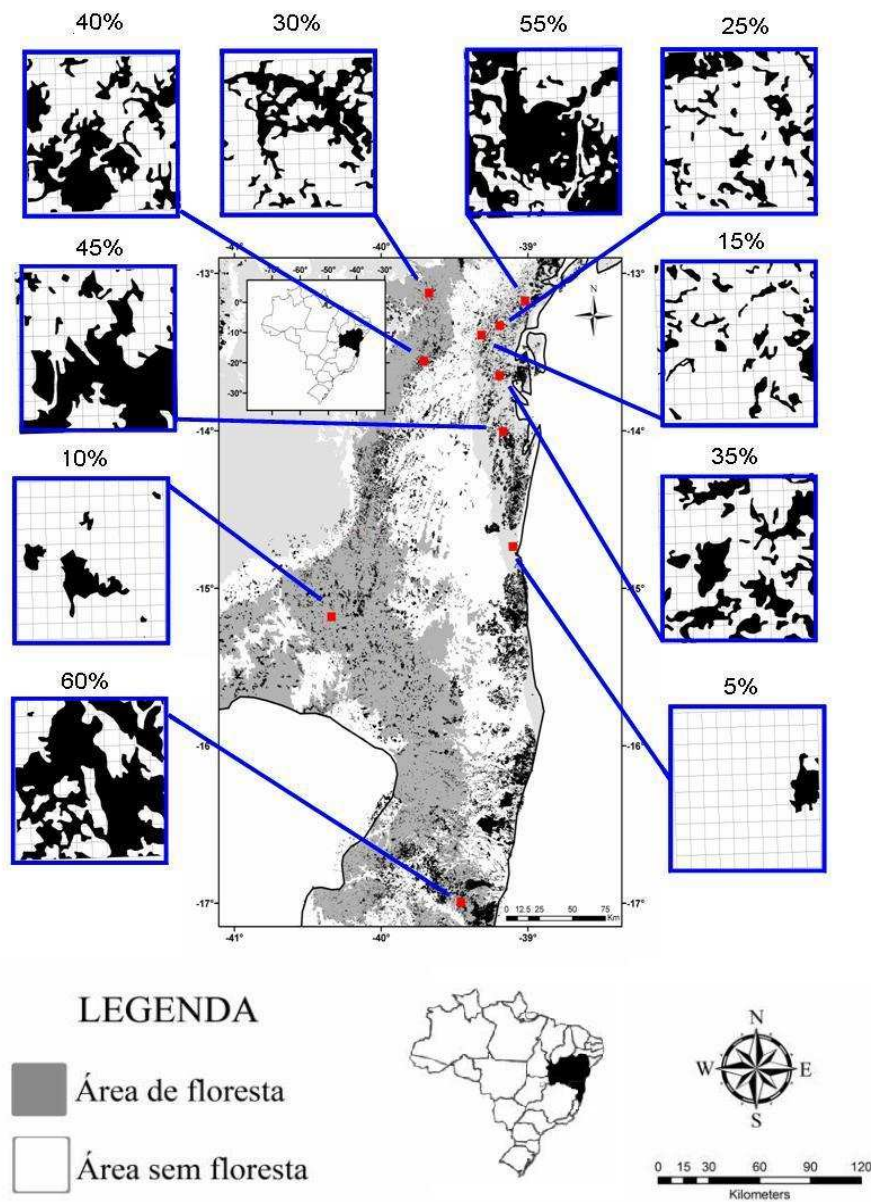


Figura 1.

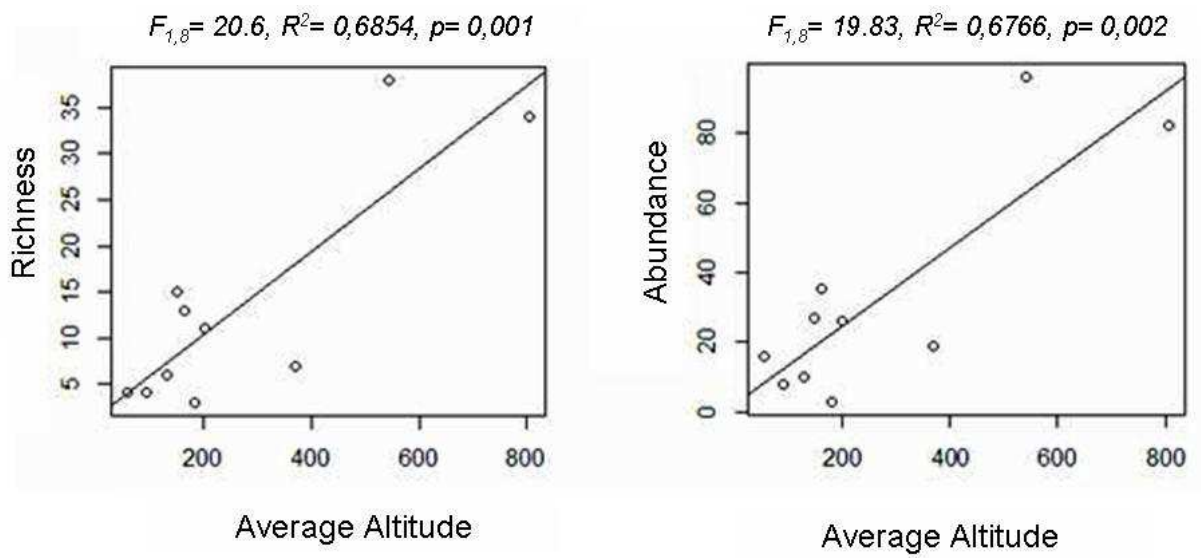


Figura 2.

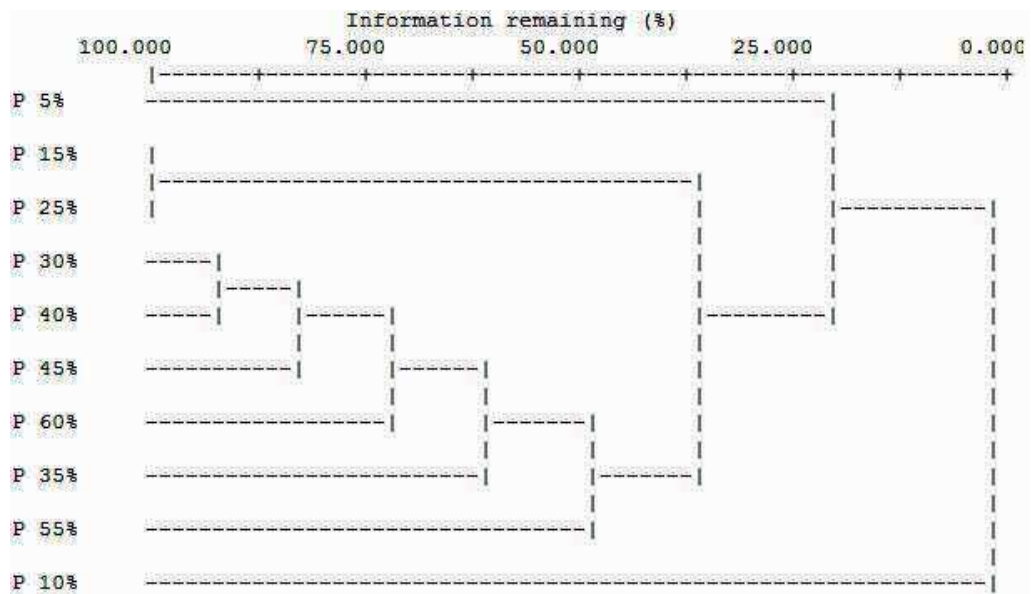


Figura 3.

LISTA DE LEGENDAS DAS FIGURAS

Figura 1 – Localização das paisagens de 6x6 km amostradas na Mata Atlântica do estado da Bahia, Brasil. As áreas cinzas representam as áreas de remanescentes florestais. As paisagens estão em detalhe: 5%, 10%, 15%, 25%, 30%, 35%, 40%, 45%, 55% e 60 %.

Figura 2. A) Regressão Linear Simples entre riqueza e altitude ($F_{1,8}= 20.6$, $R^2=0.6854$, $p=0.001$); B) Regressão Linear Simples entre riqueza e altitude ($F_{1,8}=19.83$, $R^2=0.6766$, $p=0.002$).

Figura 3. Dendrograma da análise de cluster da composição das floras de hepáticas entre as diferentes paisagens.

Anexo I: Normas gerais para publicação de artigos na SITIENTIBUS série Ciências Biológicas

A revista *Sitientibus série Ciências Biológicas (SCB)* publica artigos científicos originais em botânica, ecologia, etnobiologia, genética, micologia, microbiologia e zoologia, abrangendo trabalhos em anatomia, biogeografia, biodiversidade, biologia molecular, comportamento, conservação, fisiologia e sistemática, incluindo inventários, revisões e notas taxonômicas.

Os manuscritos devem ser submetidos eletronicamente para o editor-chefe (rapinibot@yahoo.com.br). A submissão de um trabalho para que sua publicação na SCB seja considerada implica automaticamente que ele não está sendo simultaneamente avaliado em outra revista, que todos os autores estão de acordo com sua publicação e assinarão o termo de transferência de direitos autorais assim que receberem o respectivo formulário juntamente com o aceite do trabalho.

Cada manuscrito será direcionado aos cuidados de um dos editores de área da SCB (ou a um editor voluntário), que irá realizar a primeira inspeção do trabalho. O processo de avaliação por pares será realizado em um sistema de anonimato bilateral, mantendo-se sigilo sobre a identidade dos autores e dos revisores. Os autores podem sugerir até cinco potenciais revisores (nomes completos e e-mails) para avaliar o trabalho. Com base nos pareceres, o editor responsável decidirá sobre a adequação do manuscrito para publicação, sugerindo ajustes e indicando correções necessárias para que ele possa ser aceito.

MANUSCRITOS

O texto deve ser escrito em português, inglês ou espanhol e seguir a seguinte formatação: tamanho A4, margens de 2,5 cm em todos os lados, espaçamento entre linhas de 1,5, fonte Times New Roman de tamanho 12, e salvo em formato compatível com o Word (.doc ou .rtf). As páginas devem estar numeradas sequencialmente, na parte de baixo, do lado direito, exceto a página de rosto. As figuras devem ser enviadas em arquivos separados, em .jpg, .tif ou .pdf. A página de rosto deve conter: 1- **Título completo do trabalho** (em negrito); 2- Autores; 3- Endereço completo e e-mail dos autores, indicando o autor para correspondência (nota de rodapé); 4- **Título resumido do trabalho** (em negrito); os itens 1--4 devem estar centralizados e separados por espaçamento. A segunda página deve conter: 1- **“Resumo –”** (incluindo o título do trabalho entre parênteses); 2- até cinco **“Palavras-chave adicionais:”**

(não repetindo palavras do título); 3- “**Abstract** –” (incluindo o título do trabalho em inglês entre parênteses); 4- até cinco “**Additional key words:**” (não repetindo palavras do título). Os itens 1 e 3 devem ser escritos em um único parágrafo sem tabulação; evite citações, nomes de autores de táxons e listas de espécies. Os itens 2 e 4 devem ter as palavras em ordem alfabética, separadas por vírgulas, sendo finalizados por ponto.

Ao longo do texto, os parágrafos devem ser iniciados por tabulação (não use recuo). Títulos de seções devem estar em linhas exclusivas, com as iniciais dos nomes maiúsculas, destacados em caixa alta (versalete) e negrito (e.g., **MATERIAL E MÉTODOS**). Títulos de subseções devem estar em negrito no início do parágrafo, após tabulação, finalizado com ponto (e.g., **Área de estudo.**).

As citações devem seguir o modelo (autoria e ano de publicação), utilizando sempre “&” para dois autores, “et al.” para mais de dois autores e letras minúsculas para distinguir citações de mesma autoria e mesmo ano de publicação. As citações devem estar em ordem cronológica, as de autorias distintas separadas por ponto e vírgula. Exemplos: Quate (1965), (Quate 1965), Quate (1965: 820), Erwin & Sott (1980), Guimarães et al. (1983), (Quate 1965; Fontella-Pereira et al. 1971, 1989; Erwin & Sott 1980; Fontella-Pereira & Schwarz 1981a,b; Thiers 2010).

Nomes científicos de táxons nos níveis de gênero ou infragenéricos devem estar em itálico (inclusive nas referências). Nomes de gêneros devem aparecer por extenso quando forem mencionados pela primeira vez em cada parágrafo ou sempre que sua abreviação gerar confusão, e nunca devem ser abreviados no início de frases. A primeira citação de uma espécie animal deve ser seguida da autoria e ano de publicação separados por vírgula. Para plantas e fungos, nomes de táxons até o nível de gênero devem vir acompanhados da autoria na primeira vez em que aparecem no texto, seguindo exatamente a abreviação do catálogo de Autores de Nomes de Plantas (Brummit & Powell. 1992. *Authors of Plant Names*. Royal Botanic Gardens, Kew) ou consulte o Índice Internacional de Nomes de Plantas (The International Plant Names Index: <<http://www.ipni.org/ipni/authorsearchpage.do>>).

Em notas e tratamentos taxonômicos, os nomes corretos devem estar em negrito no cabeçalho do táxon. Sinônimos, quando indicados, devem estar agrupados e organizados em ordem crescente de data de publicação; os homotípicos no mesmo parágrafo, os heterotípicos em parágrafos distintos. Nos protólogos de plantas e fungos, os periódicos devem estar abreviados conforme o BPH-2 (Bridson et al. 2004. BPH-2. *Periodicals with botanical content. Constituting a second edition of Botanico-Periodicum-Huntianum*, vols 1 & 2. Hunt Institute for Botanical Documentation, Carnegie Mellon, University, Pittsburgh.) e os livros,

conforme o TL2 (Stafleu & Cowan. 1976--1988. *Taxonomic literature*. 2nd Ed. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht.) e suplementos posteriores, porém sempre com as iniciais dos nomes do título maiúsculas. Essas abreviações podem ser consultadas no índice de publicações botânicas da Universidade de Harvard (<http://asaweb.huh.harvard.edu:8080/databases/publication_index.html>).

Exemplo:

4.1. *Cynanchum roulinioides* (E.Fourn.) Rapini, Bol. Bot. Univ. São Paulo 21(2): 278. 2003. *Telminostelma roulinioides* E.Fourn. in Martius & Eichler, Fl. Bras. 6(4): 218. 1885. *Roulinia parviflora* Decne. in A.L.P.P. de Candolle, Prodr. 8: 518. 1844. *Cynanchum contrapetalum* Sundell, Evol. Monogr. 5: 61. 1981. *Telminostelma parviflorum* (Decne.) Fontella & E.A.Schwarz, Bol. Mus. Bot. Munic. 45: 4. 1981.

Tipos, quando indicados, devem estar no fim do protólogo (exceto para novos táxons) e de acordo com o modelo para material examinado (abaixo); qualquer material citado, mas não examinado deve estar indicado com a abreviação ‘n.v.’ após a sigla do respectivo herbário. Novidades taxonômicas devem estar destacadas em negrito (e.g., **sp. nov.**), incluindo lectotipificações (e.g., **lectótipo:... aqui designado**); táxons novos devem ter o tipo indicado no mesmo parágrafo, seguido pela diagnose (em latim, no caso de plantas e fungos).

Em inventários regionais, as descrições taxonômicas não devem ultrapassar 12 linhas. Para medidas, use espaço entre os numerais e as unidades, duplo hífen para indicar variações e parênteses para indicar extremos raros, descontínuos ou não (então, com duplo hífen). Exemplo: (1,1)2,7--4(--6) cm compr. (i.e., de 2,7 a 4 cm de comprimento, raramente 1,1 cm e raramente até 6 cm). O material examinado deve compor um parágrafo independente, sem tabulação. Siga o modelo geral: **PAÍS**. ESTADO. Município: distrito, localidade, coordenadas, data, *coletores e número de coleta* (sigla dos museus/herbários/instituições). As coletas deverão estar em ordem alfabética de países; no mesmo país, por ordem alfabética de Estados; no mesmo Estado, por ordem alfabética de Municípios; e no mesmo município, por ordem alfabética de localidade; coletas na mesma localidade devem estar organizadas por data de coleta, em ordem crescente. Mais coletas de um mesmo Estado devem estar separadas por ponto-evírgula; coletas de uma mesma localidade devem estar indicadas por “ib.”. Estudos regionais não precisam repetir a área de estudo no material examinado. Para animais, sugere-se a indicação de número de espécimes e sexo, quando pertinente. As datas devem estar no formato dia mês ano; os meses abreviados: jan., fev., mar., abr. maio, jun., jul., ago., set., out., nov. e dez.; materiais sem datas indicados por “s.d.”. Os estádios reprodutivos, no caso de

plantas, devem estar abreviados (fl., fr., est. e bot.). Os coletores e o número deles devem estar em itálico. As iniciais não devem ter espaço entre elas, porém devem estar separadas por espaço do sobrenome; indique até dois coletores, então ligados por ‘&’, e cite apenas o primeiro coletor seguido de ‘*et al.*’ para mais de dois coletores. Para indicação de coletas no texto e como material de referência nas figuras, basta indicar o sobrenome do primeiro coletor e o número de coleta (em itálico, sem iniciais, nem indicação de outros coletores). As siglas dos museus/herbários/instituições (para herbários, consulte o *Index Herbariorum*: <<http://sweetgum.nybg.org/ih/>>) devem estar em ordem alfabética. Coletas sem coletor (s.c.) ou sem número de coletor (‘s.n.’) devem incluir o número de registro do museum/herbário/instituição, preferencialmente do original de distribuição do material.

Exemplo para animais:

Material examinado – BRASIL. BAHIA: Senhor do Bonfim, Serra da Maravilha (12°23'S & 40°12'W), 8 out. 2005, *R. Vieira & C. Chagas*, 1 parátipo macho (MZUEFS); *ib.*, 24 jan. 2006, *R. Vieira & C. Chagas*, 1 holótipo macho (MZUEFS), 1 parátipo macho (MZUEFS).

Exemplo para plantas:

Material examinado – BRASIL. BAHIA: Feira de Santana, Universidade Estadual de Feira de Santana, 12°10'S, 38°60'W, 263 m, 9 set. 1986 (est.), *L.R. Noblik s.n.* (HUEFS 4376); *ib.*, 12°11'51,8"S, 38°58'16,3"W, 4 maio 1997 (fl., fr.), *A.M. Giuliatti & L.P. Queiroz 2389* (HUEFS, NY); Itatim, Morro do Agenor, 12°43'S, 39°42'W, 270 m, 31 mar. 1996 (bot.), *E. Melo et al. 1549* (holótipo HUEFS, isótipos MBM, NY n.v., R, SPF). MINAS GERAIS: Diamantina, estrada Diamantina – Biribiri, 1100 m, 15 out. 1984 (fl.), *M. Meguro et al. CFCR 5528* (SPF). PARAÍBA: Campina Grande, São José da Mata, 7°46'S, 35°52'W, 500 m, 23 jun. 1995 (fl.), *M.F. Agra 3370* (JPB).

Para floras locais, selecione até três coletas por espécie e, para floras estaduais, até duas coletas por município; a lista completa de material examinado poderá ser publicada na forma de apêndice eletrônico. Inclua material adicional apenas quando o material examinado para a área de estudo for insuficiente para uma descrição completa do táxon. Indique todo material examinado em uma lista de exsicatas no final trabalho, após as referências. Essa lista deve incluir apenas o primeiro autor da coleta (em negrito), com suas iniciais após o sobrenome, em ordem alfabética de coletores, com o número dos coletores em ordem crescente, deixando as coletas sem número de coletor para o final; coletas sem coletor devem aparecer no final da

lista. As espécies devem estar indicadas conforme o número em que aparecem no tratamento. Exemplo: **Agra, M.F.** 3370 (2.2); **Giulietti, A.M.** 2389 (2.2), 4322 (2.1); **Meguro, M.** CFCR 5528 (1.1); **Melo, E.** 1549 (2.2); **Noblick, L.R.** 36 (1.1), s.n. HUEFS 4376 (2.2).

A submissão de inventários e tratamentos taxonômicos regionais extensos, com muitas espécies, descrições detalhadas e material examinado completo, é encorajada. Nesses casos, no entanto, poderão ser consideradas duas versões do trabalho, uma completa, que será publicada eletronicamente, e outra simplificada, com chaves de identificação, comentários diagnósticos (caracterização morfológica, considerações taxonômicas, filogenéticas, ecológicas e fenológicas, distribuição geográfica e grau de ameaça), ilustrações e lista de exsicatas. Da mesma forma, o corpo editorial pode reservar o direito de restringir listas extensas como as incluídas em inventários florísticos e estudos fitossociológicos a suplementos eletrônicos. As tabelas devem estar numeradas em algarismos arábicos e devidamente intituladas, citadas seqüencialmente no texto (e.g., Tabela 1). Elas devem ser incluídas ao final do manuscrito, uma tabela por página.

As figuras devem ter até 19 cm de largura e 23 cm de comprimento (incluindo legenda), sendo citadas seqüencialmente no texto e indicadas nas legendas como “Figuras”; as legendas devem ser adicionadas ao final do manuscrito. Apenas figuras de boa qualidade serão publicadas. Após o trabalho ter sido aceito, as ilustrações a nanquim deverão ser enviadas em puro preto e branco (1.200 dpi) e as fotografias (tons de cinza ou coloridas) em 300 dpi, ambas no formato .tif; figuras geradas eletronicamente (cladogramas, por exemplo) deverão ser enviadas em formato vetorial (e.g., .cdr, .eps). Pranchas compostas podem ter as figuras numeradas seqüencialmente ou referidas com a utilização de letras maiúsculas (A, B, etc). Números e letras nas figuras devem estar na fonte Arial. As escalas devem ser indicadas diretamente na figura. A publicação de pranchas coloridas como material suplementar é encorajada, porém sua impressão deverá ser custeada pelos autores ou ficará condicionada à decisão do corpo editorial.

Nas referências, os autores devem estar em negrito, as iniciais não devem estar separadas por espaço e devem ser incluídas após o sobrenome, separadas dele por vírgula. Para mais de um autor, o último deve ser precedido por ‘&’, os demais separados por ponto-e-vírgula. O título de livros, periódicos e teses deve ser completo, em itálico e com as iniciais dos nomes maiúsculas; o volume (vol.), incluindo sua parte, e a paginação (p.) devem estar sempre no final da referência (use duplo hífen entre páginas). Para livros, inclua editora e cidade de publicação, nesta ordem e separados por vírgula; para capítulo de livros, os coordenadores

(coord. ou coords), editores (ed. ou eds) ou organizadores (org. ou orgs) devem estar separados por vírgula (o último por “&”), com as iniciais precedendo o sobrenome, e sem negrito.

As referências devem estar listadas em ordem alfabética de acordo com o primeiro autor; para um mesmo autor, devem ser inicialmente listadas as referências nas quais ele é único autor, em ordem cronológica; depois, aquelas com dois autores, em ordem alfabética, as de mesma autoria, em ordem cronológica, sendo aquelas do mesmo ano na ordem em que são chamadas no texto; e, por último, as referências com mais de dois autores, que devem estar em ordem cronológica, aquelas publicadas no mesmo ano, em ordem alfabética, utilizando letras minúsculas para distingui-las no texto.

Exemplos:

Erwin, T.L. & Scott, J.C. 1980. Seasonal and size patterns, trophic structure, and richness of Coleoptera in the tropical arboreal ecosystem: the fauna of the tree *Lucea seemannii* Triana and Planch in the Canal Zone of Panama. *The Coleopterists Bulletin* 34: 305--322.

Fontella-Pereira, J. & Schwarz, E.A. 1981a. Estudos em Asclepiadaceae, XXIII. Novos sinônimos e novas combinações. *Boletim do Museu Botânico Municipal, Curitiba* 46: 1--10.

Fontella-Pereira, J. & Schwarz, E.A. 1981b. Contribuição ao estudo das Asclepiadaceae brasileiras, XVI. Novos sinônimos e uma nova combinação. *Bradea* 3: 159--163.

Fontella-Pereira, J.; Valente, M.C. & Alencastro, F.M.M.R. 1971. Contribuição ao estudo das Asclepiadaceae brasileiras, V. Estudos taxonômico e anatômico de *Oxypetalum banksii* Roem. et Schult. *Rodriguésia* 26: 261--281.

Fortunato, R.H. 1994 Revisión del género *Collaea*. In: Sociedad Latinoamericana de Botánica, *Libro de Resúmenes del VI Congreso Latinoamericano de Botánica*, Mar del Plata, p. 252.

Hennig, W. 1981. *Insect Phylogeny*. John Wiley, Chichester.

Hull, D.L. 1974. Darwinism and historiography. In: T.F. Glick (ed.), *The Comparative Reception of Darwinism*. University of Texas, Austin, p. 388-402.

Polhill, R.M. & Raven, P.H. (eds). 1981. *Advances in Legume Systematics*. Royal Botanic Gardens, Kew.

Quate, L.W. 1965. A taxonomic study of Philippine Psychodidae. *Pacific Insects* 7: 815--902.

Silveira, L.T. 1991. *Revisão Taxonômica do Gênero Periandra Mart. ex Benth.* Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas.

Thiers, B. 2010. *Index Herbariorum: A Global Directory of Public Herbaria and Associated Staff*. New York Botanical Garden's Virtual Herbarium. Disponível em <http://sweetgum.nybg.org/ih/>; acesso em 25 mar. 2010.